



Leopoldina
Nationale Akademie
der Wissenschaften

2013

Stellungnahme

Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen

Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina
www.leopoldina.org

Stellungnahme

Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen

Der vorliegende Text ist die übersetzte und ergänzte Fassung der im Jahr 2012 erschienenen Stellungnahme "Bioenergy – Chances and limits".

Impressum

Herausgeber:

Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina
– Nationale Akademie der Wissenschaften –
Jägerberg 1
06108 Halle (Saale)

Berliner Büro:

Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina
– Nationale Akademie der Wissenschaften
Reinhardtstraße 14
10117 Berlin

Redaktion:

Dr. Christian Anton
Dr. Henning Steinicke

Gestaltung und Satz:

unicom Werbeagentur GmbH, Berlin

Übersetzung:

Intertext, Halle (Saale)

Titelbild:

© PhotographyByMK – Fotolia.com

Zitiervorschlag: Nationale Akademie der Wissenschaften
Leopoldina (2013): Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen.
Halle (Saale).

© Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina
– Nationale Akademie der Wissenschaften –

Vorwort

Im Juli 2012 veröffentlichte die Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina die Stellungnahme „Bioenergy – Chances and Limits“. Parallel erschien die deutschsprachige Kurzfassung „Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen“ mit Empfehlungen zur energetischen Nutzung von Biomasse. Mit der vorliegenden Broschüre liegt die gesamte Stellungnahme in einer ergänzten Fassung nun auch in deutscher Sprache vor. Dabei wird auch auf aktuelle Diskussionen eingegangen.

Der Anbau von Energiepflanzen für die Produktion von Biokraftstoffen und Biogas hat in Deutschland in den vergangenen Jahren kontinuierlich zugenommen. Wegen ihres breiten Einsatzspektrums und der guten Speicherfähigkeit soll die Bioenergie nach den Plänen der Bundesregierung auch in Zukunft eine wichtige Rolle bei der Energiebereitstellung einnehmen.

Für die vorliegende Stellungnahme sind Expertinnen und Experten verschiedener naturwissenschaftlicher Disziplinen der Frage nachgegangen, wie Biomasse in Deutschland energetisch sinnvoll und klimaschonend genutzt werden kann. Die Stellungnahme „Bioenergie: Möglichkeiten und Grenzen“ analysiert die Verfügbarkeit und Verwendbarkeit von Biomasse in Deutschland, bietet einen Überblick über Technologien der Energieumwandlung und stellt darüber hinaus vielversprechende Ansätze zur Wasserstoffproduktion aus erneuerbaren Ressourcen vor.

Mit der umfangreichen Faktenzusammenstellung und den Analysen dieser Stellungnahme sowie den separat erschienen Empfehlungen möchten wir Parlamenten, Ministerien, Verbänden und Unternehmen eine fundierte und unabhängige Hilfestellung bei den anstehenden wichtigen Entscheidungen für eine klimaverträgliche, versorgungssichere und zukunftsfähige Nutzung der Bioenergie geben.

Juni 2013



Professor Dr. Jörg Hacker

Präsident der Nationalen Akademie der Wissenschaften Leopoldina

Inhalt

Überblick.....	4
Einleitendes Kapitel.....	5
Literatur	9
1. Verfügbarkeit und Nachhaltigkeit von pflanzlicher Biomasse als Energiequelle.....	10
1.1. Kohlenstoff- und Energiegehalt von Biomasse, Primärenergie und Endenergie.....	11
1.2. Nettoprimärproduktion (NPP) in terrestrischen Systemen und Primärenergieverbrauch.....	12
1.2.1. Globale Nettoprimärproduktion und Primärenergieverbrauch	13
1.2.2. Nettoprimärproduktion und Primärenergieverbrauch in Deutschland	17
1.2.3. Nettoprimärproduktion in anderen Ländern	19
1.3. Anteil der vom Menschen genutzten Nettoprimärproduktion und Bioenergiepotenzial	20
1.4. Fossile Brennstoffkosten der Bioenergie, gewonnene Energie relativ zur eingesetzten Energie (EROI), Flächeneffizienz, Vergleich mit anderen erneuerbaren Energien und Kapazitätskredite	21
1.5. Treibhausgasemissionen im Zusammenhang mit der Nettoprimärproduktion	26
1.6. Treibhausgasverminderungspotenzial durch Nutzung von Biomasse als Energiequelle und Auswirkungen der Landnutzungsänderung	28
1.7. Lebenszyklusanalysen und Kohlenstoffabscheidung sowie -Speicherung	29
1.8. Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen in internationalen Abkommen	31
1.9. Importe von Biomasse	32
1.10. Verluste in der Nahrungsmittelproduktionskette.....	33
1.11. Verfügbarkeit von landwirtschaftlichen und städtischen Abfällen sowie von Stroh.....	34
1.12. Bodenqualität und intensive Landwirtschaft	36
1.13. Wasserbedarf der NPP und Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Nettoprimärproduktion.....	37
1.14. Phosphatlimitierung der Nettoprimärproduktion in terrestrischen Systemen	39
1.15. Pflanzenzüchtung zur Produktion von Energiepflanzen.....	39
1.16. Nachhaltige Intensivierung von Ernteerträgen	42
1.17. Nettoprimärproduktion von Algen.....	43
1.18. Nettoprimärproduktion in den Ozeanen.....	44
Literatur	45
2. Umwandlung von Biomasse in vermarktbare Energieträger und in Vorstufen für chemische Synthesen.....	51
2.1. Lignocellulose als eine Biokraftstoffquelle.....	52
2.2. Biogas.....	53
2.3. Bioethanol.....	54
2.4. Biodiesel und erneuerbarer Diesel	55
2.5. Butanol.....	57
2.6. Methanol und Wasserstoff.....	58

2.7. Biokraftstoffe der zweiten Generation („advanced biofuels“)	59
2.8. Mikrobielle Brennstoffzellen	59
2.9. Grundchemikalien	60
2.10. Emissionen bei der Verbrennung von Biokraftstoffen	62
2.11. Ein „Best Practice“ Beispiel: Kombinierte Herstellung von Ethanol und Biogas	63
2.12. Großtechnische Bioethanol-Produktion in Brasilien	65
2.13. Wasserstoffspeicherung über die mikrobielle Methanbildung	67
2.14. Thermochemischer Weg von Biomasse zu Kraftstoffen	67
Literatur	70

3. Biologische und bio-inspirierte solare Produktion von molekularem Wasserstoff	73
3.1. Technische Wege zur Wasserstofferzeugung mittels Solarenergie	74
3.2. Biologische Wege zur Wasserstofferzeugung auf der Grundlage von Wasser und Sonnenlicht	76
3.2.1. Photosynthetische Bildung von Wasserstoff aus Wasser	77
3.2.2. Photosystem II	77
3.2.3. Hydrogenasen	78
3.3. Zelluläre und semisynthetische Systeme zur Erzeugung von H ₂	79
3.3.1. Einsatz von immobilisierten Enzymen zur Erzeugung von H ₂	81
3.3.2. Auf dem Weg zu H ₂ produzierenden Designzellen	81
3.4. Bio-inspirierte Systeme zur solaren Wasserspaltung und Wasserstofferzeugung	82
3.4.1. Lichtreaktionen	84
3.4.2. Wasseroxidation	84
3.4.3. Bildung von Wasserstoff	85
3.4.4. Perspektiven	86
Literatur	88
Glossar	90
Beteiligte Wissenschaftler	98
Programm des Workshops	101
Anhang	103
1. Nettoprimärproduktion und Bioenergie <i>Ernst-Detlef Schulze & Christian Körner</i>	104
2. Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Europa: Schlussfolgerungen für Bioenergiepotentiale <i>Helmut Haberl, Karl-Heinz Erb, Christian Lauk & Christoph Plutzer</i>	116

Überblick

Bioenergie ist Energie, die aus nicht-fossiler Pflanzen- und Algenbiomasse stammt. Die Freisetzung der Energie, die in Biomasse gespeichert ist, kann entweder direkt durch einfaches Verbrennen des geernteten Materials oder indirekt nach Umwandlung in einen flüssigen Biokraftstoff wie Bioethanol und Biodiesel oder in einen gasförmigen Biokraftstoff wie Biogas, Wasserstoff oder Synthesegas erfolgen. Das Ziel dieser Leopoldina-Stellungnahme ist es, die Möglichkeiten und Grenzen von Bioenergie als Energiequelle für Deutschland aus einer europäischen und globalen Perspektive zu bewerten. Zuerst wird die „Verfügbarkeit und Nachhaltigkeit von pflanzlicher Biomasse als Energiequelle“ angesprochen. Es folgt ein Kapitel über die „Umwandlung von Biomasse in vermarktbare Energieträger und in Vorstufen für chemische Synthesen“, einschließlich des thermochemischen Weges von Biomasse

zu Kraftstoffen. Schließlich wird die „Biologische und bio-inspirierte solare Produktion von molekularem Wasserstoff“ behandelt – ein momentan vieldiskutiertes Thema - das aber noch keine technisch nutzbaren Verfahren bereitstellt. Wirtschaftliche und sozioökonomische Aspekte der Bioenergie werden nur in einigen Fällen kurz angeschnitten, um das Gesamtverständnis zu erleichtern.

Inhaltliche Veränderungen im Vergleich zur 2012 erschienenen englischsprachigen Langfassung („Bioenergy – Chances and Limits“) sind im Text **blau** hervorgehoben.

Eine Kurzfassung mit Empfehlungen inklusive einer englischen Übersetzung ist in einer separaten Publikation erschienen. Diese kann auf der Seite www.leopoldina.org heruntergeladen oder von der Geschäftsstelle bezogen werden.

Einleitendes Kapitel

Bärbel Friedrich, Bernhard Schink und Rudolf K. Thauer

Die Verwendung von fossilen Brennstoffen als Energiequelle ist bedenklich, weil die Mengen von leicht zugänglichen Quellen für Kohle, Gas und vor allem Öl begrenzt sind, und weil die Verbrennung von fossilen Brennstoffen mit der Bildung von Kohlendioxid (CO₂) verbunden ist, dessen Konzentration in der Atmosphäre seit dem Beginn der industriellen Revolution kontinuierlich gestiegen ist.^a Die Zunahme des atmosphärischen CO₂ korreliert mit dem gegenwärtig beobachteten Klimawandel und ist für die Versauerung der Ozeane verantwortlich. CO₂ ist ein Treibhausgas (THG), das Infrarotlicht absorbiert und im Wasser gelöst eine schwache Säure darstellt, die die Bildung von Kalziumkarbonat negativ beeinflusst, wodurch z. B. Bildung und Erhaltung der Korallenriffe und Muschelschalen gestört werden. Folglich wird nach erneuerbaren Energiequellen geforscht, die klima- und umweltfreundlich sind. In dieser Stellungnahme geht es um Bioenergie.^b

Das Ziel dieses Berichtes ist es, die Möglichkeiten und Grenzen von Bioenergie als Energiequelle für Deutschland einzuschätzen. Obwohl das Hauptaugenmerk der Abhandlung auf Deutschland liegt, schließt die Diskussion auch Europa (EU-25) und globale Perspektiven mit ein. Der Bericht erörtert hauptsächlich die gegenwärtige Situation mit einigen Extrapolationen in die Zukunft.

Bioenergie bezieht sich im Allgemeinen auf Sonnenenergie, die mittels Photosynthese in pflanzlicher Biomasse gespeichert wird. Die Energie kann aus der Biomasse durch direkte Verbrennung (feste Biobrennstoffe wie Holz und Stroh) oder nach Umwandlung in flüssige Biobrennstoffe wie Bioethanol und Biodiesel oder gasförmige Biobrennstoffe wie Biogas oder Wasserstoff freigesetzt werden. Bioenergie umfasst auch die Energie, die in Wasserstoff gespeichert wird, der aus Wasser unter Einbeziehung der Photosynthese erzeugt wird.

Bioenergie wird häufig als eine erneuerbare und CO₂-neutrale Energie betrachtet, weil bei der Erzeugung von Biomasse durch Photosynthese dieselbe Menge von CO₂ assimiliert wird, wie bei der Verbrennung dieser Biomasse als Energiequelle freigesetzt wird; **diese Annahme lässt jedoch die folgenden drei wichtigen Tatsachen außer Acht:** (a) Der Kohlenstoff-Kreislauf ist eng mit den Nährstoff-Kreisläufen von Stickstoff, Phosphor, Schwefel und Metallen verknüpft, die alle auch Bestandteile von Biomasse sind, und ist von Wasser abhängig, das bei der Bildung von Biomasse benötigt wird (Abbildung 1). Wann immer Biomasse erzeugt wird, werden diese Nährstoffe im Boden verbraucht. Wann immer Biomasse wiederholt aus einem Ökosystem entfernt oder deren Bildung durch menschliche Eingriffe beschleunigt wird, müssen diese Nährstoffe durch Düngemittel ersetzt werden. Die Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln hat jedoch die Emission von Distickstoffoxid (N₂O) zur Folge, das ein viel höheres Erwärmungspotenzial als CO₂ hat; (b) neben den N₂O-Emissionen führt die intensive Landwirtschaft fast immer auch zur Emission der Treibhausgase CO₂ und Methan (CH₄), die als Folge der Landbewirtschaftung, des Einsatzes von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln (Pestiziden) sowie der Tierhaltung

a Kohlenstoff-Budget 2010, siehe www.globalcarbonproject.org.

b Bioenergie ist die Energie, die nach Verbrennung von rezent gewachsener Biomasse (z.B. Holz) oder von Biomasseprodukten (z.B. Bioethanol, Biodiesel, Biobutanol oder Biogas) freigesetzt wird. Der Begriff schließt nicht die Energie ein, die bei der Verbrennung von fossilen Brennstoffen wie Kohle, Öl oder Methan freigesetzt wird, obwohl auch fossile Brennstoffe meist der vorzeitlichen Kohlenstoffassimilation durch Pflanzen entstammen. Fossile Brennstoffe werden deshalb nicht als Biobrennstoffe angesehen, da sie Kohlenstoff enthalten, der seit sehr langer Zeit aus dem Kohlenstoff-Kreislauf „herausgenommen“ wurde.

freigesetzt werden. Außerdem müssen die Kohlenstoffkosten der Produktions- und Transformationsprozesse und die damit verbundenen Kosten der Humanressourcen berücksichtigt werden; und (c) es gibt einen dritten Grund, warum die CO₂-Fixierung durch Pflanzenwachstum an sich die CO₂-Emissionen aus der Verbrennung der geernteten Biomasse nicht kompensiert. Wenn Flächen, die für das Wachstum von Energiepflanzen verwendet werden, nicht für diesen Zweck genutzt würden, dann wären sie schlicht und einfach Wiesen oder Wälder. So entwickeln sich verlassene Ackerflächen häufig in Wald zurück. Wald würde Kohlenstoff aus der Atmosphäre entnehmen und den Kohlenstoffvorrat in Biota und Böden für Jahrzehnte oder Jahrhunderte erhöhen, bis ein neues Gleichgewicht erreicht wird. Diese durch Landnutzungsänderung (LUC, von land use change) verlorene Kohlenstoffbindung kann unter Umständen erheblich

sein. Alle drei Kostenfaktoren und die Folgen für die Umwelt und das Ökosystem sowie die Auswirkungen des großflächigen Anbaus von Biomasse auf die biologische Vielfalt müssen in einer vollständigen Lebenszyklusanalyse/Ökobilanz (Kapitel 1.7) berücksichtigt werden. In einigen Fällen können diese Kosten die Nettoerzeugung von Treibhausgasen bei Verwendung von Biomasse als Energiequelle verringern oder sogar neutralisieren. **In diesen Fällen ist Bioenergie weder erneuerbar noch CO₂-neutral, stattdessen ist sie unter Energie- und CO₂-Emissionsgesichtspunkten negativ zu betrachten.**

Ungeachtet dieser Einschränkungen hat sich die Europäische Gemeinschaft (EU) das Ziel gesetzt, dass bis 2020 mindestens 10% des für Transport und Mobilität genutzten Kraftstoffs aus erneuerbaren Energiequellen kommen sollte, der Großteil aus flüssigen Biobrennstoffen, da bis 2020 elektrisch betriebene Autos quantitativ noch keine Rolle spielen werden. Die EU-Richtlinie verlangt zwar, dass Biobrennstoffe bestimmte Kriterien wie Mindesteinsparungen bei Treibhausgasen (35% jetzt und mehr als 50% ab 2017) erfüllen sollen.^c Bei den Vorgaben zur Berechnung der THG-Emissionen wird in der Richtlinie allerdings der N₂O Emissionsfaktor (Abbildung 1) nicht festgelegt und damit in der Regel um 3 bis 4 mal zu niedrig angesetzt (Kapitel 1.5). Auch THG-Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen (ILUC) werden nicht berücksichtigt (Kapitel 1.6). Bei kompletter Erfassung aller Emissionen, inklusive der aus ILUC, sind selbst Senkungen der Emissionen von nur 35% kaum erreichbar. Anerkannterweise gibt die EU-Richtlinie vor, dass Biobrennstoffe nicht unter Verwendung von Rohstoffen aus Landflächen mit hoher Biodiversität und nicht auf Landflächen mit hohem Kohlenstoffbestand produziert werden sollen. Außer diesen Kriterien muss zusätzlich berücksichtigt werden, dass **Biomasse für die Kraftstoffherstellung nicht mit Biomasse für menschl-**

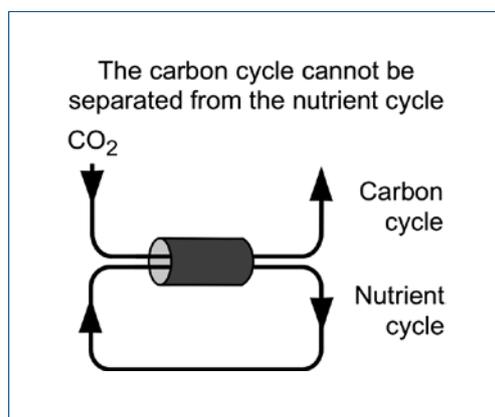


Abbildung 1: Verknüpfung von Kohlenstoffkreislauf und Mineralnährstoffkreislauf. Bei jeder Einschätzung der Nachhaltigkeit der Biomassenutzung muss die Tatsache berücksichtigt werden, dass Biomasse nicht nur aus Kohlenstoff besteht, sondern auch aus Stickstoff, Phosphor, Schwefel, Metallen sowie aus Wasser usw. Folglich greift die Produktion von Biomasse die Nährstoffbasis des Ökosystems an. Jede Beschleunigung des Kohlenstoffkreislaufes (höhere Produktivität) führt zur Beschleunigung des Nährstoffkreislaufes, einschließlich der Produktion des stickstoffhaltigen Treibhausgases N₂O und von Methan, die Gase mit einem viel höheren Erwärmungspotenzial als CO₂ darstellen. Wenn organischer und mineralisierter Stickstoff nach Landnutzungsänderungen und NO_x Ablagerungen aus der Atmosphäre berücksichtigt werden, dann beträgt der N₂O-Emissionsfaktor (% von N als Dünger oder biologisch fixierter N emittiert als N₂O) ungefähr 4 % (100 % = Stickstoffgehalt der Biomasse).¹

^c Das Europäische Parlament und der Rat der Europäischen Union. Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG im Amtsblatt der Europäischen Union L140/16-62 (2009).

che Nahrung, Tierfutter oder industrielle Zwecke konkurrieren sollte.

Die Verringerung der Treibhausgasemissionen, besonders von CO₂, ist nur eine der treibenden Kräfte zur Erhöhung des Energieanteils aus Biomasse. Im Fall der Biobrennstoffe ist man außerdem bemüht, weniger abhängig von Ölimporten zu werden, die sowohl für den Transport als auch für die Synthese von petrochemischen Erzeugnissen eingeführt werden müssen. Die Entwicklung von nachhaltigen Produktionstechniken für Biobrennstoffe ist auch wegen des Exports dieser Techniken für Deutschland von wirtschaftlichem Interesse.

Um diese Probleme zu analysieren, organisierte eine Arbeitsgruppe der Nationalen Akademie der Wissenschaften Leopoldina im Oktober 2010 am Alfried Krupp Wissenschaftskolleg in Greifswald eine internationale Tagung zum Thema „Biofuels und Bioconversion“ (Biobrennstoffe und Biomasseumwandlung). Wissenschaftler verschiedener Disziplinen (Biologie, Biophysik, Biotechnologie, Chemie und Ökologie) diskutierten über die folgenden Themen:

- Verfügbarkeit und Nachhaltigkeit von durch Photosynthese erzeugter Biomasse als Energiequelle unter Berücksichtigung der direkten und indirekten Produktions- und Umwandlungskosten (Kapitel 1);
- Umwandlung von Biomasse in Biobrennstoffe (Biogas, Bioethanol und Biodiesel) und in petrochemische Produkte (Kapitel 2);
- Biologische und bio-inspirierte solare Produktion von Wasserstoff aus Wasser (Kapitel 3).

Die Stellungnahme befasst sich nicht mit wirtschaftlichen und sozioökonomischen Aspekten wie zum Beispiel der Tatsache, dass Bioenergie noch nicht in der Lage ist, mit anderen Energiequellen ohne finanzielle Subventionen zu konkurrieren.^d Auch werden die Auswirkungen des Wettbewerbs zwischen dem Nahrungsmittelmarkt und dem Energiemarkt auf die Lebensmittelpreise nicht weiter berück-

sichtigt. Diese Themen werden hier nur am Rande behandelt, um das Gesamtverständnis zu erleichtern, denn diese Fragen sind bereits in anderen Abhandlungen ausführlich diskutiert worden.²⁻⁹

Kurz vor Fertigstellung dieser Leopoldina-Stellungnahme erschien der Sonderbericht (SRREN, **S**pecial **R**eport on **R**enewable **E**nergy Sources and Climate Change Mitigation) des IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change).¹⁰ In Kapitel 2 des Berichtes werden mehr als 100 Seiten der Bioenergie aus einer weltumfassenden Perspektive gewidmet. In dem Bericht werden verschiedene Einsatzszenarien im günstigsten und ungünstigsten Fall analysiert. Allerdings wird in der Zusammenfassung hauptsächlich der jeweils günstigste Fall hervorgehoben. Zum Teil aufgrund dieser Überbetonung hinterlässt der Sonderbericht ein zu optimistisches Bild des technischen Potenzials von Biomasse zur Erzeugung von Bioenergie und der Möglichkeiten, durch Bioenergie die Freisetzung von Treibhausgasen zu vermindern. Einen ähnlichen Eindruck vermittelt auch ein neuer Bericht¹¹ des Bioökonomierates der Bundesrepublik Deutschland, in dem ein Szenario diskutiert wird, dass im Jahr 2050 bis 23 Prozent der in Deutschland verbrauchten Energie durch heimische Bioenergie gedeckt werden könnte. **Weitere 10 % sollen durch Importe dazukommen. Hierbei wurde angenommen, dass sich der Primärenergiebedarf in Deutschland bis zum Jahr 2050 halbiert haben wird.**

Die vorliegende Leopoldina-Stellungnahme ist bezüglich der Zukunft von Bioenergie weit weniger optimistisch. Vor allem weil davon auszugehen ist, dass fast die gesamte Biomasse, die weltweit **nachhaltig angebaut werden kann**, in Zukunft erforderlich sein könnte, um die wachsende Weltbevölkerung mit aus Biomasse gewonnenen Lebensmitteln und Waren zu versorgen, wenn Länder wie Brasilien, China und Indien den europäischen Lebensstandard erreichen und die entsprechende Ernährungsweise der industrialisierten Gesellschaft übernehmen. Nachhaltiger Anbau bedeutet in diesem Zusammenhang, dass die ökologischen, klimatischen und Umweltkonsequenzen und die Auswirkungen auf die biologische Vielfalt durch den Anbau geringfügig

^d Die Kriterien für eine umfassende Bewertung sind von Creutzig, F. et al formuliert worden. „Can Bioenergy Assessments Deliver?“ *Economics of Energy & Environmental Policy* 1 (2), doi: 10.5547/2160-5890.1.2.5 (2012).

sind, auch unter Berücksichtigung, dass das Potenzial für Bewässerung (Kapitel 1.13) und die Verfügbarkeit von Phosphatdüngemitteln begrenzt sind (Kapitel 1.14). Ganz allgemein werden unter Nachhaltigkeit Entwicklungen verstanden, „die den Bedürfnissen der gegenwärtigen Generation entsprechen, ohne die Möglichkeiten künftiger Generationen zu gefährden, ihre eigenen Bedürfnisse zu befriedigen und ihren Lebensstil zu wählen (Bericht „Our common future“ der Brundtland-Kommission aus dem Jahr 1987).

Die Stellungnahme „Bioenergie – Möglichkeiten und Grenzen“ der Nationalen Akademie der Wissenschaften Leopoldina berücksichtigt frühere Publikationen anderer Akademien und Wissenschaftsorganisationen^{3, 12-14} und ergänzt ihre vorherigen Einschätzungen zum „Konzept für ein integriertes Energieforschungsprogramm für Deutschland“ (2009)¹⁵ und zu den „Energiepolitischen und forschungspoliti-

schen Empfehlungen nach den Ereignissen in Fukushima“ (2011).¹⁶

Parallel zur Stellungnahme der Leopoldina, die im Wesentlichen die naturwissenschaftlichen Aspekte der Bioenergie behandelt, hat die Deutsche Akademie der Technikwissenschaften (acatech) eine ergänzende Publikation über die „Biotechnologische Energiewandlung in Deutschland“ veröffentlicht, die im Wesentlichen technische Aspekte der Bioenergie abdeckt.

Seit dem Erscheinen der Leopoldina Stellungnahme zur Bioenergie Mitte 2012 hat das Umweltbundesamt ein Positionspapier „Globale Landflächen und Biomasse nachhaltig und ressourcenschonend nutzen“ veröffentlicht, das bestens recherchiert ist und zum Lesen als Ergänzung empfohlen wird. Auch die kürzlich erschienene Shell-Studie „Nach Super E10: Welche Rolle für Biokraftstoffe?“ ist sehr informativ.

Literatur

1. Smith, K.A., Mosier, A.R., Crutzen, P.J. & Winiwarter, W. The role of N₂O derived from crop-based biofuels, and from agriculture in general, in Earth's climate. *Phil. Trans. R. Soc. B* **367**, 1169–1174 (2012).
2. OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). Biofuel support policies: An economic assessment. 146 S. (Paris, 2008).
3. The Royal Society. Sustainable biofuels: prospects and challenges. *RS Policy document 01/08*, (London, 2008).
4. The Royal Society. Reaping the benefits: Science and the sustainable intensification of global agriculture. *RS Policy document 11/09*, (London, 2009).
5. von Braun, J. Food and financial crises: implications for agriculture and the poor. in *Food Policy Report* (ed. International Food Policy Research Institute (IFPRI)) (2008).
6. von Braun, J. et al. High food prices: The what, who, and how of proposed policy actions. *Policy briefs, 1A* (ed. International Food Policy Research Institute (IFPRI)) (Washington, DC, 2008).
7. Tilman, D. et al. Beneficial biofuels—the food, energy, and environment trilemma. *Science* **325**, 270–271 (2009).
8. Rathmann, R., Szklo, A. & Schaeffer, R. Land use competition for production of food and liquid biofuels: An analysis of the arguments in the current debate. *Renewable Energy* **35**, 14–22 (2010).
9. Harvey, M. & Pilgrim, S. The new competition for land: Food, energy, and climate change. *Food Policy* **36**, S40–S51 (2011).
10. Edenhofer, O. et al. (Hrsg.). Renewable energy sources and climate change mitigation (SRREN). *Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, Chapter 2, pp 214–331, Cambridge Univ. Press, New York, NY (2012).
11. BioÖkonomieRat. Nachhaltige Nutzung von Bioenergie. (Hrsg. Forschungs- und Technologierat Bioökonomie (BÖR)) (Berlin, 2012).
12. Gruss, P. & Schüth, F. (Hrsg.) Die Zukunft der Energie: die Antwort der Wissenschaft. *Ein Report der Max-Planck-Gesellschaft*, 333 pp. (Beck, 2008).
13. Bley, T. (Hrsg.) Biotechnologische Energieumwandlung: Gegenwärtige Situation, Chancen und künftiger Forschungsbedarf. *acatech diskutiert*, 112 S. (Springer, Berlin, 2009).
14. Zenner, H.-P. et al. (Hrsg.). Herausforderung Mensch: Energie, Ernährung, Gesundheit; *Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte e. V.; 126. Versammlung, 17. bis 21. September 2010 in Dresden*, 451 S., Thieme, Stuttgart (2011).
15. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina/Nationale Akademie der Wissenschaften, acatech–Deutsche Akademie der Technikwissenschaften & Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften (für die Union der deutschen Akademien der Wissenschaften). Konzept für ein integriertes Energieforschungsprogramm für Deutschland. 62 S., Halle/Saale (2009).
16. Deutsche Akademie der Naturforscher Leopoldina/Nationale Akademie der Wissenschaften. Energiepolitische und forschungspolitische Empfehlungen nach den Ereignissen in Fukushima. Ad-hoc-Stellungnahme. 32 S., Halle/Saale (2011).

1. Verfügbarkeit und Nachhaltigkeit von pflanzlicher Biomasse als Energiequelle

Helmut Haberl, Christian Körner, Christian Lauk, Ulrike Schmid-Staiger, Victor Smetacek, Ernst-Detlef Schulze, Rudolf K. Thauer, Peter Weiland und Karen Wilson

(Rudolf K. Thauer, Koordinator und Ansprechpartner)

Pflanzliche Biomasse, vor allem Holz, wird von den Menschen als Energiequelle verwendet, seit sie die Nutzung von Feuer entdeckten.¹ Seitdem ist die Zahl der Menschen auf der Erde auf mehr als 7 Milliarden angewachsen, und die Menge der verbrauchten Energie pro Kopf hat sich in den letzten Jahrhunderten im Durchschnitt um mehr als das 10-fache erhöht.² Gleichzeitig hat die weltweite landwirtschaftliche Produktion beträchtlich zugenommen, zum Beispiel zwischen 1965 und 1985 um 56 %. Zwischen 1985 und 2005 stieg die Produktion nur noch um 20 %, was darauf hinweist, dass sich der Anstieg verlangsamt hat.³⁻⁵ Bewässerte Landflächen machen 34 % der landwirtschaftlichen Produktion aus. In den letzten 50 Jahren haben sich die bewässerten Anbauflächen weltweit in etwa verdoppelt (Kapitel 1.13).⁵ Trotz allem ist die globale Nettoprimärproduktion rückläufig, obwohl sich die landwirtschaftliche Pflanzenproduktion erhöht hat, unter anderem deshalb, weil mehr Land für Infrastruktur genutzt wird und sich regional die Bodenqualität verschlechtert hat (Kapitel 1.12).⁶

Die hier diskutierte Frage ist, wie viel Prozent der jährlich erzeugten pflanzlichen Biomasse möglicherweise als Energiequelle für Transport, Haushalte, Industrie, Dienstleistungen usw. verfügbar ist. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die pflanzliche Biomasse auch für menschliche Nahrung, Tierfutter und industrielle Güter benötigt wird und dass die pflanzliche Biomasse mit allen anderen Lebewesen auf der Erde geteilt werden muss. Die Nachhaltigkeit der Biosphäre, von der Bioenergie bezogen werden kann, muss gegeben

sein. Wir berücksichtigen auch, dass intensive Landwirtschaft negative ökologische Auswirkungen haben kann, wie zum Beispiel eine Verringerung der Biodiversität, und beziehen ein, dass eine erhöhte Biomasseproduktion durch Umwidmungen von Landnutzung, Bodenbewirtschaftung und Düngung oft mit der Nettobilddung von Treibhausgasen (THG) verbunden ist und so zum prognostizierten anthropogenen Klimawandel beiträgt. Der Input an fossiler Energie in Landwirtschaft und Verarbeitung von Biomasse zu Biobrennstoffen übersteigt häufig den Bioenergie-Output.^{7, 8} Dies ist von Belang, weil die Biomasseproduktion zur Erzeugung von Bioenergie dann keinen Beitrag zur Reduktion von Treibhausgasen liefert. Wie bereits erwähnt, liegt das Hauptaugenmerk der Diskussion auf Deutschland und Europa (EU-25), aber mit einer globalen Perspektive. Die globale Perspektive ist von Bedeutung, weil Deutschland und die meisten europäischen Länder beträchtliche Nettoimporteure von Biomasse und Biomasseprodukten sind.

Das Kapitel stützt sich auf maßgebliche Publikationen⁹⁻¹⁶ und auf die Abhandlungen „Nettoprimärproduktion und Bioenergie“ (von E.D. Schulze und C. Körner) und „Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Europa“ (Haberl et al.). Die beiden Abhandlungen, die eigens für diese Stellungnahme analysierte Daten enthalten, befinden sich im Anhang dieser Stellungnahme.

Ein Großteil der Daten wurde den vom Statistischen Bundesamt bereitgestellten Informationen entnommen.¹⁷ Die Daten basieren meist auf Durchschnittswerten und Hochrechnungen

und beinhalten daher relativ große Unsicherheiten mit Fehlertoleranzen von mindestens $\pm 10\%$.^{6, 8, 18} Trotz dieser Unsicherheiten war es dennoch möglich, eine zuverlässige Schätzung der Verfügbarkeit und Nachhaltigkeit von Biomasse als Energiequelle abzuleiten.

Die Verfügbarkeit von Biomasse als Energiequelle pro Person in einem Land hängt von der NPP ($\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), von der Bevölkerungsdichte (Personen pro m^2) und dem Flächenbedarf pro Person für menschliche Nahrung, Tierfutter und industrielle Güter ab. Der Anteil von Bioenergie am Gesamtenergieverbrauch ist umso größer, je kleiner der Primärenergieverbrauch pro Person ist. Die verhältnismäßig geringe Verfügbarkeit von Biomasse in den meisten Ländern wird der Hauptschwerpunkt dieser Studie sein, weil sie die eigentliche Triebkraft der intensiven Flächennutzung ist, die erhebliche klimatische und ökologische Risiken birgt. Bezieht man die Treibhausgasemissionen, die durch die Schaffung von neuem Ackerland aus Wäldern verursacht werden, mit ein, so stellt die Landwirtschaft eine der größten einzelnen Quellen von anthropogen erzeugten Treibhausgasen dar.¹⁹

Nach der Erläuterung, wie viel Sonnenenergie in Biomasse kontinuierlich gespeichert wird, und der Erörterung des Unterschieds zwischen Primärenergieverbrauch und Endenergieverbrauch (Kapitel 1.1), beschreiben wir die Nettomenge an terrestrischer Biomasse, die nachhaltig geerntet werden kann (Kapitel 1.2), wir analysieren ferner den Prozentsatz der Nettoprimärproduktion, den sich die Menschen bereits angeeignet haben (Kapitel 1.3) und vergleichen die Nettoprimärproduktion mit dem Primärenergieverbrauch (Kapitel 1.2). Die fossilen Energiekosten der Landwirtschaft und die bei der Produktion von Biomasse entstehenden THG-Emissionen, werden in den Kapiteln 1.4 bis 1.8 dargestellt. Sie zeigen, dass das Treibhausgasverminderungspotenzial der Nutzung von Biomasse als Energiequelle gering ist. Kapitel 1.9 weist darauf hin, dass Deutschland ungefähr 30 % seines Bedarfs an Biomasse und Biomasseprodukten durch Importe deckt. Kapitel 1.10 und 1.11 setzen sich kritisch mit dem Thema „Abfälle“ in der menschlichen Nahrungsmittelproduktions-

kette und mit der Verfügbarkeit von landwirtschaftlichen und kommunalen Abfällen sowie von Stroh als Energiequelle auseinander. Die Besorgnisse hinsichtlich der Veränderungen der Bodenqualität, der Verfügbarkeit von Wasser und der beschränkten Verfügbarkeit von Phosphat als Düngemittel werden in den Kapiteln 1.12 bis 1.14 besprochen. Die Kapitel 1.15 und 1.16 erörtern, was wir von der Züchtung von Energiepflanzen und von der nachhaltigen Intensivierung der Landwirtschaft erwarten können. Die Kultivierung von Algen und die Nutzung der Ozeane zur Erzeugung von Bioenergie werden jeweils in Kapitel 1.17 bzw. Kapitel 1.18 behandelt.

Aus den Angaben, die in den 18 Unterkapiteln enthalten sind, wird ersichtlich, dass die Erwartungen an die Bioenergie zu hoch gewesen sind. Es stellt sich heraus, dass die Verfügbarkeit von Biomasse als Energiequelle im Verhältnis zum Primärenergieverbrauch in Deutschland sehr niedrig ist, und dass nur wenige Bioenergiequellen frei von Risiken für Umwelt, Ökologie und Klima sind. Ohne Importe von Biomasse können nur ein paar Prozent des Primärenergieverbrauchs von Deutschland aus eigener Biomasse nachhaltig erzeugt werden (größtenteils aus erneuerbaren Abfällen; Kapitel 1.4).

1.1. Kohlenstoff- und Energiegehalt von Biomasse, Primärenergie und Endenergie

Der Kohlenstoffgehalt von getrockneter pflanzlicher Biomasse beträgt ungefähr 50 %. Dieser Kohlenstoff stammt aus atmosphärischem CO_2 , das während des Wachstums von Pflanzen durch Photosynthese assimiliert wird. Ein Gramm Kohlenstoff in Biomasse wird aus 3,67 g CO_2 gewonnen. Der durchschnittliche Energiegehalt (Bruttobrennwert) von Biomasse beträgt $37 \times 10^3 \text{ J}$ pro Gramm Kohlenstoff. Biomasse wird im Falle von Holz häufig in Festmetern (m^3) angegeben; 1 m^3 Holz enthält im Durchschnitt ungefähr 250 Kilogramm Kohlenstoff (es schwankt beträchtlich in Abhängigkeit vom Wassergehalt und der Holzdichte).

Um die relative Verfügbarkeit von Biomasse als Energiequelle einzuschätzen, wird die jährliche Menge von Energie, die in Biomasse

gebunden ist, mit dem Primär- und Endenergieverbrauch eines Landes verglichen. Primärenergie ist die Energie, die in den natürlichen Energiequellen enthalten ist, bevor sie jeglicher Umwandlung oder Transformation unterzogen wurden. Im Falle von Biomasse, Kohle und Erdöl ist es die Verbrennungsenergie. Im Falle von nicht brennbaren Energiequellen, wozu auch die Atomenergie, Windenergie und Solarenergie gehören, ist Primärenergie die Sekundärenergie, die sie erzeugen (z.B. Strom). Diese Buchführungsmethode (es gibt auch andere) kann wegen der relativ großen Verluste bei der Umwandlung von Biomasse (Primärenergie) in Biobrennstoffe wie Bioethanol oder Biodiesel (Endenergie), zu einer Überschätzung des Beitrags der Bioenergie im Vergleich zu den nicht-brennbaren regenerativen Energien um den Faktor 1,2 bis 3 führen.¹⁶ Endenergie ist die Energie, die dem Endverbraucher nach der Umwandlung der Primärenergie in nutzbare Energie wie Strom, Wärme und Kraftstoffe verkauft wird.

Der weltweite Primärenergieverbrauch wird auf 500×10^{18} J pro Jahr und der Endenergie-

verbrauch auf 350×10^{18} J pro Jahr geschätzt.¹ Die Zahlen für Deutschland im Jahr 2010 sind etwa 14×10^{18} J pro Jahr (Primärenergieverbrauch) und 9×10^{18} J pro Jahr (Endenergieverbrauch). Im Durchschnitt gehen 28 % der Primärenergie während der Energieumwandlung verloren, und ungefähr 7 % werden als Primärenergie für Nichtenergiezwecke wie die Herstellung von Plastik, Farben und synthetischen Kautschuk verwendet.²⁰

1.2. Nettoprimärproduktion (NPP) in terrestrischen Systemen und Primärenergieverbrauch

Die Nettoprimärproduktion (NPP) ist die Menge der pflanzlichen Biomasse, die innerhalb eines Jahres in einem gegebenen Gebiet heranwächst, wobei die Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen und Wurzel- ausscheidungen sowie ober- und unterirdische Streu, die innerhalb eines Jahres remineralisiert wird, vernachlässigt werden. NPP wird allgemein in Gramm Kohlenstoff pro Quadratmeter und Jahr ($\text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), oder für Länder in Tonnen (t) Kohlenstoff pro Jahr (t C a^{-1}) ange-

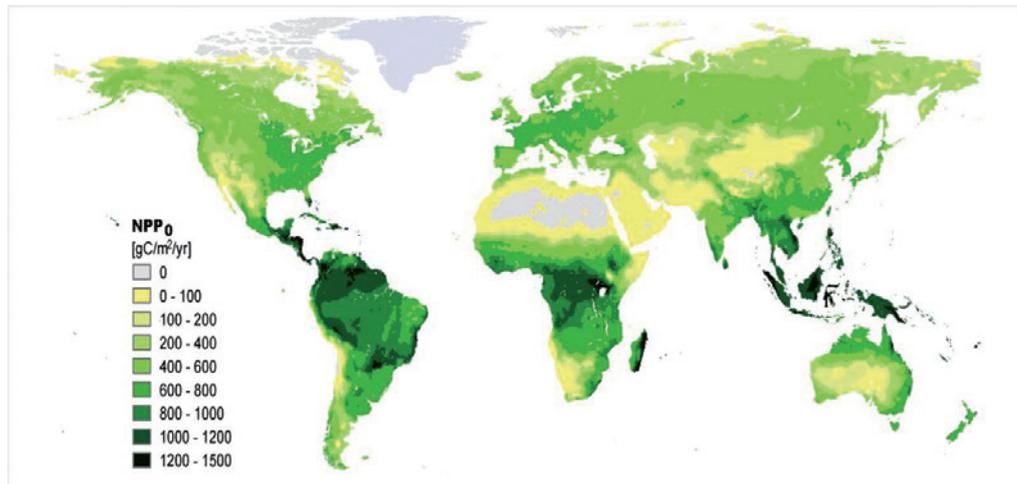


Abbildung 1.1 Globale terrestrische Nettoprimärproduktion (NPP₀) im Jahr 2000. Die Nettoprimärproduktion (NPP) ist die Menge an pflanzlicher Biomasse, die innerhalb eines Jahres auf einem gegebenen Gebiet wächst. Die NPP ohne menschliche Eingriffe wie Düngung, Bewässerung oder Bodenversiegelung wird als NPP₀ bezeichnet. Die globale NPP₀ wird auf 65 Milliarden t C pro Jahr geschätzt, während die globale NPP mit 60 Milliarden t C a⁻¹ veranschlagt wird. Die durchschnittliche NPP₀ pro m² beträgt ungefähr 430 g C a⁻¹ bezogen auf die gesamte Landfläche und 650 g C a⁻¹ nur in Bezug auf die bewachsene Fläche. Die gesamte Erdoberfläche beträgt 510×10^{12} m². Die globale terrestrische Fläche beträgt etwa 150×10^{12} m², von denen nur 100×10^{12} m² mit Vegetation bewachsen sind. Von diesen 150×10^{12} m² der globalen terrestrischen Fläche werden nur 50×10^{12} m² (33 %) landwirtschaftlich genutzt: Ungefähr 15×10^{12} m² (10 %) sind Ackerland, während etwa 34×10^{12} m² (23 %) als Wiesen und Weideland dienen.⁵ Etwa 28 % ($41,6 \times 10^{12}$ m²) der Landfläche ist mit Wald bewachsen. Wüsten, Berge, Tundra, Städte und sonstige landwirtschaftlich ungeeignete Flächen machen einen erheblichen Teil der restlichen Landfläche aus. Im Jahr 2011 betrug die durchschnittliche Bevölkerungsdichte der Welt 47 Einwohner pro km² (aus Ref. 6, modifiziert).

geben. Die Bruttoprimärproduktion (BPP), die ein Maß für die jährliche Photosyntheseleistung der Pflanzen in einem bestimmten Gebiet darstellt, ist fast doppelt so hoch wie die Nettoprimärproduktion, weil etwa 50 % der Photosyntheseprodukte für die Aufrechterhaltung des Metabolismus und des Wachstums der Pflanzen durch Zellatmung verbraucht werden.²¹ Die NPP ist abhängig von der Sonneneinstrahlung, der Länge der Vegetationsperiode, der Temperatur und der Wasser- und Mineralstoffversorgung, wobei letztere die Wachstumsraten entweder direkt oder über die Photosynthese begrenzen und die pflanzlichen Atmung beeinflussen können. Die NPP ohne menschliche Eingriffe wie Abholzung, Flächennutzung für Infrastruktur, Düngung, Bewässerung oder Bodenversiegelung (Kapitel 1.12) wird als NPP_0 bezeichnet.

Oberirdische und unterirdische NPP:

In landwirtschaftlichen Systemen enden in der Regel 20 – 40 % der NPP von Grasland²³ und 70 – 90 % der NPP von Ackerflächen^{24, 25} in oberirdischer Biomasse.²⁶ Im Falle von Bäumen sind 50 bis 80 % der NPP oberirdisch.²⁷⁻²⁹ Global gemittelt sind schätzungsweise 60 % (57 % in Ref. 6) der NPP oberirdisch. In Ländern wie Deutschland mit großen landwirtschaftlichen Anbauflächen kann die durchschnittliche oberirdische NPP bis zu 70 % betragen. Von der oberirdischen NPP kann im Durchschnitt weniger als 50 % nachhaltig geerntet werden. Im Falle von Bäumen sind das nur 25 Prozent der oberirdischen NPP, die nicht viel mehr als 12 bis 13 % der gesamten NPP ausmachen, weil in diesen langlebigen Pflanzen die meiste NPP für die stete Neubildung von Blättern und Wurzeln verwendet wird, die nicht geerntet werden können.

Einschränkung der NPP durch die Sonneneinstrahlung: Wenn das Wachstum der Pflanzen nicht durch Mangel an Nährstoffen, Verfügbarkeit von Wasser (Kapitel 1.13) und Temperatur (Saisonalität) begrenzt wird, ist die NPP durch die Lichtintensität bestimmt. Die globale Sonnenstrahlung, die die Erdoberfläche erreicht und dort absorbiert wird, beträgt ungefähr 170 W m^{-2} (Leistungsdurchschnitt während 365 Tagen und 24 Stunden pro Tag, unter Berücksichtigung von Wolken etc.). Am

Äquator kann die durchschnittliche Intensität der Sonnenstrahlung mehr als das Doppelte des weltweiten Durchschnitts betragen, und in Deutschland erreicht sie 115 W m^{-2} (Kapitel 1.4). Aber die Lichtintensität wird nicht nur durch die geografische Zone bestimmt: zum Beispiel ist die durchschnittliche Lichtintensität im Norden Deutschlands geringer (100 W m^{-2}) als in Süddeutschland (130 W m^{-2}), und zwar nicht nur, weil die Lichtintensität mit abnehmender geografischer Breite steigt, sondern auch, weil es im Süden Deutschlands mehr wolkenlose Tage gibt, die zudem auch wärmer sind. Dies spiegelt sich in den NPP_0 -Unterschieden wider (Abbildungen 1.1 und 1.2). Dass die Lichtintensität der dominierende Faktor ist, wird auch durch die Erkenntnis gestützt, dass die Bruttoprimärproduktion (siehe oben) für Ackerland ($1120 \pm 224 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), Wiesen ($1343 \pm 269 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und Wälder ($1107 \pm \text{g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) im Gebiet der EU-25 fast identisch ist.⁸ Die höheren Wachstumsraten von Feldpflanzen werden offenbar durch die längeren Wachstumsperioden der langsamer wachsenden Bäume fast kompensiert. Die Durchschnittswerte der NPP von Wäldern und Ackerlandflächen sind in der EU-25 fast gleich (jeweils $518 \pm 67 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ bzw. $550 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), während die durchschnittlichen Werte der NPP von Wiesen etwa 30 % höher sind ($750 \pm 150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$)⁸.

1.2.1. Globale Nettoprimärproduktion und Primärenergieverbrauch

Die globale terrestrische NPP ohne Einwirkung des Menschen (NPP_0) beträgt im Durchschnitt ungefähr $430 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, was einem Energiefluss von etwa 16 Millionen J m^{-2} pro Jahr entspricht (Abbildung 1.1). Basierend auf einer globalen terrestrischen Fläche von etwa $150 \times 10^{12} \text{ m}^2$ führt dies zu einer terrestrischen NPP_0 von etwa 65 Milliarden t C a^{-1} (Tabelle 1.1) mit einem Energieinhalt von $2.400 \times 10^{18} \text{ J}$. Die tatsächliche NPP wird aufgrund menschlicher Eingriffe jedoch um 10 % niedriger ($60 \text{ Mrd. t C a}^{-1}$) als die NPP_0 geschätzt⁶ (siehe unten). Die globale oberirdische NPP beträgt wahrscheinlich nur 34 Milliarden t C a^{-1} ,⁶ von denen vermutlich weniger als 50 % mit einem Brennwert von höchstens $650 \times 10^{18} \text{ J}$ pro Jahr nachhaltig geerntet werden können (Tabelle 1.1).

Tabelle 1.1: Globale Nettoprimärproduktion (NPP) und globaler Primärenergieverbrauch im Jahr 2010. Die NPP wird normalerweise in metrischen Tonnen Kohlenstoff pro Jahr (t C a^{-1}) angegeben. Der Kohlenstoffgehalt von getrockneter pflanzlicher Biomasse beträgt etwa 50 %. Der durchschnittliche Energiegehalt (Bruttobrennwert) von Biomasse beträgt $37 \times 10^3 \text{ J}$ pro Gramm Kohlenstoff. Die gerundeten Daten sind mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, wobei die Fehlertoleranzen mindestens $\pm 10 \%$ betragen. Literaturangaben sind im Text zu finden.

	NPP Milliarde t C pro Jahr	Brennwert 10^{18} J pro Jahr
NPP _o (ober- und unterirdisch) ^{a)}	65	2400
NPP (ober- und unterirdisch)	60	2200
NPP (oberirdisch) ^{b)}	34	1300
Vom Menschen genutzte NPP ^{c)}	6	225
Primärenergieverbrauch (2010)		500

a) NPP ohne Eingriffe des Menschen.

b) Gemittelt über alle Flächen, werden ungefähr 60 % der NPP als oberirdisch geschätzt (57 % in Ref. 6). Von der oberirdischen NPP können im Durchschnitt weniger als 50 % nachhaltig geerntet werden. Der Ernteindex von Wäldern mit einem NPP von 22 Milliarden t C a^{-1} beträgt zum Beispiel nur 12 bis 13 %.

c) Die Mengen an Biomasse, die direkt durch den Menschen für Lebensmittel, indirekt für Futtermittel sowie für industrielle Zwecke und für energetische Zwecke genutzt werden.

Die globale terrestrische NPP leitet sich von der globalen terrestrischen Bruttoprimärproduktion (BPP $\approx 2 \times$ NPP) ab, die durch verschiedene Methoden, unter anderem Satellitenmessungen, auf etwa 120 Milliarden t C pro Jahr hochgerechnet wurde, ein Wert, der in der Regel als „Carbon Gold Standard“ betrachtet wird.³⁰ Jüngste Berechnungen auf der Grundlage von $\text{H}_2^{18}\text{O}/\text{CO}_2$ Isotopenaustauschdaten, obwohl noch vorläufig, weisen jedoch darauf hin, dass die BPP um 25 bis 45 % größer sein könnte.³¹

Nettoprimärproduktion von Ackerland, Weideland und Wäldern: Von den $150 \times 10^{12} \text{ m}^2$ der weltweiten Landfläche werden nur $49 \times 10^{12} \text{ m}^2$ (33 %) landwirtschaftlich genutzt: $15,3 \times 10^{12} \text{ m}^2$ (10 %) sind Ackerland und etwa $34 \times 10^{12} \text{ m}^2$ (23 %) stellen Gras- und Weideland dar.⁵ Ungefähr 28 % ($41,6 \times 10^{12} \text{ m}^2$) der Landfläche ist mit Wald bewachsen,³² während Wüsten, Berge, Tundra, Städte und sonstige landwirtschaftlich ungeeignete Flächen einen erheblichen Teil der restlichen Landfläche ausmachen.⁵ Die durchschnittliche NPP_o der bewachsenen Fläche beträgt etwa $650 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Abbildung 1.1). Die durchschnittliche NPP von Ackerland ist etwas höher (ca. 10 %) als die von Wäldern und etwas niedriger (ca. 20 %) als die von Grasland.^{8,18} Die NPP_o der mit Pflanzen bewachsenen Flächen kann am Äquator durchschnittlich bis 1.500 g C m^{-2} pro Jahr betragen,

während die NPP_o von Randflächen (Grenztragsflächen) gegen $0 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ gehen kann. (Abbildungen 1.1 und 1.2). Auch die NPP von Ackerland übersteigt selten $1.500 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, selbst unter optimalen Bedingungen bezüglich Düngung, Wasserversorgung (Kapitel 1.13) und Sonneneinstrahlung (Kapitel 1.15 und 1.16).

Eine Expansion der landwirtschaftlichen Nutzfläche ist problematisch, da durch die weltweite Landwirtschaft bereits 70 % der Wiesen, 50 % der Savannen, 45 % der Laubwälder in gemäßigten Zonen und 27 % der tropischen Wald-Biome in Besitz genommen bzw. abgeholzt wurden. Diese Landnutzungsänderung zugunsten der Landwirtschaft hat ungeheure Auswirkungen auf Lebensräume, biologische Vielfalt, Kohlenstoffspeicherung, Bodenverhältnisse und Trinkwasserverfügbarkeit gehabt.⁵

Zwischen 1985 und 2005 wurden die landwirtschaftlichen Nutz- und Weideflächen weltweit um $1,54 \times 10^{12} \text{ m}^2$ erweitert (eine Zunahme von ungefähr 3 %), wobei in den Tropen die Flächen erheblich erweitert wurden, während in den gemäßigten Zonen die Flächen konstant bleiben oder sogar abhanden. Das Ergebnis ist eine Nettoumverteilung der landwirtschaftlichen Flächen in Richtung der Tropen mit all ihren Gefahren für die Umwelt.⁵

Gegenwärtiger und zukünftiger Bedarf an Energie und Biomasse: Der gegenwärtige Primärenergiebedarf von Industrie,

Verkehr und Haushalten der rund 7 Milliarden Menschen auf der Erde beträgt ungefähr 500×10^{18} J pro Jahr. Der Primärenergiebedarf wird durch fossile Brennstoffe, Kernenergie und aus erneuerbaren Quellen einschließlich Biomasse gedeckt.³³ Der Anteil von Bioenergie beträgt mit 50×10^{18} J a⁻¹ etwa 10 %. Die Mengen von Biomasse, die direkt vom Menschen für Nahrung, indirekt für Tierfutter und für Industrie- und Energiezwecke genutzt werden, belaufen sich auf ungefähr 225×10^{18} J a⁻¹ (Tabelle 1.1).^{6, 34}

Der weltweite jährliche Primärenergieverbrauch pro Kopf liegt derzeit bei etwa 70×10^9 J pro Person und Jahr. Dieser globale Jahresdurchschnitt ist viel niedriger als der Durchschnitt in Europa (150×10^9 J pro Person und Jahr) oder in den USA (320×10^9 J pro Person und Jahr).³⁶ Da der Wohlstand anderer Kontinente steigt, ist zu erwarten, dass sich der globale Jahresdurchschnitt in den nächsten 40 Jahren zumindest verdoppelt, was zu einem weltweiten Primärenergieverbrauch von 1.000×10^{18} J a⁻¹ führen wird.^e Die Menge an Biomasse, die direkt und indirekt als Nahrung und für industrielle Zwecke verwendet wird, wird sich erwartungsgemäß über dem aktuellen Wert von 225×10^{18} J a⁻¹ (Tabelle 1.1) ebenfalls verdoppeln, wenn Länder wie Brasilien, China und Indien den europäischen Lebensstandard erreichen und die derzeit üblichen Ernährungsweise der industrialisierten Welt annehmen werden. Gleichwohl wird die erwartete Vergrößerung der Anbaufläche zwischen 2005 und 2050 auf nur 5 % geschätzt, was bedeutet, dass der Großteil der zusätzlichen Biomasse durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion mit allen damit verbundenen Risiken erzielt werden muss (Kapitel 1.4 bis 1.8).³⁷ Dies wird die Ökosysteme und die biologische Vielfalt zunehmend unter Druck setzen und könnte dazu führen, dass weniger Platz für die Erzeugung von Bioenergie zur Verfügung stehen wird.

Maximal verfügbare Energie aus Holz: Die globale Nettoprimärproduktion der Wälder beträgt ungefähr 22×10^9 t C pro Jahr (berechnet aus der bewaldeten Fläche

($41,6 \times 10^{12}$ m²) und einer durchschnittlichen globalen NPP von etwa 520 g C m⁻² a⁻¹). Basierend auf einem Ernteindex für Wälder von 12 bis 13 % beträgt die Menge an Holz, die nachhaltig gefällt werden kann, etwa $2,8 \times 10^9$ t C a⁻¹, die einem Brennwert von etwa 100×10^{18} J a⁻¹ entsprechen. Selbst wenn das ganze Holz, das nachhaltig gefällt werden kann, für energetische Zwecke verwendet werden würde, was unrealistisch ist, da Holz auch für andere Zwecke benötigt wird, würde der Anteil von Holz am gegenwärtigen weltweiten Primärenergieverbrauch (500×10^{18} J a⁻¹) lediglich 20 % betragen.³⁵ Kohlenstoffbilanzen weisen darauf hin, dass eine umfangreiche Produktion von Bioenergie aus Wald-Biomasse den anthropogenen Klimawandel nicht verringert, wenn man in Jahrzehnten rechnet. Es besteht sogar ein erhebliches Risiko, dass die Integrität und Nachhaltigkeit der Wälder für die Steigerung der Energieproduktion geopfert wird³⁵, ohne eine Verringerung des Klimawandels zu erzielen. FAO-Schätzungen zufolge wird derzeit weltweit Brennholz mit einem Brennwert von etwa 24×10^{18} J a⁻¹ verbraucht.

Das Potenzial für zukünftige NPP-Zuwächse: Die Weltbevölkerung von derzeit 7 Milliarden Menschen wächst noch um 70 Millionen pro Jahr. Dieses Wachstum (1 % pro Jahr) zusammen mit der erwarteten Steigerung des Energieverbrauchs (5 % im Jahr 2010) wird nicht von einer gleichzeitigen adäquaten Zunahme der NPP begleitet. Die globale Nettoprimärproduktion hat sich eher um etwa 10 % verringert, seitdem der Mensch auf der Weltbühne erschienen ist (Tabelle 1.1).⁶ Ein Hauptgrund hierfür ist, dass viele Agrarökosysteme eine niedrigere NPP haben als die Vegetation, die sie ersetzt haben. Außerdem hat sich die NPP durch Versiegelung von Flächen und durch die Verschlechterung des Bodens verringert (letzteres besonders durch die frühere und gegenwärtige Landnutzung). Der Rückgang der NPP auf vielen Flächen konnte nicht durch die Steigerung der NPP von Feldpflanzen in einigen intensiv genutzten Regionen wie in Nordwest-Europa und in gut bewässerten Trockengebieten wie dem Niltal kompensiert werden (Kapitel 1.13). Wie oben erwähnt, stellen nur ungefähr 10 % der Landfläche Ackerland dar.

e www.globalcarbonproject.org

Die kontinuierliche Steigerung der Ernteerträge, die in den letzten 50 Jahren erreicht wurde, ist in den letzten Jahren abgeflacht; die früheren Steigerungsraten wurden nicht nur durch Pflanzenzüchtung erzielt^{3, 4-38}, sondern auch durch Verwendung von Düngemitteln und durch bessere Bewässerung (Kapitel 1.15 und 1.16) mit all den damit verbundenen Risiken für Klima und Umwelt³⁹ (Kapitel 1.4 bis 1.8). Ob es in Zukunft möglich sein wird, die NPP über das natürliche Potenzial hinaus langfristig und über ausgedehnte Gebiete hinweg zu steigern, scheint daher fraglich.

Das Bioenergie-Potential: Ungefähr 10 % ($50 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$) des globalen Primärenergieverbrauchs ($500 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$) werden momentan von der Bioenergie ($1,5 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$) geliefert, die die Hauptenergiequelle in den meisten Entwicklungsländern ist. Dieser Prozentsatz wird sich in Zukunft wahrscheinlich eher verringern als zunehmen, weil sich der Primärenergieverbrauch erhöhen wird (siehe oben), während sich die Menge an Biomasse, die für Bioenergie verfügbar ist, voraussichtlich nicht wesentlich steigern lässt. Zurzeit leiden über eine Milliarde Menschen unter Unterernährung und mangelnder Ernährungssicherheit aufgrund regionalen Lebensmittel Mangels.^{40, 41} Wie bereits erwähnt, wächst die Weltbevölkerung von 7 Milliarden Menschen jährlich um 1 %, und die Menge der Biomasse, die direkt und indirekt als Nahrung und für industrielle und energetische Zwecke eingesetzt wird, wird sich innerhalb der nächsten 40 Jahre voraussichtlich von $6 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ (Tabelle 1.1) auf $12 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ (ohne Bioenergie) erhöhen.^f Deshalb wird in der nahen Zukunft wahrscheinlich beinahe die gesamte Biomasse, die nachhaltig auf der Erde geerntet werden kann, für die menschliche Ernährung (Proteine, Stärke, Fette und Öle), als Tierfutter (Cellulose), als Baumaterial (Holz, Baumwolle) oder als Ausgangsmaterial für Plattformchemikalien benötigt. Dieser Bedarf lässt nur sehr wenig Spielraum für die Verwendung von Biomasse als Energiequelle, mit Ausnahme der Verwendung von Biomasseabfällen (Kapitel 1.11).

Es wird häufig darauf hingewiesen, dass, wenn der Lignocellulose-Anteil von Feldpflanzen und Gräsern zu Bioethanol (Biobrennstoffen der zweiten Generation) umgewandelt werden könnte, ein größerer Prozentsatz der Nettoprimärproduktion als Energiequelle zur Verfügung stünde. Da Menschen Cellulose nicht verdauen können, würde es auch keinen Wettbewerb zwischen Kraftstoff und Ernährung geben. Diese Argumente lassen allerdings außer Acht, dass Wiederkäuer (Rinder, Schafe, Ziegen usw.), die eine wichtige Quelle für tierische Produkte der menschlichen Ernährung sind, im Wesentlichen von Cellulose leben können. Außerdem wird der Lignocellulosehaltige Teil von Feldpflanzen auch dazu benötigt, den Kohlenstoffgehalt der Böden zu regenerieren, wie in Kapitel 1.12 umrissen wird. Cellulose und Holz sind darüber hinaus auch Pflanzenprodukte mit einer ganzen Reihe von anderen Verwendungsmöglichkeiten wie z. B. in der Bau- und Papierindustrie.

Vergleich von Bioenergie mit anderen Energiequellen (siehe hierzu auch Kapitel 1.4): Es ist schwierig, die klimatischen und ökologischen Risiken, die mit der Erzeugung von Biobrennstoffen aus Feldfrüchten und Lignocellulose verbunden sind, mit denjenigen zu vergleichen, die im Zusammenhang mit der Verwendung anderer erneuerbarer Energiequellen und von fossilen Brennstoffen stehen. Zum einen kann die Verwendung von Feldfrüchten als Energiequelle in Konkurrenz zu ihrer Verwendung für die menschliche und tierische Ernährung stehen, was für die anderen Energiequellen nicht zutrifft. Zum anderen kann Bioenergie in großen Mengen gelagert werden, was für andere erneuerbare Energien wie elektrischer Strom aus Photovoltaik- und Windkraftanlagen nicht gilt. Deshalb müssen diese erneuerbaren Energien in Zeiten, in denen es nicht genug Sonnenlicht oder nicht genug Wind gibt, durch Energie aus konventionellen Kraftwerken unterstützt werden, (Kapitel 1.4). Erwähnt sei auch, dass der Tag- und Untertagabbau von fossilen Brennstoffen umweltschädlich und sogar gefährlich sein kann. Aber das darf alles nicht der Grund dafür sein, Feldfrüchte als Energiequelle dort zu nutzen, wo sie eigentlich als Lebens- und Futtermittel benötigt werden. Umso wichtiger ist

^f Ebd.

es, dass die immensen Verluste in der menschlichen Nahrungsmittelproduktionskette reduziert werden, wodurch erheblich weniger Feldfrüchte für Lebens- und Futtermittel benötigt würden (Kapitel 1.10).

1.2.2. NPP und Primärenergieverbrauch in Deutschland

Nettoprimärproduktion von Ackerflächen, Weideland und Wäldern: In Deutschland werden ungefähr 11 % der Landesfläche für die Infrastruktur genutzt,⁴³ 34 % sind Ackerland ($NPP = 550 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und 24 % sind Grasland ($NPP = 750 \pm 150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$); die restlichen 30 % des Landes sind bewaldet ($NPP = 518 \pm 67 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$; die NPP in Klammern stellen die entsprechenden europäischen Durchschnittswerte dar).^{8, 18} Die Landfläche von Deutschland beträgt $357 \times 10^9 \text{ m}^2$, auf der etwa 82 Millionen Menschen leben (230 Einwohner pro km^2). Die durchschnittliche jährliche NPP in Deutschland

(auf 89 % der Fläche) liegt bei etwa 650 g C m^{-2} .^{8, 18} Der Jahresdurchschnitt der NPP_0 (auf 100 % der Fläche) beträgt etwa 580 g C m^{-2} (Abbildung 1.2).⁶ Die NPP von ausgewählten landwirtschaftlichen Nutzflächen, die mit optimaler Düngung, Bewässerung und ausreichender Sonneneinstrahlung versorgt sind, kann mehr als das Doppelte der durchschnittlichen NPP betragen,^{3, 44} während die NPP der marginalen Flächen (Grenzertragsflächen) weniger als die Hälfte der durchschnittlichen NPP ausmachen kann (Kapitel 1.15).⁴⁵

Geerntete und abgeweidete oberirdische NPP: Ausführliche Analysen haben zwei verschiedene Schätzungen für die tatsächliche NPP Deutschlands ergeben: die Analyse von Schulze et al.^{8, 18} ergibt 175 – 195 Millionen t C a^{-1} , während die Studie von Haberl et al.⁶ etwa 210 ± 20 Millionen t C a^{-1} erbringt. Ihre Schätzungen für die oberirdische NPP ergeben 130 Mio. t C a^{-1} ^{8, 18} bzw. 160 Mio. t C a^{-1} ⁶ (Tabelle 1.2).^{43, 46} Ungefähr 70 Millionen t C a^{-1} von

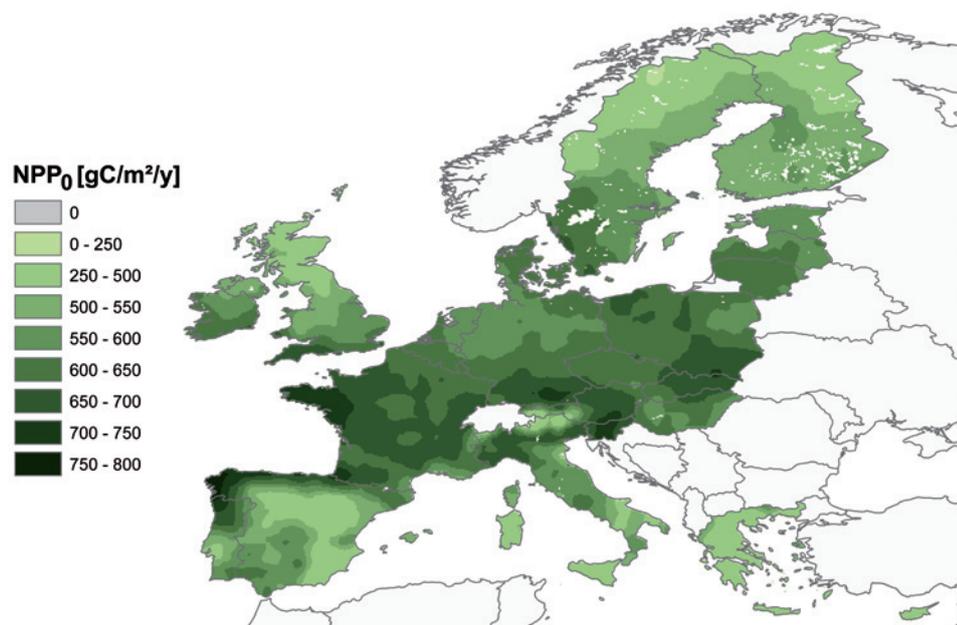


Abbildung 1.2: Nettoprimärproduktion ohne menschliche Eingriffe wie Düngung, Bewässerung oder Bodenversiegelung (NPP_0) in der EU-25 im Jahr 2000. Die terrestrische Fläche der EU-25 ist etwa $3.920 \times 10^9 \text{ m}^2$ groß, während die von Deutschland $357 \times 10^9 \text{ m}^2$ beträgt. Die NPP_0 in der EU-25 beläuft sich im Durchschnitt auf etwa $550 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Die durchschnittliche NPP_0 in Deutschland beträgt etwa $580 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$. Ungefähr 36 % der Fläche der EU-25 sind bewaldet.^{43, 46} In Deutschland⁴³ werden ca. 11 % der Landfläche für die Infrastruktur, 34 % für Ackerland und 24 % als Grasland genutzt; die restlichen 30 % der Landfläche sind bewaldet. Zur EU-25 gehören folgende Länder: Österreich, Belgien, Zypern, Tschechische Republik, Dänemark, Estland, Finnland, Frankreich, Deutschland, Großbritannien, Griechenland, Ungarn, Irland, Italien, Lettland, Litauen, Luxemburg, Malta, Niederlande, Polen, Portugal, Slowakei, Slowenien, Spanien und Schweden (aus Ref. 43, modifiziert).

der oberirdischen NPP werden von der Gesellschaft als Lebensmittel, Futtermittel und Rohstoffe verwendet und etwa 20 Millionen t C a⁻¹ werden von Wiederkäuern abgeweidet, macht zusammen etwa 90 Millionen t C a⁻¹, die direkt aus den Ökosystemen entnommen werden.

Von den etwa 90 Millionen t C a⁻¹, die geerntet und abgeweidet werden, werden etwa 10 Millionen t C a⁻¹ als pflanzliche Nahrung für Menschen verwendet, 53 Millionen t C a⁻¹ als Futtermittel (einschließlich abgeweidete Biomasse), etwa 14 Millionen t C a⁻¹ als Industrie- und Brennholz (Durchschnitt aus 8 Jahren) und 10 Millionen t

C a⁻¹ für andere Zwecke (vor allem Aussaat und industrielle Verwendung landwirtschaftlicher Biomasse einschließlich der Verluste innerhalb der Verarbeitungskette).³⁴ In den etwa 90 Millionen t C a⁻¹ sind die rund 20 Millionen t C a⁻¹ Stroh nicht enthalten, die mit der Ernte der oberirdischen NPP (Tabelle 1.2) einhergehen. Die Angaben berücksichtigen, dass ein beachtlicher Teil der NPP von Energie- und Industriepflanzen als Viehfutter verwendet wird. So fällt bei der Biodieselproduktion aus Raps auch proteinreicher Rapskuchen an, der verfüttert wird (Siehe dazu auch Kapitel 1.7).

Tabelle 1.2: Nettoprimärproduktion (NPP) und Primärenergieverbrauch in Deutschland im Jahr 2010. Die NPP wird in metrischen Tonnen Kohlenstoff pro Jahr (t C a⁻¹) angegeben. Der Kohlenstoffgehalt von getrockneter pflanzlicher Biomasse beträgt etwa 50 %. Der durchschnittliche Energiegehalt (Bruttobrennwert) von Biomasse ist 37 x 10³ J pro Gramm Kohlenstoff. Die gerundeten Daten sind mit erheblichen Unsicherheiten behaftet, wobei die Fehlerspanne mindestens ± 10 % beträgt. Genauere Angaben finden sich in Ref. 43 und 46.

	NPP Millionen t C pro Jahr	Brennwert 10 ¹⁸ J pro Jahr
NPP (ober- und unterirdisch)	185 / 210	6,8 / 7,8
NPP (oberirdisch) ^{a)}	130 / 160	4,8 / 5,9
NPP geerntet und abgegrast:	89 / 93	3,3 / 3,5
- Pflanzliche Nahrung für Menschen	10	0,4
- Tierfutter einschließlich 20 Millionen t C a ⁻¹ durch Abweidung ^{b)}	53	2
- Industrie- und Brennholz ^{b)}	14	0,5
- Andere Nutzungen ^{c)}	10	0,4
Getreide- und Rapsstroh ^{d)}	20	0,7
Vereinnahmte NPP aus dem Ausland über Importe (Kapitel 1.9)	70	2,6
Primärenergieverbrauch (insgesamt)		14
Primärenergie aus Biomasseprodukten (2010) ^{e)}	30	1
- Feste Brennstoffe (hauptsächlich Holz)	14	0,5
- Biogas ^{f)}		0,2
- Flüssige Biobrennstoffe (Biodiesel und Bioethanol)		0,2
- Erneuerbare Abfälle einschließlich Deponiegas		0,1

a) Gemittelt über die Flächen (Ackerflächen, Weideflächen/Wiesen, Wälder), ungefähr 75 % der NPP ist oberirdisch.

b) Berechnet aus einem Durchschnitt von 56 Millionen m³ Holz pro Jahr (Durchschnitt 2002 – 2009) (für die Berechnung und Unsicherheiten siehe Ref. 28).

c) Der Wert umfasst Aussaat und industrielle Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse einschließlich Verluste innerhalb der Verarbeitungskette.

d) Der Wert umfasst ungefähr 4 Millionen t C a⁻¹ aus Stroh, das als Einstreumaterial für Viehhaltung verwendet wird, und etwa 13 Millionen t C Stroh, die auf den Feldern für die Humusbildung zurückgelassen werden.

e) Der Energiewert beinhaltet nicht die Primärenergiekosten, die für die Erzeugung dieses Produktes eingesetzt werden (siehe Kapitel 1.4).

f) Produziert in etwa 7.000 Biogasanlagen (Anfang 2011), die zusammen rund 2.500 MW elektrischen Strom bei einem Wirkungsgrad von 35% erzeugen.

g) Diese Angabe berücksichtigt, dass ein beachtlicher Teil der NPP von Energie- und Industriepflanzen als Viehfutter verwendet wird.

Brennwert der geernteten und abgeweideten Biomasse: Die oberirdische geerntete und abgegraste Biomasse in Deutschland (ca. 90 Mio. t C a⁻¹) hat ein Energieäquivalent von etwa $3,4 \times 10^{18}$ J a⁻¹ (Tabelle 1.2), was vergleichsweise 24 % des Primärenergieverbrauchs Deutschlands (14×10^{18} J a⁻¹) entspricht (Abbildung 1.3). Dies bedeutet jedoch nicht, dass 24 % des Primärenergieverbrauchs in Deutschland durch Biomasse gedeckt werden könnten, weil ein Großteil dieser Biomasse für Nahrungsmittel, Futtermittel und industrielle Produkte benötigt wird. Die beträchtlichen Energiekosten für die Produktion von Düngemitteln, Schädlingsbekämpfungsmitteln und Maschinen sowie die Energie, die für Arbeitskräfte, Transport und den landwirtschaftlichen Betrieb benötigt wird (vom Pflügen bis zur Ernte), müssen auch berücksichtigt werden (Kapitel 1.4).

Verwendung von Biomasse zur Erzeugung von Bioenergie: Nach einer vorläufigen Einschätzung für das Jahr 2010 stammen gegenwärtig ungefähr 6 % des Primärenergieverbrauchs in Deutschland aus Biomasse oder aus Biomasseprodukten zuzüglich 0,7 % aus erneuerbaren Abfällen⁴⁸: $0,5 \times 10^{18}$ J a⁻¹ aus festen Brennstoffen, vor allem Holz, $0,22 \times 10^{18}$ J a⁻¹ aus Biogas und $0,19 \times 10^{18}$ J a⁻¹ aus flüssigen Kraftstoffen (vor allem Biodiesel und Bioethanol; Tabelle 1.2). Der größte Anteil der Biomasse wird für Heizung (das meiste Holz) und Stromerzeugung (das meiste Biogas) anstatt für Verkehrszwecke verwendet, was von Bedeutung ist, da Kraftstoffe für Transportzwecke auf lange Sicht wahrscheinlich am schwierigsten zu ersetzen sind (Kapitel 1.4).

Im Jahr 2008 wurden von der Biomasse, die direkt als Energiequelle genutzt wurde, ungefähr 20 % importiert,⁴⁹ während die restlichen 80 % in Deutschland angebaut wurden. Diese 80 % inländische Biomasse für Bioenergie war jedoch nur deshalb verfügbar, weil zusätzliche Biomasse für Tierfutter importiert wurde (Kapitel 1.9).

Die Verwendung von **Holz** als Energiequelle in Deutschland wird quantitativ begrenzt durch die Holzmenge, die jährlich nachhaltig abgeholzt werden kann; diese Menge hat sich über die Jahre bei einem Durchschnitt von

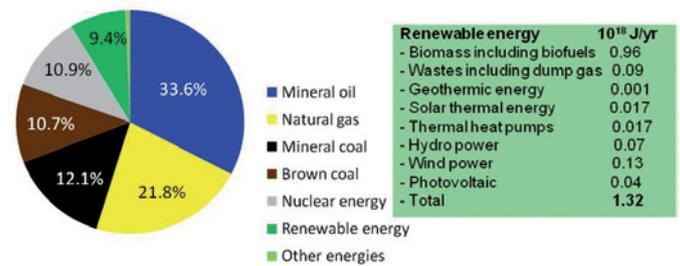


Abbildung 1.3: Primärenergieverbrauch (14×10^{18} J a⁻¹) in Deutschland im Jahr 2010⁴⁷. Jeder Sektor hat seinen eigenen Unsicherheitsfaktor (Fehlerwahrscheinlichkeit), der nicht dargestellt ist. Auch sind die verschiedenen Energiebereiche nicht voneinander unabhängig, so z.B. erfordert die Ernte von Biomasse für die Bioenergieerzeugung auch den Verbrauch von Mineralöl. Ungefähr 29 % der Primärenergie werden im Energiesektor und der Rest von der Industrie (18 %), Verkehr und Transport (19 %), den Haushalten (18 %), Handel, Gewerbe und Dienstleistungen (10 %) und für nicht-energetische Zwecke (7 %) verbraucht. Die Endenergie wird wie folgt verbraucht: etwa 28 % von der Industrie, 30 % von Transport und Verkehr, 28 % von den Haushalten sowie 16 % von Gewerbe, Handel und Dienstleistungen. Im Jahr 2011 war der Primärenergieverbrauch etwa 5 % niedriger, hauptsächlich aufgrund des milden Wetters.

rund 56 Millionen m³ Holz pro Jahr eingependelt; das entspricht etwa 14 Millionen t C a⁻¹ (Durchschnitt von 2002 bis 2009),⁵⁰ die einen Brennwert von $0,5 \times 10^{18}$ J a⁻¹ bis $0,6 \times 10^{18}$ J a⁻¹ (Tabelle 1.2) haben. Von dem gefällten Holz werden nur etwa 40 % direkt als Energiequelle und ca. 60 % für Holzprodukte verwendet, von denen unter Umständen einige später auch verbrannt werden. Wenn das gesamte Holz, das zurzeit in Deutschland abgeholzt wird, als Energiequelle benutzt würde, würde dies nur ungefähr 4 % des Primärenergiebedarfs von Deutschland decken. Und selbst dieser geringe Beitrag würde – auf lange Sicht – nicht nachhaltig sein, da die Holzmenge, die derzeit gefällt wird, den Ernteindex von 12 bis 13 % für Wald fast um den Faktor zwei übersteigt.⁵¹ Die Menge an Holz, die gegenwärtig als Energiequelle genutzt wird, ist auf Importe angewiesen (siehe Kapitel 1.9).

1.2.3. Nettoprimärproduktion in anderen Ländern

Die durchschnittliche NPP₀ in der EU-25 liegt bei etwa 550 g C m⁻² a⁻¹ (Abbildung 1.2).⁶ Die NPP₀ in Deutschland beträgt 580 g C m⁻² a⁻¹, in Frankreich 680 g C m⁻² a⁻¹, in Italien 590 g C m⁻² a⁻¹, in Großbritannien samt Irland 550 g C m⁻² a⁻¹, in Polen 560 g C m⁻² a⁻¹, in Portugal und Spanien 500 g C m⁻² a⁻¹, in Schweden

430 g C m⁻² a⁻¹ und in Finnland 400 g C m⁻² a⁻¹ (alle Angaben sind Näherungswerte aus Tabelle 3 in Ref. 43). Aufgrund menschlicher Eingriffe ist die oberirdische NPP in Frankreich, Deutschland und Großbritannien samt Irland ungefähr 10 bis 20 % höher als die oberirdische NPP_o, während sie andererseits in Polen, Spanien und Portugal ungefähr 10 % niedriger ist (siehe Tabelle 2 in Ref. 43). Demzufolge haben nur die letztgenannten Länder das Potenzial, ihre NPP durch landwirtschaftliche Intensivierung und Düngung erheblich zu erhöhen.^{6, 43}

Die durchschnittliche NPP_o beträgt in Nordamerika nahezu 450 g C m⁻² a⁻¹, in Lateinamerika und der Karibik liegt sie bei etwa 800 g C m⁻² a⁻¹, während sie in Südostasien Werte von beinahe 1.000 g C m⁻² a⁻¹ erreicht (Abbildung 1.1). In allen diesen Ländern liegt die tatsächliche NPP etwa 10 % bis 20 % unter der NPP_o, da der menschliche Einfluss zu einem Nettorückgang der NPP geführt hat.

Die Verfügbarkeit von Biomasse als Energiequelle pro Person variiert von Land zu Land (Abbildungen 1.1 und 1.2) und hängt neben der aktuellen und potentiellen NPP (g C m⁻² a⁻¹) hauptsächlich von der Bevölkerungsdichte (Personen pro m²) und dem Flächenbedarf pro Person für menschliche Nahrung, Tierfutter und industrielle Güter ab. Man würde erwarten, dass je niedriger der Energieverbrauch pro Kopf und die Bevölkerungsdichte sind, desto höher würde der Prozentsatz von erntbarer Biomasse sein, der als Energiequelle verwendet werden kann. Zum Beispiel sind in Deutschland sowohl der Primärenergieverbrauch pro Kopf (170 x 10⁹ J pro Kopf und Jahr) als auch die Bevölkerungsdichte (230 Einwohner pro km²) deutlich höher als in Brasilien (52 x 10⁹ J pro Kopf und Jahr bzw. 22 Einwohner pro km²). Der Unterschied zwischen Deutschland und Brasilien ist sogar noch größer, wenn man bedenkt, dass die NPP in Brasilien im Durchschnitt etwa doppelt so groß wie in Deutschland ist (siehe Abbildung 1.1). Aber selbst in Brasilien deckt die Bioenergie (vor allem Bioethanol aus Zuckerrohr) zurzeit nur etwa 30 % des Primärenergieverbrauchs des Landes ab (siehe Kapitel 2.12), wobei der großflächige Anbau von Zuckerrohr für Bioenergiezwecke

nicht ohne ökologische und soziale Probleme geblieben ist.⁵² Folgende Fakten gelten als weitere Beispiele: Der Primärenergieverbrauch und die Bevölkerungsdichte lagen in Frankreich im Jahr 2010 bei 180 x 10⁶ kJ pro Kopf und Jahr bzw. 110 Einwohnern pro km², in den USA bei 320 x 10⁶ kJ pro Kopf und Jahr bzw. 30 Einwohnern pro km², und in China bei 62 x 10⁹ J pro Kopf und Jahr bzw. 138 Einwohnern pro km².³⁶

1.3. Anteil der vom Menschen genutzten Nettoprimärproduktion und Bioenergiepotenzial

Welcher Anteil der NPP kann in einem gegebenen Land zur Energieerzeugung verwendet werden, und welches Potenzial hat die Bioenergie? Bei der Beantwortung dieser Fragen müssen wir den Anteil der NPP berücksichtigen, der derzeit bereits durch den Menschen für Lebensmittel, Futtermittel und für industrielle Zwecke in Beschlag genommen wird, und/oder den Anteil, der durch die negativen Auswirkungen menschlicher Tätigkeit auf die Produktivität der Ökosysteme (z.B. durch Versiegelung von Böden, Kapitel 1.12) verloren geht.

Anteil der vom Menschen genutzten Nettoprimärproduktion (HANPP): Der Anteil der vom Menschen genutzten Nettoprimärproduktion (Human Appropriation of NPP – HANPP) entspricht der NPP der potenziellen Vegetation in einem Ökosystem in Abwesenheit des Menschen (NPP_o) minus des Anteils der NPP der tatsächlichen Vegetation im Ökosystem, die nach der menschlichen Nutzung übrig bleibt. Zum Beispiel beträgt der HANPP 0 % in Wildnisgebieten und 100 % auf versiegeltem Boden. Bei Landnutzungen wie beispielsweise der Forstwirtschaft, wo die Bestände (d.h. die im Laufe von Jahren, Jahrzehnten oder Jahrhunderten angesammelte Biomasse) geerntet werden, kann der HANPP auch viel größer sein als 100 % des jährlichen NPP_o-Flusses. Dies geschieht, wenn die Ernte (Abholzung) das jährliche Wachstum übersteigt. Der HANPP schließt nicht die Energiekosten für die Erzeugung der NPP ein (d.h. die Energie aus fossilen Brennstoffen, die für die Produktion von Düngemitteln, Schädlingsbekämpfungsmitteln, Anbau/Bestellung und Ernte benötigt wird).

In Deutschland ist die NPP größer als die NPP_0 , wobei der Unterschied, ΔNPP , bis $100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ betragen kann (Abbildung 1.4 A). Der HANPP wird auf $340 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (120 Millionen t C a^{-1} ; siehe Tabellen 2 und 6 in Ref. 43) geschätzt, was fast 60 % der NPP_0 von $580 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (210 Millionen t C a^{-1}) ausmacht.⁶ Innerhalb der EU-25 ist der HANPP am höchsten in der Ländergruppe Belgien, Niederlande, Luxemburg und Dänemark (69 %), gefolgt von Großbritannien und Irland (67 %), Polen (60 %), Deutschland (59 %), Österreich, (57 %), Italien (52 %), Spanien und Portugal (44 %), und am niedrigsten ist er in Schweden (25 %; Abbildung 1.4 B). Der durchschnittliche HANPP in der EU-25 beträgt 50 %.

Bioenergiepotenzial: Aufgrund des verhältnismäßig hohen HANPP in Europa ist das Potenzial für die Erhöhung der Nutzung von Biomasse als Energiequelle in der EU-25 Region niedrig. Die Ausnutzung des gesamten Bioenergiepotenzials beinhaltet Risiken wie höhere Verschmutzung von Gewässern mit Düngemitteln und Schädlingsbekämpfungsmitteln, Freisetzung von N_2O und anderen Treibhausgasen in die Atmosphäre sowie eine schädliche Auswirkung auf die biologische Vielfalt. Die Landflächen, die gegenwärtig nicht für den Anbau von Kulturpflanzen genutzt werden, stellen die letzten verbliebenen Lebensräume für viele Organismen dar, und die EU-FFH-Richtlinie (Europäische Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie) erlaubt keine Maßnahmen, die zu einer Verschlechterung dieser Habitate führen würden. Steigende Importe von Biomasse, die einzige Möglichkeit, diese Einschränkung zu überwinden, verlagern jedoch die ökologischen und sozialen Risiken in andere Ländern (siehe unten).

Basierend auf dem relativ hohen HANPP in Europa (50 % im Durchschnitt) wird das Potenzial für die Nutzung von Biomasse als Energiequelle in der EU-25 nur auf etwa 4 % des derzeitigen Primärenergieverbrauchs in der EU-25 geschätzt.^{53, 54} Dementsprechend beträgt das veranschlagte Potenzial für Deutschland (mit einem HANPP von 60 %) weniger als 3 %. Aber selbst dieses eher kleine Potenzial lässt die ökologischen Risiken der intensiven Landwirtschaft außer Acht. Darüber hinaus

berücksichtigt diese Analyse auch nicht, dass in den nächsten Jahrzehnten zunehmend Biomasse benötigt werden wird, um die wachsende Weltbevölkerung zu ernähren⁵ und um fossile Brennstoffe als Rohstoff für die petrochemische Industrie zu ersetzen.

1.4. Fossile Brennstoffkosten der Bioenergie, gewonnene Energie relativ zur eingesetzten Energie (EROI), Flächeneffizienz, Vergleich mit anderen erneuerbaren Energien und Kapazitätskredite

Fossile Brennstoffkosten: Wie bereits erwähnt, wird bei den Zahlen für das Energieäquivalent der geernteten und abgegrasteten Biomasse nicht die fossile Energie berücksichtigt, die für den gesamten Prozess zur Erzeugung von Biomasse erforderlich ist. Die fossilen Energiekosten für die Produktion von Düngemitteln, Schädlingsbekämpfungsmitteln und Maschinen sowie die Energie, die für deren Betrieb in der Landwirtschaft benötigt wird (vom Pflügen bis zur Ernte), kann einen beträchtlichen Anteil der erzeugten Energie verzehren. In der Literatur findet man verschiedene Schätzungen über die Größe dieses Anteils.⁵⁵⁻⁵⁷

Eine detaillierte Schätzung der fossilen Energiekosten für die Erzeugung von Biomasse in der EU-25-Region wird von Luysaert et al. gegeben.^{46, 57} Die Energiekosten (als Prozentsatz des Energieäquivalents der geernteten Biomasse) wurden aus den CO_2 -Emissionen aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen für die Produktion von Biomasse berechnet. Es wurde festgestellt, dass diese Kosten 11 % für landwirtschaftliche Nutzflächen, 7 % für Wiesen und Weideland sowie 3 % für Wälder betragen (siehe Tabelle 1.4). Dabei geht die Analyse davon aus, dass landwirtschaftliche Nutzflächen mindestens einmal pro Jahr gepflügt, geeggt, bepflanzt und abgeerntet werden. Darüber hinaus werden diese Flächen zweimal pro Jahr gedüngt und viermal mit Schädlingsbekämpfungsmitteln besprüht. Futtergras wird mindestens einmal pro Jahr kultiviert und geerntet und zweimal pro Jahr gedüngt. Die Energiekosten für die

Herstellung von Düngemitteln werden auf Pflanzenbauflächen und Weideflächen ihrer Fläche entsprechend verteilt. In der Forstwirtschaft werden 10 % des Waldes jedes Jahr ausgedünnt, während weitere 10 % abgeholzt und aufgeforstet wird. Das gefällte Holz wird mit 40-Tonnen-LKW über eine Entfernung von mindestens 50 km (40 km bei Ländern, die kleiner als 100.000 km² sind) transportiert, wenn es als industrielles Rundholz verwendet wird. Brennholz wird mit 5-Tonnen-Lastkraftwagen über eine Entfernung von mindestens 30 km (20 km für Länder, deren Fläche kleiner als 100.000 km² ist) befördert. Die Analyse berücksichtigte nicht die Energie, die durch Arbeitskräfte oder durch Benutzung von Wasser verbraucht wurde. Schätzungen der Energiekosten zur Erzeugung von Biomasse in der Schweiz⁵⁵ und den USA⁵⁶ ergaben viel höhere Werte.

Die Produktion von Bioenergie muss auch die Energiekosten für die Umwandlung von geernteter Biomasse in Biobrennstoffe einbeziehen: beispielsweise die Kosten für die Vorbehandlung von Lignocellulose, Destillation von Ethanol, Extraktion von Lipiden sowie Lagerung und Transport von Biobrennstoffen. Diese Kosten können von durchschnittlich 10 % für die Herstellung von Holzhackschnitzeln bis anfänglich über 100 % für die Herstellung von Bioethanol der ersten Generation aus Mais betragen (Kapitel 1.6).

Gewonnene Energie relativ zur eingesetzten Energie (EROI): Die gesamten Produktionskosten von Bioenergie können durch den „Energy Return on Investments“-Wert (EROI) quantifiziert werden. Dieser berechnet sich aus dem Quotienten von gewonnener Energiemenge und investierter Energiemenge (Energie -Output/Energie-Input). Der Energie-Input umfasst die Energie, die während der Erzeugung von Biomasse und ihrer Umwandlung beispielsweise in flüssige Biobrennstoffe oder in Strom verbraucht wird. Der EROI-Wert berücksichtigt im Falle von Bioenergie in der Regel nur den Energie-Input aus fossilen Brennstoffen (Tabelle 1.3). Folglich werden bei der Herstellung von Bioethanol aus Mais oder Zuckerrohr die Energiekosten für die Destillation nicht berücksichtigt, wenn diese durch Verbrennung von Maisstroh, Zuckerrohrstroh, Holz oder Strom aus erneuerbaren Energien bereitgestellt werden.

Der EROI-Faktor für feste Biomasse, die direkt als Energiequelle benutzt wird, ist hoch; für Holzhackschnitzel oder Holzpellets beträgt er je nach Trocknungsgrad zwischen 5 und 15, im Durchschnitt ungefähr 10. Für flüssige und gasförmige Brennstoffe, die aus Biomasse produziert werden, ist der EROI-Faktor in der Regel viel niedriger in einigen Fällen kann er sogar unter 1 liegen.⁵⁹ Folgende EROI Werte wurden für verschiedene Brennstoffe veröffentlicht: für Biodiesel aus Raps unter 2^{63, 3}, für Bioethanol aus Mais in den USA zwischen 1 und 1,6^{59, 60}, für Bioethanol aus Zuckerrüben in Deutschland 3,5³ und für Bioethanol aus Zuckerrohr in Brasilien 8.^{52, 61} Der EROI-Wert für Bioethanol aus Rutenhirse (Switch Grass) ist auf 5,4 geschätzt worden,⁵⁸ während der Wert

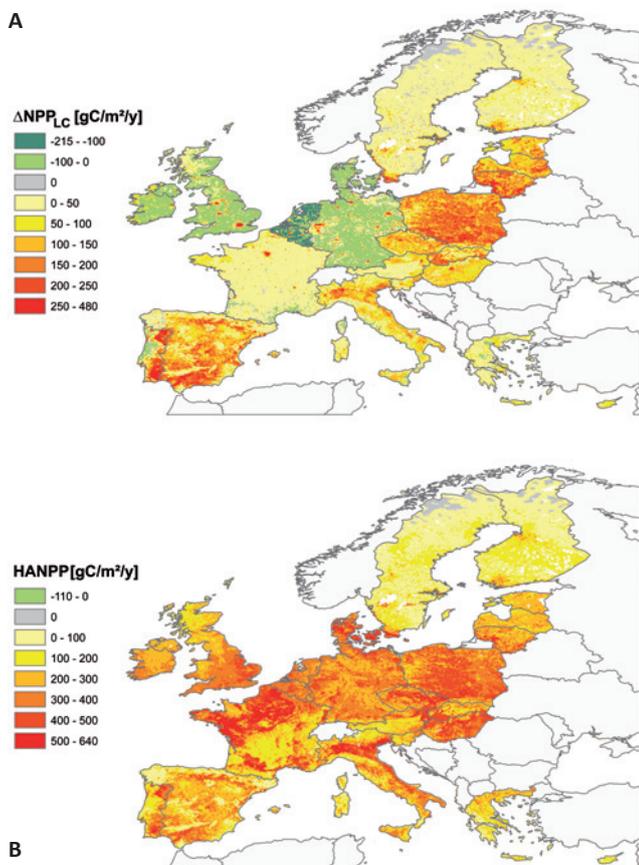


Abbildung 1.4: Anteil der vom Menschen genutzten Nettoprimärproduktion (HANPP) in der EU-25 im Jahr 2000. A. Veränderungen der Nettoprimärproduktion (ΔNPP_{LC}) aufgrund von Landnutzung: rot, Verringerung der NPP; grün/blau, Erhöhung der NPP. B. HANPP (aus Ref. 43, modifiziert).

für Biobutanol aus Mais weniger als 1 beträgt.⁶² Der EROI-Faktor für Biogas aus Maissilage liegt in Deutschland bei 4,8 (Verbrennungsenergie) und 1,4 (Strom).^{3,64} Aus Biogas gewonnener Strom kann EROI-Werte von 4,5 erreichen, wenn das Biogas unter Verwendung der Niedertemperaturwärme in Strom umgewandelt wurde.⁶⁵ Der EROI-Wert der Bioethanol-Produktion kann erheblich gesteigert werden, wenn Holz oder andere erneuerbare Energiequellen die Energie für die Ethanol-Destillation

liefern, dies jedoch zum Preis einer niedrigeren Flächeneffizienz.⁵⁹ Was die Energierentabilität betrifft, ist die Erzeugung von Bioenergie eine noch junge Technologie, die noch Spielraum für Verbesserungen ihres Wirkungsgrades hat.

Der EROI-Wert von Bioenergie, besonders von Brennstoffen der ersten Generation in Europa und den USA, ist eher niedrig im Vergleich zu anderen Energietechnologien. Zum Beispiel beträgt der EROI-Wert für die Photovoltaik^{66,67} etwa 7 und für modernste Windturbinen⁶⁸

Tabelle 1.3: Energierentabilität (EROI) und Flächeneffizienz der Brennstoffproduktion. EROI = Energie-Output/ fossiler Energie-Input. Die eingesetzte fossile Energie umfasst fossile Brennstoffe, die zur Landbewirtschaftung, für die Synthese von Düngemitteln und Pestiziden, zum Sägen und Ernten sowie für die Umwandlung der Biomasse in Biobrennstoffe erforderlich sind. Die angegebenen Werte sind die höchsten Durchschnittswerte, die gefunden und angemessen dokumentiert wurden. Die Flächeneffizienzen auf landwirtschaftlichen Betriebsfeldern liegen in der Regel unter denen von Versuchsfeldern. Literaturangaben siehe Text.

	EROI	Flächeneffizienz (W m ⁻²) (Jahresdurchschnitt) ^{e)}
Brennholz (Deutschland)	10 ^{a)}	< 0,2
Biodiesel aus Raps (Deutschland)	< 2 ^{a)}	< 0,2
Bioethanol aus Mais (USA)	1,5 ^{a)}	< 0,3
Bioethanol aus Zuckerrüben (Deutschland)	3,5 ^{a)}	< 0,4
Bioethanol aus Zuckerrohr (Brasilien)	8 ^{a,b)}	< 0,5
Bioethanol aus Triticale/Mais (Deutschland) (kombinierte Produktion) (Kapitel 2.11)	8 ^{a)}	< 0,3
Bioethanol ^{a)} Methan ^{a)} und Strom aus Lignocellulose (Kapitel 2.11)	3	< 0,5
Bioethanol aus Rutenhirse (USA)	5,4 ^{a)}	< 0,2
Biobutanol	< 1 ^{a)}	
Biodiesel aus Algen (Kapitel 1.17)	< 1 ^{a)}	
Biogas aus Maissilage (Deutschland)	4,8 ^{a)}	< 1,1
Biogas aus Maissilage (Deutschland) (Strom)	1,4	< 0,4
Photovoltaik (Deutschland) (Strom)	7	> 5
Photovoltaik (Brasilien) (Strom)		> 10
Windkraftanlagen (Deutschland) (Strom)	18	2 – 3 ^{c)}
Kernenergie (Strom)	10 – 20 ^{d)}	
Wasserkraftwerke (Strom)	100	

a) Verbrennungsenergie

b) Dieser hohe EROI-Wert wird nur erreicht, wenn Bagasse (der Rückstand des Zuckerrohrs nach dem Zerquetschen, um den Saft zu extrahieren) als die Hauptenergiequelle für die Destillation benutzt wird. Sie ist jedoch wegen des resultierenden Verlustes an Bodenkohlenstoff nicht nachhaltig (Kapitel 1.12).

c) Standardwindkraftanlagen an Land; das Land zwischen den Turbinen kann für landwirtschaftliche oder andere Zwecke genutzt werden.

d) In der Literatur sind EROI-Schätzungen für Kernkraft zwischen 1 und 50 zu finden⁷⁰. Die EROI-Schätzungen für Kernkraftwerke sind problematisch wegen des noch schwach entwickelten Datenbestandes bezüglich der Kosten für den Abbau von Kernkraftwerken und der Kosten zur Beseitigung von Schäden, die durch nukleare Katastrophen entstanden sind.

e) Durchschnittliche Leistung bezogen auf 365 Tage und 24 Stunden pro Tag.

ungefähr 18. Für Wasserkraftwerke⁶⁹ kann er sogar über 100 liegen. Die EROI-Schätzungen für die Kernenergie liegen zwischen 10 und 20, in der Literatur findet man auch Schätzungen zwischen 1 und 50.⁷⁰ Die EROI-Schätzungen für Kernkraftwerke sind problematisch wegen des noch schwach entwickelten Datenbestandes bezüglich der Kosten für den Abbau von Kernkraftwerken und der Kosten zur Beseitigung von Schäden, die durch nukleare Katastrophen entstanden sind. Abschließend sei angemerkt, dass eine Technologie mit einem hohen EROI möglicherweise in der Praxis aufgrund des hohen erforderlichen Kapitalaufwandes unwirtschaftlich sein kann; dieses ist zurzeit eins der Probleme der Photovoltaik-Technologie.

Flächeneffizienz: Die gesamte Sonnenenergie, die jährlich die bewachsene terrestrische Erdoberfläche ($100 \times 10^{12} \text{ m}^2$; Abbildung 1.1) erreicht und dort absorbiert wird, beträgt ungefähr $0,5 \times 10^{24} \text{ J}$ (etwa 170 W m^{-2} ; Energiedurchschnitt für 365 Tage und 24 Stunden pro Tag, unter Berücksichtigung von Wolken etc.). Von dieser Energie finden sich weltweit gesehen nur etwa $2,2 \times 10^{21} \text{ J}$ (ca. 0,5 %) in der durch Pflanzen gebildeten Biomasse wieder ($60 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$; Tabelle 1.1). Es gibt mehrere Gründe für diese niedrige Effizienz: (a) Die fotosynthetischen Pigmente absorbieren und nutzen nur 47 % (bestimmte Wellenlängen) des Sonnenlichts. Grünes Licht, ultraviolettes und infrarotes Licht werden nicht genutzt; (b) nur etwa 10 % der Lichtenergie wird in Form von NADPH (Kapitel 3, Abbildung 3.2) gespeichert; (c) etwa ein Drittel der in NADPH gespeicherten Energie wird durch Photorespiration in der Reaktion von Ribulosebisphosphat mit O_2 verbraucht, die durch das Enzym Ribulosebisphosphatcarboxylase katalysiert wird; (d) die Effizienz wird auch durch kontinuierliche Schäden des Photosystems II (D1-Protein) verringert, das bei hohen Lichtintensitäten dreimal pro Stunde repariert werden muss (Kapitel 3), und (e) die beiden Photosysteme haben sich im Laufe der Evolution entwickelt, um das Sonnenlicht von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang optimal nutzen zu können, wobei die Lichtintensität von 0 W m^{-2} auf 680 W m^{-2} (globaler Durchschnitt) in der Mittagszeit ansteigt, um dann

wieder auf 0 W m^{-2} abzufallen. Der Preis der Optimierung ist, dass bei Lichtstärken über $150 - 200 \text{ W m}^{-2}$ die Photosynthese (Kapitel 1.15) limitierend wird. Unter Licht-limitierenden Bedingungen ist die maximale Leistungsfähigkeit der Photosynthese 4,5 %, aber in der Natur wird selbst eine Leistungsfähigkeit von 1 % selten erreicht.⁸

Die Sonneneinstrahlung, die die Erdoberfläche in Deutschland erreicht und dort absorbiert wird, beträgt ungefähr 115 W m^{-2} ($100-140 \text{ W m}^{-2}$; durchschnittliche Leistung über 365 Tage im Jahr und über 24 Stunden pro Tag). Eine durchschnittliche jährliche NPP von ca. 650 g C m^{-2} in Deutschland entspricht einer durchschnittlichen Rate von etwa $0,8 \text{ W m}^{-2}$. Die Flächeneffizienz der NPP in Deutschland ausgedrückt als Prozentsatz der einfallenden Sonnenenergie ist somit weniger als 1 % (0,7 %).⁷¹ Auch mit fruchtbaren Böden und optimaler Düngung auf Versuchsfeldern ist die Effizienz der NPP selten höher als 1 % des durchschnittlichen solaren Energieflusses. Zudem sind die Prozentsätze viel niedriger, wenn nur die produzierten Biokraftstoffe berücksichtigt werden. So liegt die Flächeneffizienz von **Biodiesel** aus Raps in Deutschland nur bei $60 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (ungefähr 1.600 l; $0,18 \text{ W m}^{-2}$; Tabelle 1.3).³ Schließlich ist die Leistungsfähigkeit von landwirtschaftlichen Betriebsfeldern immer niedriger als die von Versuchsfeldern.

Die Flächeneffizienz von **Bioethanol** aus Mais beträgt in den USA etwa $81 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (3.800 l; $0,26 \text{ W m}^{-2}$), aus Zuckerrüben in Europa etwa $117 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (5.500 l; $0,37 \text{ W m}^{-2}$) und aus Zuckerrohr in Brasilien ca. $150 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (7.000 l; $0,47 \text{ W m}^{-2}$; die Dichte von Ethanol bei $20 \text{ }^\circ\text{C}$ beträgt $0,79 \text{ g l}^{-1}$).³ Durch die kombinierte kleintechnische Produktion von Ethanol und Biogas aus *Triticale* (zwei Drittel) und Mais (ein Drittel) in Deutschland wird Ethanol mit einer Flächeneffizienz von $80 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (3.700 l, $0,25 \text{ W m}^{-2}$, Kapitel 2.11) erzeugt. *Triticale* ist eine Hybridpflanze, die aus einer Kreuzung zwischen Weizen (*Triticum*) und Roggen (*Secale*) entstanden ist.

⁸ Siehe Leitartikel von H. Michel: Vom Unsinn der Biokraftstoffe; *Angewandte Chemie* 124, 2566–2568, 2012.

Die Flächeneffizienz von Bioethanol aus Zuckerrohr in Brasilien von $0,47 \text{ W m}^{-2}$ muss jedoch mit der Sonnenstrahlung von 250 W m^{-2} (jährlicher Energiedurchschnitt) verglichen werden, die in diesen Breitengraden die Erdoberfläche erreicht und dort absorbiert wird. Die Effizienz der Umwandlung von Lichtenergie in Bioethanol ausgedrückt als Prozentsatz der einfallenden Sonnenenergie ist daher weniger als $0,2 \%$ und somit niedriger als in Deutschland, wo im Falle von Bioethanol aus Zuckerrüben Werte von $0,23 \%$ ($0,26 \text{ W m}^{-2}/115 \text{ W m}^{-2}$) erreicht werden.

Die Bioethanol-Bildung aus **Lignocellulose** enthaltender Biomasse ist am leistungsfähigsten, wenn der Lignocellulose-Biomasse stärkehaltiges Rohmaterial hinzugefügt wird. Dieses Szenario führt zu einer geschätzten Ausbeute von $65 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Ethanol ($0,2 \text{ W m}^{-2}$), von etwa $5 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ elektrische Energie und von ca. $90 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Methan. Dies führt zu einer geschätzten Energieausbeute von etwa $140 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($0,44 \text{ W m}^{-2}$) und einem EROI von über 3 (Kapitel 2.11). Die Herstellung von Bioethanol aus Rutenhirse wird auf $60 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ($0,19 \text{ W m}^{-2}$) mit einem EROI-Wert von 5,4 angegeben.⁵⁸

Die Flächeneffizienz der Herstellung von **Biogas** aus *Triticale* kann in Deutschland bis $140 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (4.000 Normkubikmeter (Nm^3) Methan; $0,44 \text{ W m}^{-2}$) betragen, während die aus Maissilage ca. $280 \times 10^{18} \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (8.000 Nm^3 Methan; $0,88 \text{ W m}^{-2}$) erreichen kann. Die Flächeneffizienz von Maissilage kann auf Versuchsfeldern bis zu $350 \times 10^9 \text{ J ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ erreichen (10.000 Nm^3 ; $1,1 \text{ W}$; Tabelle 1.3).^{3,44}

Vergleich mit anderen erneuerbaren Energien (siehe dazu auch Kapitel 1.2.1): Im Vergleich zu anderen Energietechnologien, wie beispielsweise Photovoltaik^{7,72} und Windkraftanlagen^{7,73}, besitzt die Bioenergie nur eine geringe Flächeneffizienz. In Deutschland ist die Leistungsdichte von Photovoltaikmodulen⁷² in der Regel über 5 W m^{-2} und die der Windkraftanlagen an Land zwischen $2 - 3 \text{ W m}^{-2}$ (durchschnittliche Leistung über 365 Tage und 24 Stunden am Tag, Tabelle 1.3)^{7,73}. Diese höhere Effizienz wird nicht durch den höheren Einsatz von fossilen Energie gemindert, der mit dem Bau und Installation von Solar-

kollektoren und Windturbinen verbunden ist, da ihre EROI-Werte – wie oben erwähnt – hoch sind: Diese Werte betragen 7 für Photovoltaik und sogar bis 18 für Windkraftanlagen (Tabelle 1.3)^{66, 67, 68}. Nach ihrer Installation fallen für Photovoltaik-Zellen und Windkraftanlagen an Land kaum Wartungskosten an.⁷² Es ist daher nicht überraschend, dass die Bioenergie unter den von der Sonne stammenden Energien diejenige ist, die am wenigstens zur Reduzierung der Treibhausgase beiträgt und den höchsten finanziellen Preis pro Tonne eingespartes CO_2 aufweist.⁷⁴

Als Vorteil von Bioenergie wird häufig angeführt, dass in absehbarer Zeit nur Bioenergie in der Lage ist, fossile Brennstoffe im Verkehr zu ersetzen. Das stimmt nur eingeschränkt, erstens weil Biokraftstoffe unter Umständen gar keine, oder nur eine viel geringere THG-Einsparung bewirken als oft dargestellt (Kapitel 1.5 bis 1.7), zweitens weil durch Einsatz von Bioenergie unter Umständen in anderen Sektoren pro Flächeneinheit wesentlich höhere THG-Einsparungen erreicht werden könnten und drittens, weil im Verkehrssektor durch Maßnahmen der Nachfragesteuerung (z.B. Maßnahmen in der Raumordnung zur Verringerung des Verkehrsbedarf, Ausbau öffentlicher Personalverkehrs und Einschränkungen im Pkw-Verkehr) wesentlich größere THG-Einsparungen kostengünstiger erreicht werden könnten. Letzteres gilt insbesondere für das dicht besiedelte Deutschland.

Kapazitätskredite: Obwohl die NPP eine sehr viel geringere Flächeneffizienz bei der Umwandlung von Sonnenenergie zeigt als Photovoltaik oder Windturbinen, hat sie den Vorteil, dass das Produkt der NPP (Biomasse sowie daraus hergestellte Brennstoffe) sich relativ leicht in großen Mengen und mit hoher Energiedichte für eine spätere Verwendung speichern lässt.⁷² Speicherbare Energieträger mit hoher Energiedichte werden z. B. als Treibstoffe für Flugzeuge, für Lastkraftwagen und Lastschiffe benötigt, die auch in Zukunft wahrscheinlich kaum mit Elektrizität betrieben werden können. Denn in absehbarer Zeit gibt es nur sehr begrenzte Möglichkeiten, Elektrizität in großen Mengen zu speichern, weshalb auch die Versorgung mit Elektrizität

aus Photovoltaik und Windturbinen für Zeiten, in denen die Sonne nicht scheint oder der Wind nicht bläst, immer durch Elektrizität aus konventionellen Kraftwerken ergänzt werden muss. Das ist im Falle von Bioenergie nicht nötig, da sie auf Grund ihrer Speicherfähigkeit sich einem fluktuierenden Verbrauch anpassen kann und damit einen wichtigen Kapazitätskredit⁷⁵ hat. Bioenergie ist in der Lage, die Netzstabilität durch Bereitstellung von Ausgleichsenergie und Reservekapazitäten in Energiesystemen zu unterstützen⁷⁶, die aus steigenden Anteilen von fluktuierenden erneuerbaren Quellen gespeist werden. Allerdings ist dieser Vorteil teilweise durch den viel niedrigeren EROI und höhere Netto-Treibhausgasemissionen aufgehoben.

1.5. Treibhausgasemissionen im Zusammenhang mit der Nettoprimärproduktion

Die Bildung von Biomasse durch Photosynthese geht mit der Entnahme des Treibhausgases CO₂ aus der Atmosphäre einher. Wenn die Biomasse durch Organismen remineralisiert oder verbrannt wird, wird dieselbe Menge von CO₂ zurück in die Atmosphäre freigegeben, die vorher aus ihr durch Photosynthese entfernt worden ist. Bei der Treibhausgasbilanz muss jedoch zusätzlich berücksichtigt werden, dass (a) dieses Wachstum der Biomasse zur Oxidation von Kohlenstoff im Boden führen kann, dass (b) ein intensiver Anbau auch CO₂-Kosten für die Landbewirtschaftung, für die Herstellung von Düngemitteln und Pestiziden und für Sägen, Ernten und Transport verursacht und dass (c) die intensive Landwirtschaft fast immer zu einer erhöhten Emission der Treibhausgase Distickstoffoxid (N₂O) und Methan (CH₄) als Folge von Landbewirtschaftung, Tierhaltung und Einsatz von Düngemitteln führt. (Ammoniak ist auch ein Treibhausgas, das aber schnell aus der Luft in den Boden gewaschen wird und dort zur N₂O-Bildung beiträgt). Das alles gilt unabhängig davon, ob auf den Feldern Nahrungsmittel, Viehfutter oder Energiepflanzen wachsen, wobei allerdings in Deutschland die mit der intensiven Landwirtschaft verbundenen Treibhausgas-Emissionen nicht angerechnet werden (siehe Kapitel

1.8.). Im Falle von Energiepflanzen darf in der Treibhausgasbilanz das CO₂, welches während des Pflanzenwachstums gebunden wird, nicht berücksichtigt werden, wenn die Biomasse als Energiequelle lediglich Biomasse verdrängt, die bisher für andere menschliche Bedürfnisse verwendet wurde, oder die zur Erhaltung oder Bildung von Kohlenstoffvorräten in Pflanzen und Böden benutzt wird.⁷⁷ Nur zusätzlich erzeugte Biomasse ist C-neutral (Ref. 36 und 37 im Anhang 2 zu Kapitel 1).

CO₂-Emissionen aus mikrobieller Oxidation von Bodenkohlenstoff: Intensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung zur Steigerung der NPP kann zur Oxidation von Bodenkohlenstoff zu CO₂ aufgrund pflanzlicher und mikrobieller Aktivitäten führen. Folglich findet sich in landwirtschaftlichen Nutzflächen innerhalb der EU-25 eine Netto-CO₂-Emission aus Bodenkohlenstoff von etwa 4 % (100 % = CO₂ fixiert in geerntete Biomasse), wo zu viel Ernterückstände (z.B. Stroh) von den Feldern entfernt werden (siehe Kapitel 1.12)^{18, 24, 78}. Auf der anderen Seite nimmt der Kohlenstoffgehalt in Wiesen- und Waldböden zurzeit zu: im Falle von Wiesen endet ein Äquivalent von etwa 26 %, und im Falle von Wald etwa 32 % der Netto-Assimilation von CO₂ der geernteten Biomasse letztendlich als Bodenkohlenstoff (Tabelle 1.4).^{18, 78} Es ist derzeit schwierig einzuschätzen, ob und wann ein Sättigungspunkt bei der Anreicherung von Bodenkohlenstoff erreicht wird. Die Kohlenstoffmenge, die in Böden angereichert werden kann, hängt von der Verfügbarkeit von Metallionen wie Eisen und Aluminium ab.

CO₂ Emissionen aufgrund des Verbrauchs von fossilen Brennstoffen: Intensive Landwirtschaft zur Erhöhung der Nettoprimärproduktion verursacht auch CO₂-Kosten für die landwirtschaftliche Bewirtschaftung, die durch die Herstellung von Düngemitteln und Pestiziden sowie durch Tätigkeiten wie Sägen, Ernten und Transport entstehen. In all diesen Arbeitsabläufen werden fossile Brennstoffe verbraucht, die zur Entstehung von CO₂ führen. Diese CO₂-Kosten sind am größten für Ackerland (ein Äquivalent von etwa 11 % der in geernteter Biomasse assimilierten Nettomenge an CO₂), weniger für

Tabelle 1.4: Treibhausgasemissionen in Verbindung mit dem Wachstum von Biomasse in Prozent des in geernteter Biomasse assimilierten CO₂. Die angegebenen Daten gelten für die EU-25. Die Fehlerspannen betragen mindestens ± 10 %. Für Details siehe Ref. 46. Ungefähr 20 % des gefällten forstwirtschaftlichen Materials verbleibt im Wald.^{8,18} Negative Zahlen beziehen sich auf die Aufnahme von CO₂ / Treibhausgasen (THG) aus der Atmosphäre und positive Zahlen zeigen die Abgabe von CO₂ / THG in die Atmosphäre an.

	CO ₂ aus Bodenkohlenstoff	CO ₂ aus fossilen Brennstoffen	Treibhausgase aus Ernteresten	N ₂ O und CH ₄ ^{a)}	Σ
Ackerland	4 %	11 %	14 %	12 %	41 %
Wiesen/ Weiden	-26 %	7 %	18 %	20 %	19 %
Wälder	-32 %	3 %	21 %	1 %	-7 %

a) Emissionen aufgrund des Einsatzes von Düngemitteln

Wiesen und Weideland (+7 %) und am niedrigsten für Wälder (+3 %)⁴⁶ (Tabelle 1.4, siehe auch Kapitel 1.4).

Die Düngemittelproduktion mittels Haber-Bosch-Verfahren hat sich in den vergangenen 50 Jahren um mehr als 800 % erhöht.⁵ Die Treibhausgasemissionen aus fossilen Brennstoffen, die für die Bildung von H₂ und für die N₂-Reduktion zu Ammoniak erforderlich sind, haben aufgrund der gestiegenen Verfahrenseffizienz weniger stark zugenommen. Gegenwärtig entfallen auf das Haber-Bosch-Verfahren aufgrund seines hohen Energiebedarfes mehr als 1 % des globalen Primärenergieverbrauchs.¹⁸

N₂O- und CH₄-Emissionen, die mit dem Einsatz von Düngemitteln einhergehen: Neben den CO₂-Kosten, die bereits oben erwähnt wurden, führt die intensive Landwirtschaft fast immer zu einer erhöhten Emission der Treibhausgase Distickstoffoxid (N₂O) und Methan (CH₄) (hauptsächlich aus Reisfeldern und Tierhaltung) als Folge des Einsatzes von Düngemitteln und der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung. Die mit der Düngung verbundenen Treibhausgasemissionen, die auch die Emissionen aus Gülle mit einbeziehen, sind für Wiesen- und Weideflächen am höchsten (ein Äquivalent von +38 % der in geernteter Biomasse assimilierten Nettomenge an CO₂) gefolgt von den Ackerflächen (+26 %) und den Wäldern (+22 %; Tabelle 1.4).

Stickstoffhaltige Düngemittel werden im Allgemeinen mit einer Menge von 10 – 20 g N m⁻² (100 – 200 kg N pro ha) pro Jahr angewendet, wobei ungefähr 2 bis 3 % des Stickstoffs letztendlich als N₂O in die Atmosphäre entweicht.⁸⁵

Der N₂O-Emissionsfaktor von 4 % (Prozentsatz des Stickstoffs als Düngemittel oder biologisch gebundener Stickstoff emittiert als N₂O), der den nach Landnutzungsänderungen mineralisierten organischen Bodenstickstoffs und NO_x-Ablagerungen aus der Atmosphäre mit beinhaltet (etwa 50 kg N pro ha und Jahr), wurde kürzlich erneut bestätigt.⁸⁶ Die Emission erfolgt unabhängig davon, ob die angewandte Form des Stickstoffs organisch oder anorganisch ist (siehe Abbildung 1, Einleitung, S. 6).

Treibhausgaspotenziale: N₂O und CH₄ haben einen viel höheren Treibhauseffekt als CO₂. Im Falle von CH₄ ist das Potential etwa 25-fach und im Falle von N₂O ca. 300-fach höher als das vom CO₂ bezogen auf einen Horizont von hundert Jahren.^{10, 79} Obwohl sich die Konzentrationskurve von CH₄ in der Troposphäre innerhalb der letzten 20 Jahre vorübergehend abgeflacht hat,^{80, 81} hat sich die des N₂O in der Troposphäre seit der „grünen Revolution“ linear erhöht,^{82, 83} wie auch die CO₂-Konzentration seit der „industriellen Revolution“. Die gegenwärtigen Konzentrationen von CO₂, CH₄ und N₂O betragen jeweils 390 ppm, 1,8 ppm und 0,32 ppm.

Stickstoffdünger haben sich neuerdings auch als Quelle von atmosphärischen salpetrigen Säure (HNO₂) und von OH-Radikalen herausgestellt, die die Oxidationskapazität der Atmosphäre stark beeinflussen⁸⁴ und deshalb z. B. die durchschnittliche Verweilzeit von CH₄ in der Troposphäre beeinflussen können.

Anteile am anthropogenen Treibhauseffekt: Die intensive Landwirtschaft trägt wesentlich zum anthropogenen Treibhauseffekt bei, und das geschieht unabhängig

davon, ob die Kulturpflanzen für Lebensmittel (81 %, 9,2 Mio. ha), für industrielle Zwecke (3 %; 0,32 Mio. ha) oder für Biobrennstoffe (16 %; 1,96 Mio. ha; die Zahlen beziehen sich auf Deutschland 2011) angebaut werden.⁸⁷ Schätzungen zufolge ist die Landwirtschaft für 30 bis 35 % der weltweiten Treibhausgasemissionen verantwortlich, vor allem durch Abholzung, Methanemissionen aus Tierhaltung und Reisanbau sowie Distickstoff-Emissionen durch die Anwendung von Düngemitteln.

Bei nachhaltiger Bewirtschaftung ist das Wachstum der Bäume in den Wäldern mehr oder weniger THG-neutral, weil ein stabiles Gleichgewichtszustand besteht, indem so viele Bäume gefällt werden wie wieder nachwachsen und weil Wälder normalerweise nicht gedüngt werden.⁸⁸ Es sollte jedoch darauf hingewiesen werden, dass die Wälder in Europa indirekt durch Stickstoffablagerung aus der Atmosphäre gedüngt werden, was wiederum zu Treibhausgasemissionen führt. Diese Ablagerungen sind eine Nebenwirkung der Verbrennung fossiler Brennstoffe und intensiver Landwirtschaft. Die Treibhausgasbilanz von Wäldern wird hauptsächlich negativ (es wird weniger CO₂ emittiert als assimiliert), wenn die Waldfläche vergrößert wird oder die vorhandene Biomasse pro Fläche zunimmt. In den letzten Jahren stellten die Wälder weltweit eine Kohlenstoffsänke für rund $2,4 \pm 0,4 \times 10^9 \text{ t C a}^{-1}$ dar.⁸⁹ Bei den gegenwärtigen Ernteraten nimmt jedoch die gesamte Biomasse in Deutschland ab; das heißt, die Wälder werden zu einer CO₂-Quelle.

1.6. Treibhausgasverminderungspotenzial durch Nutzung von Biomasse als Energiequelle und Auswirkungen der Landnutzungsänderung

Die Emission von CO₂ sowie N₂O und CH₄ (letzteres vor allem aus Reisfeldern) als mikrobielle Nebenprodukte des Pflanzenwachstums in Anwesenheit von Düngemitteln verringert das Treibhausgasverminderungspotenzial der Verwendung von Biomasse als Energieträger in Europa⁴⁶ stark, und zwar um etwa 42 % im Fall von Ackerland, um etwa 19 % im Fall von Wiesen/Weiden und um bis zu 7 % im Fall von Wäldern (Tabelle 1.4).^{6, 18, 78}

Landnutzungsänderung: Die Unterschiede bezüglich der Treibhausgasemissionen zwischen Wald-, Wiesen- und Ackerflächen müssen abgerechnet werden, wenn diese Flächen für die Erzeugung von Energiepflanzen umgewidmet werden. So steigen die Emissionen um 49 %, wenn in Europa Waldflächen in landwirtschaftliche Kulturflächen umgewandelt werden. Wenn jedoch Ackerland in Wälder umgewandelt wird, gibt es eine Abnahme der Treibhausgasemissionen um 49 %, die häufig größer ist als das Verminderungspotenzial der Nutzung von Biomasse von Feldpflanzen als Energiequelle.

Es gibt auch indirekte Flächennutzungsänderungen (ILUC, von indirect land use change), die berücksichtigt werden müssen. Sie kommen dann vor, wenn Ackerland, das vorher für den Anbau von Nahrungspflanzen genutzt wurde, zur Erzeugung von Bioenergiepflanzen genutzt wird, und die Lebensmittelproduktion auf andere Flächen verlagert wird. Dies kann zur Abholzung in anderen Regionen führen. Das Ausmaß von indirekten Landnutzungsänderungen hängt von folgenden Faktoren ab: (i) von Änderungen im Lebensmittelverbrauch (d.h., ob die verlorene pflanzliche Nahrungsmittelproduktion ersetzt wird oder nicht – wenn nicht, kann dies jedoch zu mehr Hunger führen), (ii) von Änderungen der Erträge von Kulturpflanzen (z.B., wenn die Kulturpflanzenproduktion durch Ertragssteigerung auf kleinerer Fläche aufrechterhalten werden kann, reduziert sich das Ausmaß an indirekten Landnutzungsänderungen, obwohl in diesem Fall die zusätzlichen Emissionen durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung berücksichtigt werden müssen) und (iii) von der Fläche, die für die Erzeugung von Bioenergie benötigt wird (und somit vom Volumen, das produziert werden soll). Die wissenschaftlichen Unsicherheiten bei der Quantifizierung von Treibhausgasemissionen, die mit indirekten Landnutzungsänderungen einhergehen, sind nach wie vor hoch.⁹⁰

CO₂-Kosten der Umwandlung von Biomasse in Biobrennstoffe: Neben den Treibhausgasemissionen, die mit dem Wachstum der Biomasse einhergehen, ist auch die Umwandlung von Biomasse in Biobrennstoff-

fe (Holz, Bioethanol, Biodiesel, Biogas) in der Regel mit zusätzlichen CO₂-Kosten verbunden. Bei flüssigen Biobrennstoffen und Biogas aus Kulturpflanzen und Gräsern sind diese Kosten groß; deshalb muss stets ein beträchtlicher Anteil des Energieertrages mit den fossilen Brennstoffen gegengerechnet werden, die für ihre Produktion genutzt wurden. Zum Beispiel betragen die fossilen CO₂-Kosten bei der Biodieselproduktion mit einem EROI-Wert von 2 (Tabelle 1.3) 50 %, bei der Bioethanol-Produktion mit einem EROI-Wert von 1,6 sind sie etwa 60 %, bei der Bioethanol-Produktion aus Zuckerrohr mit einem EROI von 8 liegen sie bei ca. 12 % und bei der Brennholzproduktion mit einem EROI von 10 betragen diese CO₂-Kosten 10 % der CO₂ Menge, die bei der Verbrennung des Biobrennstoffs freigesetzt wird.

Treibhausgasverminderungspotenzial der Herstellung flüssiger und gasförmiger Biobrennstoffe: Lebenszyklusanalysen (siehe unten), bei denen Landnutzungsänderungen einbezogen werden, zeigen, dass die Netto-Treibhausgasbilanz der Bioethanol- oder Biodieselproduktion (einschließlich CO₂-Produktion aus der Verbrennung von Biobrennstoffen) in den meisten Ländern, einschließlich Brasilien⁹¹, positiv ist (d.h. Nettoproduktion von Treibhausgasen). In einigen Fällen werden mehr als doppelt so viel Treibhausgase emittiert als gebunden werden, was darauf hinweist, dass die Verwendung von flüssigen Biobrennstoffen anstelle fossiler Brennstoffe die Treibhausgasemissionen nicht verringern muss.^{9,14} Nur wenn die Düngung von Kulturpflanzen auf einem niedrigen Niveau gehalten wird, wenn die Umwandlungsrate von Biomasse in Biobrennstoffe hoch ist, und wenn der Bedarf an fossilen Brennstoffen bei der Umwandlung von Biomasse in Biobrennstoffe niedrig ist, können die Treibhausgasemissionen, verglichen mit denen, die aus der Verbrennung von fossilen Brennstoffen entstehen, signifikant reduziert werden.

Die Anwendung von Düngemitteln kann im Getreide- und Weidegrasanbau auf einem niedrigen Niveau gehalten werden, wenn hauptsächlich der Cellulose-Anteil der Pflanzen zu Biogas oder Bioethanol fermentiert wird und die Fermentationsrückstände (im Wesentlichen nicht-fermentiertes Lignin und Ligno-

cellulose) anschließend auf den Feldern als Dünger zur Verbesserung der Humusbildung im Boden verwendet werden, wodurch ein Teil des Nährstoffzyklus geschlossen wird.⁶⁵ Allerdings werden dadurch nicht die N₂O-Emissionen vermieden, die aus der Verwendung von landwirtschaftlichen Düngemitteln resultieren.

Treibhausgasverminderungspotenzial durch die Verwendung von Holz als Energiequelle: Lebenszyklusanalysen (siehe unten) zeigen, dass die Verwendung von Holz als Energiequelle THG-neutral sein kann, da das Wachstum der Bäume, wenn sie nicht gedüngt werden, nicht mit einer Nettoproduktion von Treibhausgasen verbunden ist (Tabelle 1.4) und da die CO₂-Kosten der Brennholz-Produktion nur etwa 10 % des CO₂ ausmacht, das bei der Verbrennung von Holz freigesetzt wird (Tabelle 1.3). Da jedoch auf lange Sicht nur 12 bis 13 % der Nettoprimärproduktion in Wäldern nachhaltig geerntet werden können, ist die Holzmenge, die als Energiequelle genutzt werden kann, relativ begrenzt (Tabellen 1.1 und 1.2). Der Brennstoff Holz ist nur dann umweltfreundlich, wenn die Wälder, aus denen das Holz entnommen wird, nachhaltig bewirtschaftet werden und wenn geeignete Techniken eingesetzt werden, um Schornstein-Emissionen, insbesondere Feinstaub (Ruß-Aerosole)⁹³, zu reduzieren. Das Heizen von Häusern mit Holz, das in den Wäldern illegal gesammelt wurde, und die Nutzung älterer Heizöfen ist häufig alles andere als umweltfreundlich.

Zusammenfassend wird es als unwahrscheinlich erachtet, dass die Emissionen durch Biobrennstoffe – mit der möglichen Ausnahme von Holz – relativ zu denen von fossilen Energieträgern um bis zu 80 bis 90 % reduziert werden könnten, wie es in einem Szenario des IPCC-SRREN Sonderberichtes für möglich gehalten wird.⁹⁴

1.7. Lebenszyklusanalysen und Kohlenstoffabscheidung sowie -speicherung

Lebenszyklusanalysen/Ökobilanzen von Biobrennstoffen müssen alle Treibhausgase umfassen, die während der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung und der Umwandlung von Biomasse in nutzbare Biobrennstoffe

entstehen; darüber hinaus müssen sie die fossilen Brennstoffe berücksichtigen, die für die Produktion von Düngemitteln und Schädlingsbekämpfungsmitteln erforderlich sind. Die weitere Verwendung von Nebenprodukten muss ebenfalls enthalten sein: wie zum Beispiel Stroh aus Getreidepflanzen, das für Verbrennung benutzt wird, Proteinschrot aus Ölsaatzpflanzen und Trockenschlempe, die als Tierfutter verwendet werden. **Unter Berücksichtigung dieser Kopplungsprodukte kann man zu einer günstigeren Treibhausgasbilanz kommen, wenn die Treibhausgas-Emissionen, die mit dem Viehfutteranteil verbunden sind, nicht angerechnet werden (siehe Kapitel 1.8)** Die Bilanzen sollten auch die Treibhausgasemissionen mit einschließen, die mit direkten und indirekten Landnutzungsänderungen verbunden sind.⁹⁵ Die Behandlung der Nebenprodukte und die Art und Weise, in der ihnen Auswirkungen sowohl in der Anbau- als auch in der Verarbeitungsphase zugewiesen werden, können das Gesamtergebnis einer Analyse erheblich verändern.⁹⁶

Lebenszyklusanalysen berücksichtigen in der Regel keine Ökosystemleistungen wie zum Beispiel Bodenqualität und Veränderungen der Biodiversität, mit der Düngung verbundene Emissionen von Ammoniak, die zu Bodenversauerung führen, Kontamination von Grundwasser, Seen und Flüssen mit Nitraten und Phosphaten, die zur Eutrophierung der Umwelt führen, oder – wie im Falle der Bewässerung – Auswirkungen auf den Grundwasserspiegel und den Salzgehalt. Lebenszyklusanalysen werden solange unvollständig bleiben, bis diese Umweltfragen berücksichtigt werden.^{16, 74}

Vollständige Lebenszyklusanalysen sind schwierig zu erstellen und sind Gegenstand laufender Forschungsarbeiten.⁹⁷ Besondere Schwierigkeiten werden verursacht durch: (a) die Notwendigkeit, die indirekten Auswirkungen wie Verlagerung oder Intensivierung der Nahrungspflanzenproduktion, die sich aus dem Einsatz von Bioenergie ergeben, zu berücksichtigen; (b) diese indirekten Effekte hängen nicht nur von der Produktionskette, sondern auch vom produzierten Bioenergievolumen sowie vom Standort der Produktion ab;

und (c) die vollständige Kohlendioxidbilanz der Bioenergieerzeugung kann nur im Kontext des gesamten globalen Landsystems (d.h. unter Berücksichtigung aller anderen Landnutzungen) verstanden werden.

Lebenszyklusanalysen zeigen, dass die Produktion und der Verbrauch von flüssigen Biobrennstoffen (Bioethanol und Biodiesel) nicht nachhaltig sind, wenn alle wichtigen Faktoren umfassend berücksichtigt werden. Die Herstellung von Bioethanol aus Zuckerrohr in Brasilien ist hierbei keine Ausnahme (Ref. 91; siehe jedoch auch Ref. 98), was unter anderem auch daraus hervor geht, dass die Zuckerrohrernteerträge zurückgehen. So fielen die Zuckerrohrerträge unter Einbeziehung von älteren, weniger produktiven Anbauflächen von 115 Tonnen pro Hektar in 2008 auf inzwischen weniger als 70 Tonnen pro Hektar. Zusammen mit zwei schlechten Ernten, hat das Brasilien gezwungen, in den letzten beiden Jahren zusammen 1,5 Milliarden Liter Bioethanol aus den USA zu importieren (siehe Nature (2012) 491:646-647). Obwohl die besonderen Bedingungen für Biogas etwas optimistischere Einschätzungen zur Folge haben,⁹⁹⁻¹⁰³ schlussfolgert der Wissenschaftliche Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz,¹⁰⁴ dass die Förderung der Biogasproduktion für die EU in ihrer jetzigen Form nicht fortgeführt werden sollte. Diese Schlussfolgerung wurde hauptsächlich deshalb gezogen, weil die gegenwärtige Förderung von Biogas hinsichtlich der Klimapolitik wegen der sehr hohen Kosten für die Vermeidung von Kohlendioxid nicht überzeugend ist, und weil die resultierenden Kostensenkungen sehr begrenzt sind. Biogas kann nur einen verhältnismäßig kleinen Nettobeitrag zur Energieversorgung leisten. Schließlich steigen dadurch tendenziell die landwirtschaftlichen Preise, was zu einer zusätzlichen Belastung der Verbraucher führt.¹⁰⁴

Kohlenstoffabscheidung: Es wurde vorgeschlagen, die Produktion von Bioethanol mithilfe von Kohlenstoffabscheidung und -Speicherung in Form von CO₂ zu kombinieren, um CO₂ aus der Atmosphäre zu entfernen¹⁰⁵. Diese Maßnahme würde jedoch die

Betriebskosten erheblich erhöhen. Eine andere Möglichkeit, die Treibhausgasbilanz zu verbessern, ist die Umwandlung von Biomasse in Holzkohle, entweder durch Pyrolyse (Biochar) oder durch hydrothermale Karbonisierung (HTC). Das Ziel wäre, Kohlenstoff zu erhalten, der mit dem Erdboden vermischt werden kann, wo eine Verweildauer von Kohlenstoff in der Größenordnung von vielen Jahrhunderten angenommen wird. Diese Annahme hat sich jedoch als falsch herausgestellt, weil die wirkliche Verweilzeit nur 2 bis 29 Jahre beträgt.^{106, 107} Folglich gibt es auch gegenwärtig keine Anzeichen dafür, dass diese Techniken wirtschaftlich in großem Maßstab angewendet werden können.¹⁰⁸ Energiekosten von lediglich 3,5 %, wie in dem IPCC-SRREN Sonderbericht behauptet wird (Kapitel 2.6.3.3, Seite 289),⁹⁴ erscheinen unrealistisch.

1.8. Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen in internationalen Abkommen

Die Netto-Treibhausgasbilanz der landwirtschaftlichen Güterproduktion unter Einbeziehung der Remineralisierung ist in der EU-25 positiv (d.h. Netto-Bildung von THG), wobei Deutschland wahrscheinlich, in absoluten Zahlen, die größten landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen verursacht.¹⁸ Wenn Deutschland daher eine Verringerung der Treibhausgasemissionen anstrebt, wäre wahrscheinlich der aussichtsvollste Weg, auf eine weniger intensive Landbewirtschaftung für die Produktion von Nahrungspflanzen umzusteigen (insbesondere durch weniger Düngemittel und Pestizide), anstatt die intensive Produktion von Energiepflanzen voranzutreiben (siehe hierzu auch Kapitel 1.10). Der Effekt einer Umstellung auf eine weniger intensive Landwirtschaft zur Senkung der Treibhausgasemissionen wäre größer als die Nutzung von 18 % der anbaufähigen Ackerflächen für die Produktion von Biobrennstoffen und industrielle Zwecke, wie es derzeit in Deutschland der Fall ist.⁸⁷ Solch eine Veränderung könnte eingeleitet werden, wenn alle Länder der EU-25 eine Abrechnung ihrer landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen in zukünftige internationale Abkommen aufnehmen würden. Deutsch-

land, Großbritannien, Frankreich, Italien und andere Länder haben gegen eine Bilanzierung von landwirtschaftlichen Treibhausgasemissionen gemäß Artikel 3, Absatz 4 des Kyoto-Protokolls gestimmt.¹⁰⁹

Ein umfassendes klimapolitisches Rahmenkonzept muss alle Treibhausgasemissionen (CO₂, N₂O, CH₄) aus Landwirtschaft, Bioenergieproduktion sowie direkten und indirekten Landnutzungsänderungen enthalten, vorzugsweise, indem diese Sektoren in ein Emissionshandelssystem aufgenommen werden. Dies ist notwendig, um die richtigen Anreize für den Umstieg auf emissionsarme Produktionsverfahren in der Landwirtschaft (z.B. gemischte Systeme, Präzisionslandwirtschaft) und Beschränkung der weiteren Landumwandlung zur Erzeugung von Bioenergie zu liefern. Um diesen Schritt vorzubereiten, ist weitere Forschung erforderlich: (a) über die Messung von Emissionen im Zusammenhang mit der Landnutzung und (b) über konsequente und umfassende Lebenszyklusanalysen der verschiedenen Produktionssysteme für Landwirtschaft, Nahrungsmittel und Bioenergie einschließlich der Verwendung fossiler Brennstoffe und Arbeitskräfte für den Betrieb in bezug auf Treibhausgasemissionen. Konsequente Lebenszyklusanalysen müssen auf multisektoralen Wirtschaftsmodellen beruhen, mit denen die gesamten Veränderungen der globalen Treibhausgas-Emissionen aufgrund des Einsatzes von Bioenergie berechnet werden können. Diese umfassenden Ansätze ergänzen die „attributiven“ Lebenszyklusanalysen, die auf spezifischen Prozessbuchführungen beruhen.⁹⁴

Wie bereits in der „Einleitung“ erwähnt, hat die Europäische Gemeinschaft (EU) das Ziel, bis 2020 mindestens 10 % der Energie für Transport und Mobilität aus erneuerbaren Energien bereit zu stellen, wobei von den erneuerbaren Energien im Wesentlichen die flüssigen und gasförmigen Brennstoffe dafür infrage kommen.

Basierend auf den Argumenten, die in den vorherigen Kapiteln dargestellt wurden und in den nachfolgenden Kapiteln weiter erläutert werden, sollte Deutschland darauf hinwirken, dass das Ziel der EU für 2020 aufgegeben wird.

1.9. Importe von Biomasse

Der Nettoimport von Biomasse durch Länder wie Deutschland führt zu einer erheblichen Vereinnahmung der Nettoprimärproduktion (HANPP) in anderen Ländern. Dies kann mit dem Indikator „embodied HANPP“ quantifiziert werden, der die gesamte vom Menschen genutzten Nettoprimärproduktion erfasst, die durch die Produktion von Biomasse in dem betreffenden Land (z. B. Deutschland) verbraucht wurde, einschließlich der Nettoimporte und -exporte von Biomasse.¹¹⁰ Konzeptionell ähnelt die „embodied HANPP“ „virtuellem Wasser“; d.h. dem Wasser, das für die Herstellung von Handelswaren gebraucht wird.¹¹¹ In Deutschland sind die ober- und unterirdische HANPP (ca. 120 Mio. t C a⁻¹; 340 g C m⁻² a⁻¹) deutlich niedriger als die „embodied HANPP“ (etwa 190 Mio. t C a⁻¹; 530 g C m⁻² a⁻¹; siehe Tabelle 6 in Ref. 43), die aus den aus Biomasse hergestellten Produkten resultiert, die im Ausland produziert, aber in Deutschland verbraucht wurden. Die „embodied HANPP“ (ober- und unterirdisch) durch Importe beläuft sich auf ungefähr 70 Millionen t C a⁻¹ (Tabelle 1.2). Dies bedeutet, dass Deutschland stark davon abhängig ist, sich Anteile der NPP außerhalb seiner eigenen Grenzen anzueignen (ungefähr 37 %), um seinen gegenwärtigen Verbrauch an Biomasse (100 %) zu decken. Das heißt, Deutschland verlagert die möglichen ökologischen Risiken und Treibhausgasemissionen, die mit der intensiven Land- und Forstwirtschaft einhergehen,⁴³ ins Ausland, es sei denn es wurde zuvor sichergestellt, dass die importierte Biomasse (a) aus pflanzlichen Produkten stammt, die in den exportierenden Ländern nachhaltig produziert und geerntet werden, dass sich (b) die Importe nicht negativ auf die Versorgung mit Nahrungs- und Futtermitteln in den exportierenden Ländern auswirkt und dass (c) die Importe in den exportierenden Ländern nicht zur Entstehung von Umweltkonflikten (z.B. Abholzung) beitragen.

Die größten Nettoimporte von Biomasse in Deutschland sind gegenwärtig ungefähr 5,4 Millionen t a⁻¹ Sojabohnen und Sojabohnenprodukte, die hauptsächlich als Futtermittel verwendet werden. Diese werden von

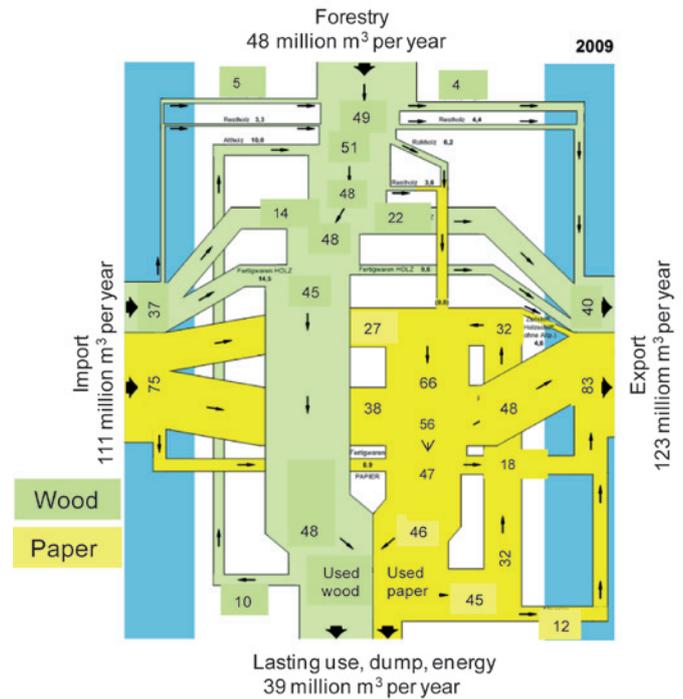


Abbildung 1.5: Flussdiagramm von Holz und Holzprodukten, die in Deutschland im Jahre 2009 importiert, exportiert, produziert und verbraucht wurden (aus Seintsch 2011⁵⁰). Die angegebenen Zahlen stellen Millionen Festmeter (m³) pro Jahr dar. Das Flussdiagramm zeigt im Falle von Holz, wie komplex Importe und Exporte von Biomasse und Biomasseprodukte sein können. Die Gesamternte auf Deutschlands Flächen hat sich im Laufe der Jahre verändert. Sie betrug 77 Millionen m³ im Jahr 2007 und 55 Millionen m³ im Jahr 2008. Die durchschnittliche Gesamternte von 2002 bis 2009 lag bei 56 Millionen m³. Ein Kubikmeter (m³) entspricht im Durchschnitt 250 kg C.

Nettoimporten von ungefähr 2,3 Millionen t a⁻¹ Raps, von 1,2 Millionen t a⁻¹ Mais und von vielen anderen Produkten wie Kaffee gefolgt, die nicht in Deutschland angebaut werden können.^{112, 113}

In Deutschland werden im Durchschnitt (2002 bis 2009) ungefähr 56 Millionen m³ Holz pro Jahr gefällt (ca. 14 Mio. t C a⁻¹, dessen Energie etwa 0,50 bis 0,6 x 10¹⁸ J a⁻¹ entspricht).⁵⁰ Dieser Betrag ist kleiner als die Menge an Holz, Holzprodukten und Papier, die in Deutschland importiert wird (111 Millionen m³ im Jahr 2009). Allerdings exportiert auch Deutschland erhebliche Mengen Holz, Holzprodukte und Papier (123 Millionen m³ im Jahr 2009). Dies ergibt einen Nettoexport von Holz und Holzprodukten aus Deutschland (12 Millionen m³ im Jahr 2009)⁵⁰. Ein Flussdiagramm für das Jahr 2009 ist in Abbildung 1.5 dargestellt. Dennoch muss beachtet werden, dass die Holzindustrie entscheidend von diesem großen Außenhandel mit Holz und

Holzprodukten abhängig ist. Ohne Holzimporte würde es nicht möglich sein, Bauholz, Holzprodukte und Papier zu exportieren, während gleichzeitig zurzeit $0,5 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$ aus der Holzverbrennung gewonnen werden, was ungefähr 4 % des Primärenergieverbrauchs von Deutschland abdeckt (Tabelle 1,2).

Obwohl Deutschland nicht nur ein Nettoexportland von Holz und Holzprodukten, sondern auch von anderen Agrarrohstoffen wie Weizen ($4,5 \text{ Mio. t a}^{-1}$ im Jahr 2008) ist, ergibt sich aus der gesamten Handelsbilanz ein „embodied HANPP“ für Deutschland, die, wie bereits oben diskutiert, deutlich höher als der HANPP innerhalb seines eigenen Gebiets ist.

Auch andere europäische Länder sind stark von der Aneignung von NPP außerhalb ihrer eigenen Grenzen abhängig, um ihren gegenwärtigen Biomasseverbrauch zu decken. Innerhalb der EU-25 sind nur Frankreich (-5 %), Finnland (-27 %), Estland, Lettland und Litauen (-18 %) sowie Schweden (-12 %) Nettoexporteure von „embodied HANPP“. Der Durchschnitt der EU-25 liegt bei etwa 33 % (siehe Tabelle 6 in Ref. 43).

1.10. Verluste in der Nahrungsmittelproduktionskette

Erforderliche Biomasse für Nahrung und Futter: Der Kalorienverbrauch (Grundumsatz plus Arbeitsumsatz) des Menschen beträgt im Durchschnitt (alle Altersgruppen, beide Geschlechter) ungefähr 11.000 kJ pro Kopf und Tag (127 W). Die Nahrungsmittelenergie, die notwendig ist, um diesen Kalorienverbrauch abzudecken, summiert sich auf $0,33 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$ für die rund 82 Millionen Menschen, die die aktuelle deutsche Bevölkerung ausmachen. In Deutschland und in den meisten europäischen Ländern werden ungefähr zwei Drittel der gesamten Nahrungsmittelenergie aus pflanzlichen und etwa ein Drittel aus tierischen Produkten bereitgestellt (Fleisch, Milch, Eier etc.). In Deutschland sind 62 % pflanzliche Erzeugnisse und 38 % tierische Produkte, während die entsprechenden Zahlen in Italien jeweils 67 % und 33 % betragen.^{114, 115, 116} Weltweit werden ca. 80 % der Nahrungsmittelenergie durch pflanzliche Produkte und 20 % durch tierische Erzeugnisse gedeckt.¹¹⁷ In Deutschland

werden jährlich etwa 10 Millionen t C pflanzlicher Biomasse geerntet, um die pflanzlichen Lebensmittel zu produzieren (Tabelle 1.2). Für die Fütterung von Tieren werden jährlich etwa 53 Millionen t C pflanzlicher Biomasse geerntet (Tabelle 1.2) und etwa 9 Millionen t C stellen Nettoimporte dar (derzeit etwa 5,4 Millionen t a⁻¹ Sojabohnen und Sojaprodukte, ungefähr 2,3 Millionen t a⁻¹ Raps und ca. 1,2 Millionen t a⁻¹ Mais, siehe Kapitel 1.9). Der Brennwert der etwa 72 Millionen t C pflanzlicher Biomasse ist größer als $2,6 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$.

Verluste in der Produktionskette: Um den Kalorienverbrauch der deutschen Bevölkerung aufrechtzuerhalten, wären nur 9 Millionen t C Biomasse ($0,33 \times 10^{18} \text{ J}$) erforderlich. In Wirklichkeit werden jedoch 72 Millionen t C verbraucht. Die energetischen Verluste in der Nahrungsmittelproduktionskette sind deshalb enorm. Ein Grund dafür ist, dass die Cellulose-Anteile der Biomasse, die mehr als 50 % betragen können, vom Menschen nicht verdaut werden können und dass der Ligninanteil weder von Tieren noch Menschen verdaut werden kann. Der Hauptgrund ist jedoch der hohe Verbrauch an tierischen Produkten. Die immensen Verluste in der Produktionskette von tierischen Produkten sind vor allem auf den Kalorienverbrauch der Tiere, aber auch unter anderem auf die Erzeugung von rund 10 Millionen t C von Gülle zurückzuführen (siehe Kapitel 1.11). Weltweit sind die Verluste in der menschlichen Nahrungsmittelkette auf schätzungsweise 60 % veranschlagt worden.¹¹⁷ Darüber hinaus wird ein großer Anteil von Lebensmitteln (die Schätzungen liegen zwischen 30 % und 50 %) nie verbraucht, sondern weggeworfen oder durch Schädlinge entlang der Lebensmittelversorgungskette verrottet.

Die Produktion von tierischen Produkten, wie Fleisch und Milch, erfordert unterschiedliche Mengen pflanzlicher Biomasse, die von der spezifischen Tierart und der Fütterungsstrategie abhängig sind. Verschiedene Tierarten haben unterschiedliche Umwandlungsraten. Zum Beispiel benötigt man für die Herstellung von 1 kg frischem Rindfleisch unter Umständen etwa 13 kg Getreide und 30 kg Heu, während 1 kg Hähnchenfleisch nur ca. 2,3 kg

Futter erfordert.¹¹⁹ Ungefähr 40 % der gesamten weltweiten Getreideproduktion wird im Durchschnitt an Tiere verfüttert, um Fleisch, Milch, Käse und andere aus Tieren stammenden Lebensmittel zu produzieren; dieser Trend ist steigend.¹¹⁷ So werden gegenwärtig erstaunliche 75 % der weltweiten landwirtschaftlichen Nutzflächen für die Aufzucht von Nutztieren verwendet.

Da die Verluste in der Produktionskette von tierischen Produkten am höchsten sind, würde erheblich mehr pflanzliche Biomasse als Bioenergieträger zur Verfügung stehen, wenn weniger tierische Produkte als Lebensmittel konsumiert würden. Eine Reduzierung des Verzehrs von Lebensmitteln tierischen Ursprungs würde auch die Treibhausgasemissionen erheblich verringern, da in Deutschland die meisten landwirtschaftlichen Methanemissionen aus der Nutztierhaltung stammen. Damit stünden auch mehr Landflächen zur Verfügung, die für einen weiteren Umstieg von einer intensiven zu einer extensiven Landwirtschaft erforderlich wäre (weniger Düngemittel, weniger Schädlingsbekämpfungsmittel, weniger Landbewirtschaftung, weniger Tiere; Kapitel 1.8). **Dabei ist berücksichtigt, dass der ökologische Landbau, der mit weniger klimatischen und ökologischen Risiken behaftet ist, pro Fläche nur etwa 50% der heute üblichen Erträge bringt.**

Tank oder Teller Diskussion: Weltweit stellen Mais, Weizen, Reis und Sojabohnen rund 75 % der Kalorien, die Menschen direkt oder indirekt verzehren.¹²⁰ Man nimmt an, dass gerade die Produktion von Brennstoffen aus diesen Feldpflanzen den Höchststand der Nahrungsmittelpreise im Jahr 2008 verursacht hat, der eine Debatte über „Fuel for food“ ausgelöst hat.⁴¹ Aber in einer Welt, in der ein Teil der Bevölkerung Übergewichtig ist und Lebensmittel vergeudet werden, und in der andererseits ein großer Teil der Bevölkerung unterernährt ist, müssen andere Aspekte der Ernährungssicherheit ebenso berücksichtigt werden: Hierzu gehören das Konsumverhalten und der Zugang zu Nahrung durch politische Steuerung, Handelsabkommen und Verteilung.¹²¹

1.11. Verfügbarkeit von landwirtschaftlichen und städtischen Abfällen sowie von Stroh

Beim Einsatz von organischen Rückständen und Abfällen zur Erzeugung von Biobrennstoffen muss berücksichtigt werden, dass in Deutschland fast alle Abfälle zurzeit in gut etablierten Verwertungsprozessen genutzt und nur wenige Rückstände und Abfälle nicht vollständig verwertet werden.¹²² Die Abfallmenge vieler Produktionsprozesse wird regelmäßig durch das Statistische Bundesamt erfasst und im Statistischen Jahrbuch veröffentlicht.¹²³ Rückstände aus der Landwirtschaft und Agrarindustrie werden in der Regel für die Tierernährung, Kompostherstellung und Biogasproduktion verwendet, während Abfälle aus kommunalen Sammelstellen und Abwasseraufbereitung vor allem bei der Verbrennung und Kompostierung von Pflanzen genutzt werden.¹²⁴ Infolgedessen steht die Nutzung von Abfällen zur Erzeugung von Biobrennstoffen in den meisten Fällen in starker Konkurrenz zu bereits bestehenden Verwertungssystemen.

Wir vermissen noch immer eine klare Definition von „Abfall“. Zum Beispiel ist Stroh eine Hauptquelle des Kohlenstoffs für landwirtschaftliche Böden. Wenn zu viel Stroh von den Feldern entfernt wird, nimmt der Kohlenstoffgehalt des Bodens ab.¹²⁵ Folglich sollte Stroh nur dann als „Abfall“ angesehen werden, wenn der Kohlenstoffgehalt des Bodens nicht verbraucht wird. Im Folgenden betrachten wir Stroh nicht als landwirtschaftlichen Abfall (Abbildung 1.6).

Landwirtschaftliche und städtische Abfälle: Abfälle aus der Landwirtschaft und Agrarindustrie summieren sich in Deutschland auf etwa 13,5 Millionen t C pro Jahr. Die größten Anteile stellen Rüben- und Kartoffelblätter (3,1 Millionen t C a⁻¹), Gülle (5,5 Millionen t C a⁻¹), Stalldung (4,4 Millionen t C a⁻¹) und Zuckerrüben-Rückstände (0,5 Millionen t C a⁻¹) dar. Die Abfälle aus der Landschaftspflege (1,7 Millionen t C a⁻¹), der kommunalen Abfallentsorgung (2,4 Millionen t C a⁻¹) und Tierkörperbeseitigungsanlagen (0,4 Mio. t C a⁻¹), die sich auf bis zu etwa 4,5 Millionen t C a⁻¹ addieren, sind vergleichsweise gering. Es gibt folglich ungefähr 18 Millionen t C Abfall

pro Jahr, von denen mehr als die Hälfte Gülle und Stalldung ist (Abbildung 1.6). Die angegebenen Zahlen sind theoretische Potenziale.¹²⁶

Vom theoretischen Potenzial von Jauche (Gülle + Dung) (10 Millionen t C a⁻¹) werden derzeit nur etwa 15 % für die Biogaserzeugung genutzt.¹²⁷ Jauche enthält nur 6 bis 10 % Trockenmasse, wodurch der Transport zu zentralen Verwertungsanlagen nicht energieeffizient ist, wenn die Biogasproduktionsanlagen (zurzeit rund 7.000 in Deutschland) zu weit von den landwirtschaftlichen Betrieben entfernt sind. Nach der Fermentation werden die Rückstände im Allgemeinen auf den Feldern als Düngemittel verteilt, das hohe Konzentrationen von Ammonium enthält, das im Boden zu Nitrat und Nitrit umgewandelt wird. Es gibt Anzeichen einer zunehmenden Grundwasserbelastung mit Nitraten und Nitriten in der Nähe der Standorte von Biogasproduktionsanlagen. Dies weist eindeutig auf die wachsende Notwendigkeit einer stärkeren Durchsetzung vorhandener Vorschriften bezüglich der Menge von Fermentationsrückständen hin, die als Düngemittel benutzt werden dürften.

Andere Rückstände aus der Landwirtschaft wie Rüben- und Kartoffelblätter und aus der industriellen Verarbeitung von landwirtschaftlichen Produkten werden gewöhnlich in Tierfutter umgewandelt oder kompostiert, während Abfälle aus der städtischen Müllabfuhr und der Abwasseraufbereitung größtenteils verbrannt oder kompostiert werden. Altpapier wird fast vollständig wiederaufbereitet. Des-

halb ist die Menge der nicht genutzten landwirtschaftlichen und kommunalen Abfällen (ohne ungenutzte Jauche) für die Produktion von Biobrennstoffen relativ gering; sie wird auf etwa 4 Millionen t C a⁻¹ geschätzt, die vom Brennwert her nur etwa 1 % des jährlichen Primärenergieverbrauchs in Deutschland ausmachen. Und sogar dieser kleine Prozentsatz existiert zum Teil nur deshalb, weil Importe die inländische Biomasse als Tierfutter ersetzen.

Obwohl in Deutschland fast alle Abfälle bereits wiederverwertet werden, bedeutet dies nicht, dass sie nicht auf energieeffizientere Weise genutzt werden können. Bioabfälle könnten zum Beispiel zunächst zur Biogaserzeugung verwendet werden, wobei die nichtfermentierten Rückstände anschließend kompostiert werden könnten.

Stroh: Von der jährlichen Strohernte Deutschlands, die aus etwa 15 Millionen t C Getreidestroh und 5 Millionen t C Rapsstroh besteht, werden ungefähr 4 Millionen t C als Einstreu in der Tierhaltung eingesetzt, **von denen letztendlich das meiste auf die Felder gelangt**, etwa 13 Millionen t C verbleiben auf den Feldern für die Humusbildung des Bodens, womit höchstens 3 Millionen t C übrigbleiben, die für verschiedene Energiezwecke zur Verfügung stehen.¹²⁹⁻¹³¹ Humusbildung aus Stroh welches in die Böden unterpflügt wird, stellt die wichtigste Quelle organischer Materie dar, um den Kohlenstoffgehalt in landwirtschaftlich genutzten Böden aufrechtzuerhalten (z.B. Ref. 132). Ohne das Hinzufügen neuer organischer Substanzen

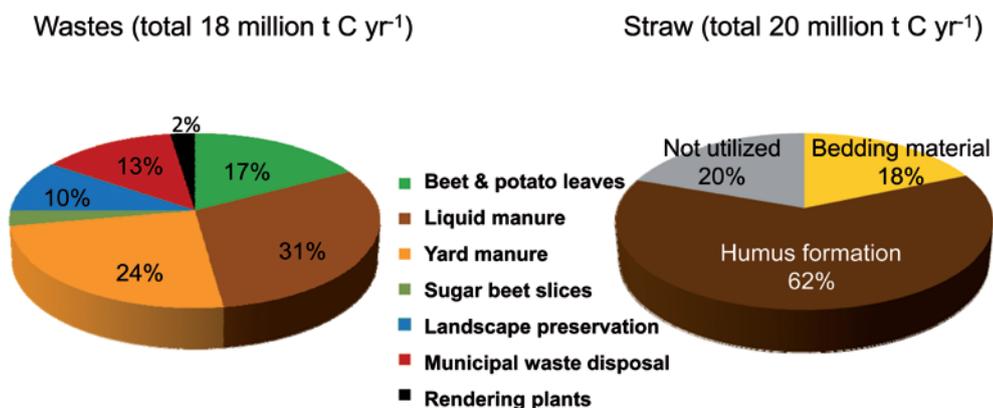


Abbildung 1.6: Mengen von landwirtschaftlichen und städtischen Abfällen sowie von Stroh in Deutschland. Abfälle und Stroh sind in metrischen Tonnen (t) Kohlenstoff (C) pro Jahr (a⁻¹) angegeben.

in Böden zusätzlich zur Wurzelbiomasse, würden die Böden Humus verlieren. Dadurch würden Böden ihre Fähigkeit, Wasser und Nährstoffe zu halten, herabgesetzt.¹²⁵ Derzeit nimmt der Kohlenstoffgehalt von Ackerlandböden **in einigen Gegenden ab**, weil die Strohernte die Nachhaltigkeitsgrenze übersteigt.⁷⁸ Dort wo der Vorrat an Bodenkohlenstoff auf diese Weise abnimmt, sollte Stroh nicht zur Erzeugung von Bioenergie verwendet werden.

Wenn jedoch ein Teil der Strohmenge, die auf den Ackerböden liegen bleibt (bis zu 13 Millionen t C a⁻¹), zunächst zur Erzeugung von Biogas fermentiert würde und die Fermentationsrückstände (hauptsächlich nicht-fermentiertes Lignin und Lignocellulose) anschließend als Dünger auf die Felder zur Erhöhung der Humusbildung in den Böden Verwendung finden würden, dann könnte Stroh zur Bereitstellung von Primärenergie beitragen. Es würde vermutlich nur geringfügig

mehr als 1 % sein, weil nur das Stroh, das in der Nähe einer Biogasproduktionsanlage geerntet wurde, effizient benutzt werden könnte (4 bis 7 Millionen t C Stroh pro Jahr) und weil nur ein Teil des Strohs zu Biogas fermentiert wird.¹³¹ Diese Anwendungsmöglichkeit für Stroh schließt jedoch nicht das Stickstoffproblem der Biogasrückstände aus, wenn sie als Düngemittel verwendet werden.

1.12. Bodenqualität und intensive Landwirtschaft

Der Erdboden ist weit mehr als nur Basis und Träger der Land- und Forstwirtschaft.^{120, 133} Er speichert Kohlenstoff, filtert Wasser, verwandelt Nährstoffe und erhält die Artenvielfalt. Die Frage, wie der Boden insgesamt mit der intensiven Landwirtschaft fertig wird, ist in der Vergangenheit weitgehend gemieden worden. Aber man muss sich immer ins Gedächtnis rufen, dass, wenn der Kohlenstoffgehalt der Bö-

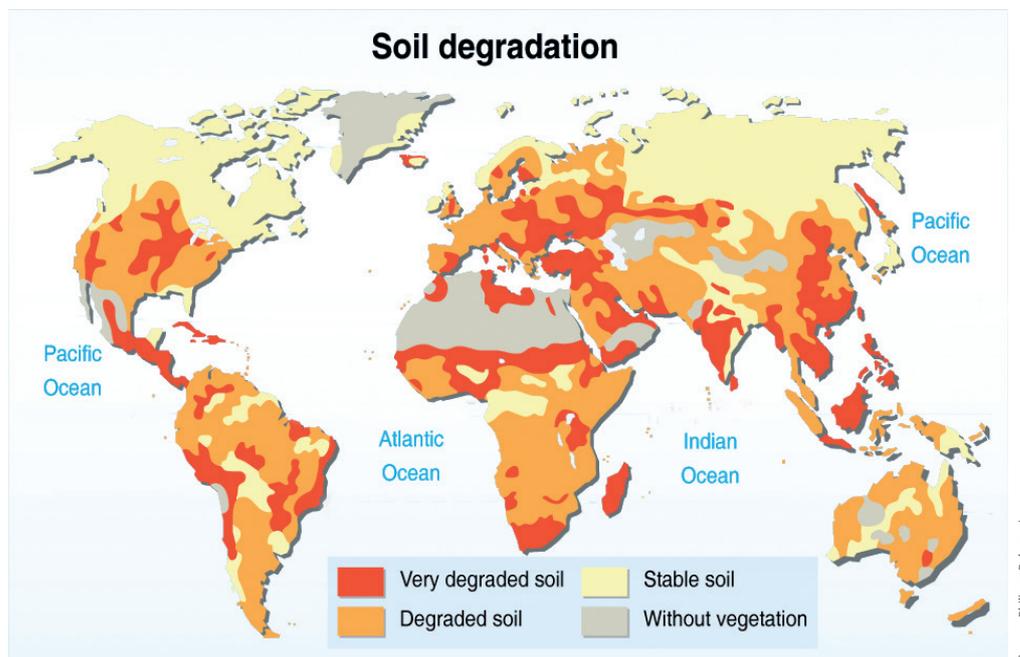


Abbildung 1.7: Weltweite Bodenqualität. Stabile Böden sind solche, bei denen die Bodenbildungsrate gleich oder höher ist als die der Bodenverluste. Diese Verluste können auf vielfältige Weise auftreten: z.B. aufgrund von Bodenabtragung durch Regen, Staubstürme bei Trockenheit, Verschlechterung durch Umweltverschmutzung, durch Salze aus verdunstetem Bewässerungswasser, durch Verdichtung, durch schwere Maschinen, durch Bodenkohlenstoff, der zu CO₂ oxidiert wird, oder durch Böden, die buchstäblich versiegelt werden, indem Städte gebaut und darin Straßen und Häuser entstehen. Die Bildung von Boden findet statt, wenn Felsen und Steine abbrechen und sich mithilfe von Bodenorganismen auflösen, wodurch Partikel entstehen, die sich mit der zerfallenden Biomasse und lebendigen Mikroben zu größeren Aggregaten verbinden. Diese Aggregate aus mineralischen und organischen Nährstoffen werden von Mikroben so prozessiert, dass die Mineralien von Pflanzen genutzt werden können. Die Poren innerhalb und zwischen den Bodenaggregaten behalten genügend Feuchtigkeit für das biologische Wachstum, erleichtern das Abfließen von Wasser und ermöglichen die Sauerstoffzufuhr in die Pflanzenwurzeln (Abbildung aus Referenz 134; Text aus Ref. 133).

den nicht aufrechterhalten werden kann, die Böden einige dieser Eigenschaften verlieren. Zurzeit nimmt der organische Kohlenstoffgehalt von Ackerböden in den meisten Ländern jährlich um geschätzte $2,6 \pm 4,5$ % Prozent (siehe auch Tabelle 1.4) ab, wobei diese Aussage mit einer erheblichen Unsicherheit behaftet ist.⁷⁸ Der Zahlenwert stammt aus einer Übersichtsarbeit aus dem Jahre 2010,⁷⁸ in der an 41 Standorten eine Kohlenstoff-Inventur durchgeführt wurde (EU-Projekt „CarboEurope – Assessment of the European Terrestrial Carbon Balance“). Die große Streubreite resultiert aus der Tatsache, dass es in den einzelnen untersuchten, sehr unterschiedlichen Standorten auch solche gibt, deren Kohlenstoffgehalt zunimmt oder gleich bleibt, wie das in vielen Ackerböden in Deutschland der Fall ist. Der Mittelwert weist allerdings darauf hin, dass das Ausmaß der gesamten Ernten in einigen Regionen von EU-25 die Nachhaltigkeitsgrenze deutlich übersteigen könnte. Fest steht, dass in einigen Regionen der Welt der Boden hundert Mal schneller verloren geht, als er gebildet wird (Abbildung 1.7). Erhebliche Verluste sind auch die Folge der Versalzung aufgrund von Bewässerung (siehe unten) und Veränderung von Böden, die zur Versiegelung führen, sodass diese Böden sich als undurchlässiges Medium verhalten: Zum Beispiel führt das Verdichten von Ackerböden durch schwere landwirtschaftliche Maschinen oder die Abdeckung mit undurchlässigen Materialien wie Beton oder Asphalt mehr oder weniger zu einer solchen Versiegelung. Man ist sich eigentlich darüber einig, dass Bodenbewirtschaftung und Bodenfruchtbarkeit jetzt Priorität in der Forschung genießen sollten.

Insgesamt enthält der Boden zwei- bis dreimal so viel Kohlenstoff wie die Atmosphäre (820×10^9 t C) oder die terrestrische Vegetation (800×10^9 t C). Kohlenstoff im Boden liegt meist als organische Materie vor, die zum Teil seit Jahrtausenden besteht, während andere organische Substanzen des Bodens leicht zersetzt werden. Die molekulare Struktur der organischen Materie allein bestimmt nicht die Stabilität der organischen Substanz im Boden; vielmehr sind auch Umwelt- und biologische Faktoren für den Abbau wichtig.¹³⁵

1.13. Wasserbedarf der NPP und Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die Nettoprimärproduktion

Wasserbedarf der Nettoprimärproduktion: Pflanzen benötigen im Allgemeinen für ein optimales Wachstum viel Wasser.¹¹⁷ Der Wasserbedarf hängt von der Kulturpflanze, dem Klima und den Bodenverhältnissen ab. Die Menge des Wassers, das notwendig ist, um 1 Kilogramm C zu produzieren, beträgt 700 l für Mais, 900 l für Zuckerrüben und 1.050 l für Weizen. Von diesen Wassermengen werden jedoch nur 0,2 bis 0,3 % für die Bildung von organischen Substanzen benötigt, der überwiegende Teil des Wassers wird für Transpiration verwendet. Mit mindestens 1.000 m^3 Wasser pro Hektar und Monat hat Mais den höchsten Wasserbedarf in der nördlichen Hemisphäre im Juli und August (sie entsprechen 100 mm Regen)¹³⁷. Aufgrund der moderaten Temperaturen und der relativ hohen Niederschläge benötigt der Anbau von Kulturpflanzen in Deutschland normalerweise keine Bewässerung und dort, wo bewässert werden muss, steht dafür in der Regel ausreichend Wasser zur Verfügung. In Ländern mit weniger Niederschlägen als in Deutschland können jedoch hohe Erträge nur mithilfe von Bewässerung erzielt werden, wobei die bewässerungsabhängige NPP mit einer Versalzung des Bodens verbunden sein kann. Der Beitrag der Bewässerung zur landwirtschaftlichen Produktivität ist sehr bedeutsam.¹³⁶ Die Bewässerung ist gegenwärtig verantwortlich für eine Wasserentnahme aus dem Grundwasser, Seen und Flüsse von etwa 2.800 km^3 pro Jahr (70 % der weltweiten Süßwasserentnahmen), diese Entnahmen werden zur Bewässerung von etwa 24 % der Ackerflächen genutzt und ist für die Lieferung von 34 % der landwirtschaftlichen Produktion verantwortlich. In den vergangenen 50 Jahren hat sich die Fläche der weltweit bewässerten Anbauflächen in etwa verdoppelt.⁵ Jedoch sind gleichzeitig auch beträchtliche Flächen aufgrund von Versalzung verloren gegangen. Daher können die ökologischen Kosten der Bewässerung hoch sein.¹³⁷

Züchtung oder gentechnische Veränderung von Pflanzen, die weniger Wasser und höhere

Salzkonzentrationen tolerieren, ist eines der dringenden Ziele; die Verbesserungsmöglichkeiten sind jedoch dadurch begrenzt, dass CO_2 und Wasserdampf durch die gleichen Öffnungen in den Blättern ausgetauscht werden. Wassereinsparungen führen unvermeidlich zu einer Verringerung der CO_2 -Bindung und folglich zu einer Reduktion der pflanzlichen Produktion. Dennoch benötigen einige bewässerte Kulturpflanzen weniger als 0,1 l Wasser pro kJ Lebensmitteln, während andere fast das Doppelte brauchen.⁵ Das Bewässerungswasser für die Landwirtschaft muss daher einen sinnvollen Preis haben, um den übermäßigen Gebrauch zu vermeiden und um einen Selektionsdruck für die Entwicklung nachhaltiger Produktionstechnologien auszuüben.

Wasserbedarf für die Erzeugung von Biobrennstoffen: Ein weiteres Problem in Bezug auf Wasser ist, dass die Umwandlung von Biomasse in Biobrennstoffe wie Ethanol sehr viel Wasser benötigt (> 10 l Wasser pro l Bioethanol), was nach der Fermentierung in einem energieaufwändigen Verfahren gereinigt werden muss, bevor es in die Umwelt freigesetzt oder wiederverwendet werden kann.

Energiekosten der Meerwasserentsalzung: Es gibt schier unbegrenzte Mengen Wasser in den Ozeanen der Welt, aber die theoretischen Energiekosten der Entsalzung machen bereits ungefähr die Hälfte der Energie aus, die während des Pflanzenwachstums gespeichert wird. Das ist wichtig zu wissen, denn wenn, wie manchmal angenommen wird, die Energiekosten für die Entsalzung gering wären, könnte in der Zukunft im Prinzip Wasser für die Bewässerung von Wüstenflächen zur Verfügung gestellt werden, auf denen dann Biomasse als Energiequelle angebaut werden könnte. Die Berechnung basiert auf folgende Fakten: Die Salzkonzentration (NaCl) von Meerwasser liegt bei 0,6 M (0,6 Mol / l = 3,5 %), diese hohe Konzentration muss auf weniger als 0,1 mM verringert werden, damit das Wasser für eine kontinuierliche Pflanzenbewässerung verwendet werden kann; Die Reduktion der NaCl -Konzentration in 1 Liter Wasser um den Faktor 10^4 verbraucht 22,8 kJ mol^{-1} NaCl unter Gleichgewichtsbedingungen ($4 \times 5,7$ kJ mol^{-1}); unter Nichtgleichgewichts-

bedingungen sind die Energiekosten mindestens doppelt so hoch; für das Wachstum von 1 g C Biomasse sind 500 – 1000 ml H_2O notwendig; der Brennwert von 1 g C Biomasse ist 37 kJ. Unter Verwendung dieser Werte ergibt sich, dass ungefähr 14 bis 28 kJ an Energie investiert werden muss, um das meiste Natriumchlorid aus dem Meerwasser zu entfernen, damit Wasser für das Wachstum von 1 g C Biomasse (37 kJ) verfügbar ist. Und diese Berechnung berücksichtigt nicht die Energie, die erforderlich ist, um die etwa 30 mM Na_2SO_4 aus dem Meerwasser zu entfernen; sie berücksichtigt auch nicht die benötigte Energie für den Wassertransport zu den Feldern und die Wasserverluste während des Transports. Ein Gegenargument könnte sein, dass die Energie zur Entsalzung, wenn sie von der Sonne stamme, kostenlos wäre. Dies ist jedoch kein stichhaltiges Argument, weil jedes mögliche Verfahren, das zur Entsalzung eingesetzt werden könnte, technisch auch direkt oder indirekt zur Stromerzeugung genutzt werden könnte.

Auswirkungen der globalen Erwärmung auf die NPP: Die globale Temperatur ist seit 1980 um 0,13 °C pro Jahrzehnt gestiegen, aber die Erwärmung ist nicht in allen Landwirtschaftsregionen der Welt dieselbe gewesen.¹³⁸ In diesem Zeitraum hat Europa, zum Beispiel, eine signifikante Erwärmung erfahren, während die Vereinigten Staaten eine leichte Abkühlung verzeichnen konnten. Gleichzeitig haben sich die Niederschläge geändert; aber die Änderungsmuster für Niederschläge decken sich nicht immer mit den Änderungsmustern für Temperatur. Für die Auswirkungen dieser neuen Klimatendenzen auf bedeutende Kulturpflanzenenerträge wurde für Mais, Weizen, Reis und Sojabohnen, die ungefähr 75 % der Kalorien liefern, die der Mensch direkt oder indirekt verbraucht, ein Modell erstellt. Das datenbasierte Modell ergab, dass die globale Produktion von Mais und Weizen in den letzten 30 Jahren um jeweils 3,8 und 5,5 % zurückgegangen ist. Die Bilanz für Sojabohnen und Reis ist weitgehend ausgeglichen. In den Vereinigten Staaten, die für ca. 40 % der weltweiten Mais- und Sojabohnenproduktion verantwortlich sind, waren die geschätzten Veränderungen vernachlässigbar.¹³⁸

1.14. Phosphatlimitierung der Nettoprimärproduktion in terrestrischen Systemen

Bei allen Plänen zur Entwicklung eines nachhaltigen Einsatzes von Biomasse für die Energieversorgung muss auch anerkannt werden, dass die für die Düngerproduktion notwendigen Phosphatreserven endlich sind und, obwohl dies neulich in Frage gestellt worden ist,¹³⁹ dass sie möglicherweise bald zum limitierenden Faktor werden könnten.¹⁴⁰⁻¹⁴³ Die Phosphatdüngung ist generell erforderlich, um hohe Ernteerträge zu erzielen. Obwohl häufig im Boden genügend Phosphate vorhanden sind, treten sie als unlösliche Phosphate auf, die durch Pflanzen nur langsam mobilisiert werden können. Die Mikroben, die mit Pflanzenwurzeln interagieren (Mykorrhiza), können organische Säuren (z.B. Zitronensäure, die enge Komplexe mit Kalziumionen bildet) ausscheiden, wodurch der Mobilisierungsprozess beschleunigt wird, der somit das Pflanzenwachstum fördert. Die Züchtung von Energiepflanzen mit einer verbesserten Bildung von Mykorrhiza ist deshalb eine weitere Voraussetzung für die langfristige Anwendung von Biomasse als erneuerbare Energiequelle.

Die leistungsfähige Wiederverwertung und Rückgewinnung von Phosphaten zur Wiederverwendung in der Landwirtschaft muss ein weiteres Ziel sein.¹⁴⁴ Die deutsche Landwirtschaft verbraucht zurzeit ungefähr 650.000 t Phosphat (P_2O_5) pro Jahr. Ungefähr die Hälfte dieser Menge muss importiert werden. Nahezu 300.000 t dieses Bedarfs kann durch die Anwendung von Jauche (Gülle + Dung) gedeckt werden. Zusätzlich können erhebliche Phosphatmengen aus den städtischen und industriellen Klärwerken extrahiert werden. Aber Klärschlamm wird verbrannt und produziert unlösliche Phosphate, deren Rückgewinnung und Umwandlung in für Pflanzen nutzbare Phosphate zusätzliche Energie erfordert. Darüber hinaus sind industrielle und städtische Abfälle normalerweise mit Schwermetallen verseucht und deren Gebrauch als Düngemittel auf Wäldern und landwirtschaftliche Flächen generell verboten, es sei denn, die kontaminierenden Schwermetalle werden

entfernt. Das ist zwar heutzutage technisch möglich, aber mit zusätzlichen Energiekosten verbunden.

Wenn landwirtschaftliche Nutzpflanzen zur Erzeugung von Biogas eingesetzt werden, kann der Phosphatgehalt der Biomasse vollständig wiederverwertet werden, indem die Fermentationsrückstände für die Düngung verwendet werden. Der anaerobe Umwandlungsprozess, der zur Biogaserzeugung eingesetzt wird, erhöht den Anteil an Phosphat, der dann für Kulturpflanzen biologisch verfügbar wird. Das Verhältnis von Stickstoff zu Phosphat kann jedoch im Fermentationsrückstand höher als von den Pflanzen benötigt sein, mit dem Ergebnis, dass mit dem Düngemittel zu viel Stickstoff auf den Feldern eingesetzt wird. Angereicherte schädliche Substanzen und Mikroorganismen können ein zusätzliches Problem darstellen. **Wie in Kapitel 1.11 bereits hervorgehoben, weist dies eindeutig auf die wachsende Notwendigkeit einer stärkeren Durchsetzung vorhandener Vorschriften bezüglich der Menge von Fermentationsrückständen hin, die als Düngemittel benutzt werden dürfen.**

1.15. Pflanzenzüchtung zur Produktion von Energiepflanzen

Die Züchtung und Selektion von Kulturpflanzen zur Nahrungsmittelproduktion hat meist zu Pflanzen mit nur einem geringfügig höheren NPP-Potenzial geführt (nicht viel mehr als 10 % der NPP_o), bei denen die NPP jedoch anders verteilt ist (z.B. mehr Körner und weniger Stroh)¹²⁰. **Nur in wenigen Fällen (z.B. Mais und Zuckerrübe) ist es offenbar gelungen, auch die NPP deutlicher zu steigern.** Ein Vergleich von C3- und C4-Pflanzenarten, die bei normalen Umgebungskonzentrationen von CO_2 wachsen, hat ergeben, dass die Wachstumsrate von Pflanzen, wenn ausreichend Wasser und Nährstoffe zur Verfügung stehen, (integriert über das ganze Jahr) durch das verfügbare Licht begrenzt wird (unter 150 – 200 $W m_2$).¹⁴⁷ Entsprechend ist die Bruttoprimärproduktion, die ein Maß für die jährliche Photosynthese der Pflanzen auf einer gegebenen Fläche darstellt, für Ackerflächen ($1120 \pm 224 g C m^{-2} a^{-1}$),

Wiesen ($1343 \pm 269 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) und Wälder ($1107 \pm 55 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$) im Bereich der EU-25 weitgehend identisch.⁸ Die höheren Wachstumsraten von Kulturpflanzen werden offensichtlich durch die längeren Vegetationsperioden der langsam wachsenden Bäume nahezu kompensiert. Die durchschnittliche NPP von Wäldern und Ackerland ist in der EU-25 fast gleich (jeweils $518 \pm 67 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ und $550 \pm 50 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$), während die durchschnittliche NPP von Wiesen und Weideland etwa 30 % höher ist ($750 \pm 150 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$).⁸ Das Wachstum von Pflanzen wird oft durch Nährstoff- und Wasserversorgung eingeschränkt, wie die erhöhte NPP nach Düngung und Bewässerung erkennen lässt. Eine wachsende Zahl von Belegen weist darauf hin, dass ein Großteil des beobachteten genetischen Züchtungsfortschritts bezüglich des Ertrags während der vergangenen 30 Jahre eher auf eine höhere Widerstandsfähigkeit, anstatt auf eine Erhöhung des Ertragspotenzials zurückgeführt werden kann.⁵

Zunahme der Ernteerträge: Seit 1965 haben einzelne Ernteerträge um 70 bis 80 % zugenommen, die Zuwachsrate hat sich in den letzten Jahren jedoch verringert.³⁻⁵ Diese kontinuierliche Zunahme war aber nur zum Teil das Ergebnis von Pflanzenzüchtung, die im Wesentlichen zu einer anderen Verteilung des Kohlenstoffs in der Pflanze geführt hat im Sinne von mehr Kohlenstoff in Körnern und weniger im Stroh, wodurch sich der Ernteindex erhöht hat. Sie resultierte ebenso aus einer intensiveren landwirtschaftlichen Bewirtschaftung, aus einem verstärkten Einsatz von Düngemitteln und Pestiziden (weltweit über 800 % allein für Stickstoff; in Deutschland waren es seit 1970 nur ca. 120 % mehr Stickstoff bei einer Steigerung des Getreideeinheitenertrages um etwa 200 %. Nicht enthalten in den Angaben für Deutschland sind die N-Depositionen aus der Atmosphäre, die in Deutschland über 20 kg N pro ha und Jahr beitragen können und der Stickstoffeintrag z.B. über Gärrückstände) sowie aus effizienterer Bewässerung,^{4, 5, 38} die jedoch mit den Klima- und Umweltkosten verbunden sind, die oben umrissen wurden.

Von Ansätzen aus Pflanzenzüchtung, genetischer Modifizierung und synthetischer

Biologie wird erwartet, dass neue Pflanzensorten mit einer deutlich höheren Nettoprimärproduktion und/oder einem niedrigeren Bedarf an Wasser und Düngemitteln entwickelt werden können.¹⁴⁴ Diese Entwicklung würde die Verfügbarkeit von Biomasse zu niedrigeren ökologischen Kosten erhöhen.⁷² Es gibt jedoch eine physikalische Obergrenze der Produktion, die durch die Verfügbarkeit von Photonen (Lichtumwandlungseffizienz in Biomasse), Wasser und Pflanzenstruktur festgelegt ist; diese Grenze kann weder durch die Anwendung von Düngemitteln und Pestiziden, noch durch Gentechnik überschritten werden.³⁻⁵ Es herrscht noch keine allgemeine Einigkeit darüber, wo genau diese Grenze liegt. Eine NPP von etwa $1.500 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ ist die höchste, die unter natürlichen Bedingungen beobachtet werden kann (Abbildung 1.1).

In Europa wurde behauptet, dass die mehrjährige und biomassereiche C4-Kulturpflanze *Miscanthus x giganteus* im Durchschnitt einen Ertrag von $1.100 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ an isolierbarer oberirdischer Biomasse erreichen kann, wenn das Wachstum der Graspflanze nicht durch Beeinträchtigung der Wasser- und Nährstoffzufuhr eingeschränkt wird.^{149, 150} Diese Erkenntnis zeigt, dass die Natur Pflanzen mit einer viel höheren oberirdischen NPP als Bäume oder Nahrungspflanzen entwickelt haben könnte. Diese Spezies sind erst vor kurzem in die Landwirtschaft eingeführt worden und sind deshalb wilde Arten, die noch der Domestizierung bedürfen (Anpassung an den menschlichen Bedarf, der ihre vorhandenen Eigenschaften ausnutzt). Obwohl man erkannt hat, dass die Züchtung von beispielsweise *Miscanthus* möglicherweise nicht einfach ist, sind die Erwartungen hoch. Eine der Visionen ist es, Gräser zu entwickeln, die die Eigenschaft haben, ihren gesamten eigenen Stickstoffbedarf in Symbiose mit Bakterien zu decken und somit zumindest unabhängig von Stickstoffdüngern wären.¹⁴⁵

Unterschiede zwischen Nahrungs- und Energiepflanzen: Hinsichtlich der Züchtungsziele gibt es einen wichtigen Unterschied zwischen Nahrungs- und Energiepflanzen. Der Ertrag von Nahrungspflanzen ist die geerntete Menge an Samen oder Knollen.

Samen und Knollen sind hochwertige Produkte mit Bestandteilen wie Stärke, Lipiden und Proteinen, die vom Menschen verdaut werden können. Ihre Produktion ist jedoch energetisch nicht effizient, weil sie durch Verschiebung von Ressourcen von den Wachstumszentren hin zu Samen und Knollen zustande kommt, wodurch diese Ressourcen nicht mehr zum Wachstum der Mutterpflanze beitragen. Der Ertrag von Energiepflanzen ist dagegen die Erntemenge des größten Teils der Pflanzenmasse (Blätter und Stängel), die aus einer komplexen Mischung von Cellulose, Hemicellulosen und Lignin besteht, die für den Menschen nicht zu verdauen ist und auch sehr viel schwieriger als Stärke, Lipide und Proteine durch Fermentation in einem flüssigen Biobrennstoff umgewandelt werden kann.

Zurzeit gibt es eine intensive Forschungstätigkeit, die darauf abzielt, Wege zu finden, um pflanzliche Biomasse als Quelle z.B. für die Bioethanolproduktion zu nutzen. Das wird neue Ziele für die Pflanzenzüchtung eröffnen. Sogar in bereits vorhandenen Kulturpflanzen verschiebt sich das Ziel in Richtung der Maximierung der Biomassebildung, unabhängig von der Einschränkung, dass dies zum Teil auf Kosten der Synthese von Stärke, Proteinen oder Lipiden in Samen oder Knollen gehen wird. Es gibt möglicherweise auch ein beträchtliches Potenzial für die Züchtung oder die gentechnische Entwicklung von Pflanzen, die große Mengen von Stärke, Lipiden oder anderen energiereichen Substanzen in ihren Blättern und Stämmen ansammeln könnten. Zuckerrohr ist eine effektive Energiepflanze, weil sie große Mengen Zucker während des vegetativen Wachstums in ihren Blättern und in Stamm speichert.¹⁴⁷

Das Dilemma zwischen hoher Wachstumsrate und hohem Energiegehalt: Zusätzlich zu diesen allgemeinen Problemen stehen die Pflanzenzüchter vor der Herausforderung, Bioenergiepflanzen mit hohen Wachstumsraten bei gleichzeitigem hohen Energiegehalt pro Volumen zu entwickeln. Pflanzen mit hohen Wachstumsraten wie Mais, Zuckerrohr und Rutenhirse, haben jedoch in der Regel einen niedrigen Energiegehalt pro Volumen und ein geringes Koh-

lenstoff-Stickstoff-Verhältnis. Sie benötigen deshalb Stickstoffdüngung für ein schnelles Wachstum; aber die Anwendung von solchen Düngemitteln führt zur Emission von N_2O . Auf der anderen Seite haben Pflanzen mit einem hohen Energiegehalt im Allgemeinen ein hohes Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis. Diese Klasse umfasst das gesamte Spektrum der vorhandenen Baumarten wie Kiefern, Eichen, Eschen und Pappeln. Bäume mit einer höheren Wachstumsrate haben einen geringeren Energiegehalt pro Volumen: z. B. die höhere Wachstumsrate der Pappel im Vergleich zur Eiche und Esche führt zu dem Ergebnis, dass die Pappel einen Energiegehalt hat, der nur halb so groß wie der von Esche und Eiche ist ($3,6 \times 10^9 \text{ J m}^{-3}$ im Vergleich zu $7 \times 10^9 \text{ J m}^{-3}$). Deshalb wird es eine ziemlich große Herausforderung sein, eine Kulturpflanze zu schaffen, die mit dem Energiegehalt sowie Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis von Eiche oder Esche und der Wachstumsrate der Pappel ausgestattet wäre. Eine Möglichkeit, dieses Problem zu verbessern ist, mehrjährige Pflanzen wie Rutenhirse zu nutzen, bei denen Nährstoffe vom oberirdischen Anteil bis zu den Speicherwurzeln im Herbst wiederverwertet werden können und dann im nächsten Jahr re-mobilisiert werden, um das Wachstum wieder zu unterstützen. Die Maximierung der Wiederverwertungseffizienz von Nährstoffen wäre in diesem Zusammenhang ein wichtiges und erreichbares Ziel der Pflanzenzüchtung.

Weitere Ziele der Pflanzenzüchtung: Ein aktuelles Ziel der Pflanzenzüchtung ist, Pflanzen zu entwickeln und zu selektieren, die die Landfläche erweitern, auf der sie wachsen können, zum Beispiel Energiepflanzen, die gegen Frost oder Salz resistent sind. Zu den Kandidaten für Energiepflanzen gehören verschiedene Gräser (z.B. Chinagrass [*Miscanthus*], Rutenhirse, Rohrglanzgras, Sorghumhirse, Gehölze wie Weide, Pappel, Eukalyptus) und Ölpflanzen (z.B. in einigen Ländern Purgiernuss [*Jatropha*]). Alle diese Pflanzen haben den potenziellen Vorteil in der Lage zu sein, auf Grenzertragsflächen zu wachsen und somit den direkten Wettbewerb mit Nahrungsmittelpflanzen zu vermeiden. Allerdings wären solche Grenzertragsflächen wahrscheinlich auch

für das native Baumwachstum geeignet, und berücksichtigt werden muss, dass viele Grenzertragsflächen unter Naturschutz stehen.

Die vorhandenen Energiepflanzen sind bereits auf hohe Erträge selektiert worden;⁵ daher ist das Potenzial für weitere schnelle Steigerungen der Zielmerkmale dieser Pflanzen wie Ertrag wahrscheinlich geringer als das Potenzial von weniger produktiven Pflanzen.¹⁵¹ Solche neuen Kulturpflanzen müssen für regionale Wachstumsbedingungen selektiert werden, um deren Ertrag im Vergleich zu einheimischen Pflanzen zu optimieren.

Ein interessantes Ziel der Pflanzenzüchtung ist, Pflanzen dahingehend zu verändern, dass sie besser als Substrate für die Produktion z. B. von Ethanol geeignet sind, was durch gezielte oder ungezielte genetische Veränderungen der qualitativen und quantitativen Zusammensetzung der Zellwand erreicht werden könnte; diese genetischen Veränderungen müssten allerdings die Biomasse von z. B. Mais oder von Pappeln zur Umwandlung in fermentierbaren Zucker besser geeignet machen, ohne die Stabilität dieser Pflanze zu beeinträchtigen.

1.16. Nachhaltige Intensivierung von Ernteerträgen

Es gibt nur wenige veröffentlichte Fälle, in denen ein signifikanter Anstieg des Ertrags ohne einen entsprechenden Preis für die Umwelt (Zunahme der Treibhausgasemissionen etc.) erzielt worden ist. In einigen sehr speziellen Fällen haben alternative landwirtschaftliche Bewirtschaftungsmethoden zu einer Reduktion der Emissionen geführt, während die Produktivität erhöht werden konnte. Die Agrarforstwirtschaft scheint ein Beispiel für eine solche nachhaltige Intensivierung zu sein.¹⁵² Zweifellos ist dies ein wichtiger Bereich für künftige Forschung.

Während in Deutschland und in den meisten Ländern der EU-25 die Landwirtschaftserträge bereits sehr hoch sind, gibt es in anderen Teilen der Welt, beispielsweise in Osteuropa, beträchtliche Ertragslücken sowie verlassene Ackerflächen. Zum Beispiel beträgt der durchschnittliche Maisertrag von Bauernhöfen in der Ukraine gegenwärtig ungefähr 5 t pro ha; das ist weniger als 80 % der Erträge

in den meisten EU-25 Ländern.^h Ein Vergleich der landwirtschaftlichen Erträge mit Erträgen auf Versuchsfeldern weist darauf hin, dass die Erträge in der Zukunft sogar noch höher sein könnten. Allerdings sind landwirtschaftliche Ernteerträge immer viel niedriger als die Ertragspotenziale, die experimentell unter optimalen Bedingungen für Wasser- und Nährstoffversorgung, Steuerung des Pesticideinsatzes und der Sonnenlichteinstrahlung ermittelt werden.

In Osteuropa können nicht nur die Ernteerträge pro Hektar erhöht werden. In der Ukraine und in Russland gibt es darüber hinaus Tausende von Hektar verlassener landwirtschaftlicher Flächen, die vermutlich wieder kultiviert werden könnten. Weltweit liegt die Größenordnung der verlassenen Flächen und Grenzertragsflächen, die in landwirtschaftliche Nutzung umgewandelt werden könnten, bei Millionen von Hektar (5 % der anbaufähigen Agrarflächen). Es besteht daher noch technisches Potenzial zur Steigerung der globalen Ernteerträge. Ob dies in einer nachhaltigen Art und Weise erreicht werden kann, bedarf weiterer Untersuchungen. Allerdings müssen die ganzen Treibhausgasfolgen der Nutzung von verlassenen landwirtschaftlichen Flächen und von Grenzertragsflächen für die Erzeugung von Bioenergie berücksichtigt werden, bevor groß angelegte Programme in Angriff genommen werden, um diese Potenziale zu realisieren. Verlassenes Land und Grenzertragsflächen können eine erhebliche Kohlendioxidsenke für Jahrzehnte oder sogar Jahrhunderte darstellen. Diese Kohlendioxidsenke würde verringert oder sogar aufgehoben werden, wenn dieses Land zur Erzeugung von Energiepflanzen verwendet werden sollte.

Das Potenzial zur Steigerung der Produktion von Biomasse in einer nachhaltigen und klimaneutralen oder zumindest kohlendioxidarmen Art und Weise wird aus unserer Sicht überschätzt. Zum Beispiel hatte die Gesamtmenge der Biomasse, die durch den Menschen im Jahr 2000 verwendet wurde (rund 17 %

^h <http://www.indexmundi.com/agriculture/?country=ua&commodity=corn&graph=production>).

der oberirdischen NPP), einen Energiewert (Bruttobrennwert) von $225 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$; (Tabelle 1.1). Dies umfasst die gesamte Biomasse, die direkt und indirekt für die menschliche Ernährung verwendet wurde, einschließlich Weidegras für Vieh, Nutzung von Biomasse als Rohstoff (Zellstoff, Papier, Bauholz, Kleidung etc.) sowie für Bioenergie. Um eine wachsende Weltbevölkerung ausreichend zu ernähren und Unterernährung und Hunger zu reduzieren, wird sich die Menge an Biomasse pro Jahr für alle diese Zwecke wahrscheinlich bis 2050 verdoppeln müssen.³⁷ Die ökologischen Folgen einer zusätzlichen Produktion von Biomasse von etwa $100 - 500 \times 10^{18} \text{ J a}^{-1}$ zur Erzeugung von Bioenergie, die im „best case“ Szenario des IPCC-SRREN Sonderberichtes für möglich gehalten wird, sind in dem IPCC-SRREN Papier nicht ausreichend diskutiert.

1.17. Nettoprimärproduktion von Algen

Mikroalgen können in hohem Maße eine produktive und nachhaltige Rohstoffquelle für biologische Brennstoffe (wie Öl für Biodiesel) und für andere hochwertige Produkte darstellen. Mikroalgen besitzen verschiedene Eigenschaften, durch die sie sich für die wirtschaftliche Ausnutzung eignen – dazu gehören eine schnelle Wachstumsrate, effiziente Photosyntheseleistungen und hohe Öl-Ausbeuten (bis zu 75 % der Trockenmasse von *Chlorella* und *Nannochloropsis* Arten, zum Beispiel). Als im Wasser lebende Arten, können Algen unter Bedingungen und an Standorten kultiviert werden, die für terrestrische Pflanzen ungeeignet sind, und konkurrieren nicht um landwirtschaftliche Anbauflächen (oder Süßwasser im Falle von Meeresalgen). Produktivität und Ölerträge pro Flächeneinheit von Algen sind einfach einmalig im Pflanzenreich. Während die NPP von Landpflanzen im Durchschnitt bei $600 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ liegt (Abbildung 1.1), kann die der Algen bis zu $5.000 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ betragen¹⁵⁴.

Wachstumssysteme von Mikroalgen wie Photobioreaktoren haben nur geringe ökologische Auswirkungen und können auch in bestehende industrielle Produktionsketten integriert werden, wo kohlenstoff- und nährstoffreiche Nebenprodukte entstehen (z.B. CO_2

aus Abgasen; stickstoffhaltige Abfälle aus kommunalen und landwirtschaftlichen Betrieben), die dann verarbeitet werden können. Nachdem die Algenzellen konzentriert und entwässert worden sind, können die Öle aus der Biomassepaste extrahiert werden, während der Rest der Biomasse in Biogas umgewandelt wird oder in andere Produkte weiter veredelt werden kann. Ein Bioraffineriekonzept, das die Produktion einer Reihe von hochwertigen Produkten und die Wiederverwertung von Rückständen einschließt, würde den Wert von Abfallprodukten erhöhen, während die Kosten der Produktion von Brennstoffen wie Biodiesel reduziert würden.

Die hohe Nettoprimärproduktion von Algen in Photobioreaktoren kann nur mit einem erheblichen Energieeinsatz erreicht werden. Diese Energie ist erforderlich, um ein kontinuierliches und gleichmäßiges Mischen der Algenkultur zu gewährleisten, damit eine konstante Bestrahlung aller Zellen mit Licht während des Tages und eine regelmäßige Versorgung mit Sauerstoff in der Nacht gewährleistet werden kann. Unter optimalen Bedingungen ist der Energie-Output nur geringfügig größer als der Energie-Input aus fossilen Brennstoffen, obwohl es auch optimistischere Schätzungen gibt.¹⁵⁵ Eine Vergrößerung der Photobioreaktoren um mehrere Zehnerpotenzen mit einem wesentlich verbesserten EROI-Wert wäre für die Produktion von Biobrennstoffen notwendig, und das ist noch nicht in Sicht. Algen mit hohem Lipidgehalt als Ausgangsmaterial für Biodiesel erfordert nicht nur große Mengen an diesen Algen sondern auch energieeffiziente nachgeschaltete Verarbeitungsprozesse. Die Industrie braucht Fortschritte in der Kultivierungstechnik von Algen und auch eine Verbesserung der Zellrückgewinnung und der Extraktionsprozesse.^{156, 157} Besondere Probleme, die noch gelöst werden müssen, sind das Ernten in großem Maßstab, die Verbreitung von Algenkrankheiten und die Extraktion der Algenbiomasse (nur etwa 10 g Trockenmasse pro Liter Wasser).

Zurzeit werden große Mengen von Mikroalgen entweder in offenen extensiven Systemen ohne besonderen technischen Input kultiviert oder in geschlossenen Photobioreaktoren.¹⁵⁸

In niedrigen Breitengraden profitieren die offenen Systeme von der hohen Sonneneinstrahlung und warmen Temperaturen tagsüber. Photobioreaktoren ermöglichen die Kultivierung einer breiteren Anzahl von Spezies unter konstanteren Bedingungen und mit erhöhter Flächenproduktivität. Dennoch sind erhebliche Optimierungen erforderlich, um den Umfang und die Effizienz einiger kommerzieller Anlagen zu erhöhen – zum Beispiel kann die Installation von hocheffizienten künstlichen Beleuchtungssystemen eine entscheidende technische Verbesserung sein.^{156, 159} Da künstliche Beleuchtung sehr energie- und damit kostenintensiv ist, kann sie nur wirtschaftlich eingesetzt werden, wenn die Algen für hochwertige Produkte kultiviert werden.

Aus heutiger Sicht ist es nicht sehr wahrscheinlich, dass Algen erheblich zur Produktion von Biobrennstoffen in naher Zukunft beitragen können. Allerdings sind Algen bereits jetzt als Grundstoffe für die Produktion von kleinen Mengen hochwertiger Verbindungen von industriellem Interesse. Die großtechnische Produktion von Grundchemikalien in einer Bioraffinerie ausgehend von Bestandteilen von Algenbiomasse wird vorausgesehen. Die Anwendung von Algen zur Produktion von Bio-Solar-Wasserstoff wird in Kapitel 3 behandelt.

1.18. Nettoprimärproduktion in den Ozeanen

Obwohl die gesamte globale Bruttoprimärproduktion in den Ozeanen von einer ähnlichen Größenordnung ist, wie die der Landflächen (aber nur ein Viertel pro Einheitsfläche, wenn man die weit kleinere Landfläche berücksichtigt, die mit Vegetation bedeckt ist), gibt es einen auffallenden Unterschied zwischen dem Vorrat an Biomasse in den zwei Biomen. Ungefähr 650×10^9 t C sind in terrestrischer Vegetation gebunden, während der Bestand der gesamten Plankton-Biomasse in den Ozeanen zu einem beliebigen Zeitpunkt nur 3×10^9 t C ist. Der Unterschied erklärt sich teilweise durch einen viel schnelleren Umsatz des einzelligen Phytoplanktons, der durch das Zooplankton verzehrt wird, aber es gibt auch andere Gründe dafür. So liegt mehr als die Hälfte der Biomasse im Ozean in Form von Bakterien und von Tieren vor, die im Wasser oder auf dem Meeresgrund leben, wobei das Phytoplankton zur Gesamtbiomasse sehr viel weniger beiträgt. Das ist der Grund, warum die Meere den Menschen mit so viel tierischer Biomasse versorgen können, während die Biomasse des Phytoplanktons im Allgemeinen nicht geerntet wird, abgesehen von einigen Algen, die durch den Menschen geerntet und als Gemüse gegessen werden. Aus diesen Beobachtungen wird geschlossen, dass die Ozeane als Quelle für Biomasse zur Produktion von Biobrennstoffen im größeren Maßstab nicht geeignet sind.¹⁶⁰

Literatur

1. Armaroli, N. & Balzani, V. *Energy for a sustainable world: from the oil age to a sun-powered future*, (Wiley-VCH, Weinheim 2011).
2. Chin, G., Marathe, T. & Roberts, L. Doom or Vroom? *Science* **333**, 538-539 (2011).
3. Büchting, A.J. Pflanzenzüchtung als Schlüssel-technologie–Mehr Nahrung und Energie, weniger Belastung. in *Herausforderung Mensch : Energie, Ernährung, Gesundheit ; Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte e. V. ; 126. Versammlung, 17. bis 21. September 2010 in Dresden* (Hrsg. Zenner, H.-P. u.a.) S.139-151 (Thieme, Stuttgart, 2011).
4. Marcinowski, S. Bei Rot gehen, bei Grün stehen–Verträgt sich Gentechnologie mit nachhaltiger Landwirtschaft? in *Herausforderung Mensch : Energie, Ernährung, Gesundheit ; Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte e. V. ; 126. Versammlung, 17. bis 21. September 2010 in Dresden* (Hrsg. Zenner, H.-P. u.a.) S.117-124 (Thieme, Stuttgart, 2011).
5. Foley, J.A. et al. Solutions for a cultivated planet *Nature* **478**, 337–342 (2011).
6. Haberl, H. et al. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **104**, 12942-12945 (2007).
7. MacKay, D.J.C. *Sustainable energy–without the hot air*, (UIT, Cambridge, England, 2009).
8. Schulze, E.D. et al. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geosci.* **2**, 842-850 (2009).
9. WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen). *Welt im Wandel: Energiewende zur Nachhaltigkeit. ISBN 3 540 40160 1*, (Springer, Berlin 2003).
10. Solomon, S. et al. (Hrsg.). *Climate change 2007 : the physical science basis ; contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, 996 S. (Cambridge Univ. Press, Cambridge, UK & New York, NY, 2007).
11. Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. Report: Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung–Empfehlungen an die Politik. (2007).
12. Nachhaltigkeitsbeirat der Landesregierung Baden-Württemberg. Energie aus Biomasse: Potenziale und Empfehlungen für Baden-Württemberg. (Stuttgart, 2008).
13. The Royal Society. Sustainable biofuels: prospects and challenges in *Policy document 01/08* (London, 2008).
14. WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen). *Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. ISBN 978 3 936191 21 9*, (Berlin 2008).
15. BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) und BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) Report: Nationaler Biomasseaktionsplan für Deutschland. Beitrag der Biomasse für eine nachhaltige Energieversorgung. (2010).
16. Edenhofer, O. et al. (Hrsg.). *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation (SRREN). Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, 1088 pp (Cambridge Univ. Press, New York, NY, 2012).
17. Statistisches Bundesamt. Report: Umweltnutzung und Wirtschaft–Tabellen zu den Umweltökonomischen Gesamtrechnungen. Teil 2: Energie, Rohstoffe (Wiesbaden, 2010).
18. Schulze, E.D. et al. The European carbon balance. Part 4: integration of carbon and other trace-gas fluxes. *Global Change Biol.* **16**, 1451-1469 (2010).
19. Gilbert, N. Summit urged to clean up farming. *Nature* **479**, 279 (2011).
20. BMWi (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie). Energie in Deutschland–Trends und Hintergründe zur Energieversorgung. (2010).
21. Beer, C. et al. Terrestrial gross carbon dioxide uptake: global distribution and covariation with climate. *Science* **329**, 834-835 (2010).
22. Die NPP₀ kann höher oder niedriger als die eigentliche NPP sein. Zum Beispiel sinkt die NPP einer Landfläche auf $0 \text{ g C m}^{-2} \text{ a}^{-1}$, wenn diese Landfläche für Infrastruktur verwendet wird. Im Falle von Wäldern unterscheiden sich die NPP₀ und die NPP nur unwesentlich. Die Umwandlung von Wäldern in Ackerland ist im Fall von intensiven landwirtschaftlichen Anbausystemen mit einem nur geringen Anstieg der NPP (6) verbunden, weil die erhöhte Wachstumsrate von Kulturpflanzen aufgrund von Düngung und Landbewirtschaftung durch eine kürzere Vegetationsperiode kompensiert wird. Die NPP ist viel größer als NPP₀, wenn Wüstenland durch Bewässerung und Düngung in Ackerland umgewandelt wird.
23. Gill, R.A. et al. Using simple environmental variables to estimate below-ground productivity in grasslands. *Global Ecol. Biogeogr.* **11**, 79-86 (2002).
24. Ciaia, P. et al. The European carbon balance. Part 2: croplands. *Global Change Biol.* **16**, 1409-1428 (2010).
25. Prince, S.D., Haskett, J., Steininger, M., Strand, H. & Wright, R. Net primary production of US Midwest croplands from agricultural harvest yield data. *Ecol Appl* **11**, 1194-1205 (2001).

26. Saugier, B., Roy, J. & Mooney, H.A. Estimations of Global Terrestrial Productivity: Converging toward a Single Number? in *Terrestrial Global Productivity* (Hrsg. Roy, J., Saugier, B. & Mooney, H.A.) 543-557pp (Academic Press, San Diego, Calif., 2001).
27. Aragao, L.E.O.C. et al. Above- and below-ground net primary productivity across ten Amazonian forests on contrasting soils. *Biogeosciences* **6**, 2759-2778 (2009).
28. Tum, M., Buchhorn, M., Günther, K.P. & Haller, B.C. Validation of modelled forest biomass in Germany using BETHY/DLR. *Geosci. Model Dev. Discuss.* **4**, 1685-1722 (2011).
29. Wang, Y. et al. Inventory-based estimation of above-ground net primary production in Japan's forests from 1980 to 2005. *Biogeosci.* **8**, 2099-2106 (2011).
30. Cuntz, M. Carbon cycle: A dent in carbon's gold standard. *Nature* **477**, 547-548 (2011).
31. Welp, L.R. et al. Interannual variability in the oxygen isotopes of atmospheric CO₂ driven by El Niño. *Nature* **477**, 579-582 (2011).
32. Zheng, D., Heath, L.S. & Ducey, M.J. Identifying grain-size dependent errors on global forest area estimates and carbon studies. *Geophys. Res. Lett.* **35**, L21403 (2008).
33. British Petroleum. BP Statistical Review of World Energy <http://www.bp.com/statisticalreview>. (2011).
34. Krausmann, F., Erb, K.H., Gingrich, S., Lauk, C. & Haberl, H. Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecol. Econ.* **65**, 471-487 (2008).
35. Schulze, E.-D., Körner, C., Law, B., Haberl, H. & Luysaert, S. Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. in *GCB Bioenergy*. doi: 10.1111/j.1757-1707.2012.01169.x (2012).
36. Statistisches Bundesamt. Report: Primärenergieverbrauch nach Ländern. <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/search/results.psm1>. search: Primärenergieverbrauch. (Wiesbaden, 2011).
37. Bruinsma, J. The resource outlook to 2050: By how much do land, water and crop yields need to increase by 2050? in *How to Feed the World in 2050. Proceedings of the Expert Meeting on How to Feed the World in 2050. 24-26 June 2009, FAO Headquarters.-see also contributions by others*-(ed. FAO) (Rome, 2009).
38. Qaim, M. & Stein, A. Der Mensch lebt nicht vom Brot allein-Weltseuche Nährstoffmangel und Rolle der Pflanzenzüchtung zur Verbesserung der Situation. in *Herausforderung Mensch : Energie, Ernährung, Gesundheit ; Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte e. V. ; 126. Versammlung, 17. bis 21. September 2010 in Dresden* (ed. Zenner, H.-P.u.a.) S.103-115 (Thieme, Stuttgart, 2011).
39. Hahlbrock, K. Nach 10 000 Jahren auf neuen Wegen-Pflanzenzüchtung für Ernährung und Umwelt. in *Herausforderung Mensch : Energie, Ernährung, Gesundheit ; Verhandlungen der Gesellschaft Deutscher Naturforscher und Ärzte e. V. ; 126. Versammlung, 17. bis 21. September 2010 in Dresden* (Hrsg. Zenner, H.-P.u.a.) S.83-101 (Thieme, Stuttgart, 2011).
40. von Braun, J. Food and Financial Crises: Implications for Agriculture and the Poor. in *Food Policy Report* (Hrsg. International Food Policy Research Institute (IFPRI)) (2008).
41. von Braun, J. et al. High food prices: The what, who, and how of proposed policy actions. in *Policy briefs, 1A* (ed. International Food Policy Research Institute (IFPRI)) (Washington, DC, 2008).
42. Field, C.B., Campbell, J.E. & Lobell, D.B. Biomass energy: the scale of the potential resource. *Trends Ecol. Evol.* **23**, 65-72 (2008).
43. Für weitere Einzelheiten siehe H. Haberl et al. Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Europa: Schlussfolgerungen für Bioenergiepotentiale, siehe Anhang.
44. Amon, T. et al. Methane production through anaerobic digestion of various energy crops grown in sustainable crop rotations. *Bioresource Technol.* **98**, 3204-3212 (2007).
45. Johnston, M., Foley, J.A., Holloway, T., Kucharik, C. & Monfreda, C. Resetting global expectations from agricultural biofuels. *Environ. Res. Lett.* **4**, 014004(9pp) (2009).
46. Für weitere Einzelheiten siehe E.D. Schulze & C. Körner. Nettoprimärproduktion und und Bioenergie, Anhang.
47. AGEB (Arbeitsgemeinschaft Energiebilanzen e.V.). Report: Primärenergieverbrauch. Auswertungstabellen zur Energiebilanz Deutschland. Daten für die Jahre 1990 bis 2009. <http://www.ag-energiebilanzen.de/viewpage.php?idpage=139>. (2011).
48. Nieder, T. Report: Entwicklung der erneuerbaren Energien in Deutschland in den Jahren 2009 und 2010. Grafiken und Tabellen unter Verwendung aktueller Daten der Arbeitsgruppe Erneuerbare Energien-Statistik (AGEE-Stat) im Auftrag des BMU. Erste Abschätzung, Stand Dezember 2010. <http://www.ag-energiebilanzen.de>. (Hamburg, 2010).
49. Bringezu, S. et al. Global implications of biomass and biofuel use in Germany-Recent trends and future scenarios for domestic and foreign agricultural land use and resulting GHG emissions. *J. Cleaner Production* **17**, S57-S68 (2009).
50. Seintsch, B. Holzbilanzen 2009 und 2010 für die Bundesrepublik Deutschland. in *Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft 2011/4* (ed. Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft (Johann Heinrich von Thünen-Institut)) (2011).
51. Eigentlich ist die Menge des Holzes, das gegenwärtig gefällt wird (14 Millionen t C pro Jahr), langfristig nicht nachhaltig, weil sie den Ernteindex von 12 bis 13% für Wald um fast den Faktor zwei übersteigt (30 % der Fläche von Deutschland ist mit einem NPP von etwa 520 g m⁻² a⁻¹ oder 56 Million t C pro Jahr bewaldet. 12,5 % der NPP machen 7 Millionen t C pro Jahr anstatt 14 Millionen t C pro Jahr aus). Dass 14 Millionen t C pro Jahr in den letzten Jahren durchschnittlich gefällt werden konnten, kann durch die Tatsache erklärt werden, dass nach dem Zweiten Weltkrieg die Wälder z.T gerodet wurden, sodass die Wälder wieder aufgeforstet werden mussten. Diese Bestände stehen nun für die Abholzung bereit. Ein weiterer Grund ist, dass die Bäume jetzt früher gefällt werden (nach 70 bis 80 Jahren statt nach 90 bis 100 Jahren). Deshalb wird sich die Menge an erntbarem Holz in den deutschen Wäldern wieder verringern, solange die ungleichmäßige Altersstruktur des Waldbestandes bestehen bleibt.

52. Martinelli, L. A. & Filoso, S. Expansion of sugarcane ethanol production in Brazil: Environmental and social challenges. *Ecol. Appl.* **18**, 885-898 (2008).
53. Fischer, G. et al. Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures, Part II: Land use scenarios. *Biomass & Bioenergy* **34**, 173-187 (2010).
54. Haberl, H., Beringer, T., Bhattacharya, S.C., Erb, K.H. & Hoogwijk, M. The global technical potential of bioenergy in 2050 considering sustainability constraints. *Curr. Opin. Environ. Sust.* **2**, 394-403 (2010).
55. Hersener, J.-L. & Meier, U. Rationelle Energieanwendung in der Landwirtschaft (REAL); Unter Berücksichtigung vermehrten Einsatzes erneuerbarer Energieträger. (Bundesamt für Energie BFE, Bern, Schweiz, 2001).
56. Pimentel, D. & Pimentel, M.H. *Food, energy, and society* (3rd ed.), (CRC Press, Boca Raton, Fla., 2008).
57. Luyssaert, S., Abril, G., Andres, R., et al. The European CO₂, CO, CH₄, and N₂O balance between 2001 and 2005. *Biogeoscience Discuss.*, 9, 2005-2053, 2012 www.biogeosciences-discuss.net/9/2005/2012/ doi:10.5194/bgd-9-2005-2012
58. Schmer, M.R., Vogel, K.P., Mitchell, R.B. & Perrin, R.K. Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proc Natl Acad Sci USA* **105**, 464-469 (2008).
59. Hammerschlag, R. Ethanol's energy return on investment: A survey of the literature 1990-Present. *Environ. Sci. & Technol.* **40**, 1744-1750 (2006).
60. Hill, J., Nelson, E., Tilman, D., Polasky, S. & Tiffany, D. Environmental, economic, and energetic costs and benefits of biodiesel and ethanol biofuels. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **103**, 11206-11210 (2006).
61. Macedo, I.C., Seabra, J.E.A. & Silva, J.E.A.R. Green house gases emissions in the production and use of ethanol from sugarcane in Brazil: The 2005/2006 averages and a prediction for 2020. *Biomass & Bioenergy* **32**, 582-595 (2008).
62. Pfromm, P.H., Amanor-Boadu, V., Nelson, R., Vadlani, P. & Madl, R. Bio-butanol vs. bio-ethanol: A technical and economic assessment for corn and switchgrass fermented by yeast or *Clostridium acetobutylicum*. *Biomass & Bioenergy* **34**, 515-524 (2010).
63. Esteban, B., Baquero, G., Puig, R., Riba, J.-R. & Rius, A. Is it environmentally advantageous to use vegetable oil directly as biofuel instead of converting it to biodiesel? *Biomass & Bioenergy* **35**, 1317-1328 (2011).
64. Hundt, B. Dissertation, Justus-Liebig-Universität Gießen (2010).
65. Berglund, M. & Borjesson, P. Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass & Bioenergy* **30**, 254-266 (2006).
66. Kubiszewski, I. & Cleveland, C. Energy return of investment (EROI) for photovoltaic energy. in *Encyclopedia of Earth*, http://www.eoearth.org/article/Energy_return_on_investment_%28EROI%29_for_photovoltaic_energy (2009).
67. Battisti, R. & Corrado, A. Evaluation of technical improvements of photovoltaic systems through life cycle assessment methodology. *Energy* **30**, 952-967 (2005).
68. Kubiszewski, I., Cleveland, C.J. & Endres, P.K. Meta-analysis of net energy return for wind power systems. *Renewable Energy* **35**, 218-225 (2010).
69. Murphy, D.J. & Hall, C.A.S. Year in review--EROI or energy return on (energy) invested. *Ann NY Acad Sci* **1185**, 102-18 (2010).
70. Hall, C. & his students. The Energy Return of Nuclear Power (EROI on the Web-Part 4) <http://www.theoldrum.com/node/3877> (SUNY College of Environmental Science and Forestry, Syracuse NY 2008).
71. Die Energieertragseffizienz der Fotosynthese von grünen Pflanzen liegt unter nicht-sättigenden Lichtbedingungen bei etwa 20 %, wenn man nur die fotosynthetischen Reaktionszentren berücksichtigt, sie liegt bei ungefähr 10 % nach den unvermeidlichen Verlusten in den Chloroplasten und sinkt auf 5 % im Spitzenmonat der Vegetationsperiode, um schließlich auf bis zu 1 % im Jahresdurchschnitt abzufallen.
72. Blankenship, R.E. et al. Comparing Photosynthetic and Photovoltaic Efficiencies and Recognizing the Potential for Improvement. *Science* **332**, 805-809 (2011).
73. Dabiri, J.O. Potential order-of-magnitude enhancement of wind farm power density via counter-rotating vertical-axis wind turbine arrays. *J. Renewable Sustainable Energy* **3**(2011).
74. OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development). Biofuel Support Policies: An Economic Assessment. 146 S. (Paris, 2008).
75. Dent, C.J., Keane, A. & Bialek, J.W. Simplified Methods for Renewable Generation Capacity Credit Calculation: A Critical Review. in *Power and Energy Society General Meeting (PESGM), 2010 IEEE, July 25-29, Minneapolis, MN*. DOI 10.1109/PES.2010.5589606 (IEEE, New York, NY, 2010).
76. Edenhofer, O. et al. (Hrsg.). *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation (SRREN). Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, Chapter 8, p 623, Table 8.1 (Cambridge Univ. Press, New York, NY, 2012).
77. European Environment Agency Scientific Committee, A Letter to the European Commission. Opinion on Greenhouse Gas Accounting in Relation to Bioenergy--September 15, 2011; International Scientists and Economists Statement on Biofuels and Land Use -- October 7, 2011. (2011).
78. Ceschia, E. et al. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agric. Ecosyst. & Environ.* **139**, 363-383 (2010).
79. Montzka, S.A., Dlugokencky, E.J. & Butler, J.H. Non-CO₂ greenhouse gases and climate change. *Nature* **476**, 43-50 (2011).
80. Kai, F.M., Tyler, S.C., Randerson, J.T. & Blake, D.R. Reduced methane growth rate explained by decreased Northern Hemisphere microbial sources. *Nature* **476**, 194-197 (2011).
81. Aydin, M. et al. Recent decreases in fossil-fuel emissions of ethane and methane derived from firm air. *Nature* **476**, 198-201 (2011).
82. Flückiger, J. et al. Variations in atmospheric N₂O concentration during abrupt climatic changes. *Science* **285**, 227-230 (1999).
83. Artuso, F. et al. Tropospheric halocompounds and nitrous oxide monitored at a remote site in the Mediterranean. *Atmos. Environ.* **44**, 4944-4953 (2010).
84. Su, H. et al. Soil Nitrite as a Source of Atmospheric HONO and OH Radicals. *Science* **333**, 1616-1618 (2011).

85. Davidson, E.A. The contribution of manure and fertilizer nitrogen to atmospheric nitrous oxide since 1860. *Nature Geosci.* **2**, 659-662 (2009).
86. Smith, K.A., Mosier, A.R., Crutzen, P.J. & Winiwarter, W. The role of N₂O derived from crop based biofuels, and from agriculture in general, in Earth's climate. *Phil. Trans. R. Soc. B* **367**, 1169-1174 (2012).
87. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe, Projektträger des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). Basisinfo nachwachsende Rohstoffe // Überblick// Allgemein. <http://www.nachwachsenderohstoffe.de/basisinfo-nachwachsende-rohstoffe/ueberblick/>. (2011).
88. Körner, C. Biologische Kohlenstoffsinken: Umsatz und Kapital nicht verwechseln! *GAIA* **18**, 288-293 (2009).
89. Pan, Y. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. *Science* **333**, 988-993 (2011).
90. Di Lucia, L., Ahlgren, S. & Ericsson, K. The dilemma of indirect land-use changes in EU biofuel policy – An empirical study of policy-making in the context of scientific uncertainty. *Environ. Sci. & Policy* **16**, 9-19 (2012).
91. Lisboa, C.C., Butterbach-Bahl, K., Mauder, M. & Kiese, R. Bioethanol production from sugarcane and emissions of greenhouse gases—known and unknowns. *Global Change Biol. Bioenergy* **3**, 277-292 (2011).
92. Yan, X., Inderwildi, O.R. & King, D.A. Biofuels and synthetic fuels in the US and China: A review of Well-to-Wheel energy use and greenhouse gas emissions with the impact of land-use change. *Energy & Environ. Sci.* **3**, 190-197 (2010).
93. Shindell, D. et al. Simultaneously Mitigating Near-Term Climate Change and Improving Human Health and Food Security. *Science* **335**, 183-189 (2012).
94. Edenhofer, O. et al. (Hrsg). *Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation (SRREN). Special Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, Chapter 2, pp 214-331 (Cambridge Univ. Press, New York, NY, 2012).
95. Ein Beispiel für direkte Landnutzungsänderungen (ILUC von indirect land use change) ist die Umwandlung von Wiesen und Weideland in Ackerflächen zum Zweck der Bioenergieproduktion. Indirekte Flächennutzungsänderungen kommen dann vor, wenn Ackerland, das vorher für die Produktion von Nahrungsmittelpflanzen genutzt wurde, später für den Anbau von Nutzpflanzen zur Erzeugung von Bioenergie verwendet wird, wobei die Lebensmittelproduktion auf Flächen in andere Gegenden verlagert wird. Dies kann zur Abholzung von Wäldern in den anderen Regionen führen. Das Ausmaß von indirekten Landnutzungsänderungen ist abhängig von den folgenden Faktoren: (i) von Änderungen im Lebensmittelverbrauch (d.h., ob die verlorene pflanzliche Nahrungsmittelproduktion ersetzt wird oder nicht – wenn nicht, kann dies jedoch zu mehr Hunger führen), (ii) von Änderungen der Erträge von Kulturpflanzen (z.B., wenn die Kulturpflanzenproduktion durch Ertragssteigerung auf kleinerer Fläche aufrechterhalten werden kann, reduziert sich das Ausmaß an indirekten Landnutzungsänderungen, obwohl in diesem Fall die zusätzlichen Emissionen durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung berücksichtigt werden müssen) und (iii) von der Fläche, die für die Erzeugung von Bioenergie benötigt wird (und somit vom Volumen, das produziert werden soll).
96. Halleux, H., Lassaux, S., Renzoni, R. & Germain, A. Comparative life cycle assessment of two biofuels. Ethanol from sugar beet and rapeseed methyl ester. *Int. J. LCA* **13**, 184-190 (2008).
97. Creutzig, F. et al. Reconciling top-down and bottom-up modeling on future bioenergy deployment. *Nature Climate Change* doi:10.1038/nclimate1416 (2012).
98. Walter, A. et al. Sustainability assessment of bio-ethanol production in Brazil considering land use change, GHG emissions and socio-economic aspects. *Energy Policy* **39**, 5703-5716 (2011).
99. Börjesson, P. & Berglund, M. Environmental systems analysis of biogas systems—Part 1: Fuel-cycle emissions. *Biomass & Bioenergy* **30**, 469-485 (2006).
100. Börjesson, P. & Berglund, M. Environmental systems analysis of biogas systems—Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass & Bioenergy* **31**, 326-344 (2007).
101. Tilche, A. & Galatola, M. The potential of bio-methane as bio-fuel/bio-energy for reducing greenhouse gas emissions: a qualitative assessment for Europe in a life cycle perspective. *Water Sci. Technol.* **57**, 1683-1692 (2008).
102. Capponi, S., Fazio, S. & Barbanti, L. CO₂ savings affect the break-even distance of feedstock supply and digestate placement in biogas production. *Renewable Energy* **37**, 45-52 (2012).
103. Meyer-Aurich, A. et al. Impact of uncertainties on greenhouse gas mitigation potential of biogas production from agricultural resources. *Renewable Energy* **37**, 277-284 (2012).
104. Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). Förderung der Biogaserzeugung durch das EEG - Stellungnahme zur geplanten Novellierung des Erneuerbare-Energien-Gesetzes. *Ber. Ldw.* **89**, 204-217 (2011).
105. Laude, A., Ricci, O., Bureau, G., Royer-Adnot, J. & Fabbri, A. CO₂ capture and storage from a bioethanol plant: Carbon and energy footprint and economic assessment. *Int. J. Greenhouse Gas Control* **5**, 1220-1231 (2011).
106. Jones, D.L., Rousk, J., Edwards-Jones, G., DeLuca, T.H. & Murphy, D.V. Biochar-mediated changes in soil quality and plant growth in a three year field trial. *Soil Biol. & Biochem.* **45**, 113-124 (2012).
107. Steinbeiss, S., Gleixner, G. & Antonietti, M. Effect of biochar amendment on soil carbon balance and soil microbial activity. *Soil Biol. Biochem.* **41**, 1301-1310 (2009).
108. Meyer, S., Glaser, B. & Quicker, P. Technical, Economic, and Climate-Related Aspects of Biochar Production Technologies: A Literature Review. *Environ. Sci. Technol.* **45**, 9473-9483 (2011).
109. European Environmental Agency. Report: Greenhouse gas emissions <http://www.eea.europa.eu/>. search: Greenhouse gas emissions. (2009).
110. Erb, K.-H., Krausmann, F., Lucht, W. & Haberl, H. Embodied HANPP: Mapping the spatial disconnect between global biomass production and consumption. *Ecol. Econ.* **69**, 328-334 (2009).
111. Gerbens-Leenes, W., Hoekstra, A.Y. & van der Meer, T.H. The water footprint of bioenergy. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **106**, 10219-10223 (2009).

112. FAOSTAT (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Statistics Division)
Trade: Imports–Exports. <http://faostat.fao.org/site/342/default.aspx>. (2008).
113. Ciaia, P., Bousquet, P., Freibauer, A. & Naegler, T. Horizontal displacement of carbon associated with agriculture and its impacts on atmospheric CO₂. *Global Biogeochem. Cycles* **21** (2007).
114. Deutsche Gesellschaft für Ernährung e. V. (DGE) (ed.) *Ernährungsbericht 2008*, (Bonn, 2008).
115. Elmadfa, I. (Hrsg.) *European nutrition and health report 2009*, (Karger, Basel, 2009).
116. FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). *FAO statistical yearbook 2010. Chapter D9: Consumption of 10 major vegetal foods (2005-2007); Chapter D10: Consumption of 10 major animal foods (2005-2007)*, (2011).
117. Lundqvist, J., de Fraiture, C. & Molden, D. Report: Saving Water: From Field to Fork—Curbing Losses and Wastage in the Food Chain. SIWI Policy Brief. (Stockholm International Water Institute 2008).
118. Kreuzberger, S. & Thurn, V. *Die Essensvernichter: warum die Hälfte aller Lebensmittel im Müll landet und wer dafür verantwortlich ist*, 319 (Kiepenheuer & Witsch, Köln, 2011).
119. Pimentel, D. & Pimentel, M. Sustainability of meat-based and plant-based diets and the environment. *Am J Clin Nutr* **78** (suppl), 660S-663S (2003).
120. Cassman, K.G. Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **96**, 5952-5959 (1999).
121. Rodriguez, L.C. & O'Connell, D. Biofuels: Balance the blend of food and fuel. *Nature* **476**, 283 (2011).
122. Knappe, F. et al. Report: Stoffstrommanagement von Biomasseabfällen mit dem Ziel der Optimierung der Verwertung organischer Abfälle. in *Texte 04/2007* (ed. Umweltbundesamt) (Dessau, 2007).
123. Statistisches Bundesamt. Report: Umwelt, Abfallentsorgung 2009. Fachserie 19, Reihe 1 <http://www.destatis.de/jetspeed/portal/search/results.psm1>. search: Abfallentsorgung. (Wiesbaden, 2011).
124. Universität Rostock—Lehrstuhl für Verfahrenstechnik/Biotechnologie, in Kooperation mit Institut für Energetik und Umwelt gGmbH Leipzig, und der Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft, Braunschweig. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben: Biogaserzeugung durch Trockenvergärung von organischen Rückständen, Nebenprodukten und Abfällen aus der Landwirtschaft. Abschnitte 1, 2 und 3. Förderkennzeichen 22011701. (2007).
125. Kutsch, W., Aubinet, M. & Buchmann, N. et al. The net biome production of full crop rotations in Europe. *Agric. Forest Meteorol.* **139**, 336-345 (2010).
126. Das theoretische Potenzial beschreibt die maximale verfügbare Masse ohne Berücksichtigung technischer oder organisatorischer Einschränkungen. Zum Beispiel wird das theoretische Potenzial von Gülle nach der Anzahl der Tiere berechnet, und berücksichtigt nicht die Verluste, die im Sommer durch Beweidung entstehen, während das technische Potenzial die Teilmenge beschreibt, die wirklich unter Berücksichtigung der technischen und ökologischen Einschränkungen verwendet werden kann.
127. Simon, S.M. Dissertation, Technische Universität (2007).
128. Weiland, P. Biogas production: current state and perspectives. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **85**, 849-860 (2010).
129. BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), Fritsche, Uwe R., et al. Report: Stoffstromanalyse zur nachhaltigen energetischen Nutzung von Biomasse. Endbericht (Hrsg. Öko-Institut e.V. et al.) (2004).
130. Lal, R. World crop residues production and implications of its use as a biofuel. *Environ. Int.* **31**, 575-584 (2005).
131. Zeller, V. et al. Energetische Biomassenutzung. Basisinformationen für eine nachhaltige Nutzung landwirtschaftlicher Reststoffe zur Bioenergiebereitstellung. in *Schriftenreihe des BMU-Förderprogramms „Energetische Biomassenutzung“, Band 2*. (ed. DBFZ, (Deutsches BiomasseForschungsZentrum gGmbH)) (2011).
132. Don, A., Scholten, T. & Schulze, E.D. Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* **172**, 53-62 (2009).
133. Banwart, S. Save our soils. *Nature* **474**, 151-152 (2011).
134. United Nations Environmental program. http://www.grida.no/graphicslib/detail/degraded-soils_c4c4
135. Schmidt, M.W.I. et al. Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature* **478**, 49-56 (2011).
136. Ozdogan, M. Exploring the potential contribution of irrigation to global agricultural primary productivity. *Global Biogeochem. Cy.* **25**, GB3016(2011).
137. Somerville, C., Youngs, H., Taylor, C., Davis, S.C. & Long, S.P. Feedstocks for Lignocellulosic Biofuels. *Science* **329**, 790-792 (2010).
138. Lobell, D.B., Schlenker, W. & Costa-Roberts, J. Climate Trends and Global Crop Production Since 1980. *Science* **333**, 616-620 (2011).
139. Bondre, N. Phosphorus: How much is enough? *Global Change Magazine* **76**, 14-17 (2011).
140. Gilbert, N. The disappearing nutrient. *Nature* **461**, 716-718 (2009).
141. Royal Society of Chemistry. A Sustainable Global Society. How Can Materials Chemistry Help? A white paper from the Chemical Sciences and Society Summit (CS3) 2010. (London, 2011).
142. Cordell, D., Drangert, J.-O. & White, S. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environ. Chang.* **19**, 292-305 (2009).
143. United Nations Environment Programme. Division of Early Warning and Assessment. *UNEP year book 2011 : emerging issues in our global environment. Chapter: Phosphorus and Food Production*, (United Nations Environment Programme, Nairobi, 2011).
144. Elser, J. & Bennett, E. A broken biogeochemical cycle. *Nature* **478**, 29-31 (2011).
145. Beatty, P.H. & Good, A.G. Future Prospects for Cereals That Fix Nitrogen. *Science* **333**, 416-417 (2011).
146. Sticklen, M.B. Plant genetic engineering for biofuel production: towards affordable cellulosic ethanol. *Nature Rev. Gen.* **9**, 433-443 (2008).
147. Stitt, M. Kontrolle des Pflanzenwachstums. in *Die Zukunft der Energie* (Hrsg Gruss, P. & Schüth, F.) 170-189 (C.H. Beck, München, 2008).

148. Gifford, R.M. A Comparison of Potential Photosynthesis, Productivity and Yield of Plant Species with Differing Photosynthetic Metabolism. *Aust. J. Plant Physiol.* **1**, 107-117 (1974).
149. Heaton, E., Voigt, T. & Long, S.P. A quantitative review comparing the yields of two candidate C-4 perennial biomass crops in relation to nitrogen, temperature and water. *Biomass & Bioenergy* **27**, 21-30 (2004).
150. Cadoux, S., Riche, A.B., Yates, N.E. & Machet, J.-M. Nutrient requirements of *Miscanthus x giganteus*: Conclusions from a review of published studies *Biomass & Bioenergy* doi:10.1016/j.biombioe.2011.01.015 (2011).
151. Allison, G.G., Robbins, M.P., Carli, J., Clifton-Brown, J.C. & Donnison, I.S. Designing Biomass Crops with Improved Calorific Content and Attributes for Burning: a UK Perspective. in *Plant Biotechnology for Sustainable Production of Energy and Co-products*, Vol. 66 (ed. Mascia, P.N.) 25-55 (Springer, Berlin, 2010).
152. Beddington, J.R. et al. What Next for Agriculture After Durban? *Science* **335**, 289-290 (2012).
153. Kuemmerle, T. et al. Post-Soviet farmland abandonment, forest recovery, and carbon sequestration in western Ukraine. *Global Change Biol.* **17**, 1335-1349 (2011).
154. Powell, E.E. & Hill, G.A. Economic assessment of an integrated bioethanol-biodiesel-microbial fuel cell facility utilizing yeast and photosynthetic algae. *Chem. Engin. Res. & Design* **87**, 1340-1348 (2009).
155. Curtiss, P.S. & Kreider, J.F. Algalculture as a Feedstock Source for Biodiesel Fuel—a Life Cycle Analysis. in *ES2009: Proceedings of the ASME 3rd International Conference on Energy Sustainability*, Vol. 1, 171-179 (ASME, San Francisco, CA, 2009).
156. Greenwell, H.C., Laurens, L.M.L., Shields, R.J., Lovitt, R.W. & Flynn, K.J. Placing microalgae on the biofuels priority list: a review of the technological challenges. *J. Royal Soc. Interface* **7**, 703-726 (2010).
157. Wijffels, R.H. & Barbosa, M.J. An Outlook on Microalgal Biofuels. *Science* **329**, 796-799 (2010).
158. Stephenson, A.L. et al. Life-Cycle Assessment of Potential Algal Biodiesel Production in the United Kingdom: A Comparison of Raceways and Air-Lift Tubular Bioreactors. *Energy & Fuels* **24**, 4062-4077 (2010).
159. Chisti, Y. Biodiesel from microalgae. *Biotechnol. Adv.* **25**, 294-306 (2007).
160. Falkowski, P. et al. The global carbon cycle: A test of our knowledge of earth as a system. *Science* **290**, 291-296 (2000).

2. Umwandlung von Biomasse in vermarktbare Energieträger und in Vorstufen für chemische Synthesen

Nicolaus Dahmen, Eckhard Dinjus, Peter Dürre, Gerd Kohlhepp, Katharina Kohse-Höinghaus, Bernhard Schink, Thomas Senn, Rudolf K. Thauer, Peter Weiland und Karen Wilson

(Bernhard Schink, Koordinator und Ansprechpartner)

Fossile Brennstoffe sind die Hauptquelle für die Energieversorgung der Welt. Der Energieverbrauch wird bis zum Jahr 2030 weltweit voraussichtlich um ca. 60 % zugenommen haben.¹ Während unklar ist, wie lange die fossilen Brennstoffe noch reichen werden, ist doch so viel klar, dass sie begrenzt sind. Da die leicht zugänglichen Ressourcen der fossilen Brennstoffe zunehmend erschöpft sind, erreichen die Preise für Rohöl neue Höhen und überstiegen im Juli 2008 145 USD je Barrel. Unkonventionelle Quellen, wie z.B. Teersande und Ölschiefer, werden damit wirtschaftlich interessant. Biokraftstoffen wurde eine Zukunft als alternative Energiequellen vorausgesagt, und sie werden bereits als Energiequelle auf dem schnell wachsenden Transportsektor verwendet (eine jährliche durchschnittliche Zunahme von 3 % wird über die nächsten zwanzig Jahre erwartet, größtenteils infolge der wachsenden Mobilität in China und Indien). Transport macht weltweit 20 % der genutzten Primärenergie und 70 % aller flüssigen Kraftstoffe aus.¹ Es werden gegenwärtig jedoch lediglich Bioethanol, Biodiesel und regenerativer Diesel im industriellen Maßstab produziert (ca. 50×10^9 l Bioethanol und 7×10^9 l Biodiesel im Jahr 2007). Während Brasilien und die Vereinigten Staaten etwa 80 % des Bioethanols der Welt produzierten, hat Europa 2007 etwa 70 % des gesamten Biodiesels produziert.²⁻⁵

Biokraftstoffe werden aus pflanzlicher Biomasse hergestellt, die aus Kohlenhydraten (Stärke, Saccharose, Cellulose, Hemicellulose), Protein, Fetten, Ölen, Nukleinsäuren (DNA, RNA) und Lignin besteht. Die relative Zusammensetzung dieser Komponenten hängt nicht nur von

der Pflanzenart ab, sondern auch von dem Teil der Pflanze, von dem sie stammen. So enthalten Bäume mehr Lignocellulose als Getreidepflanzen und die Früchte und Samen mehr Stärke und Protein als die Stämme. Im Durchschnitt sind mehr als 70 % der gesamten pflanzlichen Biomasse Lignocellulose. Von der pflanzlichen Biomasse sind Protein, Stärke, Saccharose und Lipide verhältnismäßig leicht abbaubar, Lignocellulose dagegen nicht. Der Mensch ist nicht in der Lage, Cellulose oder Lignin zu verdauen, weshalb er in der Hauptsache von Stärke, Lipiden und Protein als Nahrung abhängig ist.

Bis vor kurzem wurden Biokraftstoffe größtenteils aus leicht abbaubarer Stärke, Saccharose (Bioethanol) und Fetten (Biodiesel und regenerativem Diesel) hergestellt, die dem Menschen auch als Nahrungsmittel dienen (Biokraftstoffe der ersten Generation). Diese Konkurrenz (Kraftstoff gegen Nahrungsmittel) hat negative sozioökonomische Auswirkungen, weshalb der Hauptfokus nunmehr auf der Herstellung von Biokraftstoffen aus dem Lignocellulose-Teil der Pflanzen liegt (Biokraftstoffe der zweiten Generation). Die Biokraftstoffe der zweiten Generation (Abbildung 2.1) sind jedoch gegenwärtig in einer vorkommerziellen Phase, und wenn sie überhaupt die Ziele für die Umsetzung bis 2015 – 2020 erreichen sollen, sind noch erhebliche technische Hürden bei der chemischen Umwandlung von Biomasse zu überwinden.

Biokraftstoffe, die sich durch biologische Prozesse aus Biomasse gewinnen lassen, umfassen Biogas (Methan), Bioethanol (Ethanol), Biodiesel bzw. regenerativen Diesel (dieselartige Verbindungen), Butanol, Methanol und Wasserstoff. Außerdem kann Elektrizität

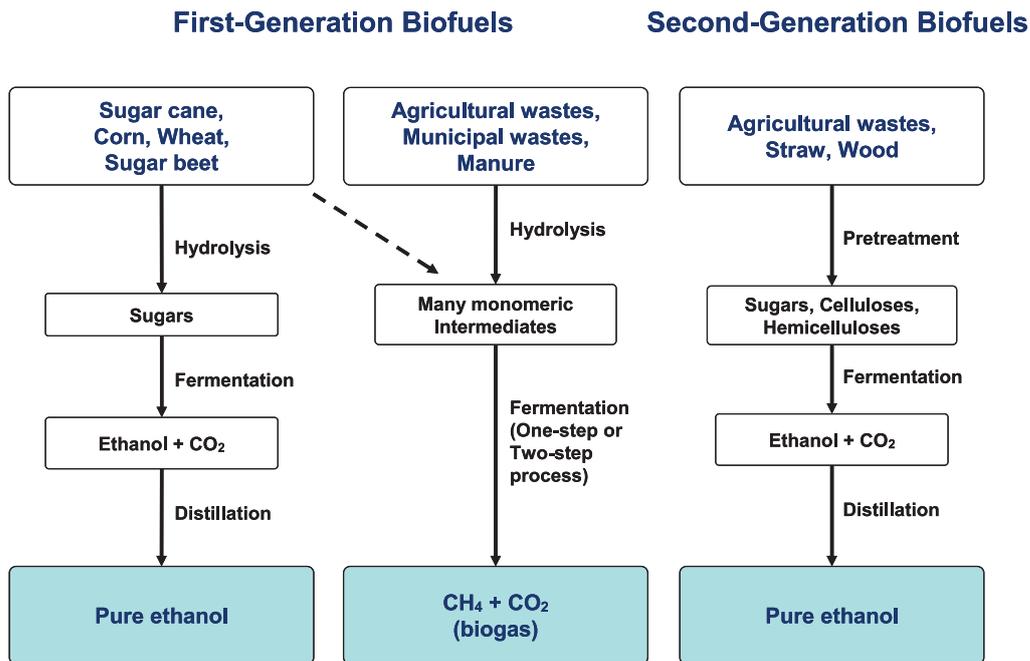


Abbildung 2.1: Wege der Biogas- und Bioethanolproduktion. Biokraftstoffe der „ersten“ und „zweiten Generation“.

mit Hilfe von Biokraftstoffzellen aus Biomasse erzeugt werden. Im Folgenden werden die Produktion und Nutzung dieser Energieträger verglichen und ihre Energieeffizienz und die Realisierbarkeit ihrer Nutzung gegenüber gestellt. Die Begrenztheit der Biomasseverfügbarkeit als allgemeine Quelle für die Biokraftstoffproduktion wurde im Kapitel 1 (S. 10) ausführlich diskutiert. Die verschiedenen Energieträger werden hinsichtlich ihrer Energy Return on Investment Werte (Gewonnene Energie geteilt durch investierte fossile Energie; EROI) und Flächeneffizienz im Kapitel 1.4 (S. 21) und Tabelle 1.3 (S. 23) verglichen.

2.1. Lignocellulose als eine Biokraftstoffquelle

Lignocellulose (Holz, Stroh) besteht in der Hauptsache aus Cellulose, Hemicellulose und Lignin, wobei Lignin und Cellulose sehr schwer abbaubar sind. Obwohl beide, Lignin und Cellulose, eher heterogene Polymere sind und je nach Ursprung große Unterschiede aufweisen, werden sie hier im Singular als „Lignin“ und „Cellulose“ bezeichnet. Hemicellulosen, die aus Pentosen und Hexosen bestehen, sind verhältnismäßig leicht zu hydrolisieren, wenn sie allein vorkommen. Wenn sie jedoch in einer komplexen Verbindung mit Lignin und Cellulose vorkommen, sind sie gegen Hydrolyse

geschützt. Lignin ist ein Polymer aus phenolischen Bestandteilen, das nur aerob, hauptsächlich durch aerobe Pilze, abgebaut werden kann. Die Hydrolyse von Cellulose in fermentierbare Zucker wird durch Cellulasen katalysiert, die vor allem von Mikroorganismen produziert werden und nur von wenigen Tierarten. Die durch Cellulase katalysierte Hydrolyse der Cellulose ist im Verhältnis zur durch Amylase katalysierten Hydrolyse der Stärke langsam. Aber sie ist noch langsamer, wenn die Cellulose in einer komplexen Verbindung mit Lignin vorliegt. Die Erzeugung von Biokraftstoffen aus Lignocellulose hängt demzufolge von einer Vorbehandlung der Lignocellulose ab, bei der die Cellulosen und Hemicellulosen in einer akzeptablen Zeit für Cellulasen und Hemicellulasen zugänglich gemacht werden. Wenn eine solche Vorbehandlung nicht möglich ist, wird die Biokraftstoffherstellung aus diesen Verbindungen sehr langsam sein. Die Vorbehandlung von Lignocellulose (Abbildung 2.1) beinhaltet mechanische Schritte, gefolgt von der Extraktion der Cellulosen und Hemicellulosen mit Säure oder Ammoniak, und ist ein energieintensiver Prozess. Alternativ können Lignocellulosen mit Luft zu Syngas (Synthesegas; ein Gemisch aus H₂, CO und CO₂) teilweise oxidiert werden, aus dem dann mikrobiologisch oder chemisch flüssige Kraftstoffe gebildet werden können.

Der konventionelle erste Schritt der Säurehydrolyse/-extraktion beim Abbau der Lignocellulose ist der unwirtschaftlichste Schritt in dem Prozess. In jüngsten Beiträgen⁶ wird die Zerkleinerung in der Kugelmühle als effektive Möglichkeit genannt, zwischen Cellulose und Katalysatoren auf Tonerdebasis mit Schichtstrukturen eine „mechanische Katalyse“ herbeizuführen. Alternative Herangehensweisen nutzen ionische Flüssigkeiten, die Cellulose auflösen können und, wenn sie mit sauren Reagentien gekoppelt sind, auch ausgewählte Plattformchemikalien produzieren können.⁷⁻⁸ Dieses Vorgehen wurde kürzlich mit festen Katalysatoren⁹ angewendet, wobei sowohl die Leichtigkeit der Trennung eines festen Katalysators als auch die Auflösungskraft der ionischen Flüssigkeit genutzt wurden – diese Kombination eröffnet spannende Aussichten für die sauberere Umwandlung von Cellulose in Chemikalien. Die Auflösung von Cellulose kann durch einen kombinierten Einsatz von starken Säuren beim Mahlen beschleunigt werden.¹⁰

2.2. Biogas

Die mikrobielle Bildung von Methan und CO₂ (Biogas) aus Biomasse ist ein gängiger Prozess, der mit dem Abbau von organischem Material in anoxischen Biotopen, wie z.B. Seesedimenten, vergleichbar ist. Der Prozess ist langsam, aber hocheffizient. Grundsätzlich kann der Prozess mit dem nicht-ligninartigen Teil der Biomasse, der in Methan plus CO₂ umgewandelt wird, durch eine Formel charakterisiert werden, d.h. eine Hexoseeinheit bildet 3 CH₄ und 3 CO₂. Es sind nicht nur Zucker und Polysaccharide, die in Biogas umgewandelt werden können; Proteine, Fette und andere Lipide, Detergentien, Nucleinsäuren und andere Produkte mit biologischem oder synthetischem Ursprung können ebenfalls umgewandelt werden. Lignifizierte Biomasse (Holz, aber auch Teile von Gras, Heu, Stroh) wird nur sehr langsam umgewandelt, weil, wie oben erwähnt, das Holzpolymer Lignin nicht anaerob genutzt wird und darüber hinaus einen beträchtlichen Teil der Cellulose vor dem Abbau schützt.

Biogas wird sowohl in großtechnischen Anlagen als auch in kleinen lokalen Reaktoren

intensiv produziert, die in landwirtschaftlichen Gegenden betrieben und genutzt werden, um landwirtschaftliche Abfälle zu entsorgen und vor Ort Energie zu erzeugen. Die Substrate eines Reaktors sind typischerweise Gülle, gemischt mit Grünabfall aus der Pflanzenproduktion, und in veränderlichen Anteilen Ganzpflanzensilage, um ein ausgewogenes Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis zu erhalten. Der als Nebenprodukt entstehende Schlamm wird üblicherweise als landwirtschaftlicher Dünger genutzt, um Phosphor und Stickstoff zurückzuführen. Anaerobe Biogasreaktoren werden auch verwendet, um den Schlamm zu stabilisieren, der bei der Abwasseraufbereitung im „Belebtschlamm-Verfahrens“ entsteht. In jüngerer Zeit werden auch feste Haushaltsabfälle (organischer Abfall; „Biomüll“) statt durch aerobe Kompostierung in einem „Biogas“-Prozess aufbereitet. Bestimmte Industriezweige (Nahrungsmittelindustrie, Brauereien, Zuckerraffinerien, Papier- und Faserindustrie usw.), die sehr reichhaltiges Abwasser produzieren, bevorzugen die Aufbereitung dieses Abfalls durch methanogene Vorreinigung in den sogenannten „Upflow Anaerobic Sludge Blanket“-Reaktoren (UASB)¹¹ und verwenden das produzierte Biogas als Energiequelle, statt hohe Gebühren für die Abwasseraufbereitung in kommunalen Kläranlagen zu bezahlen.

Gegenwärtig (2011) gibt es in Deutschland fast 7.000 Biogasanlagen (die zahlreichen Reaktoren in der Abwasserreinigung nicht eingeschlossen) mit einer installierten abgegebenen elektrischen Leistung von ca. 2.500 Millionen W.¹²

Im Gegensatz zu allen anderen Fermentationsprozessen hat die Methanbildung den Vorteil, dass sie nicht von reinen Kulturen abhängig ist und demzufolge keine mikrobiologisch kontrollierte Verarbeitung verlangt. Darüber hinaus entweicht Methan der Fermentationsflüssigkeit leicht und erfordert keine energieintensive Destillation. Die Nachteile dieses Prozesses sind das langsame Wachstum der beteiligten Mikroorganismen, und damit die langsame Anpassung und träge Reaktion des Systems auf geänderte Bedingungen, z.B. Änderungen in der Zusammensetzung der Substrateinträge. Es kann entweder ein Ein-

Schritt- oder ein Zwei-Schritt-Prozess verwendet werden; bei dem zuletzt genannten werden (schnellere) säureproduzierende Fermentationen von dem nachfolgenden abschließenden methanogenen Schritt getrennt. Diese Verfahrensweise wird speziell bei ungleichmäßiger oder unstetiger Beschickung mit Substraten bevorzugt, wie dies wegen der Saisonbedingtheit z. B. in der Zuckerindustrie vorkommt. Um den Prozess zu verbessern und kürzere Verweilzeiten oder höhere Methanausbeuten zu erreichen, wird eine thermomechanische Substratvorbehandlung¹³ oder die Zugabe von depolymerisierenden Enzymen (Cellulasen, Hemicellulasen, Pectinasen usw.)¹⁴ praktiziert und weiterentwickelt.

Von den unterschiedlichen Biokraftstoffen hat Biogas momentan die höchste flächenbezogene Effizienz (Tabelle 1.3, S. 23).

2.3. Bioethanol

Ethanol wird in Brasilien aus Zuckerrohr, in den USA aus Mais und in Europa aus Weizen und Zuckerrüben produziert. Grundsätzlich kann die gesamte Reduktionskraft (Elektronen) des Substrats in Ethanol umgewandelt werden; der Prozess ist gängig und kann im industriellen Maßstab angewendet werden (siehe auch folgende Kapitel). Sein größter Nachteil im Vergleich zur Methanproduktion ist, dass die Produktion von brennbarem Ethanol die Destillation aus der Fermentationsflüssigkeit erfordert und dies den Einsatz einer erheblichen Menge an Wärmeenergie bedeutet. Außerdem ist die Ethanol-Produktion bisher auf die Zucker- und Stärkefraktionen der Pflanzen (Bioethanol der ersten Generation) und die Cellulose enthaltende Fraktion (Bioethanol der zweiten Generation) begrenzt.

Praktische Nachteile von Ethanol sind, dass Ethanol Korrosionen verursacht und wasser-anziehend wirkt. Aluminiumteile sind besonders korrosionsanfällig. Ethanol kann demzufolge nicht über Rohrleitungen verteilt werden, sondern muss in Tankfahrzeugen, Tankwaggons oder Tankschiffen transportiert werden.¹⁶ Das Hinzufügen von Ethanol zum Benzin ist an der Produktionsstätte oder in der Raffinerie vor der Verteilung nicht möglich; es muss kurz vor der Verwendung erfolgen.¹⁶

Die Fermentation von **Bioethanol der ersten Generation** ist eine ausgereifte Technologie und das Produkt ist ein häufig verwendetes Streckmittel für Biokraftstoff, d.h. ein Benzinadditiv. Am gebräuchlichsten sind Batch-Fermentationen mit der Hefe *Saccharomyces cerevisiae*. In den letzten Jahren wurden Hefestämme aus der industriellen Produktion verbessert, um eine höhere Ethanolausbeute, spezifische Ethanolproduktivität, Hemmstoffempfindlichkeit und Produkttoleranz (bis zu 20 % Ethanol) zu erzielen. Die optimalen Ethanolproduktionsraten werden jedoch bei niedrigeren Ethanolkonzentrationen erzielt, im Bereich von 8 – 9 % Ethanol. Diese niedrigen Produktkonzentrationen verlangen jedoch eine hohe Energieinvestition im Destillationsprozess; dieses kann, wie in Brasilien praktiziert, durch Verbrennen des Nebenprodukts Bagasse (Stängel und Blätter der Zuckerrohrpflanze) abgedeckt werden. 2007 wurden weltweit insgesamt 50×10^9 l Bioethanol als Biokraftstoff verwendet.¹⁵ Die wachsende Nachfrage nach Zuckerrohr und Mais für die Ethanol-Produktion steht in ernster Konkurrenz zur Nahrungsmittelproduktion. Der Einsatz von großen Landflächen für Monokulturen wird auch als umweltschädlich kritisiert. Die technischen Folgen und Auswirkungen auf die Umwelt, die die Bioethanolproduktion aus Zuckerrohr im großen Maßstab hat, werden im Kapitel 2.12 am Beispiel von Brasilien näher untersucht.

Zweite Generation: Die Verwendung von Biomasse, wie z.B. Holz, landwirtschaftlichen Abfällen und festen Abfällen aus kommunalem Müll, wird als ein alternativer Rohstoff für die Ethanolproduktion entwickelt. Alle Anstrengungen sollten auf die Fermentation der Lignocellulosefraktion konzentriert werden, d.h. auf die Produktion von Bioethanol der zweiten Generation. Die Raum-Zeit-Ausbeuten, die mit der fermentativen Cellulose-Ethanol-Produktion erzielt wurden, liegen noch immer unterhalb der Wirtschaftlichkeitsgrenze. Mögliche Verbesserungen sind durch Optimierung der mechanischen, chemischen und/oder enzymatischen (Cellulasen, Hemicellulasen) Vorbehandlung der Lignocellulosen (siehe Kapitel 2.1) und den Einsatz von rekombinanten Pflanzen mit leichter abbaubaren

Lignocellulosen denkbar. Die Produktion von Bioethanol der zweiten Generation im industriellen Maßstab ist ohne den Einsatz von genetisch veränderten Organismen (GVO) wirtschaftlich kaum machbar, was die Grenzen der Akzeptanz in der Öffentlichkeit austesten wird. Wie oben bereits festgestellt, sind die Biokraftstoffe der zweiten Generation (Abbildung 2.1) gegenwärtig in einer vorkommerziellen Phase, und wenn sie überhaupt die Ziele für die Umsetzung bis 2015 – 2020 erreichen sollen, sind noch erhebliche technische Hürden bei der Umwandlung der Biomasse aus Lignocellulose zu überwinden.

Bioethanol aus CO₂, CO und H₂: Eine weitere untersuchte Option ist die thermische Suboxidation von Lignocellulose aus landwirtschaftlichen Abfällen (aber auch von kohlenstoffhaltigen Abfällen, wie z.B. Autoreifen) in CO, H₂ und CO₂ (Syngas; siehe Kapitel 2.14), gefolgt von der Fermentation dieser Gase durch spezielle Säurebakterien (z.B. *Clostridium ljungdahlii*) zu Ethanol. Diese Option wird mit Pilotanlagen von einigen Start-up-Unternehmen in den USA und in Neuseeland erforscht. In China ist die erste Vorführanlage in Betrieb gegangen.

2.4. Biodiesel und erneuerbarer Diesel

Biodiesel ist die Bezeichnung der Methyl-, Ethyl- bzw. Butylester von Fettsäuren und der Begriff „regenerativer Biodiesel“ wird für das Produkt aus der katalytischen Reduktion von Triglyceriden mit H₂ zu Kohlenwasserstoffen verwendet.

Biodiesel ist heute typischerweise ein Umesterungsprodukt aus pflanzlichen oder tierischen Fetten mit Methanol, wobei Fettsäurealkylester und Glycerin gewonnen werden (Abbildung 2.2). Ausgangssubstrate sind typischerweise Pflanzenöle (Raps-, Sonnenblumen-, Kokosnuss- und Palmöl). 2007 wurden weltweit über 6,7 Milliarden Liter verwendet, entweder als reiner Kraftstoff oder als Kraftstoffadditiv.^{1, 4, 5} Biodiesel wird durch Umesterung des Pflanzenöls mit einem Alkohol produziert, meist mit petrochemisch gewonnenem Methanol wegen seines niedrigen Preises, aber Ethanol oder Butanol können auch ver-

wendet werden. Die resultierenden Produkte sind FAME (Fettsäuremethylester), FAEE (Fettsäureethylester) bzw. FABE (Fettsäurebutylester) mit C₁₄- bis C₂₀-Kohlenstoffketten. Die Reaktion wird von Säuren, Alkali oder Lipaseenzymen katalysiert^{17, 18} und als Nebenprodukt wird Glycerin produziert. Da die Ölphase mühelos aus der wässrigen Startlösung abgetrennt wird, ist für diesen Energieträger keine Destillation erforderlich. Während Biodiesel eher durch Phasentrennung als durch Destillation abgetrennt werden kann, gibt es eine Anzahl unerwünschter energieintensiver Reinigungsschritte, die benötigt werden, um zu gewährleisten, dass der Kraftstoff von Verunreinigungen frei ist, wenn die gegenwärtige Technologie angewendet wird.

Letztlich entscheiden das Klima und die Ökonomie darüber, welches Pflanzenöl für die Biodieselproduktion verwendet wird. Während die USA auf Sojaöl (400 – 446 l Öl/ha) als wichtigsten Rohstoff setzen, wird in den europäischen Ländern Rapsöl (Canola) bevorzugt (1100 – 1190 l Öl/ha) und in den tropischen Ländern Palmöl (2400 – 5950 l Öl/ha). Sonnenblumenöl (690 l Öl/ha), Erdnussöl, Baumwollkernöl, Rizinusöl und Färberdistelöl werden ebenfalls kommerziell genutzt.¹⁸⁻²⁰ Darüber hinaus gibt es ein wachsendes Interesse an der Verwendung von Öl aus aquatischer Biomasse, nämlich von Algen, wie z.B. *Chlorella spp.*, *Nannochloropsis spp.*, und *Botryococcus braunii*.²¹

Die Kosteneffektivität der Biodieselsynthese wird in der Hauptsache von der Art und Weise bestimmt, in der der Umesterungsschritt durchgeführt wird. Konventionell werden homogene basische Katalysatoren verwendet, einschließlich Natrium- oder Kaliumhydroxide, -carbonate oder -alkoholate. Die Abscheidung der Base und jeglicher Alkalispuren nach der Reaktion ist unbedingt erforderlich, gleichzeitig stellt sie auch ein größeres Problem dar, weil das wässrige Quenchen die Bildung von stabilen Emulsionen und Verseifung bewirkt, was das Abtrennen des Methylesters zu einem sehr energieintensiven Schritt werden lässt.²² Freie Fettsäuren müssen mit Hilfe eines säurekatalysierten Veresterungsschritts aus den Ausgangsölen entfernt werden, was zusätzliches Quenchen und Neutralisieren erfordert

und damit den Energiebedarf des Prozesses weiter erhöht. Die Verwendung von festen sauren oder basischen Katalysatoren bietet mehrere Prozessvorteile, einschließlich der Umgehung des Quenchens (und damit zusammenhängende verunreinigte Abwässer), um die Produkte zu trennen, und die Möglichkeit, den Prozess als einen kontinuierlichen Prozess durchzuführen.²³⁻²⁵ Darüber hinaus besitzt das Nebenprodukt Glycerin dann einen höheren Reinheitsgrad, was wiederum den Gesamtprozess noch wertvoller macht.

Grundsätzlich hat Biodiesel viele Eigenschaften, die auch Diesel aus fossilen Brennstoffen hat. Es gibt jedoch beträchtliche Unterschiede zwischen den Biodieselmotoren, die aus unterschiedlichen pflanzlichen Quellen hergestellt werden,¹⁷ was zu Schäden an Dieselmotoren führen kann. Kritische Punkte sind die Verdünnung des Motoröls, die Verkokung von Kolbenringen, Korrosion von Hydraulikteilen und Ablagerungen im Einspritzsystem, die aus dem Produktionsprozess und der Kraftstoffalterung resultieren. Diese Probleme führten dazu, dass einige Automobilhersteller vom Einsatz von Biodiesel bei einigen ihrer Modelle abrieten. Neu entwickelte, hoch effiziente Motortechnologien verlangen Kraftstoff mit geringem Schwefelgehalt und Gehalt an gesättigten Kohlenwasserstoffen ohne aromatische Verbindungen. Ein Ausweg aus diesem Problem wäre die Verwendung von regenerativem Diesel und Diesel aus BTL-Kraftstoffen (Biomass to Liquid, Biomasseverflüssigung) (siehe unten).

Der Umstand, dass Biodiesel der „ersten

Generation“ aus Speiseölen, einschließlich Palmöl, Rapsöl, Sonnenblumenöl oder Sojaöl²⁶ hergestellt wurde, verursachte ernste Probleme in Bezug auf Veränderungen bei der Verwendung der landwirtschaftlichen Flächen.²⁷ Bei der Produktion von Biodiesel wird nur die Fettfraktion der Biomasse verwendet, die 20 – 50 % der Pflanzentrockenmasse ausmacht. Die Energieausbeute pro m² Ackerfläche, die für die Biodieselproduktion genutzt wird, ist dementsprechend geringer als bei Bioethanol und viel geringer als bei Biogas. Demzufolge riefen Biokraftstoffe der ersten Generation und Chemikalien, die aus essbaren Pflanzenteilen hergestellt wurden, große Kontroversen in Bezug auf die Konkurrenz der Verwendung von Flächen für den Energiepflanzenanbau gegenüber der traditionellen landwirtschaftlichen Nutzung hervor. Gleichermaßen Besorgnis erregend ist die Abholzung, insbesondere in Indonesien, wo riesige Gebiete des Regenwaldes und der Torfwälder abgeholzt werden, um Ölpalmenplantagen anzulegen.²⁸

Der Begriff „Renewable Diesel“ wurde Standard in den USA, während „Hydrotreated Vegetable Oil“ (HVO, hydriertes Pflanzenöl) in Europa noch immer gebräuchlicher ist. Der Begriff HVO ist jedoch nicht exakt, weil Pflanzenöl nicht der einzige Bestandteil ist. Es enthält auch tierisches Fett, wie z.B. Schmalz und Talg. Die Triglyceride reagieren mit H₂ als Katalysator, wobei Propan (aus der Glycerinringgruppe), CO₂, H₂O und Kohlenwasserstoffe (aus den Fettsäuren durch Trennen der Esterbindung und Entfernen der Carboxylgruppe,

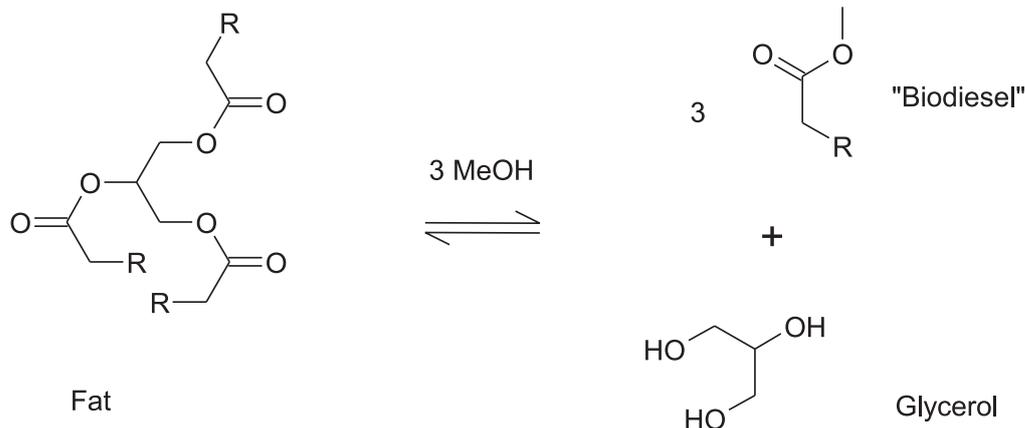


Abbildung 2.2: Umesterung von neutralen Fetten in „Biodiesel“ und Glycerin. MeOH = Methanol.

Abbildung 2.3) entstehen. Propan kann ebenfalls als Kraftstoff oder auch als Rohstoff für die chemische Industrie verwendet werden. Biobenzin (Kettenlängen von C_4 bis C_{12}) wird als Nebenprodukt hergestellt. Die wichtigsten Kohlenwasserstoffe mit Kettenlängen zwischen C_{12} und C_{20} (bis in den Dieselpbereich von C_{10} bis C_{25} hinein) sind vollständig gesättigt und frei von O_2 und aromatischen Verbindungen. Ihr Schwefelgehalt ist niedrig und bei der Verbrennung produzieren sie wenig Stickstoff(I)-oxid. Das macht sie zu einem überragenden Biodiesel, der chemisch vergleichbar ist mit Diesel aus fossilen Kraftstoffen. Regenerativer Diesel ist dabei, den Markt mit größeren Mengen zu durchsetzen. 2006 begann ConocoPhillips, regenerativen Diesel kommerziell herzustellen. Die Produktion seiner Raffinerie Whitegate in Cork, Irland, erreichte mittlerweile 150.000 l (39.600 US-Gallonen) pro Tag.²⁹ Die Neste Oil Corporation kündigte im Mai 2008 ihre Absicht an, 170.000 t regenerativen synthetischen Diesel (Markenname: NExBTL) pro Jahr in ihrer Raffinerie in Porvoo, Finnland, herzustellen. Rohstoffe sind Palmöl, Rapsöl und tierische Fette.³⁰ Dasselbe Unternehmen nahm 2010 in Singapur eine Anlage zur Herstellung von 800.000 t regenerativem Diesel pro Jahr in Betrieb.³¹

Regenerativer Diesel kann auch aus Biomasse nach Vergasung hergestellt werden, insbesondere aus verhältnismäßig trockenen Biomassearten.³² Das resultierende Synthesegas (Syngas) wird im „Fischer-Tropsch-Prozess“ und in Modifizierungen davon verwen-

det. Dieser Kraftstoff („synthetischer Diesel“, Abbildung 2.4) ist unter den Markennamen SunFuel® bzw. SunDiesel® (eine Kooperation zwischen Shell, Volkswagen und Daimler) bekannt.³³ Sogenannte „Renewable Jet Fuels“ (biobasierte Flugzeugturbinentreibstoffe) mit kürzeren Alkanketten und niedrigeren Erstarrungspunkten können in diesem Prozess ebenfalls synthetisch hergestellt werden.

2.5. Butanol

Die fermentative Herstellung von Butanol und Aceton (immer als Gemisch, zusammen mit Ethanol) aus Zucker und Stärke begann noch vor dem 1. Weltkrieg und wurde in den 1930er und 1940er Jahren bereits intensiv in den USA und in Südafrika eingesetzt. Später wurden diese Verfahren wegen der Verfügbarkeit von billigem Rohöl unwirtschaftlich. Heute werden die Möglichkeiten dieses Verfahrens im Kontext der entwickelten Prozessoptimierung und der Nutzung von rekombinanten Mikroorganismen neu bewertet. Insbesondere scheint es möglich zu sein, die Toxizitätsgrenze von 2 % Butanolkonzentration in diesem Fermentationsprozess zu überwinden. Leider ist die Literatur zu diesem Thema häufig widersprüchlich und es wird nicht ausreichend zwischen der Toxizität von Butanol, das von außen zugesetzt wird, und der Toleranz hinsichtlich des intern produzierten Butanols unterschieden, die erheblich höher sein kann.³⁴ Wie bei der Bildung von Ethanol muss die Bildung von Butanol der zweiten Generation durch Fermentation größtenteils auf Lignocellulose als Substrat beruhen (siehe Kapitel 2.1).

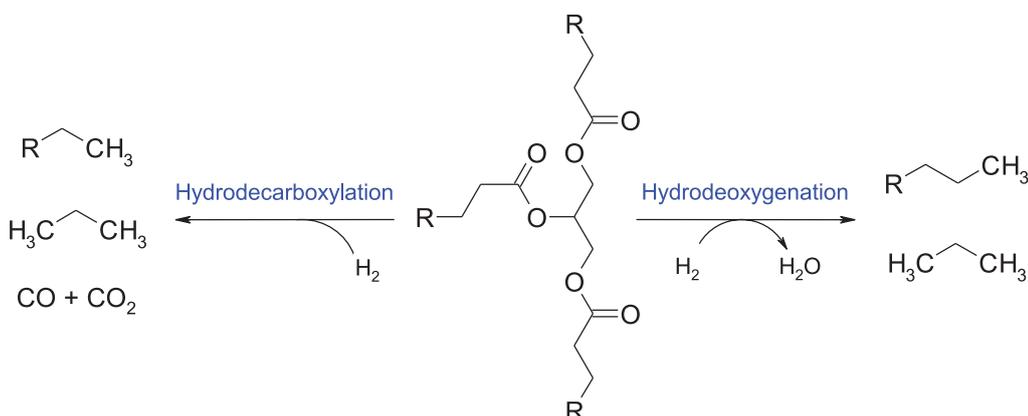


Abbildung 2.3: Wege des Hydrotreatings zum Umwandeln von Triglyceriden (gewöhnliche neutrale Fette, Mitte) in regenerativen Diesel (links und rechts).

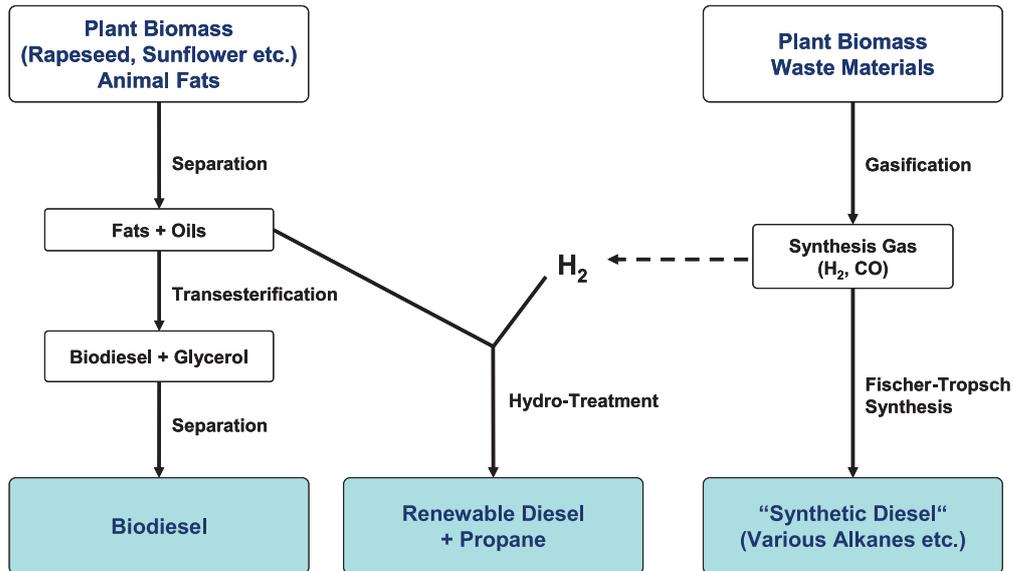


Abbildung 2.4: Produktion von Biodiesel, „regenerativem Diesel“ und „synthetischem Diesel“.

Während alkoholische Kraftstoffe ähnliche Eigenschaften wie Benzin haben, bietet Butanol eine ganze Reihe Vorteile gegenüber Ethanol. Seine Energiedichte ist deutlich höher. Die Oktanzahl von Butanol ist niedriger als die von Ethanol, aber sie ist ähnlich der von Benzin. Butanol hat einen niedrigeren Dampfdruck und ist deshalb sicherer zu handhaben. Es verursacht weniger Korrosion und wirkt weniger hygroskopisch als Ethanol, wodurch es einige Vorteile gegenüber Ethanol hat (siehe Kapitel 2.3).

Butanol kann lange vor der Verteilung mit Benzin gemischt und über die vorhandene Infrastruktur transportiert werden. Während Ethanol nur bis zu 85 % mit Benzin gemischt werden kann, bevor heutige Kraftfahrzeugmotoren modifiziert werden müssen, kann Butanol mit jeder beliebigen Konzentration gemischt werden, ohne dass Motoren modifiziert werden müssen. Ungeachtet seiner positiven Eigenschaften hat sich Butanol noch nicht auf dem Biokraftstoffmarkt etabliert. Es gibt jedoch einen großen Markt für Butanol als Grundchemikalie, wobei Biobutanol immer mehr an Bedeutung gewinnt (siehe Kapitel 2.9).

2.6. Methanol und Wasserstoff

Methanol wird von Mikroorganismen aus dem Pektin freigesetzt, das nur einen geringen Teil des Pflanzengewebes ausmacht. Eine Fermentation von Biomasse zu Methanol und CO₂ ist thermodynamisch nicht möglich. Nicht mög-

lich ist auch die anaerobe Umwandlung von Methan zu Methanol. Eine unvollständige Oxidation von Methan zu Methanol mit O₂ durch aerobe Mikroorganismen als Katalysator wurde versucht, aber niemals im industriellen Maßstab erreicht. Die chemische Synthese von Methanol aus CO + H₂ (Syngas) ist momentan die Hauptquelle für Methanol, von dem erhebliche Mengen bei der Umesterung von Pflanzenölen in „Biodiesel“ eingesetzt werden (siehe oben).

Die fermentative H₂-Produktion ist durch die Thermodynamik eingeschränkt und nur maximal ein Drittel (meist deutlich weniger) der in der Biomasse vorhandenen Elektronen kann letztendlich als molekularer Wasserstoff gewonnen werden. Der größte Teil der Elektronen (mindestens zwei Drittel) ist in den Acetatrückständen gebunden, die als wichtigstes Produkt der Biomassefermentation gebildet werden, und kann aus energetischen Gründen nicht als H₂ freigesetzt werden. Auch die optimale Fermentation von Hexosen (als wichtige Vertreter der Biomasse) zu 2 Acetat, 2 CO₂ und 4 H₂ wird nur bei höheren Temperaturen (>60 °C) erreicht,³⁵ ansonsten werden Butyrat oder Ethanol als Nebenprodukte bei wesentlich geringeren H₂-Erträgen gebildet. Demzufolge wird die H₂-Produktion über biologische Prozesse nur an Bedeutung gewinnen, wenn sie an photosynthetische Reaktionen gekoppelt ist (siehe Kapitel 3, S. 73).

2.7. Biokraftstoffe der nächsten Generation („advanced biofuels“)

Neben den konventionellen Fermentationsprodukten, wie z.B. Methan, Ethanol und n-Butanol, gibt es eine Reihe von flüssigen, leicht brennbaren Verbindungen, wie z.B. Isobutanol (2-Methylpropanol) und Isoprene, die aus rekombinanten Mikroorganismen im Anabolismus gebildet werden können und als „Biokraftstoffe der nächsten Generation“ bezeichnet werden. Diese „anabolen Kraftstoffe“ haben zwar nützliche Eigenschaften, aber sie werden unter aeroben Bedingungen gebildet und haben damit den Nachteil, dass die in ihnen zurückgewonnene Energie unter 50 % der Energie beträgt, die im Substrat enthalten war, aus dem sie synthetisch hergestellt wurden. Bei „katabolischen Biokraftstoffen“ (Biokraftstoffe, die über Fermentation anaerob produziert werden) liegt dieser Prozentsatz zwischen 80 und 90 %. Deshalb sind diese Biokraftstoffe der nächsten Generation nur dann realisierbar, wenn bestimmte Eigenschaften verlangt werden, zum Beispiel niedrige Erstarrungspunkte bei Kraftstoffen, wie z.B. „Biodiesel“, die verwendet werden, um herkömmliche Flugzeugturbinentreibstoffe zu ersetzen,³⁶ zusammen mit „Renewable Jet Fuels“ (Kapitel 2.4).

„Advanced Biofuels“, wie z.B. Isobutanol, Isopentenol und Fettsäureester, die aus pflanzlicher Biomasse produziert werden, bieten gegenüber dem herkömmlichen Biokraftstoff Ethanol Vorteile wie höhere Energiedichte, niedrigere Hygroskopizität, niedrigeren Dampfdruck und Eignung für vorhandene Transportinfrastruktur. Beispiele für „anabole“ Biokraftstoffe der nächsten Generation sind Isobutanol,³⁷ Isopentenol,³⁸ und Fettsäureethylester³⁹, die aus rekombinanten Stämmen von *Escherichia coli* produziert werden (Abbildung 2.5).

2.8. Mikrobielle Brennstoffzellen

In Brennstoffzellen werden Elektronen aus der Oxidation eines Substrats direkt zu einer Anode transportiert, von wo sie zu einer oxidierten Kathode fließen. Auf diese Weise wird ein elektrischer Stromkreis erzeugt. Bakterien wirken in mikrobiellen Brennstoffzellen als Katalysator bei der Oxidation von organischen Stoffen und transportieren die Elektronen zur Anode, entweder über geeignete gelöste Elektronenüberträger oder nach Anlagerung direkt an die Anodenoberfläche. Der Mechanismus, mit dem Elektronen direkt von mikrobiellen Zellen an die Anodenoberflächen übertragen werden können, ist nicht genau bekannt; u.a. wurden sogenannte Nanodrähte als mögliche

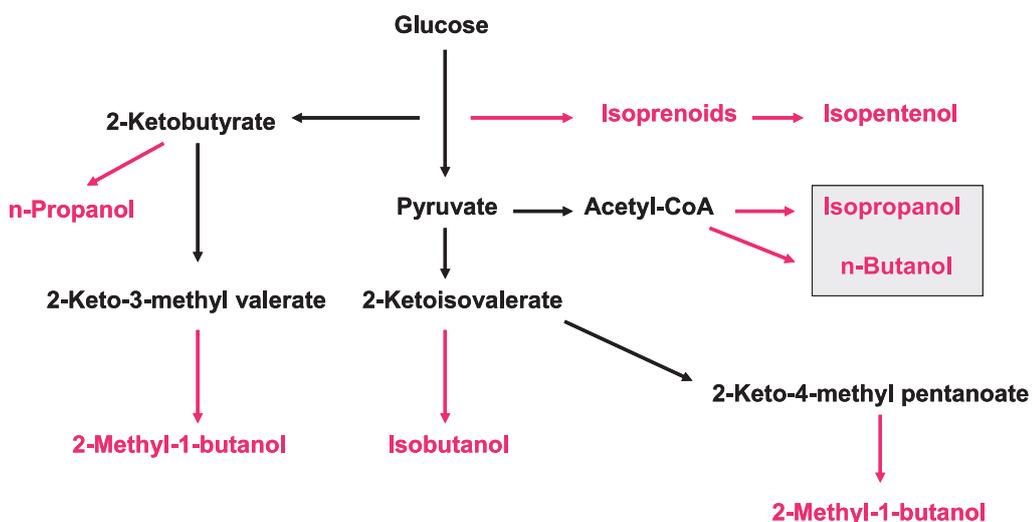


Abbildung 2.5: Biokraftstoffe der nächsten Generation, die in gentechnisch veränderten Stämmen von *Escherichia coli* produziert werden können. Isopropanol und n-Butanol werden über die herkömmlichen Fermentationswege (katabolische Biokraftstoffe, grau schattiert) unter anaeroben Bedingungen produziert, während alle anderen Alkohole über biosynthetische Wege (anabole Biokraftstoffe, rot dargestellt) unter aeroben Bedingungen produziert werden (modifiziert nach Ref. 37).

Leiter vorgeschlagen.^{40, 41} Idealerweise könnten Elektronen aus der Oxidation von organischen Stoffen, die beim Redoxpotenzial des Redoxpaars NAD/NADH (-320 mV) entstehen, durch solch ein Gerät zu O₂ bei einem Redoxpotenzial von +810 mV fließen, wodurch eine Spannung von 1,13 V erzeugt wird. In der Praxis werden Höchstspannungen im Bereich von nur 0,4 – 0,7 V erreicht, weil es bei allen Elektronenübertragungsprozessen zu Spannungsverlusten kommt und auch die Bakterien einen Teil des elektrochemischen Potenzials für ihren eigenen Energiestoffwechsel benötigen. Mikrobielle Brennstoffzellen sind als mögliche Energiequellen im Gespräch. Der einschränkende Faktor bei dieser Technologie ist die Bereitstellung einer ausreichend reaktiven Elektrodenoberfläche, an der sich die aktiven Bakterien festsetzen. Damit ist der Prozess durch die Elektroden-Oberfläche begrenzt, was seine Anwendbarkeit im großen Maßstab beschränkt. Darüber hinaus altern die mikrobiellen Gemeinschaften, die sich an der Elektrodenoberfläche festsetzen, und müssen von Zeit zu Zeit ersetzt werden, um ein Nachlassen der Effizienz bei der Elektronenübertragung zu vermeiden. Bisher wurden in Laborreaktoren für kürzere Zeitabschnitte maximale Stromdichten von 4 – 7 W m⁻² erreicht^{42, 43} und 0,56 W m⁻² in Pilotkläranlagen.⁴⁴ Die Effizienz der Elektronenübertragung zur Anode und die Aufrechterhaltung der Anodenoberfläche bei hoher Elektronenübertragungsleistung sind die einschränkenden Faktoren bei dieser Technologie. Obwohl Biobrennstoffzellen in bestimmten Nischen nutzbar sein könnten, wie z.B. Stromversorgung für Tiefsee-Messgeräte,⁴⁵ ist die Wahrscheinlichkeit gering, dass sie für längere Zeiträume im großen Maßstab genutzt werden.

2.9. Grundchemikalien

Eine wichtige Komponente der Strategie zur Einsparung fossiler Ressourcen muss nicht nur die Substitution von Brennstoffen beinhalten, sondern auch eine Substitution der Rohstoffe für die Synthese der chemischen Verbindungen von wirtschaftlichem Interesse.

Aktuelle Berichte haben mehrere Bausteinchemikalien aufgezeigt, die über biologische

oder chemische Umwandlung von Biomasse produziert werden können. Zu diesen Chemikalien gehören beispielsweise Ethanol (C₂), Glycerin (C₃), Fumarsäure (C₄), Xylitol (C₅) sowie Sorbitol (C₆), die jedoch alle reich an Sauerstoff sind (typischerweise C_x(H₂O)_y) und sich damit sehr stark von den herkömmlichen Kohlenwasserstoffen aus petrochemischen Quellen unterscheiden. Die Umwandlung dieser Rohstoffverbindungen muss eine Chemie anwenden, die von hoch funktionalisierten zu stärker reduzierten Verbindungen führt, was einen deutlichen Unterschied zur herkömmlichen Chemie auf Ölbasis darstellt, bei der immer funktionelle Gruppen tragen Kohlenwasserstoffstrukturen hinzugefügt werden mussten.

Das Energieministerium der USA (US DoE) bestimmte 12 Plattformchemikalien, die sich durch chemische oder biochemische Umwandlung von Lignocellulose-Biomasse aus Zucker herstellen lassen (Abbildung 2.6). Wenn diese Moleküle aus Fermentationsprozessen entstehen, treten sie in wässrigen Lösungen häufig in niedrigen Konzentrationen (typischerweise < 10 %) und in Gegenwart von anderen polaren Molekülen auf. Die Reinigung solcher Fermentationsflüssigkeiten ist sehr schwierig und energetisch unwirtschaftlich – es muss ein Weg für die direkte Umwandlung der wässrigen Lösung gefunden werden.⁴⁶ Diese Chemie erfordert Katalysatoren, die organische Chemie in wässriger Lösung durchführen können, gleichzeitig aber auch gegenüber den in der Fermentationsflüssigkeit vorhandenen Verunreinigungen unempfindlich sind,⁴⁷ und die diese Plattformmoleküle in eine breite Palette nützlicher chemischer Rohmaterialien umwandeln können.

Solche Katalysatoren müssen hydrophil, über einen weiten pH-Bereich stabil und gegenüber Auslaugung unter Reaktionsbedingungen beständig sein. Der Einsatz von Katalysatoren aus organisch-anorganischen Hybridmaterialien kann eine Option sein, da mit ihnen die Hydrophobizität des Katalysators so eingestellt werden kann, dass die Adsorptionseigenschaften der polaren Moleküle beeinflusst werden.⁴⁸ Mesoporöse Kohlenstoffe⁴⁹ können ebenfalls für die Biomasse-Umwandlung geeignet sein, da Kohlenstoffträger-substanzen häufig außerordentlich beständig

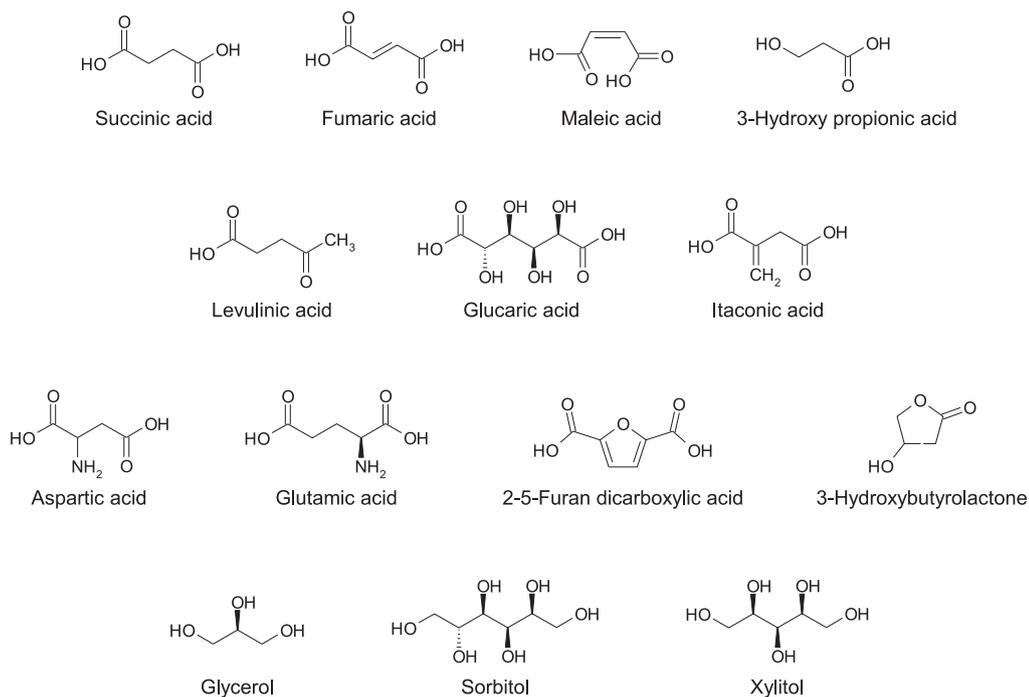


Abbildung 2.6: Mögliche Plattformchemikalien, produziert aus cellulosischer Biomasse.

gegenüber sauren und chelatbildenden Substanzen sind. Um die Funktionsgruppen an Plattformchemikalien umzuwandeln, sind Katalysatoren notwendig, die Dehydratation, Hydrogenolyse (bereits im Zusammenhang mit der Glycerinnutzung diskutiert) und Hydrierung durchführen können. Viele dieser Reaktionen verwenden herkömmliche homogene Reagenzien oder technische Katalysatoren.⁵⁰

Andere häufig verwendete Plattformmoleküle sind 3-Hydroxypropionsäure als Basis für Acrylsäure und ihre Derivate sowie 5-Hydroxymethylfurfural (HMF). Die letztgenannte Verbindung wird durch die Dehydratation von Hexosen produziert und kann als Basis für die Synthese einer ganzen Reihe von nützlichen Säuren, Aldehyden, Alkoholen und Aminen sowie für das vielversprechende 2,5-Dimethylfuran (DMF) dienen. Lävulinsäure ist eine weitere wertvolle Vorstufe für eine Reihe von chemischen Intermediaten, die ebenfalls durch säurekatalysierte Dehydratation, Veresterung oder metallkatalysierte Reduktion erzeugt werden können.⁵¹ Während es einige Studien gibt, die sich mit der Reduktion befassen, gibt es überraschend wenig Untersuchungen zur Veresterung von Plattformmolekülen mit Hilfe von festen Säurekatalysatoren. Die Entwicklung neuer Katalysatoren und die Prozessoptimie-

rung insgesamt für die Umwandlung von Biomasse in Brennstoffe oder Chemikalien kann nur durch interdisziplinäre Forschung erreicht werden, die die Zusammenarbeit von Organchemikern, Physikochemikern, Biologen, Chemieingenieuren und Fachleuten für molekulare Simulation erfordern wird, um innovative Reaktorkonstruktionen nutzen zu können.

Die Verwendung von Biobutanol als Rohmaterial für die Produktion von Grundchemikalien ist eine weitere wertvolle Option, weil: i) deren Marktpreis höher ist als der von Brennstoffen und ii) die Produktion von nachhaltigen Materialien aus Birohmaterialien wirtschaftlich vernünftiger ist, als sie als Biokraftstoffe zu verbrennen. Traditionell wurde Biobutanol durch Fermentation von solventogenen Clostridien (*Clostridium acetobutylicum*, *C. beijerinckii*, *C. saccharobutylicum*, *C. saccharoperbutylacetonicum*) gewonnen.⁵² Heute (2011) sind in China 11 Fermentationsanlagen für die Butanolproduktion in Betrieb (plus zwei weitere im Bau befindlich)⁵³ und eine Anlage in Brasilien. Sie alle basieren auf dem herkömmlichen Verfahren, bei dem entweder Stärke oder Zucker (aus Melasse) als Kohlenstoffquelle verwendet wird und Butanol durch Destillation aus anderen Fermentationsprodukten getrennt wird. Verglichen

mit der heutigen Technologie sind Verbesserungen bei den verwendeten Stämmen (entwickelt für weniger Nebenprodukte, höhere Titer und Toleranz für Lösungsmittel), Verfahrenstechnik (halbkontinuierlich, kontinuierlich) und Produktabtrennung und -aufarbeitung (Gasstrippen, Pervaporation, Flüssig-flüssig-Extraktion) möglich, und diese Verbesserungen werden die Fermentation wirtschaftlich konkurrenzfähig und der Ethanolfermentation sogar überlegen machen. Darüber hinaus können Lignocellulose-Hydrolysate bereits verwendet werden, da die oben genannten Clostridien beide Zuckerarten, also C_6 und C_5 , verwenden. Und schließlich hat die Syngas-Fermentation nun auch das kommerzielle Stadium erreicht. Das Erbgut von *C. ljungdahlii* wurde entschlüsselt, und mit Hilfe der Gene von *C. acetobutylicum*⁵⁴ wurde ein rekombinanter Stamm für die Butanolbildung aufgebaut. Damit ist der Weg für die Entwicklung anderer Konstrukte geebnet, die wichtige Massenchemikalien und Feinchemikalien aus Abgasen bilden, während gleichzeitig die Treibhausgasemission gesenkt wird. Die genomische Blaupause eines weiteren Kohlenmonoxidnutzers wurde kürzlich ebenfalls gelöst.⁵⁵ *Clostridium carboxidivorans* besitzt bereits die natürliche Fähigkeit, Butanol und Butyrat zu produzieren.

2.10. Emissionen bei der Verbrennung von Biokraftstoffen

Biokraftstoffe können, wie in einigen oben aufgeführten Beispielen erwähnt, bei ihrer praktischen Verwendung Probleme verursachen, z.B. die starke Hygroskopizität von Ethanol und die damit verbundenen Korrosionsprobleme und die Verschiedenartigkeit von Biodieselprodukten. Weitere Anwendungsprobleme entstehen durch ihr Verbrennungsverhalten, wie in diesem Kapitel näher erläutert wird.

Die Verbrennung von Kraftstoffen ist eine komplexe Serie schneller Oxidationsreaktionen. Bei konventionellen Kraftstoffen handelt es sich um Kohlenwasserstoffe, die nur aus Kohlenstoff- und Wasserstoffatomen bestehen. Bei der Verbrennung dieser Verbindungen entsteht eine Reihe partiell oxidierten Neben-

produkte (Aldehyde, ungesättigte Aldehyde, CO), von denen die meisten für den Menschen gesundheitsschädlich sind. Im Gegensatz zu konventionellen Kraftstoffen enthalten die Moleküle von Biokraftstoffen (Ethanol, Biodiesel, etc.) auch Sauerstoffatome, weshalb ihr Verbrennungsverhalten viel komplexer ist als das konventioneller Kraftstoffe.⁵⁶ Die meisten von ihnen verursachen eine erhöhte Aldehyd-Emission^{57,58}, eine Tatsache, über die unlängst im Hinblick auf die Luftqualität in Brasilien und die damit verbundene Bildung von Photosmog diskutiert wurde.⁵⁹ Biokraftstoffe können auch Stickstoffanteile enthalten, beispielsweise von Düngemitteln, was zur N_2O -Emission führen kann. Weitere Nebenprodukte können Blausäure,⁶⁰ Ammoniak,⁶¹ Isocyanensäure sowie Acrylamid, Acetonitril, Propionitril oder aromatische stickstoffhaltige Verbindungen sein.⁶²⁻⁶⁴ Zusätzliche Probleme können durch Kraftstoffviskosität (Pflanzenöle), unvollständige Verbrennung in der Brennkammer, Bildung fester Ablagerungen und die Entstehung von Nebenprodukten im Abgas verursacht werden. Während stationäre große Stromaggregate hinsichtlich Verbrennungseffizienz und Minimierung der Bildung von Nebenprodukten optimiert werden können, z.B. durch Abgasnachbehandlung, können insbesondere bei Fahrzeugmotoren erhebliche Probleme durch die Verwendung von komplexen Kraftstoffmischungen und Veränderungen bei der Kraftstoffzusammensetzung auftreten, besonders im Hinblick auf Kaltstart, Temperaturschwankungen, Zündverhalten, etc. Es wird schwer sein, die strengen Vorschriften zur Abgasqualität, die für die Verbrennung von konventionellen Kraftstoffen entwickelt wurden, bei den komplexen Kraftstoffmischungen biologischen Ursprungs einzuhalten. Die Schadstoffemissionen aus diesen neuartigen und vielfältigen Kraftstoffquellen werden neue Vorschriften erfordern.

Daher sollten die nachgelagerten Aspekte der gefährlichen Verbrennungsemissionen bei der Einschätzung der Eignung eines aus Biomasse gewonnenen Kraftstoffs berücksichtigt werden. Das Wissen über einige chemische Familien von Schadstoffen ist in zunehmendem Maße verfügbar, während andere mög-

licherweise nicht erkannt oder unterschätzt werden. Unter Umständen müssen die Katalysatoren für die Abgasnachbehandlung im Rahmen der Verbrennung von Biokraftstoffen verändert werden, um diese Emissionen zu verringern. Ein weiterer Widerspruch ist, dass die Bezeichnung „Biokraftstoff“ vermuten lässt, dass es sich um eine homogene Klasse von Chemikalien handelt, obwohl sich ihre Molekularstrukturen und Verbrennungsreaktionen in Wirklichkeit stark voneinander unterscheiden. Jeder Biokraftstoff muss daher einzeln hinsichtlich seines Nutzens beurteilt werden, einschließlich seines Schadstoffemissionspotenzials. Angesichts der zunehmenden Nachfrage nach Nutzung von Biokraftstoffen in vielen Regionen der Welt werden fundierte Entscheidungen ausschlaggebend sein.

2.11. Ein „Best Practice“ Beispiel: Kombinierte Herstellung von Ethanol und Biogas

Bioethanol wird üblicherweise in Großanlagen produziert (100.000 t pro Jahr von 50.000 ha), in Nordamerika und Europa meist aus Getreide, jedoch mit einem steigenden Anteil an Zuckerrüben in Europa. Dieser Prozess funktioniert normalerweise mit einem Verhältnis

Energieleistung: Einsatz fossiler Energieträger (EROI) von weniger als 5 : 1 (Tabelle 1.3, S. 23), vorausgesetzt, dass das Abfallprodukt aus dem Destillationsprozess, die Trockenschlempe, als hochwertiger Rohstoff in die Bilanzierung der Energieerträge sowie der ökonomischen und ökologischen Aspekte einbezogen wird. Lebenszyklusanalysen der großtechnischen Herstellung von Ethanol der ersten Generation sind in den Berichten von Rettenmaier et al. enthalten.^{65, 66}

Bioethanol aus Triticale: Verglichen mit der großtechnischen Herstellung von Ethanol ist die Bioethanol-Produktion in kleintechnischen regionalen Produktionsanlagen nachhaltiger. Diese Anlagen können rund 5.000 t Ethanol pro Jahr von einer Anbaufläche von 2.500 ha produzieren. Diese Technologie könnte in Deutschland in die Praxis umgesetzt werden, ohne dass sich dies schädlich auf die Landnutzung auswirken würde, indem bestehende Hofbrennereien genutzt würden, die aus dem Staatsmonopol ausscheiden. Das Besondere an diesen regionalen Produktionsanlagen (Abbildung 2.7) ist die Kombination aus einer Brennerei (Mahlen des Getreides, Maischen, Fermentieren und Destillieren) und einer Biogasanlage. Das Szenario beginnt mit der Pflanzenproduktion, bei der

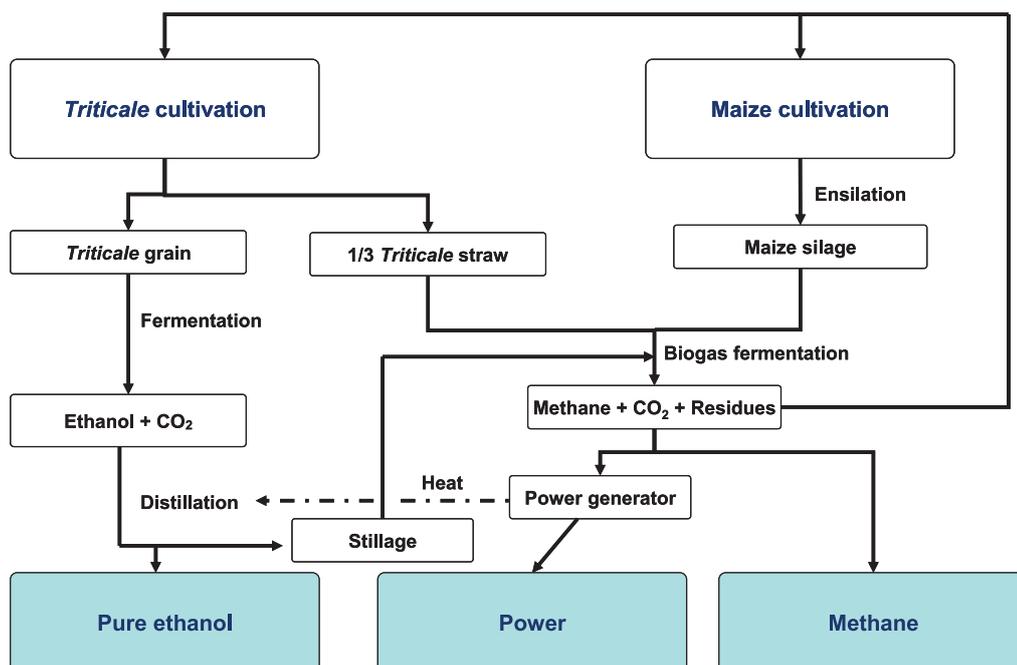


Abbildung 2.7: Flussdiagramm der Bioethanol- und Biogasproduktion in einer KWK-Anlage mit optimaler interner Energie- und Wärmeübertragung (neu entworfen aus Ref. 67).

zwei Drittel der Anbaufläche für die Produktion von Triticale und ein Drittel für die Produktion von Mais genutzt werden. Bei dieser Vorgehensweise wird das Ethanol nur aus den Triticale-Körnern hergestellt. Der Mais wird als ganze Pflanze geerntet und als Silage gelagert. Ein Drittel des Triticale-Strohs wird geerntet, während das restliche Stroh auf dem Feld verbleibt, um den Kohlenstoffgehalt des Bodens zu erhalten. Dieses Szenario ist ein stellvertretendes Beispiel für die Vorgehensweise im Münsterland in Deutschland.⁶⁷

Die Maissilage und das geerntete Stroh werden zusammen mit der Schlempe aus dem Destillationsprozess für die Biogasproduktion verwendet. Das erzeugte Methan wird dann in einer KWK-Anlage genutzt, um die Brennerei mit Strom und Wärme zu versorgen, die Fermentationsrückstände werden als Düngemittel für den nächsten Anbau verwendet. Die Endprodukte sind Ethanol, ein Methanüberschuss, der nicht für die Energieversorgung benötigt wird, und ein kleiner Überschuss an elektrischer Energie.

Bei der nachhaltigen Ethanolproduktion, wie sie hier beschrieben wird, entstehen Treibhausgasemissionen von lediglich 19,7 g CO₂-Äquivalente pro 10⁶ J für die Ethanol- und 22,4 g CO₂-Äquivalente pro 10⁶ J für die Methanproduktion. Dies führt zu einer Verringerung der Treibhausgasemissionen von insgesamt 76,5 % (detaillierte Analyse in Tabelle 2.1). Diese nachhaltige landwirtschaftliche Produktion von Ethanol und Biogas ist einer der effizientesten bekannten Wege zur Herstellung eines Bioenergieträgers.

Aus Energiesicht führt diese nachhaltige Methode der Ethanolproduktion zu einem Energiegewinn von etwa 80 x 10⁹ J ha⁻¹ Jahr⁻¹. Der Anbau von Mais unter denselben Bedingungen auf 100 % der Landfläche und dessen Verwendung zur Produktion von ausschließlich Biogas wäre der effizienteste Prozess der Energieerzeugung aus Biomasse. Der Energiegewinn würde etwa 104 x 10⁹ J ha⁻¹ Jahr⁻¹ betragen: bestehend aus 51 x 10⁹ J ha⁻¹ Jahr⁻¹ der Energie in Form von elektrischer Energie und 53 x 10⁹ J ha⁻¹ Jahr⁻¹ in Form von Wärme. Dieser Vergleich zeigt, dass bei der Produktion eines flüssigen, dichten und einfach zu hand-

habenden Energieträgers in Form von Ethanol nur etwa 20 % weniger Energie gewonnen wird als bei der optimalen Produktionsoption Biogas. Außerdem ist zu berücksichtigen, dass die Wärmeenergie in Biogasanlagen häufig nicht genutzt wird. Dies zeigt die überragende Effizienz der Kombination aus Bioethanol- und Biogasherstellung. Die Brennerei ist eine ideale Kühlfläche für die Biogasanlage.

Bioethanol aus Lignocellulose: Bei Bioethanol der zweiten Generation muss man einige grundlegende Einschränkungen der Ethanolfermentation aus Biomasse bedenken. Einige Fakten sind in Tabelle 2.2 dargestellt. Die Daten zeigen eindeutig, dass neben der Vorbehandlung der Biomasse und der Hydrolyse der Cellulose weitere Verfahrensschritte erforderlich sind, um Lignocellulose-Biomasse in Ethanol umzuwandeln. Das Destillieren verbraucht 65 bis 80 % aller Energie, die bei dem Prozess zur Erzeugung von Ethanol aus Getreide benötigt wird; berechnete Zahlen ohne Berücksichtigung des Trocknens der Destillationsrückstände und unter Annahme eines Ethanolgehalts von etwa 11 bis 14 % Vol. Das Destillieren einer Maische mit nur 5 % oder weniger Ethanol erfordert drei Mal mehr Energie. Daher muss man entweder diesen Energiebedarf akzeptieren oder neue Methoden zur Konzentration der Maische durch Verdampfungs- oder Membrantechnologie entwickeln.

Werden regionale Anlagen zur Herstellung von Ethanol aus Lignocellulose-Biomasse in Kombination mit Biogasproduktion verwendet, gibt es eine einfache Lösung für das Energieproblem: der Lignocellulose-Biomasse wird nach der Hydrolyse der Cellulose stärkehaltiges Rohmaterial hinzugefügt. Dies würde eine Ethanolkonzentration von mindestens 11 % Vol. sicherstellen.

Beispielsweise wird Maissilage mechanisch und hydrothermisch vorbehandelt. Dann werden feingemahlene Körner dieser Maische aus Lignocellulose-Biomasse direkt zugegeben, wodurch ein natürlicher pH-Wert von 4,0 – 4,2 erreicht wird. Die derzeit beste Methode zum Abbau der Stärke ist die Verwendung der Enzymkomplexe Stargen®. Nach zwei Stunden der parallel zur fortlaufenden

Prozess	THG-Emissionen, g CO ₂ -Äquiv. / 10 ⁶ J EtOH ohne Zuordnung
Pflanzenproduktion	
Samenlieferung	0,68
Lieferung von Düngemitteln	2,4
Emissionen aus Stickstoffdüngung (N ₂ O)	19,58
Lieferung von Pestiziden	1,05
Dieselölverbrauch	4,98
Summe aus Pflanzenproduktion	28,69
Dieselölverbrauch beim Transport zur Umwandlung: alle Anbaupflanzen 25 km	0,88
Ethanolverarbeitung	
Schwefelsäure	0,085
Wasserversorgung	0,087
Biogasproduktion	
Methanverluste 1 %	9,02
Transport von Fermentationsrückständen 25 km	2,75
Umwandlung gesamt	11,95
Transport des Ethanols zur Station 100 km	0,51

Tabelle 2.1: Treibhausgasemissionen aus Prozessschritten der regionalen Bioethanolproduktion. EtOH = Ethanol.

Rohmaterial	Glucan-Gehalt %	Pentosan-Gehalt %	Theoretischer Ethanolgewinn LA/100 kg TS	Möglicher TS-Gehalt im Prozess %	EtOH in Maische % Vol.
Maissilage	30 – 50	15 – 20	30,5 – 47,0	22	6,7 – 10,3
Stroh	32	21	31	15	4,7
Grassilage	25	21	28,5	10	2,85

Tabelle 2.2: Einschränkungen der Ethanolproduktion aus Lignocellulose-Biomasse im Hinblick auf die Ethanolkonzentrationen, die nach der Fermentation erreicht werden können. LA = Liter Alkohol; TS = Trockensubstanz; EtOH = Ethanol.

enzymatischen Hydrolyse der Cellulose verlaufenden Prähydrolyse der Stärke wird mit der Fermentation als SSF-Prozess begonnen, indem Hefe und verzuckernde Enzyme hinzugefügt werden.

Dieses Szenario führt zu einer geschätzten Bereitstellung elektrischer Energie von 4×10^9 bis 5×10^9 J ha⁻¹ pro Jahr, 65×10^9 J Ethanol pro ha und Jahr und ca. 90×10^9 J Methan pro ha und Jahr. Dies ergibt einen Energiegewinn von schätzungsweise 140×10^9 J ha⁻¹ Jahr⁻¹ und ein berechnetes Verhältnis von Energieabgabe zu fossilem Energieaufwand von mehr als 3 : 1. Die geschätzte Menge der vermiedenen THG-Emissionen wird sich insgesamt auf 12,3 t CO₂-Äquivalente pro ha und Jahr belaufen, d.h. es wäre eine Verringerung um etwa 82 %, im Vergleich zur Verwendung fossiler Brennstoffe.⁶⁸

2.12. Großtechnische Bioethanol-Produktion in Brasilien

Im Jahr 2009 wurde rund 47 % der gesamten Energieversorgung Brasiliens aus erneuerbaren Ressourcen gewonnen, hauptsächlich aus Biomasse (32 %; Kapitel 1.2, S. 12) und Wasserkraft (15 %). Die Ressource Biomasse setzt sich aus 18 % Biokraftstoffen und 14 % Feuerholz und Kohle zusammen. Windkraft und Solarenergie stecken noch in den Kinderschuhen, haben aber möglicherweise gute Aussichten. Die verbleibenden 53 % entstammten fossilen Brennstoffen, nämlich: Rohöl 38 %, Erdgas 9 %, Kohle 5 % und nur 1 % Atomkraft.⁶⁹ Die brasilianische Bevölkerungsdichte beträgt lediglich 10 % und der Energieverbrauch pro Kopf nur etwa 30 % des Energieverbrauchs in Deutschland, während

die Nettoprimärproduktion (NPP) in Brasilien zwei bis drei Mal höher ist als die in Deutschland. Daher sind die Voraussetzungen für Biokraftstoffe, einen erheblichen Anteil des Primärenergieverbrauchs zu leisten, in Brasilien 50 Mal günstiger als in Deutschland (Kapitel 1.2, S. 12).

Die Ethanol-Produktion in Brasilien basiert auf Zuckerrohr. Anbaufläche und Zuckerrohrproduktion haben sich in den letzten zwanzig Jahren enorm vergrößert, und zwar von 270 Millionen t geerntetes Zuckerrohr auf 4,3 Millionen ha im Jahr 1987 auf rund 600 Millionen t auf 8,7 Millionen ha im Jahr 2009 (letzteres macht 11,3 % der gesamten Kulturfläche Brasiliens aus; 2,3 % der gesamten landwirtschaftlichen Fläche). Heute werden rund 50 % der Zuckerrohr-Anbaufläche (Abbildung 2.8) für die Ethanolproduktion genutzt. Der Zuckerrohranbau konzentriert sich hauptsächlich auf den Staat São Paulo (62 %), dehnt sich jedoch immer mehr auf die Staaten Paraná, Goiás, Mato Grosso do Sul und Mato Grosso aus.

Die Produktivität pro ha von brasilianischem Ethanol aus Zuckerrohr (7.000 l; 0,5 W m⁻²; Tabelle 1.3) übersteigt die der europäischen Zuckerrübe (5.500 l) und ist viel höher als die des Ethanols aus Mais in den Vereinigten Staaten (3.800 l) und aus Weizen in der EU (2.500 l)^{72, 73} (Kapitel 1.4, S. 21). Die US-Umweltschutzbehörde (EPA) betrachtet Ethanol aus Zuckerrohr aus Brasilien als den besten erneuerbaren kohlenstoffarmen Kraftstoff. Brasilien ist nach den Vereinigten Staaten der zweitgrößte und vor allem der billigste Hersteller (40 % der US-Kosten pro Liter) und der größte Exporteur von Ethanol in Kraftstoffqualität. Bei einem Ölpreis von mehr als 40 US-Dollar pro Barrel wird die Ethanolproduktion zu einem profitablen Geschäft.

Der Faktor Energy Return on Investment (EROI) der Ethanolproduktion (Energieertrag / fossiler Energieaufwand) beträgt in Brasilien etwa acht und übertrifft bei weitem den der Ethanolproduktion aus Getreide in den Vereinigten Staaten (EROI < 2; Tabelle 1.3).⁷⁴ Die außergewöhnliche Effizienz der brasilianischen Ethanolproduktion hängt vor allem vom Zuckerrohr als Substratquelle, von den produktiven Bodenbedingungen und dem

günstigen Klima ab, aber auch von den billigen Arbeitskräften und einem hohen Niveau technischen Fachwissens.

2009 wurde in leichten Fahrzeugen in Brasilien mehr Ethanol als Benzin verwendet. Ende 2010 gab es 430 Ethanol-Destillationsanlagen in Brasilien: 43 % im Staat São Paulo, 9 % in Minas Gerais und 8 % jeweils in Pernambuco, Alagoas und Paraná, und es entwickelt sich eine kleinere Produktion in Mato Grosso do Sul, im Triângulo Mineiro und in Goiás. Es lässt sich weithin beobachten, dass Ölonternehmen daran interessiert sind, in die Ethanolproduktion einzusteigen. Heute werden 22 % der Destillationsanlagen mit ausländischem Kapital betrieben.

Derzeit sind mehr als 92 % aller neuen leichten Fahrzeuge in Brasilien (12 Millionen Autos oder 43 % des gesamten Fahrzeugbestands) mit Flex-Fuel-Motoren ausgestattet. Die 2003 zum ersten Mal eingeführten Flex-Fuel-Motoren sind eine deutsche Erfindung, die mit Benzin, Ethanol oder einer beliebigen Mischung beider betankt werden können. Daher kann man die Art des Kraftstoffs dem Preis entsprechend auswählen. Fast alle internationalen Autohersteller produzieren in Brasilien Fahrzeuge, die mit Kraftstoffen mit einem viel höheren Anteil an Ethanol (E25 – E100) betankt werden können, als es in Deutschland (E10) empfohlen wird, offensichtlich ohne größere technische Probleme.

Entsprechend den europäischen Kriterien hat brasilianisches Ethanol einen CO₂-Reduktionsstandard von rund 70 %; die Internationale Energieagentur berechnete ihn mit über 80 %. Seit 1975 wurden durch die Verwendung von Ethanol (E25) anstelle von Benzin Angaben zufolge mehr als 600 Millionen t CO₂-Emissionen in Brasilien verhindert. Gleichwohl wird auch an den ethischen, sozialen und ökologischen Auswirkungen der umfangreichen Zuckerrohrproduktion in Brasilien ernste Kritik geübt.⁷⁵

Es wurde argumentiert,⁷⁶ dass der Ethanolproduktion nicht die Schuld für die Abholzung des Tropenwaldes gegeben werden kann, da die Zuckerrohrplantagen und potenziellen Anbauflächen weit vom Amazonas-Regenwald entfernt liegen (was beim Sojabohnenanbau für die Biodieselproduktion nicht der Fall ist). Die Ausdehnung der Anbaufläche für Zuckerrohr in die

Savanne (campos cerrados) wird auch nicht als die Hauptursache für die Schaffung von Weideflächen in Amazonien betrachtet und somit auch nicht als Ursache für die Abholzung; die Viehzucht auf den *Campos cerrados* nimmt in dem Maße zu, wie unberührte Weideflächen optimiert werden. Auch der typische Konkurrenzkampf „Energiepflanzen gegen Nahrungspflanzen“ ist in Brasilien kein großes Thema, da kein Getreide für die Ethanolproduktion verwendet wird, wie dies für die Produktion von Ethanol aus Mais gilt. Die Verlagerung und in einigen Fällen Verringerung der Anbauflächen für Nahrungspflanzen wird angeblich durch die steigende Produktivität der Nahrungsmittelproduktion auf nationaler Ebene mehr als ausgeglichen, im Fall von Bohnen und Reis stieg die Produktivität von 1990 bis 2010 um 44 % und 53 %. In Brasilien waren die steigenden Preise für Grundnahrungsmittel wahrscheinlich nicht auf die sinkende Produktion zurückzuführen, sondern wurden hauptsächlich durch die höheren Ölpreise, Preisanstiege bei Düngemitteln und Pestiziden, Transportkosten sowie durch Kapitalmarktspekulationen verursacht. Schließlich haben sich die ökologischen und sozialen Bedingungen der Ethanolproduktion in den letzten Jahren stark verbessert, insbesondere im größten brasilianischen Produktionsgebiet des Staates São Paulo, wodurch man sich den europäischen Standards annähert (Genauerer dazu siehe Ref. 70). Das deutsch-brasilianische Energieabkommen vom Mai 2008 unterstreicht die Grundsätze europäischer Rechtsvorschriften: die Importe brasilianischen Ethanols unterliegen den ökologischen und sozialen Nachhaltigkeitskriterien für dessen Produktion.

Umfassende Analysen der Ökobilanz (Kapitel 1.6 und 1.7, S. 24 und 25) weisen jedoch darauf hin, dass die Bioethanol-Produktion in Brasilien viel weniger umwelt- und klimafreundlich ist, als dies im Abschnitt oben dargestellt wird.

2.13. Wasserstoffspeicherung über die mikrobielle Methanbildung

Bei der Speicherung von H_2 gibt es auch eine biologische Perspektive. Methanogene Archaeobakterien wandeln $4 H_2$ mit CO_2 in Methan

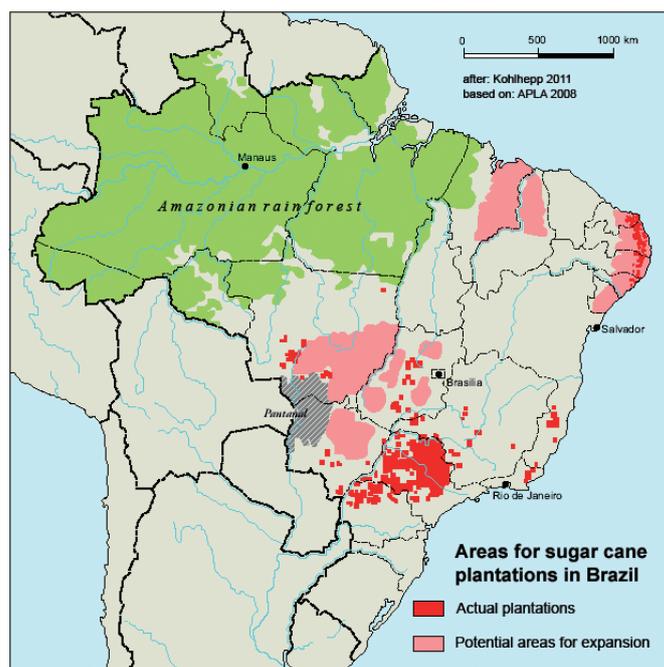


Abbildung 2.8: Aktuelle (rot) und potenzielle (pink) Gebiete für Zuckerrohrplantagen in Brasilien (laut Ref. 70, auf der Grundlage von Ref. 71).

um, das immer noch etwa 80 % der anfänglich in H_2 vorliegenden Energie enthält, d.h. ein Liter Methangas enthält rund 80 % des Brennwertes von vier Litern gasförmigen H_2 . Wegen seines viel niedrigeren Siedepunkts lässt sich Methan viel leichter speichern als H_2 . Das benötigte CO_2 könnte von Kohlekraftwerken bezogen werden, wodurch dieser Speicherprozess treibhausgasneutral wäre. Trotzdem müsste der Energieaufwand, der für den schnellen und effizienten Übergang von H_2 und CO_2 vom gasförmigen in den flüssigen Zustand benötigt wird, zuerst vermindert werden, ehe dieser Prozess in industriellem Maßstab eingesetzt werden könnte.^{77,78}

2.14. Thermochemischer Weg von Biomasse zu Kraftstoffen

Die oben beschriebenen biochemischen Prozesse laufen in wässrigen Lösungen bei Raumtemperatur oder leicht darüber ab. Thermochemische Reaktionen wie Pyrolyse, Verbrennung und Vergasung laufen bei hohen Temperaturen unter Verwendung von trockener Biomasse, hauptsächlich Lignocellulose mit niedriger Feuchtigkeit wie Holz oder Stroh, ab. Diese Technologien zur Umwandlung von Biomasse in H_2 oder verschiedene organische Chemikalien und Kraftstoffe haben in großem Maße von

den altbekannten Kohleumwandlungstechnologien profitiert. Das unterschiedliche chemische Verhalten von Kohle und Biomasse ist auf die verschiedene elementare Zusammensetzung zurückzuführen. Wasser- und asche-freie Lignocellulose – die am häufigsten vorhandene Art von Biomasse – kann beinahe als 50: 50-Mischung (Gewichtsanteil) von C und H₂O betrachtet werden, hat jedoch aufgrund der vorliegenden C-H- und C-OH-Bindungen einen ca. 20 % höheren Heizwert.

Grundlegender thermochemischer Prozess: Um organische Chemikalien herzustellen, wird die Biomasse üblicherweise zuerst in Syngas umgewandelt, eine Mischung aus CO und H₂. Syngas ist ein vielseitiges chemisches Zwischenprodukt (Plattformchemikalie) für die Herstellung verschiedener chemischer Produkte. Um Syngas in ein bestimmtes Produkt umzuwandeln, werden hochselektive Katalysatoren bei definierten Temperaturen und Drücken sowie ein geeignetes H₂/CO-Verhältnis benötigt. Bei den nachfolgenden Syntheseprozessen nach der Syngaserzeugung handelt es sich um eine gut bekannte und ausgereifte Technologie. In Tabelle 2.3 sind die Betriebsbedingungen und Katalysatoren für die wichtigsten Produkte zusammengefasst. Da Syngas aus Kohle, Erdgas, Erdöl oder Biomasse hergestellt werden kann, konzentrieren sich die Hauptbemühungen für Entwicklungen der thermochemischen Prozesse zur Biomasseumwandlung derzeit auf die anfänglichen Schritte bei der Syngaserzeugung, d.h. die Umwandlung von Biomasse in Syngas.

Energieeffizienz: In dem thermochemischen Umwandlungsprozess bleiben ca. 50 % der chemischen Anfangsenergie in den Endprodukten erhalten, während die andere Hälfte in (Hochtemperatur-) Wärme, Dampf oder elektrische Energie umgewandelt wird. Diese Energie dient dazu, den Prozess selbst zu speisen, nach dessen Beendigung alle überschüssige Energie exportiert werden kann, z.B. in Form von Elektrizität, die als „Energiegut-schrift“ für das Hauptprodukt zählt.

Kurzbeschreibung eines thermochemischen Biomasseverflüssigungsprozesses (BtL-Prozess): An dieser Stelle erläutern wir das vom Karlsruher Institut für Technologie

(KIT) entwickelte bioliq-Verfahren.⁷⁹ Dies ist ein typisches Beispiel für die weltweiten Entwicklungsbemühungen, die an einer wirtschaftlichen BtL-Umwandlung arbeiten. Derzeit werden die bioliq-Anlagen für Biomasse-Pyrolyse, Vergasung, Syngasreinigung und Synthese des KIT als Pilotprojekt betrieben. Ein kommerzieller und wirtschaftlicher Betrieb würde eine mindestens 20-fache Vergrößerung für die Pyrolyse im Anfangsabschnitt und eine ca. 1.000-fache Vergrößerung des Vergasungs-, Gasreinigungs- und Synthesebereichs erfordern. Für große kommerzielle Anlagen mit einer Produktionsmenge an Bio-Syngas von mindestens 1 Mt pro Jahr – was etwa 10 % einer modernen Ö Raffinerie ist – würden die Produktionskosten für Kraftstoffe auf der Basis von Bio-Syngas bei schätzungsweise € 1 pro Liter liegen.⁸⁰ Angesichts der derzeitigen Rohölpreise von ca. 110 US-Dollar pro Barrel ist Rohbenzin rund 1,5 Mal billiger. In Mitteleuropa werden Kraftstoffe auf der Basis von Bio-Syngas ab Rohölpreisen von mehr als 150 US-Dollar pro Barrel attraktiv.

Beschreibung des BtL-Verfahrens:^{81, 82} Das vom KIT in Karlsruhe entwickelte bioliq-Verfahren besteht aus fünf aufeinanderfolgenden Schritten:

- 1. Biomasse-Pyrolyse:** Wasserfreie Lignocellulose-Biomasse wird durch Schnellpyrolyse bei ca. 500 °C zu Koks, Pyrolyseöl, wässrigem Pyrolysekondensat und Pyrolysegasen abgebaut. Die Pyrolysegasverbrennung liefert die für den Pyrolyseprozess benötigte Hitze.
- 2. Bioschlammherstellung:** Die Pyrolysekondensate und der pulverisierte Pyrolysekoks werden zu einem sehr kompakten flüssigen oder zähflüssigen Bioschlamm vermischt. Dieser verdichtete, kompakte Bioschlamm kann dann kostengünstig in Silobehältern über weite Strecken in eine große zentrale Einrichtung transportiert werden.
- 3. Flugstromvergasung:** Der Bioschlamm wird in einen großen Hochdruck-Flugstromvergaser gepumpt und mit O₂ vergast. Bei mindestens 1.200 °C wird unter hohem Druck (bis zu 100 bar über dem nachgelagerten Synthesedruck) teerfreies, methanarmes Syngas mit einem H₂/CO-Verhältnis von 0,5 – 1,0 erzeugt.

- 4. Syngasreinigung:** Das Roh-Syngas wird gereinigt und das H₂/CO-Verhältnis durch eine katalysierte Wassergas-Shift-Reaktion auf den optimalen Wert für die gewählte Produktsynthese gebracht.
- 5. Kraftstoffsynthese:** Das gereinigte und angepasste Syngas wird bei definierten Temperaturen und Drücken mit einem selektiven Katalysator in das gewünschte Produkt umgewandelt (siehe Tabelle 2.3). Um die Marktfähigkeit zu gewährleisten, muss das Rohprodukt unter Umständen noch nachbearbeitet werden.
- Das bioliq-Verfahren des KIT erlaubt die dezentralisierte Vorbehandlung von Biomasse in regional verteilten Schnellpyrolyseanlagen. Das hochenergetische Zwischenprodukt Bioschlamm oder bioliqSynCrude® – eine pumpbare Mischung aus Pyrolysekoks und Pyrolyseöl – kann auch über weite Entfernungen hinweg kostengünstig transportiert und in den erforderlichen Großanlagen weiterverarbeitet werden.

Tabelle 2.3: Wichtige Produkte der katalytischen Syngasumwandlung.

Produkt	Jahresproduktion weltweit	Katalysator	H ₂ /CO-Zufuhr Volumenverhältnis	Druck bar	Temperatur °C	Anwendung
Wasserstoff	?	Hohe Temp.: Cr/ Fe Niedrige Temp.: Cu/Zn	beliebig	beliebig	~400 ~200	H ₂ -Produktion
Methan	?	Ni	3	1-100		Heizgas
Methanol	~40 Mt	Cu/Zn/Al ₂ O ₃	2+	~50+	~250	Plattformchemikalie, Kraftstoff
Dimethylether	?	Cu/Zn/Al ₂ O ₃ plus γ-Al ₂ O ₃ or Zeolith	1	~50+	~250	Plattform chemical, fuel
Fischer-Tropsch Kohlenwasserstoffe	~10 Mt	Co-basiert Fe-basiert	~2 1-2	10-40	250 350	Kraftstoff (Chemikalien)

Literatur

1. Energy Information Administration. International Energy Outlook 2007; US government printing office, Washington, DC (2007).
2. Renewable Fuels Association (2008). Industry statistics [HTML]. <http://www.ethanolrfa.org/industry/statistics/>.
3. Energy Information Administration. Annual energy review 2007; US government printing office, Washington, DC (2008).
4. European Bioethanol Fuel Association (2008). Press Release: Bioethanol fuel production data 2007 [PDF]. <http://www.ebio.org/uploads/080407PRbioethanolproduction2007.pdf>.
5. European Biodiesel Board (2008). Press Release: 2007-2008 Production statistics show restrained growth in the EU due to market conditions and competition from US B99 imports [PDF]. <http://www.ebb-eu.org/EBBpressreleases/EBB%20press%20release%202007%20stats%20final25062008.pdf>.
6. Hick, S.M., Griebel, C., Restrepo, D.T., Truitt, J.H., Buker, E.J., Bylda, C., & Blair, R.G. Mechanocatalysis for biomass-derived chemicals and fuels. *Green. Chem.* **12**, 468–474 (2010).
7. Zhao, H., Holladay, J.E., Brown, H. & Zhang, Z.C. Metal chlorides in ionic liquid solvents convert sugars to 5-hydroxymethylfurfural. *Science* **316**, 1597–1600 (2007).
8. Binder, J.B. & Raines, R.T. Simple chemical transformation of lignocellulosic biomass into furans for fuels and chemicals. *J. Am. Chem. Soc.* **131**, 1979–1985 (2009).
9. Villandier, N. & Corma, A. One pot catalytic conversion of cellulose into biodegradable surfactants. *Chem. Comm.* **46**, 4408–4410 (2010).
10. Meine, N., Rinaldi, R. & Schüth, F. Solvent-free, catalytic depolymerisation of cellulose to water-soluble oligosaccharides. *ChemSusChem*. doi:10.1002/cssc.201100770 (2012)
11. Mahmoud, N., Zeeman, G., Gijzen, H., & Lettinga, G. Solids removal in upflow anaerobic reactors. *Biores. Technol.* **90**, 1–9 (2003).
12. Fachverband Biogas e. V. (2011). Branchenzahlen 2010 [PDF]. [http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_PM_01_11/\\$file/11-01-07_Biogas%20Branchenzahlen%202010_erw.pdf](http://www.biogas.org/edcom/webfvb.nsf/id/DE_PM_01_11/$file/11-01-07_Biogas%20Branchenzahlen%202010_erw.pdf).
13. Faulstich, M. & Dimaczek, G. Nutzung feuchter, nachwachsender Biomassen durch Thermodruckhydrolyse (THD) und anschließende biologische Weiterbehandlung. FNR-Projekt 22006599 (2007).
14. Heiermann, M. Prozessoptimierung durch Einsatz von Enzymen in Biogasanlagen. Gülzower Fachgespräche. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), Gülzow, Bd. 35 (2011).
15. Renewable Fuels Association (2008). Industry statistics [HTML]. <http://www.ethanolrfa.org/industry/statistics/>.
16. International Energy Agency. Biofuels for transport: An international perspective; OECD Publishing, Paris (2004).
17. Fukuda, H., Kondo, A. & Noda, H. Biodiesel fuel production by transesterification of oils. *J. Biosci. Bioeng.* **92**, 405–416 (2001).
18. Akoh, C.C., Chang, S.-W., Lee, G.-C. & Shaw, J.-F. Enzymatic approach to biodiesel production. *J. Agric. Food Chem.* **55**, 8995–9005 (2007).
19. Chisti, Y. Biodiesel from microalgae. *Biotechnol. Adv.* **25**, 294–306 (2007).
20. Fairless, D. The little shrub that could – maybe. *Nature* **449**, 652–655 (2007).
21. Mata, T.M., Martins, A.A. & Caetano, N.S. Microalgae for biodiesel production and other applications: A review. *Renew. Sust. Energy. Rev.* **14**, 217–232 (2010).
22. Gryglewicz, S. Rapeseed oil methyl esters preparation using heterogeneous catalysts. *Bioresource Tech.* **70**, 249–253 (1999).
23. Ono, Y. & Baba, T. Selective reactions over solid base catalysts. *Catal. Tod.* **38**, 321–337 (1997).
24. Clark, J.H. & Macquarrie, D.J. Environmentally friendly catalytic methods. *Chem. Soc. Rev.* **25**, 303–310 (1996).
25. Dacquain, J.-P., Lee, A.F. & Wilson, K. Chapter 16. In: *Thermochemical Conversion of Biomass to Liquid Fuels and Chemicals*, RSC Publishing, (2010).
26. Antolin, G. *et al.* Optimisation of biodiesel production by sunflower oil transesterification. *Bioresource Tech.* **83**, 111–114 (2002).
27. Yan, X. Inderwildi, O.R. & King, D.A. Biofuels and synthetic fuels in the US and China: A review of Well-to-Wheel energy use and greenhouse gas emissions with the impact of land-use change. *Energy Environ. Sci.* **3**, 190–197 (2010).
28. Danielsen, F. *et al.* Biofuel plantations on forested lands: double jeopardy for biodiversity and climate. *Conserv. Biol.* **23**, 348–358 (2009).
29. Mason, S. & Ghonasgi, D. (2008). Renewable diesel—case study, Symposium New biofuels, Berlin, May 6–7, 2008 [HTML]. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/literatur/pdf_332-index.htm.
30. Oja, S. (2008). NEXBTL—Next generation renewable diesel, Symposium New biofuels, Berlin, May 6–7, 2008 [HTML]. http://www.fnr-server.de/ftp/pdf/Literatur/pdf_332-index.htm.
31. Neste Oil Corporation (2010). Neste Oil starts up its new renewable diesel plant in Singapore. Stock Exchange Release 15.11.2010 [HTML]. <http://www.nesteoil.com/default.asp?pa th=1,41,540,1259,1261,13291,16384>.
32. Proell, T. & Hofbauer, H. H₂ rich syngas by selective CO₂ removal from biomass gasification in a dual fluidized bed system – Process modelling approach. *Fuel Processing Technol.* **89**, 1207–1217 (2008).

33. Volkswagen AG (2005). SunFuel® – The Way to Sustainable Mobility [PDF]. http://www.mobility-and-sustainability.com/_download/141205_RZ05GB_sunf_ccp_30.pdf.
34. Dürre, P. Fermentative production of butanol—the academic perspective. *Curr. Opin. Biotechnol.* **22**, 331–336 (2011).
35. Verhaart, M.R.A., Bielen, A.A.M., van der Oost, J., Stams, A.J.M. & Kengen, S.W.M. Hydrogen production by hyperthermophilic and extremely thermophilic bacteria and archaea: mechanisms for reductant disposal. *Environ. Technol.* **31**, 993–1003 (2010).
36. Lee, S. K., Chou, H., Ham, T.S., Lee, T.S., & Keasling, J.D. Metabolic engineering of microorganisms for biofuels production: from bugs to synthetic biology to fuels. *Curr. Opin. Biotechnol.* **19**, 556–563 (2008).
37. Atsumi, S., Hanai, T. & Liao, J.C. Non-fermentative pathways for synthesis of branched-chain higher alcohols as biofuels. *Nature* **451**, 86–89 (2008).
38. Withers, S.T., Gottlieb, S.S., Lieu, B., Newman, J.D. & Keasling, J.D. Identification of isopentenol biosynthetic genes from *Bacillus subtilis* by a screening method based on isoprenoid precursor toxicity. *Appl. Environ. Microbiol.* **73**, 6277–6283 (2007).
39. Steen, E.J. *et al.* Microbial production of fatty-acid-derived fuels and chemicals from plant biomass. *Nature* **463**, 559–562 (2010).
40. Reguera, G., McCarthy, K.D., Mehta, T., Nicoll, J.S., Tuominen, M.T. & Lovley, D.R. Extracellular electron transfer via microbial nanowires. *Nature* **435**, 1098–1101 (2005).
41. Lovley, D.R. Bug juice: harvesting electricity with microorganisms. *Nature Rev. Microbiol.* **4**, 497–508 (2006).
42. Fan, Y.F., Hu, H., & Liu, H. Enhanced Coulombic efficiency and power density of air-cathode microbial fuel cells with an improved cell configuration. *J. Power Sources* **171**, 348–354 (2007).
43. Logan, B.E. Scaling up microbial fuels cells and other bioelectrochemical systems. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **85**, 1665–1671 (2010).
44. Moon, H., Chang, I.S. & Kim, B.H. Continuous electricity production from artificial wastewater using a mediator-less microbial fuel cell. *Biores. Technol.* **97**, 621–627 (2006).
45. Bond, D.R., Holmes, D.E., Tender, L.M. & Lovley, D.R. Electrode-reducing microorganisms that harvest energy from marine sediments. *Science* **295**, 483–485 (2002).
46. Huh, Y.S. *et al.* Effective purification of succinic acid from fermentation broth produced by *Mannheimia succiniciproducens*. *Proc. Biochem.* **41**, 1461–1465 (2006).
47. Clark, J.H. Green chemistry for the second generation biorefinery – sustainable chemical manufacturing based on biomass. *J. Chem. Tech. Biotech.* **82**, 603–609 (2007).
48. Rinaldi, R. & Schüth, F. Design of solid catalysts for the conversion of biomass, *Energ. Environ. Sci.* **2**, 610–626 (2009).
49. Dacquin, J.P. & Cross, H.E. Interdependent lateral interactions, hydrophobicity and acid strength and their influence on the catalytic activity of nanoporous sulfonic acid silicas. *Green Chem.* **12**, 1383–1391 (2010).
50. Corma, A., Iborra, S. & Velty, A. Chemical routes for the transformation of biomass into chemicals. *Chem. Rev.* **107**, 2411–2502 (2007).
51. Reid, L. Levulinic Acid as a Basic Chemical Raw Material. *Ind. Eng. Chem.* **48**, 1330–1341 (1956).
52. Dürre, P. Biobutanol: an attractive biofuel. *Biotechnol. J.* **2**, 1525–1534 (2007).
53. Ni, Y. & Sun, Z. Recent progress on industrial fermentative production of acetone-butanol-ethanol by *Clostridium acetobutylicum* in China. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **83**, 415–423 (2009).
54. Köpke, M. *et al.* *Clostridium ljungdahlii* represents a microbial production platform based on syngas. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **107**, 13087–13092 (2010).
55. Bruant, G., Lévesque, M.-L., Peter, C., Guiot, S.R. & Masson, L. Genomic analysis of carbon monoxide utilization and butanol production by *Clostridium carboxidivorans* Strain P7T. *PLoS ONE* 2010, 5: e13033. doi:10.1371/journal.pone.0013033 (2010).
56. Kohse-Höinghaus, K. *et al.* Biofuel combustion chemistry: From ethanol to biodiesel. *Angew. Chem. Int. Ed.* **49**, 3572–3597 (2010).
57. Fontaras, G. *et al.* Effects of low concentration biodiesel blend application on modern passenger cars. Part 2: Impact on carbonyl compound emissions. *Environm. Pollut.* **158**, 2496–2503 (2010).
58. Pang, X., Mu, Y., Yuan, J. & He, H. Carbonyls emission from ethanol-blended gasoline and biodiesel-ethanol-diesel used in engines. *Atmospher. Environm.* **42**, 1349–1358 (2008).
59. Anderson, L.G. Ethanol fuel use in Brazil: Air quality impacts. *Energy Environm. Sci.* **2**, 1015–1037 (2009).
60. Glarborg, P., Jensen, A.D. & Johnsson, J.E. Fuel nitrogen conversion in solid fuel fired systems. *Prog. Energy Combust. Sci.* **29**, 89–113 (2003).
61. Dagaut, P., Glarborg, P. & Alzueta, M.U. The oxidation of hydrogen cyanide and related chemistry. *Prog. Energy Combust. Sci.* **34**, 1–46 (2008).
62. Hansson, K.-M., Samuelsson, J., Tullin, C., Amand, L.-E. Formation of HNCO, HCN, and NH₃ from the pyrolysis of bark and nitrogen-containing model compounds. *Combust. Flame* **137**, 265–277 (2004).
63. Lucassen, A., Labbe, N., Westmoreland, P.R. & Kohse-Höinghaus, K. Combustion chemistry and fuel-nitrogen conversion in a laminar premixed flame of morpholine as a model biofuel. *Combust. Flame* **158**, 1647–1666 (2011).
64. Karavalakis, G. *et al.* The impact of soy-based biodiesel on PAH, nitro-PAH and oxy-PAH emissions from a passenger car operated over regulated and non-regulated driving cycles. *Fuel* **89**, 3876–3883 (2010).
65. Rettenmaier, N., Reinhard, G., Gärtner, S., & Münch, J. Bioenergie aus Getreide und Zuckerrübe: Energie- und Treibhausgasbilanzen; IfEU Institut, Heidelberg (2008a).
66. Rettenmaier, N., Reinhard, G., Gärtner, S. & von Falkenstein, E. Treibhausgasbilanzen für VERBIO Ethanol gemäß Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung; IfEU Institut, Heidelberg (2008b).
67. Senn, T., Majer, S. & Sprenker, B. Sustainable ethanol production in regional plants from grain; 18th European Biomass conference and Exhibition, Lyon, France; Proceedings (2010).

68. Fleischer, S., Buck, M. & Senn, T. Ethanolproduktion mit simultanem Einsatz von stärke- und cellulosehaltigen Rohstoffen; 19. Symposium Bioenergie; Ostbayerisches Technologie-Transfer-Institut e.V. (OTTI), Regensburg (2010).
69. MME (Ministério de Minas e Energia): Balanço Energético Nacional 2010. Ano base 2009. Rio de Janeiro (2010).
70. Kohlhepp, G. Erneuerbare Energien und Biokraftstoffe in Brasilien. Ethanolproduktion als Erfolgsmodell des Agrobusiness. In: Hoffmann, K.-D., Zirkel, F. (Hrsg.): Brasilien und die Ära Lula: Neue Entwicklungsszenarien im „Land der Zukunft“? Mesa Redonda, 26. Eichstätt (2012; in press).
71. APLA (Arranjo Produtivo Local do Alcool da Região de Piracicaba): Brazilian market. Ethanol. Piracicaba (CD-R) (2008).
72. Macedo, I. de Carvalho (Org.) Sugar cane`s energy. Twelve studies on Brazilian sugar cane agribusiness and its sustainability. São Paulo: Berleandis (2005).
73. Olivério, J.L. Brazilian sugar cane sector—evolution, trends, sustainability. São Paulo (CD-R) (2008).
74. Worldwatch Institute (ed.). Biofuels for transportation. Global potential and implications for sustainable agriculture and energy in the 21st century. WWI, Washington (2006).
75. Buyx, A., & Tait, J. Ethics. Ethical framework for biofuels. *Science* **332**, 540–541 (2011).
76. Kohlhepp, G. Análise da situação da produção de etanol e biodiesel no Brasil. In: *Estudos Avançados*, **24**, 223–253 (2010).
77. Thauer, R.K. Biologische Methanbildung: Eine erneuerbare Energiequelle von Bedeutung? In: Gruss, P. und Schüth, F. (Hrsg.) *Die Zukunft der Energie*. C. H. Beck, München, 119–137 (2008).
78. Thauer, R.K., Kaster, A., Goenrich, M., Schick, M., Hiromoto, T. & Shima, S. Hydrogenases from methanogenic archaea: structure and function, nickel regulation, and H₂-storage. *Ann. Rev. Biochemistry* **79**, 507–536 (2010).
79. Consortium of the RENEW project (2008). Renewable fuels for advanced power trains. Report to the European Union [PDF]. <http://www.renew-fuel.com/download.php?dl=renew-final-report-080627.pdf&kat=5>.
80. Henrich, E., Dahmen, N., & Dinjus, E. Cost estimate for biosynfuel production via biosyncrude gasification, *Biofuels Bioprod. Bioref.* **3**, 28–41 (2009).
81. Dahmen N., & Dinjus E. Synthetische Chemieprodukte und Kraftstoffe aus Biomasse, *Chem.-Ing.-Tech.* **82**, 1147–1152 (2010).
82. Dinjus, E., Arnold, U., Dahmen, N., Höfer, R., & Wach, W., Green Fuels – Sustainable Solutions for Transportation, In: Höfer, R. (ed.) *RCS Green Chemistry No. 4: Sustainable solutions for modern economies*. RCS Publishing, London, 125–163 (2009).

3. Biologische und bio-inspirierte solare Produktion von molekularem Wasserstoff

Fraser A. Armstrong, Vincent Artero, Holger Dau, Bärbel Friedrich, Thomas Happe, Philipp Kurz, Wolfgang Lubitz und Matthias Rögner

(Bärbel Friedrich, Koordinatorin und Ansprechpartnerin)

Molekularer Wasserstoff (H_2) ist ein einzigartig sauberer erneuerbarer Energieträger; seine Oxidation zur Erzeugung von Wärme oder Elektrizität ergibt als alleiniges Produkt Wasser (H_2O). Außerdem ist H_2 für zahlreiche industrielle Prozesse von sehr großer Bedeutung, beispielsweise bei der Produktion von Ammoniak (für Düngemittel) mit Hilfe des Haber-Bosch-Verfahrens. Freier Wasserstoff tritt auf unserem Planeten nur in Spuren auf. So werden derzeit mehr als 90 % des H_2 durch Dampfreformierung aus Erdgas mit einem Wirkungsgrad von ca. 80 % erzeugt.

Zur Entwicklung einer tragfähigen H_2 -basierten Technologie ist die Produktion von H_2 deutlich zu erhöhen, wobei erneuerbare nichtfossile Ressourcen zum Einsatz kommen sollten. Kohlenstoffneutrale Wege zur H_2 Produktion gehen hauptsächlich von der Elektrolyse von Wasser aus. Dabei stützt sich die Großproduktion normalerweise auf kostenintensive Hochdruck- und Hochtemperatursysteme, mit denen der Wirkungsgrad der Elektrolyse verbessert werden soll. Obwohl der photovoltaischen Erzeugung von Wasserstoff eine vielversprechende Zukunft vorausgesagt wird, ist diese derzeit noch durch hohe Kosten eingeschränkt, die ca. zehn Mal mehr zu Buche schlagen als die Kosten für die konventionelle Erzeugung von H_2 .¹ Weitere Optionen für die Produktion von H_2 aus Biomasse werden im Kapitel 2 (Seite 51) diskutiert.

Die Nutzung von Solarenergie zur chemischen oder auch biologischen Erzeugung von H_2 ist ein attraktiver und umweltfreundlicher technologischer Ansatz, der jedoch große Herausforderungen birgt und sich noch im Stadium der Grundlagenforschung befindet. Offen ist noch die Frage, ob diese Strategien jemals

in Verfahren münden werden, die in der Praxis in großem Maßstab anwendbar sein können. Ein sich rasch entwickelnder Bereich der Forschung konzentriert sich dabei insbesondere auf die direkte Erzeugung von H_2 mit Hilfe von künstlichen photosynthetischen Systemen, die keine zwischengeschalteten Energieträger wie Elektrizität, Biomasse oder energiereiche Stoffwechselprodukte benötigen. Da diese Prozesse weniger Energiewandlungsschritte beinhalten, bieten sie ein Potenzial zur Verbesserung des Gesamtwirkungsgrades und zur Senkung der Investitionskosten.²

Eine Option zur biologischen Erzeugung von H_2 ist die direkte photosynthetische Umwandlung von Sonnenlicht und Wasser zu H_2 und molekularem Sauerstoff (O_2). Sowohl Wasser als auch Licht stehen fast unbegrenzt zur Verfügung, und da bei dieser Reaktion lediglich H_2 und O_2 gebildet werden, entstehen auch keine Treibhausgase. Die gesamte Sonnenenergie, die die Erdoberfläche erreicht und dort absorbiert wird, beträgt ca. $2,7 \times 10^{24} \text{ J a}^{-1}$ (170 W m^{-2} im Jahresdurchschnitt). Dies entspricht dem 5.400-fachen der Primärenergie, die von der Weltbevölkerung in einem ganzen Jahr verbraucht wird ($500 \times 10^{18} \text{ J}$ in 2010).³ Die biologische Umwandlung von Solarenergie in H_2 erfordert effiziente, stabile, selektive, O_2 -tolerante und hochaktive katalytische Systeme. Umfangreiche molekulare, biochemische und biophysikalische Untersuchungen haben zu einem besseren Verständnis der Struktur und Funktion der biologischen Katalysatoren geführt, die bei der Photosynthese und H_2 -Aktivierung mitwirken.⁴⁻⁶ Dieser Informationsschatz hat Chemiker dazu veranlasst, synthetische Katalysatoren für die Produktion erneuerbarer Brennstoffe zu entwickeln.⁷

Kapitel 3 gibt einen Überblick über den derzeitigen Stand der Forschung über die biologische und bio-inspirierte solare Erzeugung von H_2 . Dabei werden folgende Fragen angesprochen:

- technische Wege zur Wasserstoffherzeugung mittels Solarenergie;
- biologische Wege zur Wasserstoffherzeugung auf der Grundlage von Wasser und Sonnenlicht;
- bio-inspirierte Katalysatoren zur solaren Wasserspaltung und zur Produktion von H_2 .

3.1. Technische Wege zur Wasserstoffherzeugung mittels Solarenergie

Bei der solaren Erzeugung von Wasserstoff haben sich zwei technische Wege etabliert: Ein Verfahren stützt sich auf die Vergasung von Biomasse, d. h. den Einsatz von erneuerbaren biologischen Ressourcen anstelle von Erdgas und Kohle (siehe Kapitel 2; Seite 51). Der zweite Weg stützt sich nicht auf die photosynthetische Produktion aus Biomasse, sondern auf die Produktion von H_2 per Wasserelektrolyse unter Einsatz von Elektrizität aus Solar-

energie, die mit Hilfe von Photovoltaikzellen oder durch Wärmeumwandlung erzeugt wird (Abbildung 3.1). Ein dritter Ansatz, der Gegenstand weiterführender Forschungs- und Entwicklungsarbeiten ist, beschäftigt sich vorzugsweise mit der direkten Erzeugung von H_2 aus Sonnenlicht und Wasser. Jedes dieser Verfahren hat zum Ziel, H_2 ohne jede Freisetzung von Treibhausgasen herzustellen.

Keine Technik, die erneuerbare Energiequellen für die Produktion von H_2 einsetzt, ist derzeit mit den Marktpreisen von fossilen Ressourcen wettbewerbsfähig. So beläuft sich beispielsweise der Preis für die Erzeugung von H_2 mittels Erdgasreformierung (als kostengünstigste Variante der Erzeugung von H_2) auf ca. € 1 pro kg H_2 . In einer mittelgroßen Anlage wird H_2 derzeit durch Vergasung aus Biomasse zu einem Preis von ca. € 7 pro kg H_2 gewonnen.⁸ Dieser Preis ist bedingt durch höhere Bevorratungs-, Verteilungs-, Fix- und Investitionskosten, berücksichtigt jedoch nicht die Düngemittelkosten sowie die Umweltbelastungen aus der Produktion, der Ernte und dem Transport von Biomasse.

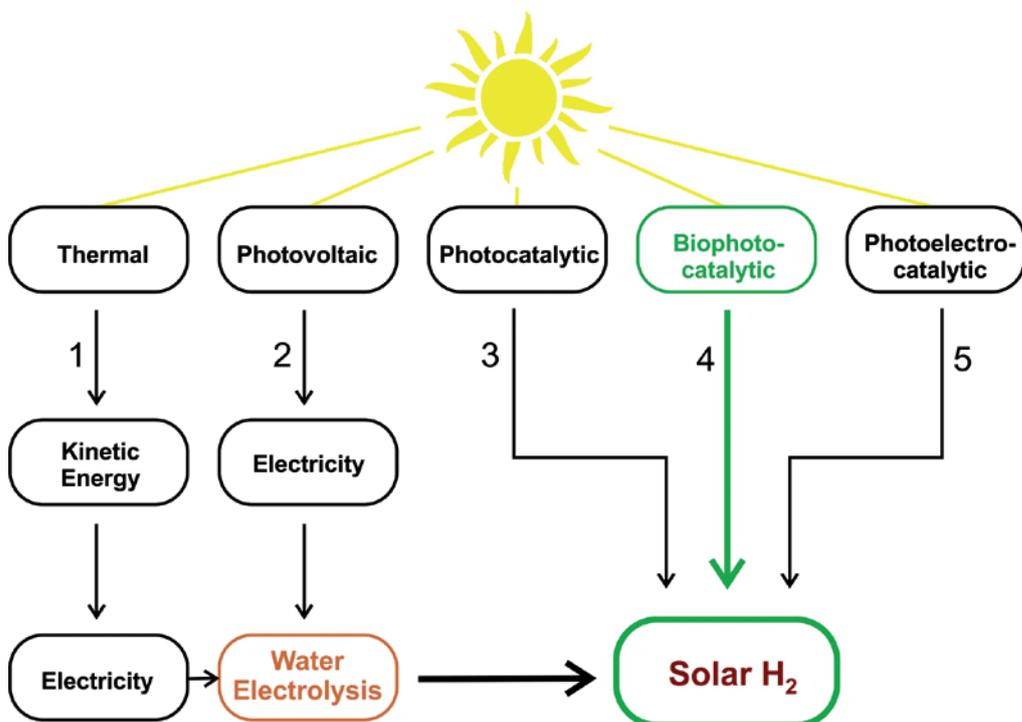


Abbildung 3.1: Verschiedene Wege zur Erzeugung von H_2 aus Wasser unter Einsatz von Sonnenlicht als Energiequelle. Die Wege 1 und 2 sind etabliert (Windenergie, mit der Elektrizität ebenso wie bei Photovoltaikzellen bereitgestellt wird, ist in diesem Schema nicht aufgeführt). Die Wege 3, 4 und 5 sind Gegenstand andauernder Forschungs- und Entwicklungsarbeiten.

Unter allen treibhausgasfreien Verfahren zur Erzeugung von H_2 stellt die Alkali-Elektrolyse derzeit die wirtschaftlichste Form dar, bei der sich die Kosten auf ca. € 3 pro kg H_2 belaufen. Diese Kosten bestehen zu 50 % aus Investitionen in Elektrolyse- und Speicherausrichtungen und zu 50 % aus dem Verbrauch von Elektroenergie. Die Alkali-Wasser-Elektrolyse erfolgt auf der Grundlage von konzentrierten Kalilaugen (30 bis 60 Gewichtsprozent) mit kostengünstigen Elektroden aus Nickel (Ni) und Eisen (Fe). Der Gesamtertrag ist vom Strom abhängig, der durch die Anlage fließt, er beläuft sich jedoch in bipolaren Anlagen nach optimistischen Einschätzungen auf ca. 70 %.⁹

Elektrolysegeräte, die unter sauren Bedingungen arbeiten, sind am zukunftsreichsten und anpassungsfähigsten, da sie bei niedrigen Umgebungstemperaturen mit potenziell kostengünstigen organischen Stoffen funktionieren. Derartige Geräte arbeiten effizient über einen breiten Energieversorgungsbereich (0,1 W bis 100 kW) und erzielen einen Gesamtertrag von 50 bis 80 %. Die Herstellung von Protonenaustausch-Membran-Geräten ist dagegen noch kostenintensiv, und zwar aufgrund hoher Kosten für Materialien, wie beispielsweise fluorierte Säurepolymer-Membranen der Marke Nafion® und insbesondere durch den Einsatz von Edelmetallkatalysatoren, die sowohl an der Anode als auch an der Kathode benötigt werden (mindestens 1 mg Platin pro nominale Watt Leistung; Iridiumoxid kann ebenfalls an der Anode eingesetzt werden).

Der photo-elektrochemische Ansatz (Abbildung 3.1), bei dem ein Elektrolysegerät direkt mit einem solaren Photovoltaikgerät gekoppelt wird, könnte dazu führen, dass H_2 zu ähnlichen Kosten wie bei dessen Erzeugung aus Biomasse und mit einem angemessenen Wirkungsgrad (ca. 10 % Gesamtenergieumwandlung aus Sonnenlicht zu H_2) produziert werden kann.⁸ Diese Analyse wurde 2004 durchgeführt und basiert auf einer Kapitalinvestition in ein Alkali-Elektrolysegerät (€ 125 pro kW) mit einem Ertrag von 70 % sowie in Solarzellen mit Modulkosten in Höhe von € 1 pro W_p – was mit konventionellen Technologien zur alleinigen Stromerzeugung durchaus konkurrieren kann. Bipolare Alkali-Elektrolysegeräte, die in der

Lage sind, derartig hohe Erträge zu realisieren, sind jedoch empfindlich gegenüber plötzlichen Schwankungen in der Stromstärke und benötigen eine durchgehende Mindeststromstärke. Deswegen eignen sie sich nicht für die Ankopplung an diskontinuierliche Energiequellen, wie beispielsweise Solarmodule. Für derartige Anwendungen sollten stattdessen monopolare Alkali-Elektrolysegeräte eingesetzt werden; diese sind jedoch besonders unhandlich und erzielen häufig einen geringeren Wirkungsgrad von 60 % oder darunter. Im Gegensatz dazu ist die Ankopplung eines Photovoltaikmoduls an ein photo-elektrochemisches Elektrolysegerät mit einem Wirkungsgrad von 80 % um ein Mehrfaches vielversprechender und könnte bei der Umwandlung von Sonnenenergie zu Wasserstoff einen Gesamtertrag von 10 bis 15 % erzielen. In beiden Fällen machen das Photovoltaik-Modul auf der Grundlage von kristallinem Silizium oder Verbundwerkstoffen und die Platin-Iridium-Katalysatoren (Pt/Ir) ca. 80 % der Kosten aus. Daher wird bei alternativen, voll integrierten photo-elektrochemischen Geräten, die auf kostengünstigen nanostrukturierten Halbleitern oder Metalloxiden beruhen und mit bio-inspirierten edelmetallfreien katalytischen und photokatalytischen Systemen arbeiten (Abbildung 3.1), erwartet, dass sie ökonomisch vertretbar sind. Dies setzt voraus, dass sie zu einer robusten Form entwickelt werden können.

Moleküle, die in der Lage sind, einen Großteil des sichtbaren Sonnenspektrums zu absorbieren, haben bei einer erwarteten Nutzungsdauer von 20 Jahren eine Absorptionskapazität von ca. 10^9 Photonen pro individueller Lichtabsorptionseinheit. Zur Optimierung der Nutzung dieser geernteten einfallenden solaren Photonen sollten die damit gekoppelten Katalysatoren zur Wasseroxidation und -reduktion hohe Umsatzraten von mehr als 10 s^{-1} (erzeugte Wasserstoffmoleküle pro molekulare Katalysatoreinheit) mit hohen Oberflächendichten von ca. zehn Katalysebereichen pro Quadratnanometer (nm^2)¹⁰ vereinen. Die Frage der Oberflächendichte begrenzt in hohem Maße das Volumen oder den „Abdruck“ jeder einzelnen Katalyseeinheit, da selbst 10 katalytisch aktive Stellen pro nm^2 20 Monoschichten eines

ziemlich kleinen Moleküls wie Ferrocene auf einer flachen Oberfläche entsprechen. Wenn des Weiteren die Energie von roten und nahen infraroten Photonen genutzt werden soll, damit der größtmögliche Teil der Sonnenenergie in chemische Energie umgewandelt werden kann, sollten diese Katalysatoren so nahe wie möglich am thermodynamischen Potenzial der Redoxreaktion eingesetzt werden. Wir möchten betonen, dass derzeit keines der existierenden photo-elektrochemischen Geräte die oben genannten Werte erreicht. Diese Geräte sind Ziel zukünftiger Forschungs- und Entwicklungsarbeiten. Zur Bewertung von technischer Durchführbarkeit und Wirtschaftlichkeit sind weitere umfangreiche Forschungsaktivitäten nötig.

Wenn Elektroenergie aus Sonnenenergie verfügbar ist, wird es darum gehen, die Werte und Wirkungsgrade der Elektrodenreaktionen sowohl an der Katode (Erzeugung von H_2) als auch an der Anode (Entwicklung von O_2) zu optimieren. Der Wirkungsgrad elektrochemischer Prozesse definiert sich aus der Stromdichte und dem Elektrodenpotenzial bezogen auf das thermodynamische Potenzial, bei dem die Stromdichte zu steigen beginnt (wobei es sich um das erforderliche Überpotenzial handelt, das oft auch als Überspannung bezeichnet wird). Wenn an der Anode oder Katode ein hohes Überpotenzial erforderlich ist, bedeutet dies, dass Energie verschwendet wird. Ein Elektrolysegerät arbeitet normalerweise bei einer Spannung von mehr als 2 V (bezogen auf das reversible thermodynamische Zellenpotential von 1,2 V) und spiegelt daher ein hohes erforderliches Überpotenzial sowohl an der Anode als auch an der Katode wider. Es ist darauf hinzuweisen, dass das gleiche Prinzip für Protonenaustausch-Membran-Brennstoffzellen zutrifft, da deren Ausgangsspannung typischerweise bei einem niedrigen Wert von 0,7 V liegt. Die Produktion und Oxidation von H_2 erreicht bei Pt-Metallen einen sehr hohen Wirkungsgrad, weil die Reaktion an der Elektrode vollständig reversibel ist, d. h. sie benötigt nur ein geringes Überpotential, um die Reaktion in beiden Richtungen ablaufen zu lassen. Andererseits erfordert selbst bei Pt (oder Iridiumoxid IrO_2) die Wasseroxidation ein beträchtliches Überpotenzial, das normalerweise bei

über 0,3 V liegt. Obwohl es sich bei Pt (Katode) und IrO_2 (Anode) um die besten Katalysatoren handelt, sind sowohl Pt als auch Ir begrenzte und kostenintensive Ressourcen. Daher sind Alternativen zu finden, wenn eine grüne H_2 -Technologie nachhaltig und kostengünstig sein soll. Die Substitution von Edelmetallen stellt den „heiligen Gral“ bei der Nutzung künftiger erneuerbarer Energien dar, wobei große Anstrengungen unternommen werden, um Wege zur Erzeugung leistungsfähiger Katalysatoren aus häufig vorkommenden Metallen zu finden.

3.2. Biologische Wege zur Wasserstoffherzeugung auf der Grundlage von Wasser und Sonnenlicht

„Von der Biologie lernen“ bedeutet die Prinzipien zu kopieren, nach denen Enzyme Reaktionen katalysieren mit Geschwindigkeiten, die oft viele Größenordnungen höher sind als die synthetischer Katalysatoren. Tatsächlich sind die Metalle in den katalytisch aktiven Zentren von Enzymen weit verbreitet, nachhaltig und kostengünstig. Derselbe Grundsatz gilt für die Elektrokatalyse, da viele Enzyme trotz ihrer Größe ausgezeichnete Elektrokatalysatoren sind, mit denen hohe Werte (Stromdichte) bei niedrigen Überpotenzialen erreicht werden und die oft eine vollständig reversible Elektrochemie ermöglichen. So beherbergen Hydrogenasen, d. h. Enzyme, die die reversible Umwandlung von H_2 in Protonen und Elektronen katalysieren, katalytische Zentren, die Fe und in einigen Fällen zusätzlich zu Fe noch Ni enthalten. Sie weisen Aktivitäten zur H_2 -Erzeugung und H_2 -Oxidation auf, die bezogen auf ihre Flächeneffizienz mit Pt vergleichbar sind. In ähnlicher Weise reduzieren Kupfer (Cu)-Enzyme, die unter der Bezeichnung „blaue“ Cu-Oxidase bekannt sind, O_2 zu Wasser, und dies mit geringeren Überpotenzialen als Pt und selbst Pt_3Ni . Bei der Photosynthese reagiert der Wasser oxidierende Mangan (Mn)-Komplex bei einem verhältnismäßig niedrigen Überpotenzial und einer Geschwindigkeit (Umsatzrate), die um Größenordnungen die der synthetischen Katalysatoren übersteigt. Die Schlüsselenzyme, die an der biologischen H_2 -Erzeugung aus Wasser beteiligt sind, werden nachfolgend detaillierter beschrieben.

3.2.1. Photosynthetische Bildung von Wasserstoff aus Wasser

Bei photosynthetischen Mikroorganismen, wie beispielsweise Grünalgen und Cyanobakterien, ergibt die lichtinduzierte Aufspaltung von H_2O sowohl O_2 als auch biochemisch nutzbare Energie, die unter bestimmten physiologischen Bedingungen als H_2 freigesetzt wird.⁴⁻⁶ Dieser natürlich ablaufende Prozess beinhaltet zwei photosynthetische Proteinkomplexe, und zwar das H_2O aufspaltende Photosystem II (PS II) und das Elektronen liefernde Photosystem I (PS I). Die Protonen (H^+) und Elektronen (e^-), die während der H_2O -Oxidation freigesetzt werden, werden durch das Enzym Hydrogenase in molekularen Wasserstoff (H_2) umgewandelt, wie in Abbildung 3.2 dargestellt ist. Ein alternativer, sehr energieintensiver Weg zur natürlichen H_2 -Erzeugung durch oxygene photosynthetische Mikroben verläuft über das Enzym Nitrogenase, mit der unter bestimmten äußeren Bedingungen große Mengen von H_2 erzeugt werden können.¹¹

Die Schlüsselkatalysatoren der biosolaren Erzeugung von H_2 , das sind die beiden Photosysteme (PS I, PS II) und die Hydrogenase (Abbildung 3.2), enthalten komplizierte Metall-Cofaktoren, die in ein Netzwerk von Aminosäuren eingebettet sind, welche die Proteintasche bilden und Tunnel für das Substrat H_2O und die Produkte O_2 , die Protonen (H^+) und die Elektronen (e^-) bereitstellen. Die Elektronen, die in einer lichtabhängigen Reaktion durch PS II aus dem Wasser freigesetzt werden, gelangen über membrangebundene Komponenten (Cyt b_6f) zu PS I, wo Lichtenergie für die Reduktion des Elektronenträgers Ferredoxin eingefangen wird. Das reduzierte Ferredoxin kann entweder als direkter Elektronengeber zur Reduktion von Protonen durch Hydrogenase oder zur Reduktion von NADP^+ durch Ferredoxin- NADP^+ -Reduktase (FNR) genutzt werden. Reduziertes NADPH wird normalerweise von den Zellen zur autotrophen Fixierung von Kohlendioxid über die lichtunabhängigen Reaktionen des Calvin-Zyklus zur Erzeugung von Biomasse verbraucht.^{5,6}

3.2.2. Photosystem II

Mit einem breiten Inventar an molekularen, biochemischen und biophysikalischen Verfahren stehen Werkzeuge zur Verfügung, mit

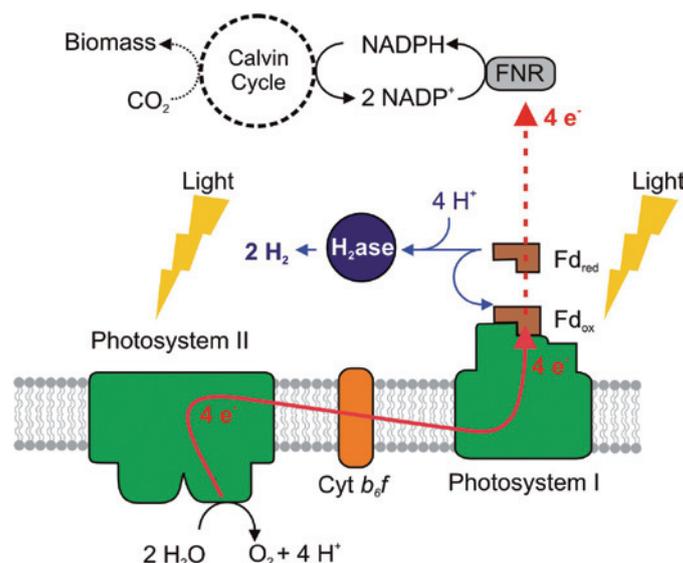


Abbildung 3.2: Photosynthetische Erzeugung von H_2 aus Wasser. Die sauerstoffhaltige Photosynthese ist funktionell in zwei Teile unterteilt: (i) die lichtabhängigen Reaktionen, in denen Lichtenergie in chemische Energie umgewandelt wird, und (ii) die lichtunabhängigen Reaktionen, in denen Kohlendioxid zu Biomasse umgesetzt wird. Die lichtabhängigen Reaktionen laufen an Membranen ab und werden durch Komplexe aus Proteinen, Chlorophyllen und weiteren Cofaktoren katalysiert. Mit dem Photosystem II (PS II, links) wird Lichtenergie bei 680 nm eingefangen, mit der Elektronen (e^-) angeregt werden, die in die Elektronentransportkette fließen. Elektronen werden durch Spaltung von Wasser nachgeliefert (Wasser spaltende Reaktion), wobei O_2 als Nebenprodukt entsteht. Die angeregten Elektronen werden vom PS II über Komponenten der Atmungskette zum Photosystem I (PS I, rechts) geschleust, wobei Lichtenergie bei 700 nm eingefangen wird. Mit dem e^- -Transfer wird Energie freigesetzt, mit deren Hilfe Protonen (H^+) durch die Membran (nicht abgebildet) gepumpt werden. Sie bilden ein Reservoir für die Synthese chemischer Energie, hauptsächlich in Form von ATP. Im PS I werden Elektronen durch Lichtenergie angeregt, die vom Elektronenträgermolekül NADP^+ eingefangen werden, das zu NADPH reduziert wird. Der Reduktionsprozess nutzt Ferredoxin (Fd) als Elektronenträger sowie die Ferredoxin- NADP^+ -Reduktase (FNR) als Katalysator. Das Produkt NADPH wird zusätzlich zu ATP (nicht abgebildet) zur Fixierung von Kohlendioxid in den lichtunabhängigen Reaktionen des Calvin-Zyklus benötigt.

denen detaillierte Einblicke in die Struktur und Funktion des Photosyntheseapparates gewonnen werden. Insbesondere wurden jüngst Erkenntnisfortschritte über den Wasser spaltenden PS II-Komplex erzielt, bei dem es sich um einen Membran überspannenden Proteinkomplex handelt, der aus mehr als 20 Polypeptiden besteht (Abbildung 3.2). Die molekulare Struktur wurde kürzlich mit sehr hoher Auflösung (1,9 Å) an einem Proteinpräparat aus dem thermophilen Cyanobakterium *Thermosynechococcus vulcanus* analysiert.¹² Die zentralen Proteine D 1 und D 2 tragen verschiedene Cofaktoren einschließlich eines $\text{Mn}_4\text{O}_5\text{Ca}$ Clusters. Bei dem Mn-Cofaktor handelt es sich

um das Katalysezentrum, an dem die Photolyse des Wassers und die Entwicklung von O_2 stattfinden (Abbildung 3.3).

Bei der Oxidation von H_2O handelt es sich um einen Vier-Elektronen-Transfer-Prozess (Abbildung 3.3), der durch eine lichtinduzierte Ladungstrennung durch die photosynthetische Membran mit Energie angetrieben wird. Das Modell nimmt an, dass sich das H_2O in einem schrittweisen Zyklus an den Mn-Cluster bindet (S_0 an S_4). Die Oxidation erfolgt durch eine aufeinander folgende Subtraktion von 4 H^+ bei gleichzeitiger Freisetzung von O_2 im letzten Schritt. Mit modernsten spektroskopischen Analysen und theoretischen Berechnungen¹³⁻¹⁵ entstand das in Abbildung 3.3 dargestellte Funktionsmodell. Die kürzlich veröffentlichte Proteinstruktur mit stark verbesserter Auflösung¹² wird als ein wichtiger Durchbruch zum Verständnis dieses elementaren Lebensprozesses angesehen. Dabei muss nicht betont werden, dass zusätzlich zum Metall-Cofaktor die Protein-Matrix von PS II eine wichtige Rolle bei der photosynthetischen Reaktion spielt.

Die Funktion sonstiger proteingebundener Komponenten, wie beispielsweise Chlorophylle, Chinone, Carotinoide und Lipide, ist nur teilweise verstanden. Sie sind aktiv bei der Lichternte, bei der Ladungstrennung und beim Transfer von Elektronen und Protonen und tragen darüber hinaus zur Stabilität und zum Schutz des Biokatalysators bei.

3.2.3. Hydrogenasen

Der zweite Partner bei der biologischen Erzeugung von Wasserstoff ist das Enzym „Hydrogenase“. Hydrogenasen sind mikrobielle Metallproteine, die eine schnelle H^+/H_2 Konversion katalysieren. Sie gelten normalerweise als sehr O_2 -empfindliche Enzyme.¹⁶ Auf der Grundlage der Zusammensetzung ihres katalytischen Zentrums wird zwischen drei Klassen von Hydrogenasen unterschieden: der Mono-Eisen-[Fe]-Hydrogenase, der Di-Eisen-[FeFe]-Hydrogenase und der Nickel-Eisen-[NiFe]-Hydrogenase.^{17, 18} [FeFe]-Hydrogenasen sind bei der H_2 -Entwicklung sehr produktiv (Umsatzraten von bis zu $10.000 s^{-1}$), werden jedoch durch Spuren von O_2 irreversibel inaktiviert.¹⁹ [NiFe]-Hydrogenasen katalysieren vorzugsweise die H_2 -Oxidation und sind gegenüber O_2 weniger empfindlich^{6, 20} (Abbildung 3.4). Normalerweise bestehen [NiFe]-Hydrogenasen und [FeFe]-Hydrogenasen aus einer großen Untereinheit, die den bimetallichen Cofaktor beherbergt, und mindestens einem Elektronen übertragenden Eisen-Schwefel-(Fe-S)-Cluster, der normalerweise in einer separaten Untereinheit koordiniert ist, wie in Abbildung 3.4 dargestellt. In beiden Fällen sind die Metalle an Cysteinreste und eine unterschiedliche Anzahl von Carbonyl (CO)- und Cyanid (CN⁻)-Liganden gebunden. Dieses sehr empfindliche Metallzentrum ist ein Angriffsziel für O_2 , wobei die Mehrzahl der Hydrogenasen, sogenannte Standardhydrogenasen, die normalerweise unter anaeroben Bedin-

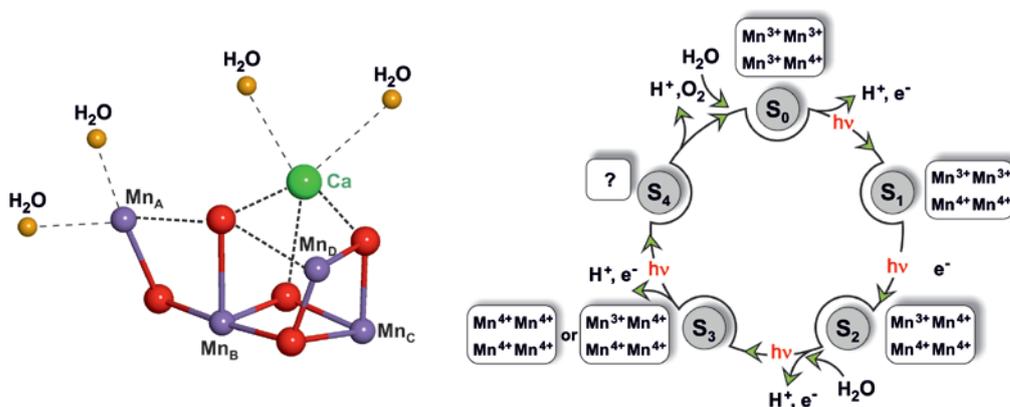


Abbildung 3.3: Der Katalysebereich des Photosystems II. Der linke Bereich zeigt das Strukturmodell des Mn_4O_5Ca Clusters, an dem die Photolyse von H_2O gemäß der Kristallstrukturanalyse stattfindet.¹² Der rechte Bereich demonstriert den katalytischen S-Zustandszyklus der H_2O -Oxidation am Mn_4O_5Ca Cluster von PS II. Angegeben sind die vorgeschlagenen Oxidationszustände der Mangan (Mn)-Ionen (Kästchen).

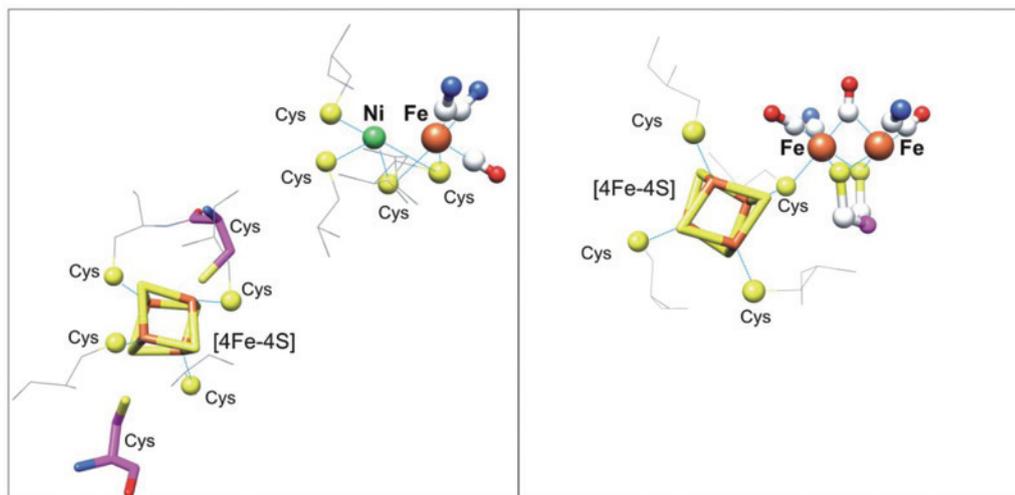


Abbildung 3.4: Die Katalysezentren der häufigsten Hydrogenasen. Das katalytische [NiFe] Zentrum (links) sowie der aktive [FeFe] Cofaktor (rechts) sind mit ihren Carbonylliganden (rot) und ihren Cyanidliganden (blau) modellhaft dargestellt. Die Cysteinreste, welche den proximalen Fe-S-Cluster koordinieren, sind gelb markiert. Die beiden überzähligen Cysteinreste, die nur in O₂-toleranten [NiFe]-Hydrogenasen vorgefunden werden, sind in Magenta hervorgehoben.

gungen in der Natur aktiv sind, durch Spuren von O₂ inaktiviert werden.¹⁸ Einige [NiFe]-Hydrogenasen weisen jedoch über einen längeren Zeitraum in Gegenwart von O₂ eine hohe katalytische Aktivität auf und werden daher als „O₂-tolerant“ charakterisiert.²⁰ Ein wichtiger Schlüssel zur Erklärung der O₂-Toleranz ist ein modifizierter Eisen-Schwefel-Cluster (4Fe-3S), der von sechs anstatt von vier Cysteinresten koordiniert wird (Abbildung 3.4) und in Nachbarschaft, d.h. proximal zum aktiven [NiFe] Zentrum positioniert ist.²¹⁻²⁴ Die Fähigkeit von Hydrogenasen, in Luft katalytisch aktiv zu bleiben, ist ein wichtiges Kriterium für die Entwicklung von H₂-produzierenden Zellsystemen und inspirierten synthetischen Katalysatoren für künftige H₂-Energietechnologien.^{6, 25}

3.3. Zelluläre und semisynthetische Systeme zur Erzeugung von H₂

Die oxygene Photosynthese entwickelte sich vor ca. 2,8 Milliarden Jahren in Cyanobakterien. Mit Hilfe von PS II wurde der Organismus in die Lage versetzt, aus CO₂ und Wasser und unter Einsatz des Sonnenlichts als Energiequelle organische Kohlenstoffverbindungen und Zellmaterial zu erzeugen (Abbildung 3.2). Dieser Schritt ist einer der wichtigsten Meilensteine in der Entwicklung unseres Planeten sowie der damit einhergehenden Bildung sämtlicher fossiler Ressourcen und der gesamten derzeit verfügbaren Biomasse. Im Laufe

dieses Prozesses wurde O₂ freigesetzt und nach und nach in der Atmosphäre akkumuliert, wodurch die Entwicklung von mit O₂ atmenden Organismen möglich wurde.

Die biologische Konversion von H₂ in der Natur ist ein allgemeiner Stoffwechselvorgang. So gibt es Mikroorganismen, die vorwiegend H₂ als Energiequelle nutzen, und andere, die H₂ erzeugen, um überschüssige Reduktionskraft während der anaeroben Gärung von organischer Biomasse wie in Kapitel 2 (Seite 51) diskutiert, abzuführen. Die anaerobe Erzeugung von H₂ erfolgt entweder im Dunklen oder sie wird über einen photosynthetischen Prozess getrieben. Hier konzentrieren wir uns auf die Erzeugung von H₂ mittels der Photolyse von Wasser durch oxygene phototrophe Mikroben, wie beispielsweise einzellige Grünalgen und Cyanobakterien. Dieser Prozess erfordert zwei membrangebundene Photosysteme, PS I und PS II, die gemäß der Darstellung in Abbildung 3.5 aufeinanderfolgend gekoppelt katalytisch aktiv sind. Der Elektronenträger Ferredoxin (Fd) übernimmt die Rolle des Elektronenverteilers. Er kann entweder die in den Grünalgen vorkommenden [FeFe]-Hydrogenasen²⁶ reduzieren und damit H₂ als Biobrennstoff freisetzen oder alternativ Elektronen an NADP⁺ abgeben, das nach einer Reduktion zu NADPH in der Hauptsache für die Fixierung von CO₂ genutzt wird und letztendlich Biomasse ergibt (Abbildung 3.5). Eine Prognose lautet, dass

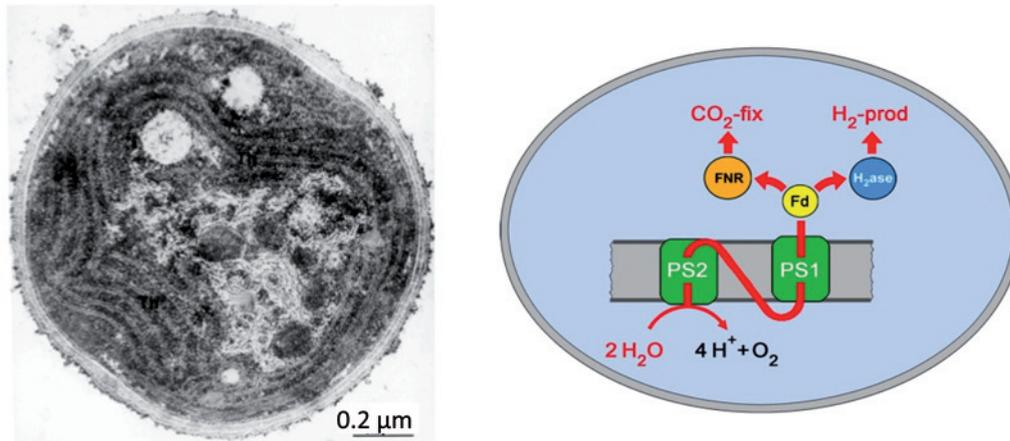


Abbildung 3.5: Zelluläre Erzeugung von H₂ aus Wasser. Ein zelluläres Modell zur Entwicklung einer Zelle für die Erzeugung von H₂ ist das Cyanobakterium *Synechocystis* (links). Zur Erhöhung des Wirkungsgrades des Systems sollten der Elektronenfluss von den Photosystemen (PS I und PS II) und der Elektronenträger Ferredoxin (Fd) fest an das Enzym Hydrogenase (H₂ase) angekoppelt werden anstatt Biomasse über die autotrophe Fixierung von CO₂ zu erzeugen.

NADPH in Cyanobakterien auch Elektronen in [NiFe]-Hydrogenasen einbringen und damit H₂ bilden kann.²⁷

Die Bio-Photolyse von Wasser ist eine attraktive Option zur Energiebereitstellung. Um dieses Verfahren zu einem effizienten und wirtschaftlich tragbaren Prozess der Erzeugung von H₂ zu nutzen, sind mehrere Voraussetzungen zu erfüllen: dazu gehören eine feste Anknüpfung von PS I und Hydrogenase,⁶ die Vermeidung zerstörerischer Effekte des Nebenproduktes O₂ auf die Hydrogenasen¹⁹ und die Verbesserung des natürlichen Reparatursystems zur Stabilisierung von PS II, das ansonsten durch lichtinduzierte reaktive Sauerstoffmoleküle zerstört wird.²⁸ Dies sind die größten Herausforderungen der biosolaren H₂-Forschung.

Bis jetzt erfolgte der Schutz der Bildung von H₂ vor inaktivierendem O₂ in der Hauptsache durch eine indirekte Bio-photolyse. Hierbei ist die Erzeugung von H₂ räumlich und zeitlich von der Wasser spaltenden Photosynthese getrennt. Eine räumliche Trennung erfolgt beispielsweise bei Cyanobakterien durch Differenzierung der Zellen in Heterocysten, die molekularen Stickstoff in Ammoniak umwandeln.²⁷ Diese modifizierten Zellen enthalten das Stickstoff fixierende und sauerstoffempfindliche Enzym „Nitrogenase“, die H₂ in einem sehr energieintensiven Prozess als Nebenprodukt freisetzt. In diesem Fall wird das Enzymsystem durch das Fehlen von PS II und

eine spezielle Morphologie der Wirtszellen, die einen geringen O₂-Gehalt garantiert, vor Schäden durch O₂ geschützt. In jüngster Zeit wurde von einem H₂-erzeugenden Cyanobakterium mit hohem Potenzial berichtet, das selbst in Luft aktiv ist und bis zu zehn Mal mehr H₂ erzeugt als Organismen unter anaeroben Bedingungen – dies jedoch nicht auf kontinuierlicher Grundlage.¹¹

Eine zeitliche Trennung der H₂ – Bildung und der Sauerstoff-generierenden Photosynthese kann experimentell durch die anaerobe Gärung von Speicherverbindungen wie Stärke oder Glykogen erreicht werden, die sich während der lichtgesteuerten Fixierung von CO₂ ansammeln.²⁶ Die am eingehendsten untersuchte Form der indirekten Bio-Photolyse ist mit der Grünalge *Chlamydomonas reinhardtii* durchgeführt worden. Zellen werden phototroph unter Luft kultiviert und anschließend in ein mit Schwefel begrenztes Medium überführt, zum Zwecke der Verringerung der Aktivität von PS II.²⁹ Unter diesen Bedingungen ist die O₂-freisetzende wasserspaltende Reaktion unterdrückt, während die zelluläre Atmung auf hohem Niveau abläuft, was eine niedrige O₂-Konzentration zur Folge hat die eine diskontinuierliche H₂ Produktion ermöglicht. Berichten in der Literatur zufolge belaufen sich Produktionserträge aus einem Liter Algenkultur nach sechs Tagen in einem schwefelfreien Medium unter Einsatz von natürlichen Stämmen von *C. reinhardtii* auf

ca. 170 ml H_2 , was einem sehr niedrigen Wirkungsgrad der Lichtumwandlung entspricht (bis zu 1,6 %).³⁰

3.3.1. Einsatz von immobilisierten Enzymen zur Erzeugung von H_2

Mehrere Ansätze wurden mit dem Ziel verfolgt, den photosynthetischen Elektronentransport durch eine enge Ankopplung der Photosysteme an die Hydrogenase zu beschleunigen und den Großteil der Elektronen eher in Richtung der Reduktion von Protonen und weniger in Richtung der CO_2 -Fixierung zu lenken (Abbildung 3.5). Diese Ansätze wurden zunächst in *in-vitro*-Versuchen getestet. Mit Hilfe der Gentechnologie wurde eine Proteinfusion zwischen einer kleinen stromalen Untereinheit von PS I aus dem Cyanobakterium *Synechocystis* und der Elektronen übertragenden Untereinheit einer O_2 -toleranten [NiFe]-Hydrogenase aus dem aeroben Bakterium *Ralstonia eutropha* konstruiert. Dadurch wurde PS I hinreichend nah an die Hydrogenase gekoppelt, um Ladungsrekombination innerhalb von PS I weitgehend auszuschließen und den Elektronenfluss in Richtung der Hydrogenase zu lenken. Der rekombinante PS I-Hydrogenase-Hybridkomplex, an einer Goldelektrode immobilisiert, entwickelt H_2 mit einer recht hohen Rate von $3.000 \mu\text{mol mg Chlorophyll}^{-1} \text{h}^{-1}$.^{31,32}

Bei einem anderen Versuch wurde ein synthetischer biologischer Ansatz gewählt, bei dem die Redox-Cofaktoren von PS I und einer [FeFe]-Hydrogenase mittels eines chemisch synthetisierten molekularen Elektronenüberträgers gekoppelt wurden, um eine direkte Verbindung zwischen den Elektronenübertragungsketten von PS I und der Hydrogenase herzustellen. Nachdem sich die modifizierten Proteine zu einem funktionellen Komplex selbst assembliert hatten, war eine lichtinduzierte Entwicklung von H_2 zu beobachten.³³ In jüngerer Zeit konnte dieses Nanokonstrukt verbessert werden und ergibt nunmehr eine H_2 -Produktionsrate von $2.200 \mu\text{mol mg Chlorophyll}^{-1} \text{h}^{-1}$, was $105 e^- \text{PS I}^{-1} \text{s}^{-1}$ entspricht.³⁴

Bei einem anderen Ansatz liegt der Schwerpunkt auf der Immobilisierung von PS I und PS II unter Verwendung von Osmium-

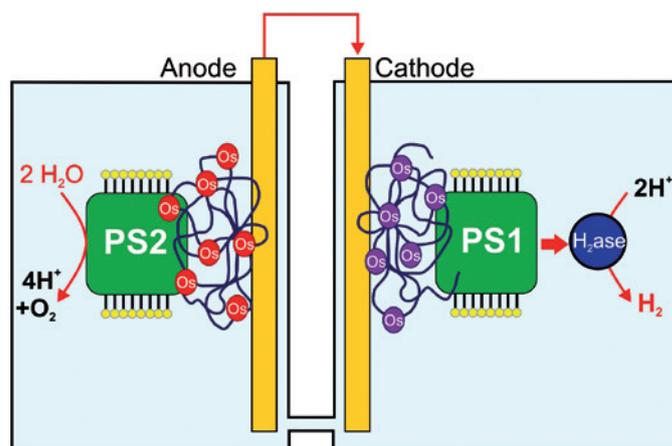


Abbildung 3.6: Ein System zur Erzeugung von H_2 unter Verwendung immobilisierter Enzyme. Die „Biobatterie“ besteht aus einem H_2O spaltenden, Elektronen erzeugenden aeroben Kompartiment (links) und einem H_2 -erzeugenden anaeroben Kompartiment (rechts). Beide Photosysteme sind an Goldelektroden über leitende Osmium (Os)-Polymere immobilisiert, die für hohe Photoströme optimiert wurden. Licht wird über LEDs bereitgestellt.

Polymeren an Goldelektroden (Abbildung 3.6). Die photosynthetischen Elektronentransportreaktionen sind in zwei Kompartimenten getrennt, von denen eines unter aeroben Bedingungen (auf Grund der Wasser-Photolyse) und das andere unter Ausschluss von O_2 gehalten wird (wie es O_2 -empfindliche Hydrogenasen benötigen). Sämtliche Komponenten können somit individuell verändert werden, mit dem langfristigen Ziel, ein effizientes photosynthetisches zelluläres System aufzubauen. Da beide Halbzellen bereits stark optimiert wurden, steht das System nunmehr zur Erprobung verschiedener Hydrogenasen zur Verfügung.³⁵

3.3.2. Auf dem Weg zu H_2 produzierenden Designzellen

Um eine kostendeckende biosolare H_2 -Technologie zu entwickeln, muss der Wirkungsgrad der bestehenden Zellsysteme um einen Faktor von ca. 100 erhöht werden.³⁶ Das bedeutet, dass etwa 75 % der photosynthetischen Energie, die aus der Oxidation von Wasser gewonnen wird, in Richtung H_2 gelenkt werden sollte, anstatt Biomasse zu bilden. Es wird davon ausgegangen, dass unter derartig optimierten Bedingungen innerhalb einer Stunde 250 ml H_2 pro Liter Kultur erzeugt werden könnten.³⁷

Die gentechnologische Optimierung zielt auf zwei zelluläre Komponenten ab. Beträchtliche Verbesserungen der Lichtempfindlichkeit wurden durch die Größenreduzierung

der lichteinfangenden Pigmentkomplexe, der sogenannten Antennen, erreicht.³⁸ Lebenden Zellen sollte in der Praxis der Vorrang gegeben werden, da diese in der Lage sind, sich selbst zu reparieren, zum Beispiel indem das D1 Protein von PS II, das über eine Halbwertszeit von 20 Minuten verfügt, durch eine intakte Kopie, die möglicherweise durch genetische Veränderung stabiler ist, ersetzt wird.²⁸ Die derzeitigen Forschungen sind daher auf folgende Themen ausgerichtet: (i) systematische Suche nach neuartigen phototrophen Organismen (Cyanobakterien und Grünalgen, insbesondere Meerwassersysteme) mit bis dato beispielloser Fähigkeit zur Erzeugung von H₂, wobei die Ergebnisse aus einem solchen Ansatz schwer einzuschätzen sind; (ii) „Genetic engineering“ bekannter Mikroben mit dem Ziel der Entwicklung von Superzellen zur H₂-Erzeugung unter Berücksichtigung der fortschreitenden wissenschaftlichen Erkenntnisse auf diesem Gebiet. Von diesem Ansatz wird erwartet, dass er zu einer Steigerung der H₂ Bildungsraten führt. Jedoch bleibt ungewiss, ob die erreichte Kapazität mit anderen Technologien konkurrieren kann; (iii) sowohl natürliche als auch Designzellen müssen effektiver mit niedrigen Betriebskosten gezüchtet werden. Dies bedingt den Einsatz neuer Werkstoffe für den Bau von Photo-Bioreaktoren, insbesondere im Hinblick auf die Übertragung von Licht und die Erhaltung homogener Zellsuspensionen. Untersuchungen zur kontinuierlichen Zellkultivierung unter Einsatz speziell entwickelter Flachbettreaktoren laufen derzeit.

3.4. Bio-inspirierte Systeme zur solaren Wasserspaltung und Wasserstoffherzeugung

„Von der Biologie lernen“ bedeutet den Ersatz von Enzymen durch kleinere Moleküle, nicht unbedingt durch analoge Verbindungen, die exakt den Aufbau des katalytischen Zentrums der Enzyme nachahmen, sondern eher durch „funktionell“ analoge Verbindungen, die sich des gleichen mechanistischen Prinzips bedienen, das bedeutet, die Fähigkeit besitzen, Protonen-Elektronen-Transfer Reaktionen bei Potenzialen auszuführen, die sich nicht zu weit von den thermodynamischen Potenzialen der

geforderten Reaktionen entfernen. Langfristig müssen die neuen Katalysatoren, bei denen es sich um funktionell analoge Verbindungen der reaktiven Enzymzentren handelt, robust und in der Herstellung kostengünstig sein. Beim derzeitigen Stand der Forschung und Entwicklung geht es jedoch vorrangig darum herauszufinden, was möglich ist, und spezielle Grundsätze von Mechanismen oder Synthesen herauszuarbeiten, die sich bis dato noch nicht vollständig erschlossen haben. Zwei Beispiele, die für funktionell analoge Verbindungen stehen, sind ein auf Nickel (Ni) basierendes System zur Erzeugung und Oxidation von H₂ und ein auf Kobalt (Co) basierendes System zur Photolyse von Wasser.³⁹⁻⁴¹

Bio-inspirierte Systeme zur Erzeugung von H₂ befinden sich noch in einem relativ frühen Stadium der Forschung, während die biologische H₂-Erzeugung unter Verwendung von sich selbst reproduzierenden photosynthetischen Mikroorganismen bereits länger Gegenstand von Forschungsarbeiten ist. Der maximale Wirkungsgrad der Umwandlung von Sonnenenergie ist begrenzt, und es ist unwahrscheinlich, dass ein Photo-Bioreaktor zu einem einzigen anwendbaren System entwickelt werden kann, das mit niedrigen Betriebskosten arbeitet. Das Konzept der *künstlichen Photosynthese* ist so weit entwickelt worden, dass es im Vergleich zur Nutzung photosynthetischer Mikroorganismen (Cyanobakterien, Algen) zur Erzeugung von H₂ über die *natürliche Photosynthese hinausgeht*. Forscher konzentrieren sich auf diesem Gebiet auf Systeme zur Umwandlung von Solarenergie in chemische Energie. Anstelle von ganzen Organismen kopieren sie die Schlüsselprozesse der natürlichen Photosynthese und der H₂-Konversionssysteme. Bei der künstlichen Photosynthese werden Systeme aus synthetischen Modulen konstruiert ohne Mitwirkung von photosynthetischen Organismen oder Biomasse. Bei diesen Modulen handelt es sich niemals um eine direkte Kopie der Photosysteme und Hydrogenasen, wie man diese in Mikroorganismen vorfindet. Kopiert wird dabei einzig und allein die Funktion und häufig auch die elementare Zusammensetzung und Struktur des katalytisch

aktiven Zentrums der betreffenden Proteine – niemals das natürliche Protein selbst. In Abhängigkeit vom Grad der Ähnlichkeit zum biologischen Vorbild wird das synthetische Modul oder technologische System als *bio-mimetisch* oder *bio-inspiriert* betrachtet. Ein bio-inspiriertes System (Abbildung 3.7) der künstlichen Photosynthese ist durch folgende Notwendigkeiten charakterisiert:

- Energetisch wird der Gesamtprozess mit Solarenergie versorgt. Das synthetisierte Endprodukt ist nicht Elektrizität, sondern ein Brennstoff, d. h. eine energiereiche Chemikalie.
- Das System sollte in der Lage sein, Schwankungen bei der Versorgung mit Sonnenenergie auszugleichen.
- Bei der Erzeugung von molekularem Wasserstoff (H_2) als Energieträger ist Wasser der einzige Rohstoff. Zur Synthese von kohlenstoffbasierten Brennstoffen werden sowohl Wasser als auch atmosphärisches Kohlendioxid als Ausgangsmaterial eingesetzt.
- Die Reaktionen finden bei „physiologisch“ vergleichbaren Temperaturen statt ($<100\text{ }^\circ\text{C}$). Des Weiteren werden extreme Drücke und pH-Bedingungen sowie aggressive Lösungsmittel weitgehend vermieden.
- Für die chemischen Katalysatoren bilden häufig vorkommende Übergangsmetalle der ersten Ordnung (V, Mn, Fe, Co, Ni) die bevorzugte Wahl, ähnlich wie bei der biologischen Redoxkatalyse, bei der diese Metalle auch die katalytischen Zentren der Enzyme bilden. Die Nutzung von seltenen und/oder kostenintensiven Elementen, wie beispielsweise von Metallen der Platingruppe, wird vermieden.

Die lichtgesteuerte Umwandlung von H_2O in H_2 und O_2 ist derzeit das vorherrschende Forschungsanliegen auf dem Gebiet der künstlichen Photosynthese. Der grundlegende Aufbau des Systems ist in Abbildung 3.7 dargestellt. Die dafür erforderlichen Schlüsselprozesse sind die gleichen wie im vorhergehenden Kapitel besprochen:

Die lichtgesteuerte Umwandlung von H_2O in H_2 und O_2 ist derzeit das vorherrschende Forschungsanliegen auf dem Gebiet der künstlichen Photosynthese. Der grundlegende Aufbau des Systems ist in Abbildung 3.7 dargestellt. Die dafür erforderlichen Schlüsselprozesse sind die gleichen wie im vorhergehenden Kapitel besprochen:

- Oxidation von H_2O zu O_2 , das in der Natur durch den Mn-Ca-Komplex von PS II in einer Gruppe von photosynthetischen Mikroorganismen katalysiert wird (siehe auch Kapitel 3.3).
- Reduktion von Protonen zu H_2 , die in intakten Organismen nicht durch Proteine des Photosynthesesystems sondern durch Hydrogenasen katalysiert wird, wobei es sich um Enzyme handelt, die in der Lage sind, von PS I bereitgestellte Reduktionsäquivalente zu nutzen.
- Ankopplung dieser beiden katalytischen Prozesse an die primären Lichtreaktionen, bei denen in der natürlichen Photosynthese die Chlorophyll-Moleküle von PS II und PS I die Hauptrolle spielen.

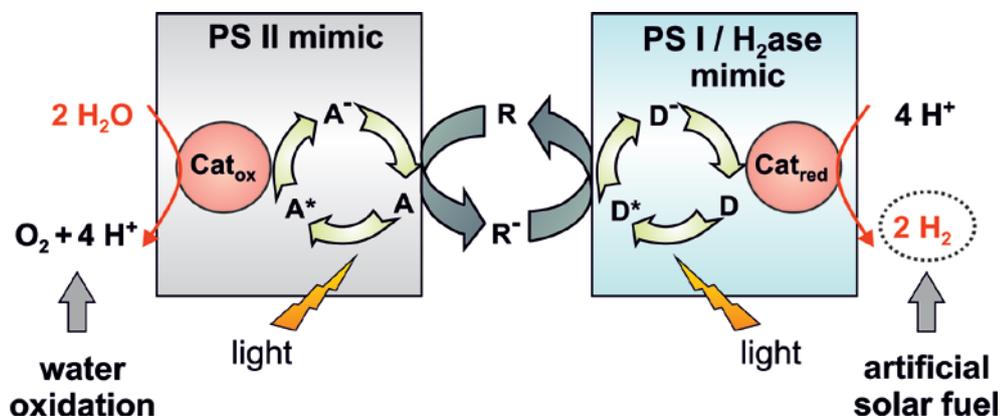


Abbildung 3.7: Ein bio-inspiriertes System zur Bildung von H_2 aus H_2O . A, Elektronenakzeptor; D, Elektronendonator. Die graue Box mit der Bezeichnung ‚PS II mimic‘ beinhaltet die Reaktionen zur lichtgesteuerten Wasseroxidation; die Box mit der Bezeichnung ‚PS I / H_2ase mimic‘ beinhaltet die lichtgesteuerten Reduktionsreaktionen, die zur Bildung von H_2 führen. Die beiden Boxen werden über ein Elektronenrelais R gekoppelt. Alternativ kann das molekulare Elektronenrelais durch Elektroden ersetzt werden.⁴²

3.4.1. Lichtreaktionen

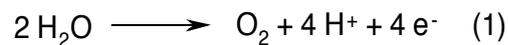
Die Ankopplung der katalytischen Prozesse an die primären Lichtreaktionen kann mit Hilfe von herkömmlichen und neuen Konzepten in Angriff genommen werden, die in verschiedensten Bereichen der Physik und Chemie entwickelt werden. In enger Anlehnung an die natürlichen Systeme können organische oder metallorganische Pigmente (Farbstoffe) sowohl als Licht absorbierende Photo-Sensibilisierer als auch als primäre Elektronenakzeptoren (A) und -donoren (D) gemäß Abbildung 3.7 eingesetzt werden. Diese Farbstoffmoleküle werden an molekulare Katalysatoren oder Halbleitermaterialien angekoppelt. Alternativ können Halbleitermaterialien selbst die primären photo-physikalischen Schritte erleichtern, vorausgesetzt, dass diese über eine geeignete Bandstruktur verfügen.^{42, 43} Die Nutzung von Ladungstransportübergängen in relativ einfachen, rein anorganischen Übergangsmetallverbindungen ist ein weiterer vielversprechender Weg, der in jüngerer Zeit in den Fokus gerückt ist.³⁹ Auch weitere Arten von neuen anorganischen Materialien, wie beispielsweise Quantenpunkte, können eingesetzt werden, um Farbstoffmoleküle als Photo-Sensibilisierer zu ersetzen.

Während sich die Forschung auf dem Gebiet der künstlichen Photosynthese normalerweise auf die direkte Ankopplung von Lichtreaktionen an die katalytischen Prozesse konzentriert, sind auch elektrokatalytische Systeme von Interesse (Abbildung 3.1). In diesem Fall wird Sonnenenergie beispielsweise mit photovoltaischen Solarzellen zunächst in Elektrizität umgewandelt und dann in einem zweiten Schritt für die Elektrokatalyse der Wasseroxidation und der Protonenreduktion eingesetzt. Auch hier ist es für die Nutzung solcher Systeme im großen Maßstab wichtig, dass keine seltenen Elemente eingesetzt werden und dass das System unter stark schwankenden Einstrahlungsbedingungen effizient arbeitet.

3.4.2. Wasseroxidation

Neue Katalysatoren zur Oxidation von Wasser stehen auf der Tagesordnung einer Reihe von aktuellen Forschungsprojekten. Viele dieser Projekte werden ausgehend von einem

biomimetischen Ansatz realisiert, mit dem der Versuch unternommen wird, den hocheffizienten natürlichen Katalysator zur Reaktion (1), den „Wasseroxidationskomplex“ (WOC) von PS II, zu kopieren.⁴⁴ Dieses Enzym ist in der Lage, die Wasseroxidation mit hoher Umsatzrate und geringem Energieverlust zu katalysieren. Dies wird in PS II mit einem Katalysator aus Mn, Ca und O₂ erreicht, alle Elemente, die kostengünstig sind und auf der Erde häufig vorkommen (Abbildung 3.3).



In den letzten Jahren wurden speziell in zwei Klassen von WOC-Imitaten Fortschritte erzielt, und zwar bei oxidüberbrückten zweier-nigen Metallkomplexen und Metalloxiden. Zur homogenen H₂O-Oxidationskatalyse wurde eine große Anzahl von Komplexen mit zwei (oder mehr) eng miteinander verbundenen Mn-Zentren synthetisiert und sehr detailliert untersucht. Auf diese Weise wurde viel Wissen über die Architektur und die Eigenschaften von WOC gewonnen.^{44, 45} Jedoch konnte mit den genannten Mn-Verbindungen keine Katalyse der Reaktion (1) in einer homogenen Lösung beobachtet werden. Dies gelang nur mit Hilfe von ähnlich strukturierten Di-Ruthenium (Ru₂)-Komplexen. In einigen Fällen erreichten diese Ru-Verbindungen sehr hohe Umsatzraten bei der H₂O-Oxidation und eine gute Stabilität. Aufgrund des hohen Preises und der geringen Verfügbarkeit von Ru ist jedoch zu bezweifeln, ob solche Verbindungen jemals als kostengünstige Komponenten für die Entwicklung künstlicher photosynthetischer Systeme Anwendung finden.

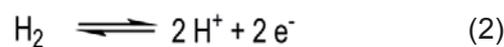
Als Alternative dazu könnten heterogene Katalysatoren in Form von Oxiden dazu genutzt werden, den aktiven Bereich von PS II nachzuahmen. Vielversprechende katalytische Leistungen wurden mit speziellen Mn- und Co-Oxiden nachgewiesen, wobei diese erfolgreich sowohl als Katalysatoren in lichtgesteuerten Systemen (Cat_{ox} in der linken Hälfte von Abbildung 3.7) als auch zur elektrokatalytischen Oxidation von H₂O eingesetzt wurden. Die Reaktionsgeschwindigkeiten sind jedoch noch gering, und eine überzeugende Verbindung der Katalysatoren mit Photoreaktionen konnte

bisher nicht nachgewiesen werden. Wenn es künftig möglich wäre, die Katalyserate dieser Materialien zu verbessern, könnten die genannten Oxide das Potential einer Schlüssel-funktion bei der solaren Brennstoffherzeugung haben, da sie problemlos aus kostengünstigen und häufig vorkommenden Rohstoffen hergestellt werden können. Deren Entdeckung ist somit ein wichtiger Schritt nach vorn, stellt einen echten Meilenstein auf dem Gebiet der künstlichen Photosynthese dar und verdeutlicht eine möglicherweise vielversprechende Forschungsrichtung.⁴⁴ Das von der Arbeitsgruppe um D. Nocera konstruierte Katalysesystem, das aus häufig vorkommenden Metallen und einem Kobalt-Borat-Gemisch besteht, ermöglicht eine solargesteuerte Wassersplittende Reaktion mit Wirkungsgraden von 2,5 % bis 4,7 % (je nach experimentellem Aufbau),⁴⁴ was mit der Leistung der natürlichen Photosynthese kompatibel ist.

Daraus kann geschlossen werden, dass derzeit homogene (molekulare) und heterogene (Festkörper-) Ansätze zur Entwicklung von Katalysatoren für die H₂O-Oxidation verfolgt werden. Eine klare Trennlinie zwischen molekularen und Festkörperkatalysatoren kann jedoch nicht gezogen werden. Die katalytisch aktiven Oxide, die von Übergangsmetallen der ersten Ordnung gebildet werden, sind in hohem Maße amorph und verfügen über molekulare Eigenschaften. Auch kürzlich entdeckte voll anorganische Metallkomplexe, die aus einer größeren Anzahl von Metallzentren entwickelt wurden, können als „Bindeglied“ zwischen beiden Konzepten betrachtet werden. Die größten Herausforderungen bei allen Versuchsansätzen sind in erster Linie die Erhöhung der Katalyserate und der Stabilität der Katalysatoren. Beim natürlichen Katalysator hat die Natur Reparaturmechanismen entwickelt, mit denen die Protein-Untereinheit D 1, die den WOC enthält, innerhalb des PS II-Enzyms ersetzt werden kann (siehe Kapitel 3.3). Auf Grund der sehr hohen Oxidationspotenziale, die zur Wasseroxidation benötigt werden, ist es wahrscheinlich, dass bei langfristiger Exposition auch künstliche Katalysatoren oxidative Schäden erleiden und eine Art der „Heilung“ (oder Selbstreparatur) benötigen.

3.4.3. Bildung von Wasserstoff

Die reversible wechselseitige Umwandlung von Protonen und H₂ ist ein Zweielektronenprozess, bei dem auch Katalysatoren zum Einsatz kommen.



Bei den derzeit verfügbaren technologischen Vorrichtungen, wie beispielsweise bei Elektrolysegeräten mit Protonenaustauschmembran (PEM) und Brennstoffzellen, werden zur Katalyse seltene und kostenintensive Metalle wie Pt eingesetzt. Mit Ausnahme von Ni-Elektroden, die bei Alkali-Elektrolysegeräten (einer Technologie mit starker Korrosion)⁴⁶ zum Einsatz kommen, sind nur wenige edelmetallfreie Systeme zur Bildung von H₂ bekannt. Dazu gehört Molybdändisulfid, das bei einem pH Wert von 0 mit einer Überspannung von 0,1 – 0,2 V arbeitet.⁴⁰ Interessanterweise verfügt dieser Katalysator über eine Struktur, die der H₂ bildenden Nitrogenase nahe kommt.

Auch werden Anregungen zur Entwicklung von Katalysatoren für die Reaktion (2) aus der Natur übernommen und zwar von der Enzymfamilie Hydrogenase, die diese Reaktion mit Fe- und Ni-Zentren katalysiert (Abbildung 3.4). Ausgehend von detaillierten Informationen zur Struktur von Hydrogenasen ist es einer Reihe von Chemikern gelungen, bio-inspirierte Metallkomplexe zu synthetisieren, welche die katalytischen Zentren von Hydrogenasen nachahmen.^{39, 48, 49} Bei Versuchen in nichtwässrigen Lösungsmitteln wurde bei einigen dieser Verbindungen nachgewiesen, dass sie bemerkenswerte katalytische Eigenschaften aufweisen, und zwar sowohl bei der Elektroreduktion von Protonen zu H₂ als auch bei der Elektrooxidation von H₂ aktiv sind. Alternativ erwiesen sich auch Co- und Ni-Komplexe in Koordination mit Imin- oder Oximliganden als effiziente und robuste Katalysatoren für die Bildung von H₂ bei niedrigen Überspannungen. Derartige Katalysatoren wurden zwecks Erzeugung lichtgesteuerter Systeme zur Bildung von H₂ erfolgreich mit Photosensibilisierern gekoppelt (und wirken als Cat_{red} in der rechten Hälfte von Abbildung 3.7).³⁹

Ein großer Fortschritt wurde kürzlich erzielt, als es gelang, bio-inspirierte Ni-Komplexe mit Ankergruppen auf Kohlenstoffnanoröhrchen

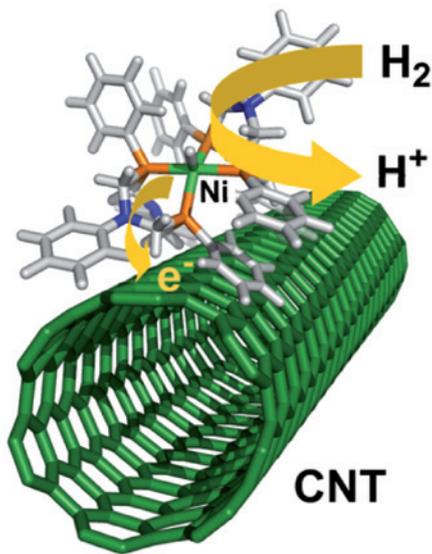


Abbildung 3.8: Schematische Darstellung der Struktur des bio-inspirierten Nickel (Ni)-Katalysators auf einem Kohlenstoffnanoröhrchen (CNT) zur Bildung von H₂. Das Material katalysiert sowohl die Erzeugung als auch die Oxidation von H₂ ohne erforderliche Überspannung.⁴⁷

zu immobilisieren (Abbildung 3.8).^{39, 47} Kohlenstoffnanoröhrchen wurden wegen ihrer hervorragenden Elektronenleitfähigkeit und auch wegen ihrer großen Oberfläche ausgewählt, die sich optimal für eine hohe Katalysatorladung eignen. Durch die Aufbringung eines dünnen Films dieser elektroaktiven Ni-funktionalisierten Kohlenstoffnanoröhrchen auf einem Kohlenstoffsubstrat entsteht somit ein kostengünstiges, stabiles und luftbeständiges Katodenmaterial mit einer bemerkenswerten Leistung. Diese wird speziell unter hochsaurinen Bedingungen, wie sie für die sich immer stärker durchsetzende Protonenaustausch-Membran-Technologie benötigt wird, gefordert. Bei diesem System entsteht H₂ aus einer wässrigen Schwefelsäurelösung bei sehr niedrigen Überspannungen und einer außergewöhnlichen Stabilität des Katalysators (> 100.000 Stoffumsätze). Dabei ist von Interesse, dass dieser Pt-freie Katalysator auch bei der Rückreaktion sehr effektiv ist, und zwar bei der Oxidation von H₂ unter denselben Bedingungen und bei Stromdichten, die den auf enzymatischer Basis beschriebenen Materialien ähnlich sind (1-5 mA cm⁻²).³⁹ Die zuletzt genannte Eigenschaft war aufgrund von Untersuchungen in Lösungen vollkommen unerwartet und zeigt, wie eine Veränderung des weiteren Umfeldes

eines Metallkomplexes auch die Möglichkeit bietet, dessen katalytische Eigenschaften fein abzustimmen. Hierbei handelt es sich um den ersten Bericht über ein molekular entwickeltes und edelmetallfreies Elektrodenmaterial, das in der Lage ist, die Bildung/Oxidation von H₂ ohne Überspannung oder mit geringer Überspannung zu realisieren. Zu den Hauptaufgaben gehören nunmehr die Verbesserung des katalytischen Umsatzes und die Entwicklung neuer Elektrodenmaterialien für die direkte Photokatalyse bei der Erzeugung von H₂.

3.4.4. Perspektiven

Das Konzept der künstlichen Photosynthese verspricht eine hochattraktive Möglichkeit der nachhaltigen Erzeugung von molekularem H₂ und von Brennstoffen allgemein. Zur Umsetzung dieses Konzepts ist es von großer Bedeutung, Katalysatoren zu entwickeln, die auf häufig vorkommenden und kostengünstigen Materialien beruhen. Unzureichende Funktionalität und fehlende Robustheit sind derzeit charakteristisch für molekulare Katalysatoren zur homogenen Oxidation von H₂O, insbesondere für die Gruppe der biomimetischen Mn-Komplexe. Zersetzungsprobleme durch Oxidation der Liganden könnten durch die Entwicklung neuer Ligandensysteme oder den Einsatz anorganischer Komponenten anstelle von organischen Liganden behoben werden. In jüngerer Zeit wurde eine Vielzahl neuerer Entwicklungen im Hinblick auf heterogene Katalysatoren zur Wasseroxidation aus Oxiden auf den Weg gebracht, die sich häufig vorkommender Übergangsmetalle (Co, Mn, Fe) bedienen. Diese Materialien ermöglichen Katalysen ohne organische Liganden und sind daher sehr vielversprechende Kandidaten für eine erfolgreiche Entwicklung von robusten Oxidationskatalysatoren.⁵⁰

Auf dem Gebiet der Katalyse zur Bildung von H₂ zeigten die vor kurzem entwickelten bio-inspirierten Fe- und Ni-Komplexe eine erstaunlich hohe Rate der Reduktion von Protonen. Da die Katalysatorleistung durch die Anbindung von katalytischen Einheiten an Kohlenstoffnanoröhrchen substantiell gesteigert wurde, könnten in ähnlicher Weise konstruierte Nanostrukturen die immobili-

sierten molekularen Katalysatoren generell neue, zielgerichtete Eigenschaften verleihen. Metalloxide können nicht problemlos unter Reduktionspotenzialen eingesetzt werden, die zur Protonenreduktion erforderlich sind. Deshalb sind Sulfide oder andere anorganische Materialien von Interesse, die aus häufig vorkommenden Elementen zusammengesetzt sind.

Derzeit liegen die spezifischen Raten (pro Metall Ion) bei Reaktionen, die mit diesen neuen bio-inspirierten Materialien katalysiert werden, normalerweise um mehr als drei Größenordnungen unter denen, die entsprechende Enzyme leisten. Wenn man jedoch die Katalyserate (oder Umsatzfrequenz) pro Katalysatorvolumen in Betracht zieht, so erscheinen vergleichbare Leistungen der chemischen Katalysatoren in Reichweite zu liegen.

Die Entwicklung funktioneller Komponenten für die künstliche Photosynthese ist offensichtlich ein besonders vielversprechen-

des Konzept für die Substitution von fossilen Brennstoffen. Dabei ist jedoch festzuhalten, dass sich alle Forschungs- und Entwicklungsarbeiten auf diesem Gebiet noch im Anfangsstadium befinden. Grundlagen für eine technologisch und wirtschaftlich lebensfähige Lösung werden aus weiteren Forschungen über die biologischen Systeme erwartet, die nach wie vor die Grundlage für bio-inspirierte Lösungen bilden. Daher gehen die meisten Forscher auf diesem Gebiet davon aus, dass die Konzentration auf eine bestimmte Richtung der technologischen Entwicklung derzeit noch verfrüht wäre; aus diesem Grund werden gegenwärtig zahlreiche Alternativen parallel untersucht.⁵⁰ Dabei ist zu bedenken, dass der zeitliche Rahmen für den Einsatz dieser neuen technologischen Systeme im großen Maßstab sehr ungewiss ist und dass deswegen weder die natürliche noch die künstliche Photosynthese für kurzfristige Lösungen der Energieversorgung herangezogen werden kann.

Literatur

1. Tributsch, H. Photovoltaic hydrogen generation. *Int. J. Hydrogen Energy* **33**, 5911–5930 (2008).
2. Magnuson, A. et al. Biomimetic and microbial approaches to solar fuel generation. *Accounts Chem. Res.* **42**, 1899–1909 (2009).
3. BP. Quantifying energy. Statistical review of world energy June 2006. <http://www.bp.com/statisticalreview> (2006).
4. Lee, H.S., Vermaas, W.F.J. & Rittmann, B.E. Biological hydrogen production: prospects and challenges. *Trends Biotechnol.* **28**, 262–271 (2010).
5. McKinlay, J.B. & Harwood, C.S. Photobiological production of hydrogen gas as a biofuel. *Curr. Opin. Biotechnol.* **21**, 244–251 (2010).
6. Friedrich, B., Fritsch, J. & Lenz, O. Oxygen-tolerant hydrogenases in hydrogen-based technologies. *Curr. Opin. Biotechnol.* **22**, 358–364 (2011).
7. Navarro, R.M., Alvarez-Galvan, M.C., de la Mano, J.A.V., Al-Zahrani, S.M. & Fierro, J.L.G. A framework for visible-light water splitting. *Energy & Environ. Sci.* **3**, 1865–1882 (2010).
8. Committee on Alternatives and Strategies for Future Hydrogen Production and Use, Board on Energy and Environmental Systems, Division on Engineering and Physical Sciences & National Research Council and National Academy of Engineering of the National Academies. The hydrogen economy: opportunities, costs, barriers, and R&D needs. 240 p. http://www.nap.edu/catalog.php?record_id=10922 (National Academies Press, Washington, D.C., 2004).
9. Saur, G. Wind-to-hydrogen project: electrolyzer capital cost study. Tech. Rep. NREL/TP-550-44103. (ed. National Renewable Energy Laboratory, (NREL)) (Golden, CO, 2008).
10. Jiao, F. & Frei, H. Nanostructured cobalt and manganese oxide clusters as efficient water oxidation catalysts. *Energy Environ. Sci.* **3**, 1018–1027 (2010).
11. Bandyopadhyay, A., Stockel, J., Min, H.T., Sherman, L.A. & Pakrasi, H.B. High rates of photobiological H₂ production by a cyanobacterium under aerobic conditions. *Nature Comm.* **1**, 139(2010).
12. Umena, Y., Kawakami, K., Shen, J.R. & Kamiya, N. Crystal structure of oxygen-evolving photosystem II at a resolution of 1.9 angstrom. *Nature* **473**, 55–65 (2011).
13. Guskov, A. et al. Cyanobacterial photosystem II at 2.9-angstrom resolution and the role of quinones, lipids, channels and chloride. *Nature Struct. Mol. Biol.* **16**, 334–342 (2009).
14. Pantazis, D.A. et al. Structure of the oxygen-evolving complex of photosystem II: information on the S(2) state through quantum chemical calculation of its magnetic properties. *Phys. Chem. Chem. Phys.* **11**, 6788–6798 (2009).
15. Siegbahn, P.E.M. Structures and energetics for O₂ formation in photosystem II. *Acc. Chem. Res.* **42**, 1871–1880 (2009).
16. Kotay, S.M. & Das, D. Biohydrogen as a renewable energy resource – Prospects and potentials. *Int. J. Hydrogen Energy* **33**, 258–263 (2008).
17. Vignais, P.M. & Billoud, B. Occurrence, classification, and biological function of hydrogenases: An overview. *Chem. Rev.* **107**, 4206–4272 (2007).
18. Fontecilla-Camps, J.C., Volbeda, A., Cavazza, C. & Nicolet, Y. Structure/function relationships of [NiFe]- and [FeFe]-hydrogenases. *Chem. Rev.* **107**, 4273–4303 (2007).
19. Stripp, S.T. et al. How oxygen attacks [FeFe] hydrogenases from photosynthetic organisms. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **106**, 17331–17336 (2009).
20. Vincent, K.A. et al. Electrocatalytic hydrogen oxidation by an enzyme at high carbon monoxide or oxygen levels. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **102**, 16951–16954 (2005).
21. Goris, T. et al. A unique iron-sulfur cluster is crucial for oxygen tolerance of a [NiFe]-hydrogenase. *Nature Chem. Biol.* **7**, 310–318 (2011).
22. Pandelia, M.E. et al. Characterization of a unique [FeS] cluster in the electron transfer chain of the oxygen tolerant [NiFe] hydrogenase from *Aquifex aeolicus*. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **108**, 6097–6102 (2011).
23. Lukey, M.J. et al. Oxygen-tolerant [NiFe]-hydrogenases: The individual and collective importance of supernumerary cysteines at the proximal Fe-S cluster. *J. Am. Chem. Soc.* **133**, 16881–16892 (2011).
24. Fritsch, J. et al. The crystal structure of an oxygen-tolerant hydrogenase uncovers a novel iron-sulphur centre. *Nature* **479**, 249–252 (2011).
25. Ghirardi, M.L. et al. Hydrogenases and hydrogen photoproduction in oxygenic photosynthetic organisms. *Ann. Rev. Plant Biol.* **58**, 71–91 (2007).
26. Hemschemeier, A., Melis, A. & Happe, T. Analytical approaches to photobiological hydrogen production in unicellular green algae. *Photosynth. Res.* **102**, 523–540 (2009).
27. Tamagnini, P. et al. Cyanobacterial hydrogenases: diversity, regulation and applications. *FEMS Microbiol. Rev.* **31**, 692–720 (2007).
28. Nowaczyk, M.M. et al. Psb27, a cyanobacterial lipoprotein, is involved in the repair cycle of photosystem II. *Plant Cell* **18**, 3121–3131 (2006).
29. Melis, A., Zhang, L.P., Forestier, M., Ghirardi, M.L. & Seibert, M. Sustained photobiological hydrogen gas production upon reversible inactivation of oxygen evolution in the green alga *Chlamydomonas reinhardtii*. *Plant Physiol.* **122**, 127–135 (2000).

30. Giannelli, L., Scoma, A. & Torzillo, G. Interplay between light intensity, chlorophyll concentration and culture mixing on the hydrogen production in sulfur-deprived *Chlamydomonas reinhardtii* cultures grown in laboratory photobioreactors. *Biotechnol. Bioengin.* **104**, 76–90 (2009).
31. Schwarze, A., Kopczak, M.J., Rogner, M. & Lenz, O. Requirements for construction of a functional hybrid complex of photosystem I and [NiFe]-hydrogenase. *Appl. Environ. Microbiol.* **76**, 2641–2651 (2010).
32. Krassen, H. et al. Photosynthetic hydrogen production by a hybrid complex of photosystem I and [NiFe]-hydrogenase. *ACS Nano* **3**, 4055–4061 (2009).
33. Lubner, C.E. et al. Wiring an [FeFe]-hydrogenase with photosystem I for light-induced hydrogen production. *Biochemistry* **49**, 10264–10266 (2010).
34. Lubner, C.E. et al. Solar hydrogen-producing bionano-device outperforms natural photosynthesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* **108**, 20988–20991 (2011).
35. Badura, A. et al. Photo-induced electron transfer between photosystem 2 via cross-linked redox hydrogels. *Electroanalysis* **20**, 1043–1047 (2008).
36. EnergieRegion.NRW (2009). Wasserstoff – Schlüssel zu weltweit nachhaltiger Energiewirtschaft. Beispiele aus Nordrhein-Westfalen von der Produktion zur Anwendung [PDF]. <http://www.brennstoffzelle-nrw.de/fileadmin/daten/broschures/wasserstoff2009.pdf>.
37. Waschewski, N., Bernát, G. & Rögner, M. Engineering photosynthesis for H₂ production from H₂O: Cyanobacteria as design organisms in *biomass to biofuels: strategies for global industries* (Hrsg. Vertès, A.A., Qureshi, N., Yukawa, H. & Blaschek, H.) S. 387–401 (Wiley, Chichester, UK, 2010).
38. Bernat, G., Waschewski, N. & Rogner, M. Towards efficient hydrogen production: the impact of antenna size and external factors on electron transport dynamics in *Synechocystis* PCC 6803. *Photosynth. Res.* **99**, 205–216 (2009).
39. Tran, P.D., Artero, V. & Fontecave, M. Water electrolysis and photoelectrolysis on electrodes engineered using biological and bio-inspired molecular systems. *Energy Environ. Sci.* **3**, 727–747 (2010).
40. Esswein, M.J. & Nocera, D.G. Hydrogen production by molecular photocatalysis. *Chem. Rev.* **107**, 4022–4047 (2007).
41. Reece, S.Y. et al. Wireless solar water splitting using silicon-based semiconductors and earth-abundant catalysts. *Science* **334**, 645–648 (2011).
42. Chen, X.B., Shen, S.H., Guo, L.J. & Mao, S.S. Semiconductor-based photocatalytic hydrogen generation. *Chem. Rev.* **110**, 6503–6570 (2010).
43. Lubitz, W., Reijerse, E.J. & Messinger, J. Solar water-splitting into H₂ and O₂: design principles of photosystem II and hydrogenases. *Energy Environ. Sci.* **1**, 15–31 (2008).
44. Hinnemann, B. et al. Biomimetic hydrogen evolution: MoS₂ nanoparticles as catalyst for hydrogen evolution. *J. Am. Chem. Soc.* **127**, 5308–5309 (2005).
45. Dau, H. et al. The Mechanism of water oxidation: From electrolysis via homogeneous to biological catalysis. *ChemCatChem* **2**, 724–761 (2010).
46. Subbaraman, R. et al. Enhancing hydrogen evolution activity in water splitting by tailoring Li⁺-Ni(OH)₂-Pt interfaces. *Science* **334**, 1256–1260 (2011).
47. Le Goff, A. et al. From hydrogenases to noble metal-free catalytic nanomaterials for H₂ production and uptake. *Science* **326**, 1384–1387 (2009).
48. Tard, C. & Pickett, C.J. Structural and functional analogues of the active sites of the [Fe]-, [NiFe]-, and [FeFe]-hydrogenases. *Chem. Rev.* **109**, 2245–2274 (2009).
49. Helm, M.L., Stewart, M.P., Bullock, R.M., DuBois, M.R. & DuBois, D.L. A synthetic nickel electrocatalyst with a turnover frequency above 100,000 s⁻¹ for H₂ production. *Science* **333**, 863–866 (2011).
50. Blankenship, R.E. et al. Comparing photosynthetic and photovoltaic efficiencies and recognizing the potential for improvement. *Science* **332**, 805–809 (2011).

Glossar

Aceton: ist ein organisches Lösungsmittel (CH_3COCH_3), das als Nebenprodukt der fermentativen Butanol-Erzeugung gebildet wird.

Anbaufähiges Land ist eine Fläche, die für landwirtschaftliche Bewirtschaftung genutzt werden kann.

Aerob. In Anwesenheit von Sauerstoff (O_2).

Anaerob. In Abwesenheit von Sauerstoff (O_2).

Anoxygen. Ohne Bildung von Sauerstoff (O_2).

Atmung ist ein zellulärer Vorgang, bei dem Nährstoffe durch Oxidation mit Sauerstoff in nutzbare Energie umgewandelt werden. Anaerobe Atmung ist Atmung unter Ausschluss von Sauerstoff (O_2).

Autotroph: fähig zur Synthese der Zellkomponenten (Kohlenhydrate, Lipide, Proteine, Nucleinsäuren) aus einfachen anorganischen Quellen wie Kohlendioxid, Wasser, Sulfat und Nitraten.

Autotrophe Atmung versorgt autotrophe Pflanzen mit Energie für Aufrechterhaltung und Aufbau von Gewebe in der Dunkelheit und unter lichtbegrenzenden Bedingungen und verringert die Bruttopräprimärproduktivität der Photosynthese im Durchschnitt um 50 Prozent.

Barrel: ist eine Volumeneinheit (=159 L), die traditionsgemäß zur Quantifizierung von Erdöl-volumina in der Erdölindustrie benutzt wird.

Bioethanol ist ein Alkohol (Ethanol, $\text{CH}_3\text{CH}_2\text{OH}$), der durch Mikroorganismen durch Gärung aus Kohlenhydratkomponenten von Biomasse oder Biomasseabfällen erzeugt wird. Bioethanol kann als Kraftstoff für Fahrzeuge entweder in seiner reinen Form oder als Benzinzusatz benutzt werden.

Bioethanol der ersten Generation wird aus dem Stärkeanteil von Pflanzen hergestellt.

Bioethanol der zweiten Generation wird aus dem Lignocellulose-Anteil von Pflanzen hergestellt.

Biobutanol wird durch Mikroorganismen aus den Zucker enthaltenden Komponenten von Biomasse durch Fermentierung erzeugt. Es hat mehr Ähnlichkeit mit Benzin als mit Ethanol.

Biodiesel wird aus Pflanzenölen und tierischen Fetten durch Umesterung mit Methanol hergestellt. Er kann als Treibstoff für Fahrzeuge in reiner Form eingesetzt werden, wird aber normalerweise als Dieselmotoren-Additiv eingesetzt. Biodiesel ist der häufigste Biokraftstoff in Europa.

Biodiversität ist die biologische Vielfalt von Lebensformen (Pflanzen, Tiere, Mikroorganismen) innerhalb eines gegebenen Ökosystems.

Bioenergie ist die Energie, die bei der Verbrennung von in jüngster Zeit gewachsener Biomasse (z.B. Holz) oder Biomasseprodukten (z.B. Bioethanol, Biobutanol oder Biogas) freigesetzt wird. Der Begriff bezieht sich nicht auf die Energie, die bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe wie Kohle, Öl oder Methan freigesetzt wird, obwohl fossile Brennstoffe auch der vorzeitlichen Kohlenstoffassimilierung entstammen. Fossile Brennstoffe werden nicht als Biokraftstoffe betrachtet, da sie Kohlenstoff enthalten, der seit sehr langer Zeit aus dem Kohlenstoffkreislauf „herausgenommen“ wurde.

Biokraftstoffe sind Brennstoffe, die aus Biomasse stammen. Sie können fest (Holzhack-schnitzel), flüssig (Bioethanol und Biodiesel) oder gasförmig (Biogas) sein. Obwohl fossile Brennstoffe auch der vorzeitlichen Kohlenstoffassimilierung entstammen, werden sie nicht als Biokraftstoffe im Sinne der allgemein akzeptierten Definition betrachtet, da sie Kohlenstoff enthalten, der seit sehr langer Zeit aus dem Kohlenstoffkreislauf „herausgenommen“ wurde.

Biogas besteht aus Methan (ungefähr 60 %) und Kohlendioxid, das durch anaerobe Verdauung (in Abwesenheit von Sauerstoff) von organischen Materialien durch Mikroorganismen produziert wird. Biogas kann als Kraftstoff für Transportzwecke oder als Ersatz für Erdgas genutzt werden.

Biom bezeichnet einen großen geographischen Lebensraum charakteristischer Pflanzen- und Tiergruppen, die sich dieser bestimmten Umwelt angepasst haben.

Biomasse ist eine erneuerbare Energiequelle, ein biologisches Material aus lebenden Organismen oder solchen, die bis vor kurzem gelebt haben. Biomasse kann als Energiequelle entweder direkt genutzt werden oder in andere Energieprodukte wie Bioethanol umgewandelt werden.

Biomimetik orientiert sich an der Natur, ihren Modellen, Systemen, Prozessen und Elementen. Diese dienen zur Nachahmung oder Inspiration für die Lösung von Produktentwicklungen.

Bioreaktor bezieht sich auf Geräte zur Anzucht von Zellen oder der Durchführung von Prozessen, die Organismen oder Zellgewebe beinhalten.

Brennstoffzellen sind Vorrichtungen, mit deren Hilfe die chemische Energie eines Brennstoffs durch eine chemische Reaktion mit Sauerstoff oder einem anderen Oxidationsmittel in Strom umgewandelt wird. Wasserstoff (H_2) ist der am häufigsten verwendete Brennstoff in solchen Zellen.

BPP: Bruttoprimärproduktion, = gross primary production (GPP)

Bruttoprimärproduktion ist ein Maß für die Photosynthese und ist fast doppelt so groß wie die Nettoprimärproduktion, weil ungefähr 50 % der Photosyntheseprodukte von der Zellatmung der Pflanzen für die Aufrechterhaltung und das Wachstum in der Dunkelheit und unter lichteinschränkenden Bedingungen verbraucht wird.

Butanol: ist ein Alkohol bestehend aus 4 Kohlenstoffatomen ($CH_3CH_2CH_2CH_2OH$), der durch Gärung von Zucker durch spezifische Bakterien (z.B. *Clostridium acetobutylicum*) gebildet werden kann.

C: Kohlenstoff

Cellulose ist ein Bestandteil der Zellwand von Pflanzen. Sie ist ein Polysaccharid, das aus einer linearen Kette von mehreren hundert bis zu über zehntausend β -verknüpften (1 \rightarrow 4) D-Glucose-Einheiten besteht. Cellulose ist kristallin und hydrolysebeständig.

CH₄: Methan.

CO₂: Kohlendioxid.

C₃-Pflanzen sind Pflanzen, in denen das CO_2 zunächst in einer Verbindung aus drei Kohlenstoffatomen (3-Phosphoglycerat) fixiert wird, bevor es in den Calvin-Zyklus der Photosynthese eintritt. Die meisten zweikeimblättrigen Pflanzen (dikotyle Pflanzen) wie Klee und Zuckerrüben sind C₃-Pflanzen.

C₄-Pflanzen sind Pflanzen, in denen das CO_2 zunächst in einer Verbindung aus vier Kohlenstoffatomen (Oxalacetat) fixiert wird, bevor es in den Calvin-Zyklus der Photosynthese eintritt. Die meisten einkeimblättrigen Pflanzen (monokotyle Pflanzen) wie Mais und Rohrzucker sind C₄-Pflanzen.

Destillation ist ein Verfahren, bei dem eine Mischung aus Flüssigkeiten durch gezieltes Verdampfen der Einzelkomponenten bei hohen Temperaturen getrennt wird, zum Beispiel die Herstellung von Ethanol aus einer Fermentationsbrühe. Benötigt erhebliche Mengen an Wärmeenergie.

Elektrochemie ist ein Fachgebiet der Chemie, das chemische Reaktionen untersucht, die in einer Lösung an der Übergangsstelle zwischen einem Elektronenleiter (ein Metall oder ein Halbleiter) und einem Ionenleiter (Elektrolyt) stattfinden und einen Elektronentransfer zwischen der Elektrode und dem Elektrolyten beinhalten. Die Potenzialdifferenz (Spannung) zwischen dem thermodynamisch bestimmten Reduktionspotenzial einer Halbreaktion und dem Potenzial, bei dem die Redoxreaktion experimentell beobachtet wird, wird als Überspannung bezeichnet.

Elektrolyse ist ein Verfahren, das unter Verwendung eines elektrischen Stroms eine ansonsten nicht-spontane chemische Reaktion antreibt. Über ein Paar von Elektroden (Anode und Kathode), die in den Elektrolyten eingetaucht sind, wird eine elektrische Spannung angelegt. Die Elektrolyse von Wasser ist zum Beispiel die Spaltung von Wasser (H₂O) in seine Bestandteile Sauerstoff (O₂) und Wasserstoff (H₂) durch einen elektrischen Strom, der durch das Wasser geleitet wird.

Energiepflanzen sind Pflanzen, die zur Erzeugung von Biokraftstoffen angebaut werden oder direkt als Energieträger zur Strom- oder Wärmeerzeugung verbrannt werden. Energiepflanzen werden im Allgemeinen in holzartig oder grasartig unterteilt.

Regenerativer Diesel wird aus Fetten und Ölen durch katalytische Hydrierung gewonnen. Er unterscheidet sich von Biodiesel insofern, dass letzterer aus Fetten und Ölen durch Umesterung gewonnen wird.

Erneuerbare Brennstoffe sind Brennstoffe, die aus erneuerbaren Ressourcen wie Bioenergie und Strom aus Wasser- oder Windkraft erzeugt werden.

Erneuerbare Abfälle sind alle land- und forstwirtschaftlichen Abfälle (Gülle, Getreide- und Holzreste etc.), Speiseabfälle und z.B. auch Altpapier.

EROI, energy return on investment.

Energie Return on Investment = gewonnene Energie geteilt durch investierte fossile Energie.

EU, Europäische Union.

EU-25 Länder sind: Österreich, Belgien, Zypern, Tschechische Republik, Dänemark, Estland, Finnland, Frankreich, Deutschland, Großbritannien, Griechenland, Ungarn, Irland, Italien, Lettland, Litauen, Luxemburg, Malta, Niederlande, Polen, Portugal, Slowakei, Slowenien, Spanien und Schweden.

Exa = 10¹⁸.

Ferredoxine sind Eisen-Schwefel-Proteine, die Elektronenübertragungen in einer Reihe von metabolischen Reaktionen einschließlich Photosynthese vermitteln.

Endenergie ist der Energieverkauf an die Endverbraucher nach der Umwandlung der Primärenergie in nutzbare Energie wie Strom, Wärme und Kraftstoffe.

Fischer-Tropsch-Synthese ist ein großtechnisches Verfahren, das vor 1925 von Franz Fischer und Hans Tropsch in Mülheim an der Ruhr (Deutschland) entwickelt wurde, in dem Kohlenmonoxid- (CO)- und Wasserstoff-(H₂)-Mischungen zu flüssigen Kohlenwasserstoffen umgewandelt werden.

Flex-Motoren sind Triebwerke, die Ethanol und Benzin in allen Mischungsverhältnissen verwenden können.

Fossile Brennstoffe wie Kohle, Erdöl und Erdgas sind Brennstoffe, die sich biogen und abiogen vor Millionen von Jahren aus Biomasse gebildet haben. Ihr Alter beträgt manchmal mehr als 650 Millionen Jahren.

Photosynthese ist ein chemischer Prozess, in dem Kohlendioxid (CO_2) durch Reduktion in organische Verbindungen von Biomasse, insbesondere Zucker, unter Ausnutzung der Energie des Sonnenlichts umgewandelt wird. Die lichtangetriebene Spaltung von Wasser (H_2O) zu Wasserstoff (H_2) und Sauerstoff (O_2) ist ein Spezialfall der Photosynthese.

Gentechnik ist die direkte Modifikation des Genoms eines Organismus mit Hilfe moderner DNA-Technologie.

GHG (THG), Treibhausgase.

GPP (BPP), Bruttoprimärproduktion.

Grundumsatz ist die Menge der täglichen Nahrungsenergie, die durch Menschen oder Tiere verbraucht wird. Nahrungsenergie ist die Energiemenge aus der Nahrung, die durch Zellatmung verfügbar wird.

Habitat ist ein Bereich, der von einer bestimmten tierischen, pflanzlichen Spezies oder einer anderen Art von Organismus bewohnt wird. Es ist das natürliche Umfeld, in dem ein Organismus lebt, oder die physische Umwelt, die eine Populationsart umgibt, beeinflusst und durch sie genutzt wird.

Hydrogenase ist ein Enzym, das die reversible Oxidation von molekularem Wasserstoff (H_2) katalysiert.

HANPP, human appropriation of net primary production. Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion (HANPP).

H_2 , Wasserstoff.

H_2O , Wasser.

Halbleiter ist ein nicht-metallisches Material mit elektrischer Leitfähigkeit.

Hemicellulosen sind Zellwandbestandteile von Pflanzen. Sie sind Polysaccharide, die aus Pentosen zusammengesetzt sind und zusammen mit Cellulose in fast allen Pflanzenzellwänden vorhanden sind. Während Cellulose kristallin, stark und beständig gegen Hydrolyse ist, kann Hemicellulose mit verdünnten Säuren oder Basen leicht hydrolysiert werden.

Heterocysten sind differenzierte Zellen von Cyanobakterien, die zur Stickstofffixierung fähig sind.

IPCC, Intergovernmental Panel on Climate Change: Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen („Weltklimarat“).

Jatropha ist eine Gattung von etwa 175 sukkulenten Pflanzen, Sträuchern und Bäumen aus der Familie der *Euphorbiaceae*.

J, Joule.

Joule ist eine Einheit für Energie. $1 \text{ J} = 0.239 \text{ cal}$; $1 \text{ cal} = 4.184 \text{ J}$; $1 \text{ Joule per second} = 1 \text{ Watt (W)}$.

Kalorie ist eine vormetrische SI-Einheit der Energie. $1 \text{ cal} = 4.184 \text{ J}$; $1 \text{ Joule pro Sekunde} = 1 \text{ Watt (W)}$.

Kapazitätskredit von einem Brennstoff ist ein Maß für die Wahrscheinlichkeit, dass die Energiequelle zuverlässig einer fluktuierenden Energienachfrage entsprechen kann. Folglich kann Bioenergie zur Netzstabilität durch Bereitstellung von Ausgleichsenergie und Reservekapazität in einem Energiesystem beitragen, in dem die Anteile an fluktuierenden erneuerbaren Energien größer werden.

Katalyse ist die Veränderung der Geschwindigkeitsrate einer chemischen oder biologischen Reaktion, die auf die Beteiligung einer Substanz (Katalysator) beruht. Im Gegensatz zu anderen Reagenzien, die an der Reaktion teilnehmen, wird ein Katalysator selbst nicht durch die Reaktion verbraucht. Typische katalytische Materialien sind Übergangsmetalle, die oft verwendet werden, um Redox-Reaktionen (Oxidation, Hydrierung) zu katalysieren. Beispiele sind Nickel, Eisen, Mangan oder „späte Übergangsmetalle“, die Palladium, Platin, Gold, Ruthenium und Iridium enthalten. Biologische Katalysatoren sind, im Gegensatz zu synthetischen Katalysatoren, Enzyme, die aus Aminosäuren zusammengesetzt und oft mit Metall-Kofaktoren ausgestattet sind.

Kerosin (Düsenkraftstoff) ist ein Kraftstoff für die Luftfahrt, der für den Einsatz in Gasturbinen-Triebwerken von Flugzeugen entwickelt wurde. Die am häufigsten verwendeten Kraftstoffe für die kommerzielle Luftfahrt sind Jet A und Jet A-1, die nach einer standardisierten internationalen Spezifikation hergestellt werden. Das einzige andere Kerosin, das normalerweise in der zivilen turbinengetriebenen Luftfahrt verwendet wird, ist Jet B, das für eine verbesserte Leistungsfähigkeit bei kaltem Wetter verwendet wird. Düsentreibstoff ist eine Mischung aus einer großen Anzahl von verschiedenen Kohlenwasserstoffen. Die Bandbreite ihrer Größen (Molekulargewichten oder Kohlenstoffzahlen) wird durch die Anforderungen an das Produkt bestimmt, beispielsweise der Gefrier- oder Rauchpunkt.

Kohlenstoff-Nanoröhrchen sind röhrenförmige Gebilde aus Kohlenstoff im Nanometerbereich.

Landnutzungsänderung: Ein Beispiel für **direkte** Landnutzungsänderungen (LUC von land use change) ist die Umwandlung von Wiesen und Weideland in Ackerflächen zum Zweck der Bioenergieproduktion. **Indirekte** Flächennutzungsänderungen (ILUC) kommen dann vor, wenn Ackerland, das vorher für die Produktion von Nahrungsmittelpflanzen genutzt wurde, später für den Anbau von Nutzpflanzen zur Erzeugung von Bioenergie verwendet wird, wobei die Lebensmittelproduktion auf Flächen in andere Gegenden verlagert wird. Dies kann zur Abholzung von Wäldern in den anderen Regionen führen. Das Ausmaß von indirekten Landnutzungsänderungen ist abhängig von den folgenden Faktoren: (i) von Änderungen im Lebensmittelverbrauch (d.h., ob die verlorene pflanzliche Nahrungsmittelproduktion ersetzt wird oder nicht – wenn nicht, kann dies jedoch zu mehr Hunger führen), (ii) von Änderungen der Erträge von Kulturpflanzen (z.B., wenn die Kulturpflanzenproduktion durch Ertragssteigerung auf kleinerer Fläche aufrechterhalten werden kann, reduziert sich das Ausmaß an indirekten Landnutzungsänderungen, obwohl in diesem Fall die zusätzlichen Emissionen durch die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung berücksichtigt werden müssen) und (iii) von der Fläche, die für die Erzeugung von Bioenergie benötigt wird (und somit vom Volumen, das produziert werden soll).

Lignin ist ein Bestandteil der Zellwand von Pflanzen. Es ist nach Cellulose das am häufigsten vorkommende organische Polymer auf der Erde und macht 30 % des nicht-fossilen organischen Kohlenstoffes sowie ein Viertel bis ein Drittel der Trockenmasse von Holz aus.

Lignocellulose besteht aus Cellulose, Hemicellulose und Lignin.

Mehrjährige Pflanzen sind solche Pflanzen, die länger als zwei Jahre leben. Dieser Begriff wird häufig verwendet, um diese Pflanzen von kürzer lebenden einjährigen und zweijährigen Pflanzen zu unterscheiden.

Milliarde: 10^9

Million: 10^6

Miscanthus ist eine Gattung von etwa 15 Arten mehrjähriger Gräser, die in subtropischen und tropischen Regionen von Afrika und Südasien heimisch sind, mit einer Spezies (*M. sinensis*), die sich nach Norden ins gemäßigte Ostasien ausdehnt.

Moderne biologische Brennstoffe („Advanced biofuels“) werden durch aerobe Mikroorganismen als Teil ihres Anabolismus erzeugt, während biologische Brennstoffe wie Bioethanol als Teil des Energiestoffwechsels von anaeroben Mikroorganismen erzeugt werden. Unter ihnen sind Isobutanol (2-methylpropanol) und Isoprene. Trotz der vorteilhaften Eigenschaften haben diese „anabolen Brennstoffe“ den Nachteil, dass die aus ihnen gewonnene Energie weniger als 50% der Energie ist, die in dem Substrat enthalten war, aus dem sie synthetisiert wurden.

Mykorrhiza ist eine Symbiose zwischen einem Pilz und den Wurzeln einer Gefäßpflanze. In einer Mykorrhiza-Assoziation besiedelt der Pilz die Wurzeln der Wirtspflanze entweder intrazellulär wie in der arbuskulären Mykorrhiza oder extrazellulär wie in der Ektomykorrhiza.

N₂O: Distickstoffoxid, Lachgas, ist ein Nebenprodukt der mikrobiellen Nitratreduktion (Denitrifikation).

NPP, Nettoprimärproduktion.

Nettoprimärproduktion ist die Menge an pflanzlicher Biomasse, die innerhalb eines Jahres auf einem bestimmten Gebiet wächst und geerntet werden kann. Sie vernachlässigt die Emissionen von flüchtigen organischen Verbindungen und Wurzelausscheidungen. Sie wird normalerweise in $\text{g C m}^{-2} \text{a}^{-1}$ oder für Länder in Millionen t C pro Jahr angegeben, wobei 1 g C etwa 2 g Biomasse-Trockengewicht entspricht. Bruttoprimärproduktion (BPP), die ein Maß für die Photosynthese darstellt, ist fast doppelt so hoch wie die Nettoprimärproduktion, weil ungefähr 50% der Photosyntheseprodukte für die Zellatmung der Pflanzen zur Aufrechterhaltung der Lebensfunktionen im Dunkeln oder bei Lichtbegrenzung benötigt werden.

Nitrogenasen sind Enzyme, die von einigen Mikroorganismen verwendet werden, um atmosphärischen Stickstoff (N_2) zu Ammoniak (NH_3) zu reduzieren (Stickstofffixierung).

NPP₀ ist NPP in Abwesenheit von menschlicher Einflussnahme wie Abholzung, Landflächennutzung für Infrastruktur, Düngung, Bewässerung oder Bodenversiegelung.

O₂, Sauerstoff.

Ökosysteme sind Systeme von lebenden Organismen, die miteinander und mit ihrer natürlichen Umgebung interagieren.

Petrochemie ist ein Zweig der Chemie, der die Umwandlung von Rohöl (Erdöl) und Erdgas in nutzbare Produkte oder Rohstoffe untersucht. Diese petrochemischen Produkte sind heute zu einem wesentlichen Teil der chemischen Industrie geworden.

Photosysteme sind funktionelle und strukturelle Einheiten von Proteinkomplexen, die zusammen an der Durchführung der primären photochemischen Reaktionen der Photosynthese beteiligt sind und zwar an der Absorption von Licht und der Übertragung von Energie und Elektronen. Sie befinden sich in den Thylakoidmembranen von Pflanzen, Algen und Cyanobakterien. Es gibt zwei Familien von Photosystemen: Typ I (**Photosystem I**) und Typ II (**Photosystem II**). Typ I Photosysteme verwenden ferredoxinähnliche Eisen-Schwefel-Cluster Proteine als terminale Elektronenakzeptoren. Das Photosystem II verwendet Lichtphotonen, um Elektronen zu energetisieren, die anschließend durch eine Vielzahl von Cofaktoren und Coenzymen (Elektronentransportkette) übertragen werden, um Plastochinon zum Plastoquinol zu reduzieren. Die angeregten Elektronen werden durch Oxidation von Wasser ersetzt, dabei entstehen Wasserstoff-Ionen (Protonen) und molekularer Sauerstoff.

Photosensibilisator ist eine lichtabsorbierende Substanz, die eine photochemische oder photophysikalische Reaktion in einer anderen Substanz (Molekül) initiiert und bei der Reaktion nicht verbraucht wird.

Photovoltaik ist ein Verfahren zur Erzeugung von elektrischer Energie durch Umwandlung von Sonnenstrahlung in Gleichstrom unter Nutzung von Halbleitern, die den photovoltaischen Effekt zeigen.

Photon ist ein Elementarteilchen, das Lichtquant und alle anderen Formen der elektromagnetischen Strahlung.

Primärenergie ist die Energie, die in natürlichen Ressourcen enthalten ist, bevor sie einer Umwandlung oder Transformation unterzogen wird. Sie ist im Falle von Biomasse, Kohle und Erdöl ihre Verbrennungsenergie. Im Falle der nicht brennbaren Energiequellen, einschließlich Atomenergie und aller nicht brennbaren erneuerbaren Energien, entspricht die Primärenergie der Sekundärenergie, die erzeugt wird (z.B. Strom).

Protonenaustauschmembran (PEM) ist eine semipermeable Polymer-Elektrolyt-Membran, die für Protonen durchlässig und für Gase wie Sauerstoff oder Wasserstoff undurchlässig ist. Sie wird in Brennstoffzellen eingesetzt, in denen sie den Transport von Protonen gewährleistet und die Reaktionspartner trennt.

PV, Photovoltaik.

Pyrolyse ist ein thermochemischer Abbau von organischem Material bei erhöhten Temperaturen ohne Beteiligung von Sauerstoff.

Rutenhirse ist eine mehrjährige krautige Graspflanze, die in Nordamerika heimisch ist. Ihr natürliches Vorkommen reicht vom 55. nördlichen Breitengrad in Kanada nach Süden bis in die Vereinigten Staaten und weiter bis Mexiko. Die Rutenhirse ist eine der dominanten Arten der zentralen nordamerikanischen Hochgras-Prärie, die auch in Restbeständen von nativen Prärieflächen, in ursprünglichen Grasweiden und an Straßenrändern als Ruderalpflanze vorkommen kann.

Solarthermische Kollektoren sind Kollektoren, die entwickelt worden sind, um Wärme durch Sonnenlichtabsorption einzufangen. Der Begriff bezieht sich auf solare Warmwasser-Flachkollektoren (Solarplatten), kann aber auch verwendet werden, um komplexere Installationen wie Solarparabolspiegel, Solarwannen und Solartürme oder einfachere Anlagen wie solare Luftheizungssysteme zu bezeichnen.

SRREN, Special Report on Renewable Energy sources and climate change mitigation. Sonderbericht zu erneuerbaren Energien und zur Vermeidung des Klimawandels (SRREN) des Weltklimarates (Zwischenstaatlicher Ausschuss für Klimaänderungen, IPCC).

Syngas = Synthesegas.

Synthesegas ist ein Gasgemisch, das aus Kohlenmonoxid und Wasserstoff besteht. Beispiele für Herstellungsverfahren umfassen Dampfreformierung von Erdgas oder flüssigen Kohlenwasserstoffen und die Vergasung von Kohle oder Biomasse und die Dampfreformierung von Methan und anderen Kohlenwasserstoffen.

Synthetischer Diesel ist eine Mischung von Kohlenwasserstoffen, die aus Synthesegas hergestellt werden (zum Beispiel durch die Fischer-Tropsch-Synthese). Es ist chemisch raffinierten konventionellen fossilen Brennstoffen sehr ähnlich.

t, Tonne = 10^3 kg.

THG, Treibhausgase.

Treibhausgase sind Gase (vor allem CO_2 , N_2O oder CH_4) in der Atmosphäre, die Strahlung im thermischen Infrarotbereich absorbieren und emittieren.

Triticale ist ein Hybridgetreide, das aus der Kreuzung von Weizen (*Triticum*) und Roggen (*Secale*) zuerst im Labor während des späten 19. Jahrhunderts gezüchtet wurde. Dieses Getreide wurde ursprünglich in Schottland und Schweden gezüchtet. Kommerziell erhältliches Triticale ist fast immer eine Hybride der zweiten Generation (sekundäre Kreuzung), d.h. Kreuzung zwischen zwei primären Triticale-Pflanzen (erste Kreuzung).

Umesterung ist eine chemische Reaktion, die durch eine Säure oder eine Base katalysiert wird, in der ein Alkoholrest in einem Estermolekül durch einen anderen Alkoholrest ersetzt wird, z.B. Glycerin durch Methanol. Dieser Vorgang wird in der Biodieselproduktion eingesetzt.

W, Watt = 1 J pro Sekunde.

Windkraftanlagen sind Vorrichtungen, die die kinetische Energie des Windes in mechanische Energie umwandeln. Wenn die mechanische Energie zur Stromerzeugung verwendet wird, kann das Gerät auch als Windkraftanlage oder Windgenerator bezeichnet werden. Wind ist die Bewegung der Luft über der Erdoberfläche. Die meisten Winde werden durch Luftdruckunterschiede zwischen zwei verschiedenen Standorten erzeugt. Die Unterschiede im Luftdruck bzw. der Druckgradient werden durch die ungleiche Erwärmung (zeitlich und räumlich) der Erdoberfläche durch die Sonneneinstrahlung verursacht.

yr, year = a, Jahr.

Beteiligte Wissenschaftler

Koordinatoren

Prof. Dr. Bärbel Friedrich ML	<i>Institut für Biologie/Mikrobiologie, Humboldt-Universität zu Berlin</i>
Prof. Dr. Bernhard Schink ML	<i>Lehrstuhl für mikrobielle Ökologie, Limnologie und allgemeine Mikrobiologie, Universität Konstanz</i>
Prof. Dr. Rudolf K. Thauer ML	<i>Max-Planck-Institut für terrestrische Mikrobiologie, Marburg</i>

Autoren

1. Kapitel: Verfügbarkeit und Nachhaltigkeit von Biomasse als Energiequelle

Prof. Dr. Helmut Haberl	<i>Institut für Soziale Ökologie (SEC), Alpen-Adria Universität Klagenfurt, Wien, Graz, Österreich</i>
Prof. Dr. Christian Körner ML	<i>Institut für Botanik, Universität Basel, Schweiz</i>
Dr. Christian Lauk	<i>Institut für Soziale Ökologie (SEC), Alpen-Adria Universität Klagenfurt, Wien, Graz, Österreich</i>
Dr. Ulrike Schmid-Staiger	<i>Fraunhofer-Institut für Grenzflächen- und Verfahrenstechnik, Stuttgart</i>
Prof. Dr. Victor Smetacek	<i>Alfred-Wegener-Institut für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven</i>
Prof. Dr. Ernst-Detlef Schulze ML	<i>Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena</i>
Prof. Dr. Rudolf K. Thauer ML	<i>Max-Planck-Institut für terrestrische Mikrobiologie, Marburg</i>
Prof. Dr. Peter Weiland	<i>Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig</i>
Dr. Karen Wilson	<i>Cardiff School of Chemistry, Cardiff University, Wales, Great Britain</i>

2. Kapitel: Umwandlung von Biomasse in vermarktbare Energieträger und Vorstufen für chemische Synthesen

PD Dr. Nicolaus Dahmen	<i>Institut für Katalyseforschung und -Technologie, Karlsruher Institut für Technologie (KIT)</i>
Prof. Dr. Eckhard Dinjus	<i>Institut für Katalyseforschung und -Technologie, Karlsruher Institut für Technologie (KIT)</i>
Prof. Dr. Peter Dürre	<i>Institut für Mikrobiologie und Biotechnologie, Universität Ulm</i>
Prof. Dr. Gerd Kohlhepp	<i>Geografisches Institut, Eberhard-Karls-Universität Tübingen</i>
Prof. Dr. Katharina Kohse-Höinghaus ML	<i>Fakultät für Chemie, Universität Bielefeld</i>
Prof. Dr. Bernhard Schink ML	<i>Lehrstuhl für mikrobielle Ökologie, Limnologie und allgemeine Mikrobiologie, Universität Konstanz</i>

PD Dr. Thomas Senn	<i>Institut für Lebensmittelwissenschaft und Biotechnologie, Universität Hohenheim</i>
Prof. Dr. Rudolf K. Thauer ML	<i>Max-Planck-Institut für terrestrische Mikrobiologie, Marburg</i>
Prof. Dr. Peter Weiland	<i>Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig</i>
Dr. Karen Wilson	<i>Cardiff School of Chemistry, Cardiff University, Wales, Great Britain</i>

3. Kapitel: Biologische und bio-inspirierte solare Produktion von di-Wasserstoff

Prof. Dr. Fraser A. Armstrong	<i>Department of Inorganic Chemistry, University of Oxford, Great Britain</i>
Dr. Vincent Artero	<i>Institute de Recherches en Technologies et Sciences pour le Vivant, Université Joseph Fourier, Grenoble, France</i>
Prof. Dr. Holger Dau	<i>Fachbereich Physik, Freie Universität Berlin</i>
Prof. Dr. Bärbel Friedrich ML	<i>Institut für Biologie/Mikrobiologie, Humboldt-Universität zu Berlin</i>
Prof. Dr. Thomas Happe	<i>AG Photobiotechnologie, Ruhr-Universität Bochum</i>
Dr. Philipp Kurz	<i>Institut für Anorganische Chemie, Christian-Alberts-Universität zu Kiel</i>
Prof. Dr. Wolfgang Lubitz	<i>Max-Planck-Institut für chemische Energiekonversion, Mülheim an der Ruhr</i>
Prof. Dr. Matthias Rögner	<i>Lehrstuhl für Biochemie der Pflanzen, Ruhr-Universität Bochum</i>

Wissenschaftler, die zu einzelnen Punkten gehört wurden

Prof. Dr. Thomas Bley	<i>Institut für Lebensmittel- und Bioverfahrenstechnik der Technischen Universität Dresden</i>
Prof. Dr. Christian Barth	<i>Deutsches Institut für Ernährungsforschung, Golm</i>
Prof. Dr. Detlev Drenckhahn ML	<i>Institut für Anatomie und Zellbiologie, Julius-Maximilians-Universität Würzburg</i>
Prof. Dr. Ian Donnison	<i>Institute for Biological, Environmental and Rural Sciences, Aberystwyth University, Wales, Great Britain</i>
Prof. Dr. Ottmar Edenhofer und Kollegen	<i>Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam</i>
Prof. Dr. Maarten Koornneef	<i>Max-Planck-Institut für Pflanzenzüchtung, Köln</i>
Prof. Dr. Adam Powell	<i>Centre for Sustainable Aquaculture Research, Swansea University, Wales, Great Britain</i>
Prof. Dr. Robin Shields	<i>Centre for Sustainable Aquaculture Research, Swansea University, Wales, Great Britain</i>
Prof. Dr. Mark Stitt ML	<i>Max-Planck-Institut für molekulare Pflanzenphysiologie, Golm</i>

Wir danken den Wissenschaftlern, dass sie sich die Zeit genommen haben, einzelne Kapitel zu lesen und kritische Fragen zu stellen, die geholfen haben, zu ausgewogenen Empfehlungen zu gelangen.

Wissenschaftliche Referenten der Arbeitsgruppe

Dr. Christian Anton	<i>Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle</i>
Dr. Henning Steinicke	<i>Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Halle</i>

Externe Gutachter

Prof. Dr. Nikolas Amrhein ML	<i>Group for Plant Biochemistry und Physiology, Eidgenössische Technische Hochschule (ETH) Zürich, Schweiz</i>
Prof. Dr. Georg Fuchs ML	<i>Institut für Biologie II, Mikrobiologie, Albert-Ludwigs-Universität Freiburg</i>
Prof. Dr. Wolfgang Junge	<i>Abteilung Biophysik, Universität Osnabrück</i>
Prof. Dr. Bernt Krebs ML	<i>Institut für Anorganische und Analytische Chemie, Westfälische Wilhelms-Universität Münster</i>
Prof. Dr. Hermann Sahn	<i>Institut für Biotechnologie, Forschungszentrum Jülich</i>
Prof. Dr. Hans Joachim Schellnhuber ML	<i>Potsdam Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam</i>
Prof. Dr. Ferdi Schüth ML	<i>Max-Planck-Institut für Kohlenforschung, Mülheim an der Ruhr</i>
Prof. Dr. Stefan Tangermann	<i>Department für Agrarökonomie und rurale Entwicklung, Georg-August-Universität Göttingen, Akademie der Wissenschaften zu Göttingen</i>

Wir danken den Gutachtern für ihre zahlreichen Verbesserungsvorschläge, die nahezu alle an- und aufgenommen wurden. Der vorliegende Text liegt jedoch ausschließlich in der Verantwortung der Wissenschaftler, die den Bericht geschrieben haben.

Programm des Workshops

“Biofuels and Bioconversion”,
14 – 16. Oktober 2010 im **Alfried Krupp Wissenschaftskolleg Greifswald**

Donnerstag, 14. Oktober, 2010

2.30 pm – 3.00 pm

Welcome Address

Bärbel Friedrich ML (Alfried Krupp Wissenschaftskolleg Greifswald)

Introduction

Rudolf K. Thauer ML (Member of the Presidium of the Leopoldina)

1. Availability of biomass as energy source

Chair: **Rudolf K. Thauer ML** (Marburg)

3.00 pm – 3.35 pm

Terrestrial Biomass carbon and its use

Christian Körner ML (Basel)

3.35 pm – 4.10 pm

Aboveground net primary production and greenhouse gas inventory

Ernst-Detlef Schulze ML (Jena)

4.10 pm – 4.30 pm

Human appropriation of net primary production

Christian Lauk and Helmut Haberl, Wien

4.30 pm – 5.00 pm

Coffee break

5.00 pm – 5.30 pm

Microalgae- an alternate energy source in future?

Rainer Buchholz (Erlangen)

5.30 pm – 6.00 pm

Use of microalgae for the production of energy carriers

Ulrike Schmid-Staiger (Stuttgart)

6.00 pm – 6.30 pm

Eco- and energy balances of biofuel production

Thomas Senn (Hohenheim)

6.30 pm – 7.00 pm

General Discussion

7.00 pm – 8.30 pm

Dinner

8.30 pm – 9.15 pm

Net primary production of marine micro algae

Victor Smetacek (Bremerhaven)

Friday, October 15, 2010

2. Conversion of biomass into fuels

Chair: **Bernhard Schink ML** (Konstanz)

8.30 am – 9.00 am

Practical experience with large-scale ethanol production in a tropical country

Joao Jornada (Rio de Janero, Brazil)

9.00 am – 9.30 am

Socio-economic and ecological implications of large-scale production of energy crops in Brazil.

A case study on ethanol

Gerd Kohlhepp (Tübingen)

9.30 am – 10.00 am

Butanol fermentation – The scientific perspective

Peter Dürre (Ulm)

10.00 am – 10.30 am

Butanol fermentation – The industrial perspective

Ulrich Kettling (München)

10.30 am – 11.00 am

Coffee break

11.00 am – 11.30 am

Biotechnology of anaerobic processes: industry perspectives

Thomas Schäfer (Copenhagen)

Friday, October 15, 2010 continued

11.30 am – 12.00 pm

Biogas production from agricultural feedstocks: bottlenecks and necessary process improvements

Peter Weiland (Braunschweig)

12.00 pm – 12.30 pm

Conversion of algal biomass to biodiesel – efficiency and economic and environmental implications

Karen Wilson (Cardiff)(Durham)

12.30 pm – 1.00 pm

Biofuels versus hydrocarbons – new chemistry towards new pollutants

Katharina Kohse-Höinghaus ML (Bielefeld)

1.00 pm – 1.30 pm

General Discussion

1.30 pm – 3.00 pm

Lunch

3. Biological and bio-inspired solar H₂ production

Chair: Bärbel Friedrich ML (Berlin/Greifswald)

3.00 pm – 3.30 pm

Biological catalysts involved in biosolar hydrogreduction

Wolfgang Lubitz (Mülheim)

3.30 pm – 4.00 pm

A cyanobacterium design cell for the production of H₂

Matthias Rögner (Bochum)

4.00 pm – 4.30 pm

Enhancement of hydrogen production with green algae

Thomas Happe (Bochum)

4.30 pm – 5.00 pm

Coffee break

5.00 pm – 5.30 pm

Chemical catalysts for a water splitting system

Holger Dau (Berlin)

5.00 pm – 5.30 pm

Model compounds of the FeFe hydrogenase active site

Leif Hammarström (Uppsala)

6.00 pm – 6.30 pm

Nobel metal-free catalytic nanomaterials for H₂ production and uptake

Vincent Artero (Grenoble)

6.30 pm – 7.00 pm

General Discussion

8.30 pm – 9.15 pm

Sustainable energies: workable solutions or expensive Toys?

Gerd Ganteför (Konstanz)

Anhang

Nettoprimärproduktion und Bioenergie

Ernst-Detlef Schulze¹ & Christian Körner²

¹ Max-Planck Institut für Biogeochemie, Postfach 100164, D-07749 Jena

² Botanisches Institut der Universität Basel, Schönbeinstr. 6, CH-4056 Basel

Seit der Steinzeit hat der Mensch Biomasse als Energiequelle zum Heizen und Kochen verwendet,^{1,2} und somit liegt es nahe, daran zu denken, einen Teil des fossilen Brennstoffbedarfs durch die Verwendung von Biomasse zu ersetzen.^{3,4} Die sog. „Bioenergie“ wird im Allgemeinen als „nachhaltig“ angesehen, da sie auf der Nutzung der Sonnenenergie durch Photosynthese beruht und gehört damit zu dem Katalog der „grünen“ Energiequellen (www.erneuerbare-energien.de). Im Gegensatz zu dieser positiven Beurteilung der Bioenergie zeigen neuere Untersuchungen über die Kohlenstoffbilanz Europas,^{5,6} dass insbesondere die landwirtschaftliche Erzeugung von Biomasse mit Emissionen weiterer Spurengase verbunden ist. In der Gesamtbilanz ist die Landwirtschaft nach diesen Erkenntnissen eine Spurengasquelle. Damit wäre die Bioenergie vor allem aus landwirtschaftlicher Erzeugung keineswegs nachhaltig und sogar klimaschädlich.

Im Folgenden soll die Energie- und Stoffbilanz der Biomasseerzeugung untersucht werden. Zusätzlich werden die wirtschaftlichen Auswirkungen einer Umsteuerung der Biomassenutzung von einer stofflichen- hin zu einer energetischen Nutzung betrachtet, und es wird versucht, den virtuellen Kohlenstoff-Fußabdruck land- und forstwirtschaftlicher Produktion zu quantifizieren.

Die Nettoprimärproduktion der Pflanzen als Teil der Kohlenstoffumsetzungen im Ökosystem

Die Nettoprimärproduktion (NPP) bezeichnet in erster Näherung die Menge an Biomasse, die in einem Jahr pro Bodenfläche wächst.⁷ Diese enge Definition ist aber nicht korrekt, denn die Photosynthese versorgt nicht nur den eigenen Organismus mit Kohlenhydraten, sondern sie liefert Zucker auch an die Mykor-

rhiza. Zucker werden als pflanzliche Schleime ausgeschieden, und ein Teil der Zucker und der Biomasse wird durch saugende und fressende Insekten entnommen, ohne dass dies bei der Bestimmung der NPP als Biomassezuwachs berücksichtigt wird. Die Bestimmung dieser Verluste ist mit großer Unsicherheit behaftet, liegt aber je nach Ökosystem zwischen 10 und 50%. Wegen der Schwierigkeiten, die Gesamt-NPP zu bestimmen, taucht dieser Begriff in den schematischen Darstellungen des Kohlenstoff-(C)-Kreislaufes des IPCC nicht auf.⁸ NPP bleibt damit ein Begriff, der vor allem im Zusammenhang mit Landnutzung durch den Menschen Verwendung findet. Die „Ernte“ nutzt einen je nach Pflanzenart unterschiedlichen Teil der NPP. Bei Feldfrüchten ist dies der sogenannte „Ernte-Index“, der selten 50 % übersteigt, d.h. der Kornertrag kann 50 % der oberirdischen Biomasse erreichen. Im Allgemeinen liegt der Ernte Index aber bei 30 bis 40 %.⁹

Die Verwendung von Biomasse als „Vermeidungsstrategie im globalen Klimawandel“ täuscht darüber hinweg, dass im Ökosystem mehrere hintereinandergeschaltete Prozesse ablaufen, und dass die Abzweigung von C in einen Energiekreislauf des Menschen durchaus nachteilige Auswirkungen auf andere Teile des Ökosystems, insbesondere auf Bodenorganismen, haben kann, auf die der Mensch ebenfalls angewiesen ist. Dies wäre ein weiterer Grund, die Nachhaltigkeit der Bioenergie zu hinterfragen.

Da die Diskussion über die Nachhaltigkeit der Bioenergie sehr davon abhängt, ob man das Ökosystem als Ganzes oder nur die Pflanzenbedeckung betrachtet, wird in Abbildung 1 der Kohlenstoff-Fluss durch ein Ökosystem und die dabei gängigen Definitionen wiedergegeben.

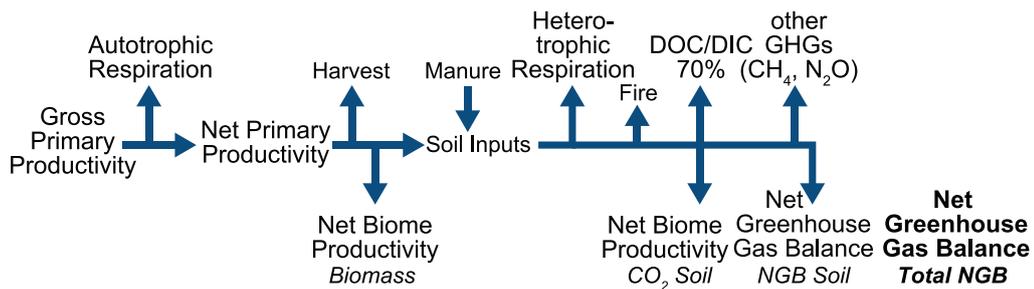


Abbildung 1: Kohlenstoff-Fluss durch ein Ökosystem. Nach oben gerichtete Pfeile beschreiben Emissionen, nach unten gerichtete Pfeile beschreiben C-Speicherung (nach ⁵).

Ausgangspunkt ist die sogenannte Brutto-primärproduktion (GPP = Gross Primary Production) als Maß für die Photosynthese. Der Begriff wurde eingeführt, da bis heute nicht geklärt ist, ob die mitochondriale Atmung, mit der alle Organismen ihren heterotrophen Betriebsstoffwechsel bestreiten, bei Photosynthese weiter läuft. Hierzu gibt es widersprüchliche Befunde.¹⁰ Bei der Berechnung der GPP wird also angenommen, dass die Atmung entsprechend der Dunkelatmung auch bei Photosynthese in den Blättern weiterläuft, d.h. die GPP könnte höher sein als die apparente Photosynthese. Die Pflanze verbraucht einen Teil der erzeugten Zucker für die Erhaltung der eigenen Struktur (Betriebsatmung) und für die Synthese neuer Strukturen (Wachstumsatmung). Der verbleibende Rest entspräche in erster Näherung der Nettoprimärproduktion (NPP). Ein anderer Teil wird vom Menschen geerntet oder verbleibt über längere Zeit als strukturelle Biomasse in der Pflanze (Netto-Biom-Produktivität in der Biomasse, z.B. Holz). Ein Teil der NPP wird alljährlich umgesetzt als Streu von Blättern und Wurzeln. Dieser Bodeneintrag ist zusammen mit Mineralstoffen die Lebensbasis der Bodenorganismen. Es kommt zu weiteren C-Verlusten durch Feuer, andere Störungen und Auswaschungen an gelöstem organischem und anorganischem Kohlenstoff (DOC/DIC). Die C-Bilanz auf Ökosystem-Ebene würde mit einer Netto-Biom-Produktivität (NBP) abschließen, die die Bodenprozesse und alle weiteren C-Verluste enthält. Die NBP ist aber noch nicht die Treibhausgasbilanz, die die Atmosphäre sieht, und die den Klimawandel bestimmt, denn je nach menschlicher Einflussnahme (z.B. Düngung) werden weitere

Treibhausgase freigesetzt (insbesondere CH_4 und N_2O). Erst die Netto-Treibhausgas-Bilanz (NGB = Net Greenhouse Gas Balance) ist die Größe, mit der die Ökosysteme mit der Atmosphäre in Verbindung stehen.

Sofern die Bioenergie dazu dienen soll, dem Klimawandel Einhalt zu bieten, darf die Frage der Nachhaltigkeit der Nutzung von NPP nicht losgelöst von NGB betrachtet werden.

Häufig wird in der CO_2 -Diskussion NPP nicht nur wegen der möglichen Nutzung anstelle fossiler Energieträger (Substitution) genannt, sondern auch als Maß für die Kohlenstoffspeicherung (Sequestrierung) angesehen, was grundsätzlich falsch ist, wenn man die maßgeblichen zeitlichen und räumlichen Skalen betrachtet. Da dies eine der häufigsten Missdeutungen der Waldfunktion im CO_2 -Kontext ist, sei folgendes Beispiel genannt: Nimmt man der Einfachheit halber eine hundertjährige Lebensspanne (bis zum Tod oder bis zur Ernte) von Bäumen an und setzt den maximalen Vorrat an Kohlenstoff (Biomasse) gleich 100 %, so kann man NPP (im Wesentlichen das Wachstum der Bäume) verdoppeln, ohne dass sich am Vorrat etwas ändert, wenn die Bäume wieder bis zu 100 % Vorrat stehen bleiben (zwei Ernten von 100% in 100 Jahren statt einer; Abbildung 2). Der Kohlenstoff recycelt einfach doppelt so schnell durch das Ökosystem. Optimiert man nun NPP weiter und erntet in raschen Zyklen lange bevor der Zuwachs den ursprünglichen Wert von 100% Vorrat erreicht (intensive Plantagenwirtschaft), so reduziert sich der Vorrat in der Landschaft sogar deutlich. Diese Vorratsänderung muss unabhängig von dem Umsatz nach den Vorgaben des Kyoto-Protokolls gemeldet

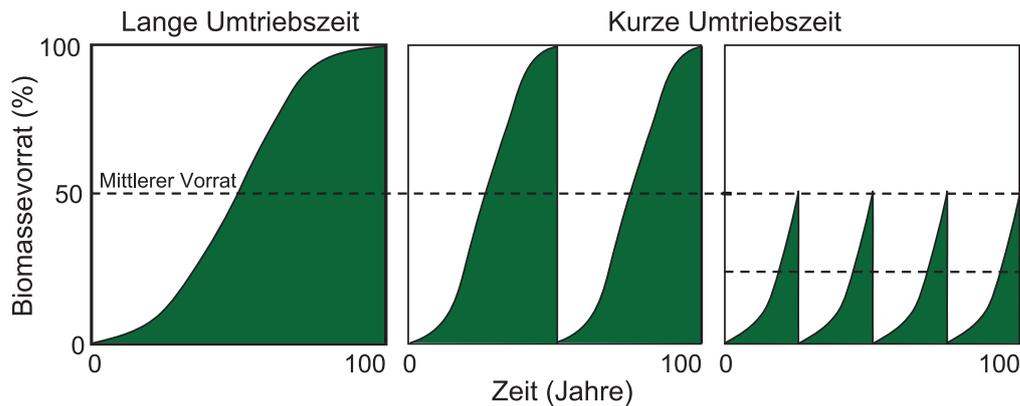


Abbildung 2: Wachstumsgeschwindigkeit und Vorrat an Biomasse-Kohlenstoff in der Landschaft an einem Beispiel für Bäume, die traditionell nach 100 Jahren geerntet werden. Solange immer derselbe maximale Vorrat (100%) erreicht wird, ist es bedeutungslos, wie rasch die Bäume wachsen und wie oft sie in den 100 Jahren geerntet werden. Dieser Fall tritt aber selten ein. Im allgemeinen führen rasche Erntezyklen zu einer Reduktion des maximalen Vorrates (nach ¹¹).

werden, denn sie belastet die Atmosphäre als CO₂. Ein Beispiel soll dies verdeutlichen: Eine Senkung der Umtriebszeit der Wälder in Deutschland statt von im Durchschnitt 125 auf 60 Jahre wird im Augenblick in der Forstwirtschaft angestrebt. Diese Maßnahme verringert den Holzvorrat Deutschlands voraussichtlich um ca. 1000 Mio. Festmeter innerhalb von 10 Jahren, das sind etwa 5 % des jährlichen fossilen Brennstoff-Verbrauchs. Damit würden die Anstrengungen zum Schutz der Atmosphäre durch Reduktion fossiler Brennstoffe zunichte gemacht.

NPP (Umsatz) und Vorrat (Kapital) dürfen somit nicht verwechselt werden. Hoher Umsatz (NPP) reduziert in der Regel die Größe des Kohlenstoffvorrates. Die Nutzung der NPP steht somit im Wald in direktem Konflikt mit der C-Sequestrierung (Vorratserhöhung). Den Vorrat kann man pro Fläche nur einmal etablieren, die Nutzung von NPP ist fortsetzbar, sofern alle mineralischen Nährstoffe ins System zurückgeführt werden und der Bodenkohlenstoff-Vorrat ebenfalls erhalten bleibt.

Die flächenbezogenen Kohlenstoffbilanzen bewirtschafteter Ökosysteme

Die NGB von Wäldern, Grasländern und Agrarökosystemen zeigen im Mittel über Europa sehr unterschiedliche Bilanzen (Abbildung 3). Die drei Bewirtschaftungsformen sind sich sehr ähnlich hinsichtlich der GPP, denn die Rate der Photosynthese pro Bodenfläche und Jahr wird bei gegebener Einstrahlung von Sonnenenergie

im wesentlichen bestimmt durch die vorhandene Blattfläche, die Blattstellung und die Länge der Vegetationsperiode. ¹² Die unterschiedlichen Atmungsraten führen zu unterschiedlicher NPP, wobei die Wälder als einziges Ökosystem einen Teil des Wachstums längerfristig auch in Form von Holz speichern können. Die geerntete Biomasse ist im Grünland und bei agrarischer Nutzung höher als im Wald. Die Menge an C, die zur Versorgung der Bodenbiologie in den Boden gelangt, ist am niedrigsten bei agrarischer Nutzung, wobei ein Teil der nutzungsbedingten Entnahme durch organische Dünger wieder ausgeglichen werden kann. Die Atmung der heterotrophen Bodenorganismen ist am geringsten im Agrarland, wobei nicht auszuschließen ist, dass ein Teil der Atmung aus dem Abbau von langfristig gespeichertem Bodenkohlenstoff vergangener Jahrhunderte stammt. NBP ist im Grasland höher als im Wald. Die Agrarländer sind eine C-Quelle auf der Ebene der NBP. Die Auswertung von 41 Erntejahren quer über Europa zeigt, dass der Bodenkohlenstoffgehalt agrarisch genutzter Flächen um 2,6 % ± 4,5 % (Mittelwert ± Standardabweichung) abnimmt. ¹³ Wegen der Zufuhr von Düngemitteln und wegen der Nutzung der Grasländer durch Wiederkäuer kommt es aber vor allem im Grasland und im Agrarland zusätzlich zu Emissionen an Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O). In der Gesamtbilanz (NGB) sind die Wälder im europäischen Durchschnitt die stärkste GHG-Senke, die im Konflikt steht mit der Nutzung, eng gefolgt von Grünländern. Die Emissionen aus dem Ackerbau steigen aber auf einen Wert,

der in Europa die Senken von Grasländern und Wäldern kompensiert.

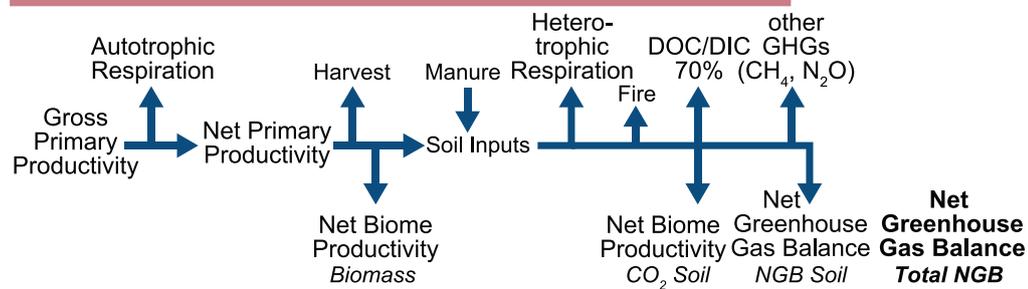
Die Betrachtung der Ökosystem-Flüsse zeigt, dass die Landwirtschaft die Bioenergie nicht nachhaltig erwirtschaftet, solange Düngemittel eingesetzt werden. Auch die Nutzung von Restprodukten, z.B. von Stroh, würde die Gesamtbilanz weiter verschlechtern.

Die Kohlenstoffbilanz Europas

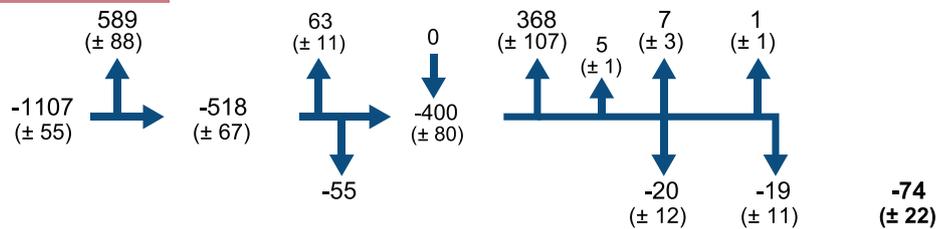
Letztlich entscheidet die anteilige Fläche der Landnutzungen über die C-Bilanz eines Lan-

des. In Tabelle 1 werden einige Kenngrößen der kontinentalen und regionalen C-Bilanz zusammengefasst. Tabelle 1 verdeutlicht, dass die zu erntende Energiemenge sehr gering ist im Vergleich zur eingestrahelten Sonnenenergie. NPP enthält nur 0,6 % der Sonnenenergie. Die Nettoernte (die Ernte unter Berücksichtigung der betrieblichen Energiekosten) beträgt nur 0,2 % der Sonnenenergie. Vergleicht man dies mit der Leistung einer Solarzelle (bis zu 30 % Energieausbeute), die das gesamte Spektrum der eingestrahelten Sonnenenergie nutzt,

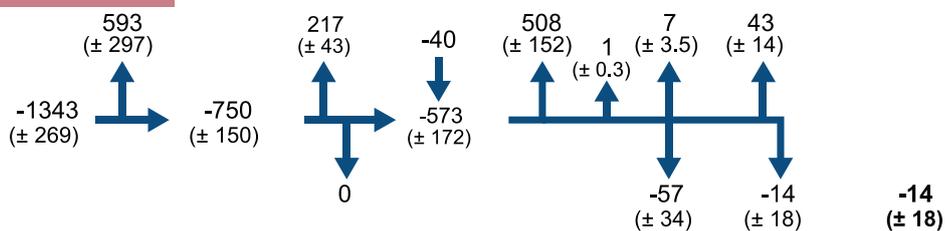
a) The carbon flow and trace gas emissions in ecosystems [average (\pm st.dev.)]



b) Forests [g C m⁻² yr⁻¹]



c) Grasslands [g C m⁻² yr⁻¹]



d) Croplands [g C m⁻² yr⁻¹]

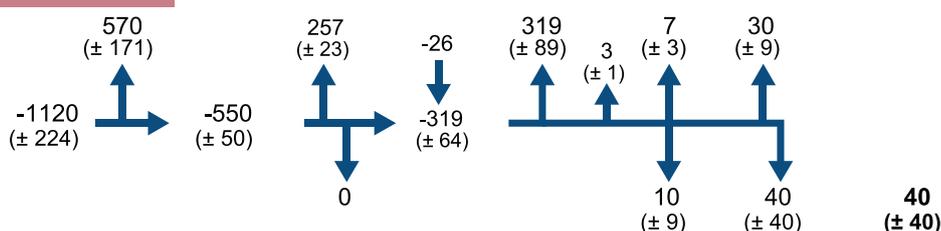


Abbildung 3: Der Fluss des Kohlenstoffs und die assoziierten Emissionen anderer Spurengase am Beispiel von Wald, Grasland und Agrarland.⁵ Die angezeigten Werte sind Mittelwerte pro Bodenfläche gemittelt über Europa (\pm Standardabweichung).

Tabelle 1: Kohlenstoff- und C-äquivalente Flüsse über Europa im Vergleich zur eingestrahnten Sonnenenergie⁶.

Diese Flüsse enthalten auch die wirtschaftsbedingten Änderungen in den Vorräten. Alle Flüsse sind in Relation zur Atmosphäre aufgetragen. Negative Vorzeichen kennzeichnen die terrestrische Landfläche als Senke, positive Vorzeichen kennzeichnen eine Quelle. Für Deutschland wurden die Daten extrapoliert: a: Flächenanteilige Interpolation der EU-25 Daten, b: Extrapolation der Ökosystemdaten aus Abbildung 3 bei anteiliger Landnutzung, c: Integration der Emissionskarten von Abbildung 4 für das Territorium von Deutschland.

	Europa (geographisch) 9,21x10 ⁶ km ²		EU-25 3,50x10 ⁶ km ²		Deutschland 0,35x10 ⁶ km ²
	Energie (J yr ⁻¹)	CO ₂ – C – äquivalent (Tg yr ⁻¹)	Energie (J yr ⁻¹)	CO ₂ – C – äquivalent (Tg yr ⁻¹)	CO ₂ -C- äquivalent (Tg yr ⁻¹)
Sonnenenergie	3x10 ²²		1x10 ²²		
Brutto Primär Produktion, GPP	363x10 ¹⁸	-9306	137x10 ¹⁸	-3536	-353 ^a to -388 ^b
Netto Primär Produktion, NPP	184x10 ¹⁸	-4607	69x10 ¹⁸	-1750	-175 ^a to -195 ^b
Netto Ernte (Ernte-Energiebedarf)	37x10 ¹⁸	-932	14x10 ¹⁸	-350	-35 ^a to -40 ^b
CH ₄ + N ₂ O Emission		+192		+130	46 ^c to 8 ^b
Netto Sprurengas Bilanz		-29		+34	+26 ^c to 2 ^b

so verbietet sich die direkte Nutzung von Biomasse als Energiequelle. Die gleiche Energiemenge wäre technisch auf einem Hundertstel der Fläche zu gewinnen.

Die NGB des Kontinents Europa ist eine geringe Senke, aber die EU-25 ist eine Netto-Quelle. Diese Ergebnisse beruhen auf Messungen der CO₂-Konzentrationen in der Atmosphäre und anschließender inverser Modellierung der Senken und Quellen.

Für Deutschland können im Augenblick die C-Flüsse nur aus europaweiten Messungen abgeleitet werden, wobei die Schwierigkeit darin besteht, dass die Flussgrößen nicht gleichförmig über Europa verteilt sind. Die flächenanteilige Interpolation der EU-25-Daten führt zu einer Unterschätzung der Flüsse über Deutschland, da Deutschland die stärkste Emissions-Quelle über Europa ist. Die Extrapolation der Ökosystemdaten über die anteilige Flächennutzung (Forst 11 Mio. ha, Agrarland 15 Mio. ha, Grasland und Feuchtgebiete 8 Mio. ha, Siedlungen 3 Mio. ha) führt zu höheren Werten als die flächenbezogene Interpolation. Am genauesten ist die Integration der Emissionskarten, die durch inverse Modellierung der gemessenen CO₂ Konzentrationen in der Atmosphäre erzeugt wurden. Hier zeigt sich für die Methan- und Lachgasemissionen

und die NGB, dass die Extrapolation aus europäischen Daten die tatsächliche Emission stark unterschätzt. Deutschland erzeugt 35 % der biogenen Treibhausgase und 76 % der NGB-Emissionen.

Im Augenblick ist unklar, wie hoch der Ernteentzug sein kann, ohne dass Ökosysteme nachhaltig geschädigt werden. Sofern die Ernte den oberirdischen Kohlenstoff entzieht, kommt es zum Humusabbau. Dieses „Experiment“ wird zurzeit in der Landwirtschaft durchgeführt, d.h. landwirtschaftliche Böden verlieren pro Jahr 2,6 % des Bodenkohlenstoffs (siehe oben) und das ist nicht nachhaltig. Vermutlich könnte man unter hohem Energieaufwand auch ohne Bodenkohlenstoff und ohne Bodenorganismen landwirtschaftliche Früchte erzeugen. Solch eine Landwirtschaft wäre aber voraussehbar sehr riskant und setzt energieaufwändige Infrastruktur voraus.

Die geographische Verteilung der einzelnen Flusskomponenten ist sehr unterschiedlich (Abbildung 4). Die Gesamtemissionen (biogene Emissionen und fossile Brennstoffe) erreichen über Deutschland ein Maximum (Abbildung 4a). Die einzigen großflächigen Senken existieren in Europa über den borealen Wäldern Russlands. Deutschland ist im Augenblick eine schwache C-Senke. Gleichzeitig erreichen

aber die landwirtschaftlichen Emissionen von Methan und Lachgas über Deutschland ein Maximum, so dass Deutschland in Europa der größte biogene Emittent von Spurengasen ist (Abbildung 4e) und damit NGB positiv wird. Bezogen auf alle klimawirksamen Spurengase ist Deutschland eine Spurengas-Quelle.

Auswirkungen einer Bioenergiewirtschaft

Grundsätzlich besteht eine „Lücke“ zwischen den Erwartungen, die aus ökologischer und gesellschaftlicher Sicht an Ökosysteme gestellt werden und den wirtschaftlichen Interessen der Landeigentümer. Die Landeigentümer erhalten keine Vergütung für C-Speicherung, Tourismus oder Naturschutz. Es gibt Subventionen, die einen Teil der gesellschaftlichen Leistungen abgelten sollen. Subventionen werden aber z.T. eingesetzt, um genau das Gegenteil einer klimawirksamen Senke zu erreichen, wie z.B. die Kalkung im Wald (s. Abb. 5).

Die Situation in der Landwirtschaft

Die Landwirtschaft hatte in der Vergangenheit die primäre Aufgabe, für die Ernährungssicherheit der Menschheit zu sorgen (CAP: Common Agricultural Policy). Für die Erreichung dieses Ziels werden auch Emissionen in Kauf genommen, die z.B. mit der Düngung verbunden sind. In neuer Zeit wird aber die landwirtschaftliche Fläche nicht mehr allein für die Erzeugung von Lebensmitteln verwendet, sondern für die Erzeugung von Rohstoffen eingesetzt, aus denen industrielle Produkte hergestellt werden (Biodiesel, Kosmetika aus pflanzlichen Ölen, Einkaufstüten aus Stärke). Die direkte energetische Nutzung von Biomasse (Bioenergie) gehört ebenfalls in diese Kategorie. In Deutschland dienen im Augenblick 17 % der landwirtschaftlichen Fläche der Erzeugung von nachwachsenden Rohstoffen (2 % für industrielle Produkte und 15 % für Bioenergie), d.h. diese Fläche erzeugt keine Nahrungsmittel. Im Folgenden bezeichnen wir diese Art der Landnutzung als „industrielle

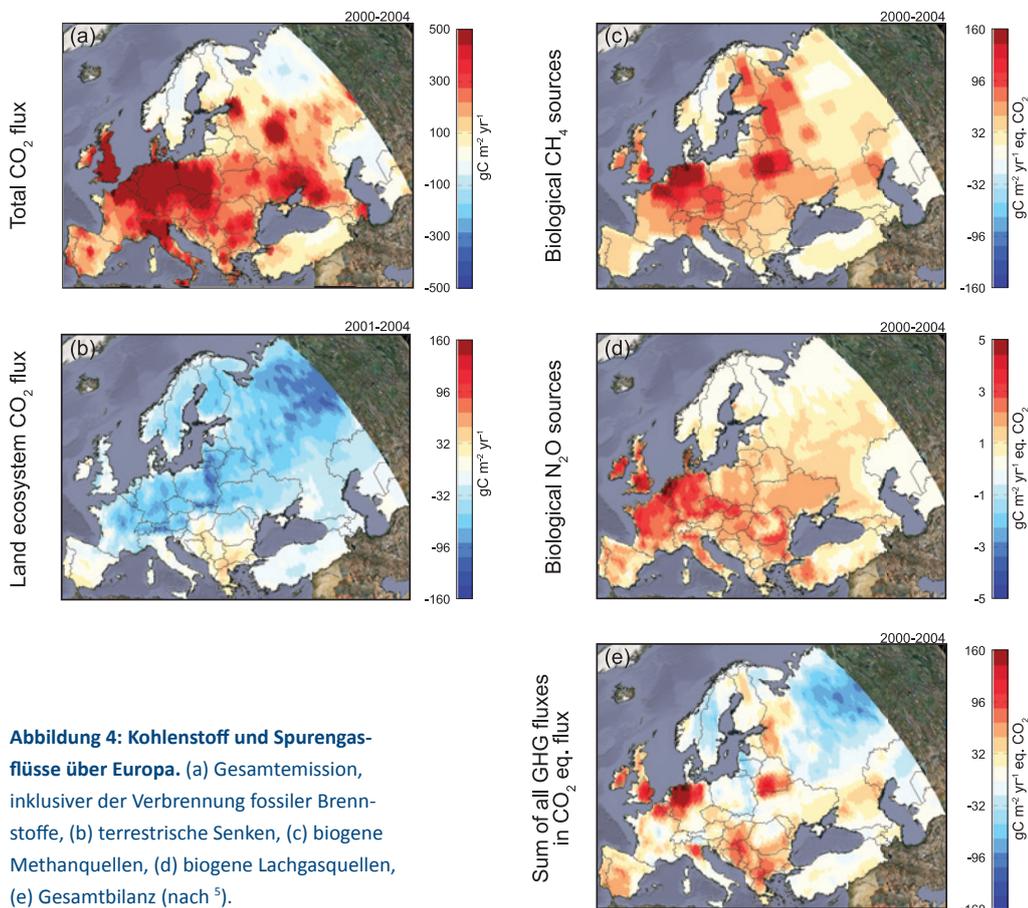


Abbildung 4: Kohlenstoff und Spurengasflüsse über Europa. (a) Gesamtemission, inklusiver der Verbrennung fossiler Brennstoffe, (b) terrestrische Senken, (c) biogene Methanquellen, (d) biogene Lachgasquellen, (e) Gesamtbilanz (nach ⁵).

Nutzung“ im Gegensatz zu einer Nutzung für die menschliche Ernährung.¹⁴ Die hohe NPP auf diesen industriell genutzten Flächen wird erreicht durch den Einsatz hoher Düngemittelgaben, die wiederum Emissionen von N_2O zur Folge haben. Diese Emissionen, die eine Lebensdauer von über 100 Jahren haben und etwa 300 Mal stärker klimawirksam sind als CO_2 , müssten entsprechend den industriellen Vorgaben über N_2O verrechnet werden.

Die Umwandlung der Landnutzung von einer Ernährungswirtschaft hin zu einer Erzeugung von Industrieprodukten erfolgte in Deutschland trotz der negativen Erfahrungen in den USA, wo die Umstellung auf Bio-Ethanol als Treibstoffzusatz den Anbau von Mais erhöhte, und die Produktion von Soja sank.¹⁵ Die zusätzliche Maisproduktion diente der Bioethanol-Gewinnung. Dies führte nicht nur zu erheblichen Versorgungsschwierigkeiten an Nahrungsmitteln in Mittelamerika, sondern auch zu einer erheblichen Ausweitung des Soja-Anbaus in Brasilien durch zusätzliche Rodung von Regenwäldern. Ein wesentlicher Teil der Soja-Produktion aus Brasilien (und früher aus den USA) wird exportiert nach Europa und dient in Europa als Futterzusatz in der Viehzucht,¹⁶ denn von der deutschen Kuh wird eine Milchleistung von 8000 bis 12000 Liter Milch/Tier und Jahr erwartet. Diese Leistung ist mit deutschem Heu nicht zu erreichen, da es zu wenig Protein enthält. Damit wäre Gras verfügbar für Bioenergie. Dies ist aber nicht im Sinne einer Nachhaltigkeit, denn diese Biomasse steht nur deshalb zur Verfügung, weil Importe von Futtermitteln stattfinden und die mit der Erzeugung dieser Futtermittel verbundenen Emissionen in anderen Ländern verlagert werden (Leakage).

Geht man in der Agrarwirtschaft von einer Ernte von $257 \text{ g C m}^{-2}\text{Jahr}^{-1}$ aus (Abbildung 3), dann wäre unter Einbeziehung des Einsatzes von fossilen Brennstoffen als Gestehungskosten, der assoziierten Spurengasemissionen und der Rückführung von C in Form von organischem Dünger der Nettoertrag nur etwa $160 \text{ g C m}^{-2}\text{Jahr}^{-1}$. Würde man auf der Gesamtfläche der Landwirtschaft die Bewirtschaftung extensivieren, z.B. durch 20 % weniger Düngemiteleinsatz auf der gesamten Fläche, dann

würde sich der Nettoertrag wegen der verringerten Emission sonstiger Spurengase wie z.B. N_2O und der verringerten Betriebskosten trotz verringerter Gesamternte sogar erhöhen.

Das Einsparungspotential bei den Emissionen durch eine Extensivierung der Landwirtschaft wird in Deutschland nicht diskutiert, da Deutschland die Emissionen aus der Landwirtschaft im Kyoto-Prozess nicht anerkennt. Dies wird damit begründet, dass die Emissionen nicht ausreichend quantifizierbar sind und die Landwirtschaft das Alleinstellungsmerkmal der Sicherstellung der Ernährung hat. Dies gilt aber nicht für die Flächen, auf denen Rohstoffe für industrielle Produkte erzeugt werden. Im Gegensatz zu Deutschland erkennen die meisten Nachbarn von Deutschland ehrlicherweise die Emissionen aus Land- und Forstwirtschaft an. Mindestens auf den für industrielle Produkte genutzten Flächen müssten die Emissionen verrechnet werden. Darüber hinaus muss man davon ausgehen, dass die Nutzung von Stroh den langfristigen Abbau an Bodenkohlenstoff auf landwirtschaftlichen Flächen verstärkt.¹⁷

Differenzierter zu betrachten ist die Nutzung von Abfallstoffen (Prozessabfall), die z.B. bei der Nahrungsmittelerzeugung anfallen (z.B. Spelzen beim Getreide). Schwierig wird die Frage der Nachhaltigkeit z.B. bei der Erzeugung von Methan aus Fäkalien und Abfallstoffen. Sofern das Schwein aus importiertem Mais und Soja gefüttert wird, erfolgt die Methangewinnung auf Kosten von Emissionen in anderen Ländern (Leakage). Sofern Mais-Pflanzen aus heimischer Produktion für die Herstellung von Biogas verwendet werden, ist dies hinsichtlich des Kohlenstoffhaushaltes sicher nicht nachhaltig, denn es fehlt die Rückführung von Kohlenstoff in den Betriebsstoffwechsel der Böden.

In der Summe aller Effekte kann man nicht behaupten, dass die Erzeugung von Energie aus Produkten der Landwirtschaft in Bezug auf den Kohlenstoffhaushalt der Ökosysteme und in Bezug auf die Spurengaskonzentration in der Atmosphäre nachhaltig ist, und zu einer wesentlichen Verminderung der fossilen Brennstoff-Emissionen führt. Nachdem Deutschland „Europameister“ in der Emission

landwirtschaftlicher Spurengase ist, wäre ein Abbau dieser Emissionen vordringlich anzustreben.

Die Situation in der Forstwirtschaft

In der Forstwirtschaft hat der Bedarf an Sägeholz, Faserstoffen und Energieholz nicht nur zu einer Erhöhung des Einschlages von etwa 54 Mio. Festmetern im Jahr 2004 auf ca. 75 Mio. Festmetern im Jahr 2007 geführt,¹⁸ sondern auch zu einer erheblichen Erhöhung und Verschiebung der Holzpreise. Die Sägeholzpreise, die früher das Preisgefüge beherrschten, stiegen von ca. 65 EUR/Festmeter im Jahr 2004 (Langholzabschnitte Nadelholz 25 bis 30 cm Durchmesser) auf fast 100 EUR/Festmeter im Jahr 2011. Im Vergleich dazu stieg der Preis für Brennholz und geringwertiges Industrieholz von 8 EUR/Festmeter im Jahr 2004 auf ca. 50 EUR/Festmeter im Jahr 2011 (Nadelholz; Holzpreise Sachsen,¹⁹ Holzpreise Thüringen, Schulze unveröffentlicht).

Der Preisanstieg im Brennholz und Industrieholz beruhte aber nicht allein auf dem Bedarf an Bioenergieholz sondern an dem weltweit gestiegenen Bedarf an Papier. Dies zeigt, dass die Bioenergiewirtschaft von anderen Wirtschaftsaktivitäten abhängt, die das gleiche Holzprodukt benötigen, so dass die Wirtschaftlichkeit von Bioenergieanlagen auf so hohem Preisniveau nur durch Subventionen möglich ist. Offensichtlich ist die Waldfläche von Deutschland zu klein, um alle drei Marktsegmente (Sägeholz, Industrieholz einschließlich Paletten und Papier, Bioenergieholz) zu bedienen. Würde man den gesamten jährlichen Holzeinschlag für die Energiegewinnung einsetzen, würde dies nur 4,7 % des derzeitigen fossilen Energiebedarfs ausgleichen.²⁰ Dies zeigt die begrenzten Möglichkeiten dieses Energiepfades, wobei ein Ausgleich für die stoffliche Nutzung von Holz dann durch zunehmende Importe (Leakage) gedeckt werden müsste.

Die Folge des hohen Biomassebedarfs aus dem Forst führte zu einer verstärkten Vollbaumnutzung (Nutzung der gesamten Krone einschließlich aller Äste, Zweige und Nadeln). Diese Art der Forstwirtschaft ist nicht nachhaltig, denn mit der Rinde der Zweige und

Äste werden große Mengen an Kationen (Kalium, Kalzium, Magnesium) exportiert, was zu Nährstoffungleichgewichten führt, wie aus den Zeiten der „Neuartigen Waldschäden“ bekannt ist.²¹ Aus diesem Grunde werden Kalkungsmaßnahmen im Forst subventioniert. Kalkungen führen im Wald zu einem Humusabbau und zu erheblichen Lachgasemissionen und Nitrat-Auswaschungen.^{22, 23} Das bedeutet, dass auch diese Maßnahme zur Steigerung der Holzherzeugung nicht nachhaltig ist. Interessanterweise sind Kalkungen z.B. in der Schweiz per Gesetz grundsätzlich verboten.

Eine nicht-industrielle Nutzung von Holz als Brennholz für den Bedarf einer Ofenheizung ist von diesen Überlegungen nicht betroffen, denn der Umsatz ist im Vergleich zu den industriellen Nutzungen gering. Die Brennholznutzung wird durch die steigenden Preise indirekt eingeschränkt.

Im Gegensatz zur Situation in der Landwirtschaft nimmt der Bodenkohlenstoffgehalt der Wälder zu.²⁴

Der Virtuelle Fußabdruck land- und forstwirtschaftlicher Produktion

Die Gesamtbilanz der land- und forstwirtschaftlichen Produktion enthält neben dem Einsatz von fossilen Brennstoffen und den Emissionen im Produktionsprozess zusätzlich Aufwendungen aus fossilem und organischem Kohlenstoff im Produktionsprozess (siehe z. B.: Smil 2000; Martinez-Palou & Rohner-Thielen 2011).^{25,26} In Tabelle 2 wird der Versuch unternommen, die Kohlenstoff-Aufwendungen bis hin zu einem verkaufsfähigen Produkt so weit als möglich zu quantifizieren. Zu diesen Aufwendungen gehört der C-Verbrauch aus Futtermitteln bei der Fleischproduktion in Ställen, die bei Eddy-Kovarianz Messungen nicht erfasst wird. Weiterhin geht es um den Einsatz von Energie im Produktionsprozess, wobei angenommen wird, dass diese Energie aus fossilen Brennstoffen stammt (Atomenergie wurde nicht berücksichtigt).

Umstritten ist, ob der Pro-Kopf Verbrauch fossiler Brennstoffe durch die Arbeitskräfte einzurechnen ist. Bei einem Vergleich von Wirtschaftszweigen oder Ländern mit unterschiedlichem Grad der Mechanisierung

erscheint dies angebracht, um die Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Doch im Augenblick besteht kein Konsens darüber, wie der fossile Brennstoffverbrauch durch Arbeitskräfte einzubeziehen ist. Daher wurde in Tabelle 2 darauf verzichtet. Würde der pro-Kopf Verbrauch der Angestellten verrechnet, unabhängig, ob dieser Verbrauch privat oder produktionsbezogen (Arbeitsweg) ist, würden sich zusätzliche Kohlenstoffverluste im Umfang von ca. $20 \text{ g C m}^{-2} \text{ Jahr}^{-1}$ ergeben.

Nach Tabelle 2 ist die Ernte in der Landwirtschaft am höchsten und in der Forstwirtschaft am niedrigsten. Ein Teil der Ernte wird als or-

ganischer Dünger zurückgeführt, bzw. verbleibt als Zweige und Laubwerk im Wald. Unterirdische Ernterückstände (Wurzeln und Stoppeln) wurden nicht berücksichtigt. Angerechnet werden die operativen Kohlenstoff-Kosten für fossile Brennstoffe, um das Produkt anzubauen und zu ernten, und die kohlenstoffäquivalenten Emissionen, die in der Grünlandwirtschaft am höchsten und in der Forstwirtschaft am niedrigsten sind. Diese „Produktionskosten“ addieren sich zu 26 (Forst) bis zu 45 % (Grünland) der geernteten Biomasse.

Im virtuellen Fußabdruck sind weitere Aufwendungen zu berücksichtigen. Insbesondere



Abbildung 5: Die Kalkung von Wäldern erfolgt mit dem Hubschrauber, wobei ein Gemisch aus Kalzium- und Magnesiumcarbonat mit Phosphatzusätzen ausgebracht wird. Diese Maßnahme sollte ursprünglich den Verlust an Kationen durch die Ernte und die Auswaschung durch sauren Niederschlag kompensieren. Da die Sulfat-Deposition sich inzwischen auf einem vorindustriellen Niveau befindet, wird die Kalkung zu einer „Volldüngung“. Die Kalkung führt damit zu einer Steigerung des Wachstums der Bäume, sie hat aber erhebliche negative Seiteneffekte. Die Kohlenstoffvorräte im Boden werden stark abgebaut, es kommt zu erheblichen Nitrat-Auswaschungen und zu Emissionen von N_2O . Zusätzlich wird die Standortvielfalt und die assoziierte Biodiversität an Pflanzen und Tieren nivelliert. Diese Nebeneffekte einer versuchten Maximierung des Waldwachstums haben die Schweiz dazu bewogen, die Kalkung per Gesetz zu verbieten. Eine Reduktion der Stickstoffdeposition würde die Kalkung auch auf sauren Standorten erübrigen, und es wäre dies ein tatsächlicher Beitrag zum Klimaschutz (Foto: S. Klaus, Thüringer Wald am Ruppberg).

Tabelle 2: Virtueller Kohlenstoff-Fußabdruck land- und forstwirtschaftlicher Produktion (siehe Text). Quellenangaben: a: ^{5,6}, als „Dünger“ in Forstwirtschaft gilt der Abraum mit 20 % des Einschlags; b: ^{13,27}; c: ^{6,13}; d: Wikipedia, Meat production in Germany, Wirsenius (<http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1162/108819803766729195/pdf>). Effizienz der Fleischerzeugung 14 % für Milch und Rindfleisch, 15 % für Schweinefleisch, 20 % für Geflügel. e: ²⁸. Bei der Forstwirtschaft enthält die Zahl „-55“ unter „Fossile Brennstoffe für Verarbeitung“ die Importe. Die Zahl „-20“ enthält die Energieaufwendungen für die Inlandproduktion. Negative Zahlen kennzeichnen C-Verluste des Ökosystems.

	Agrarland EU-25 (gC m ⁻² Jh ⁻¹)	Grünland EU-25 (gC m ⁻² Jh ⁻¹)	Wald EU-25 (gC m ⁻² Jh ⁻¹)
Nettoprimärproduktion ^a	550	750	518
Ernte ^a	-257	-217	-63
Dünger, Erntereste ^a	26 bis 47	40	13
Verkaufte Produkte ^a	-221	-177	-50
Fossile Brennstoffe für Erzeugung ^b	-26 bis -32	-15	-2
CH ₄ & N ₂ O Emission der Böden ^c	-30 bis -33	-43	-1
GHG Emission der Stalltierhaltung ^d	-85	-85	0
Fossile Brennstoffe der Verarbeitung ^e	-20	-10	-55 bis -20
Heterotrophe Atmung der Bodenorganismen ^a	-319	-508	-368
Bilanz ohne fossile Brennstoffe für Arbeiter	-156	-88	60

die C-Verluste durch Atmung bei der Viehhaltung im Stall und der Bedarf an fossilen Brennstoffen in der Produktionskette. In der Landwirtschaft handelt es sich bei dem Energiebedarf um die gesamte Nahrungsmittelindustrie inklusive der Bioenergie. Die hohen Produktionskosten in der Holzindustrie ergeben sich vor allem aus der Zellstoffindustrie, die aber zu einem überwiegenden Teil auf Holzimporten beruht. Im Jahr 2007 waren für Deutschland die Rundholzimporte und die Papierholzimporte größer (131,6 Mio. m³) als die Inlandproduktion (76,7 Mio. m³). Um nur die Energie der Inlandproduktion zu berücksichtigen, müsste der Wert für Produktionsenergie in der Forstwirtschaft auf etwa 37 % sinken, und damit würde die Gesamtbilanz positiv werden (Netto-C-Abgabe, siehe Tabelle 2). Für eine entsprechende Anrechnung der Importe fehlen in der Landwirtschaft die Daten. Die Verluste im Bodenkohlenstoff bei der Agrarwirtschaft wurden nicht berücksichtigt.

In der Gesamtbilanz liegen die Gesamt-C-Verluste von der Ernte bis hin zur Erzeugung der Produkte zwischen 70 % (Forstwirtschaft Inland) und 97 % (Weidewirtschaft). Damit liegt die Gesamtbilanz unter Berücksichtigung aller Fehler und Ungenauigkeiten, die hier nicht diskutiert wurden,⁶ und unter Berücksichtigung, dass der fossile Brennstoffbedarf der Arbeitskräfte und der Mechanisierungs-

grad nicht berücksichtigt wurde, für Land- und Forstwirtschaft nahe Null, d.h. es gibt kaum Spielraum für weitere holzverarbeitende industrielle Aktivitäten, bzw. Energiegewinne für andere Wirtschaftszweige. Diese Analyse wird durch den WBGU⁴ bestätigt, der eine negative Treibhausgasbilanz für Biomethan, Bioethanol, Pflanzenöle und Biodiesel ausweist.

Schlussfolgerung

Die direkte Nutzung von Biomasse als Rohstoff für industrielle energetische Nutzung verbietet sich wegen der geringen Effizienz und der vielfältigen Nebenwirkungen. Sie sollte auf die Nutzung nach einer Produktkette (Verbrennung von z.B. Sägeabfälle, Lebensmittelreste oder Altpapier) beschränkt werden.

Die Nutzung von Biomasse ist auch nach Abzug der fossilen Prozessenergie noch nicht spurengasneutral und damit nicht klimaschonend. Ohne die Einbeziehung der Emissionen anderer Spurengase als CO₂ ist die Klimabilanz falsch.

Die Erzeugung von Biomasse ist in der Landwirtschaft nicht nachhaltig. Es kommt bei der derzeitigen Bewirtschaftungsintensität zum Abbau von altem Bodenkohlenstoff.

Rein rechnerisch ist die Produktionsfläche von Deutschland nicht ausreichend,¹¹ um signifikante Einsparungen in der Nutzung an fossilen Brennstoffen zu erreichen. Die derzeitigen Umwidmungen der Flächen in der Landwirtschaft

sind nur möglich durch Futtermittelimporte aus dem Ausland. Die Nutzung von Holz für Bioenergie hat zu einer starken Verzerrung im Preisgefüge von Holzprodukten und zu nicht-nachhaltigen Nutzungsformen (Vollbaumern- te) geführt, was wiederum technische Maßnahmen der Düngung erforderlich macht, um den Nährstoffhaushalt auszugleichen. Diese Maßnahmen haben wegen des Abbaus von Humus erhöhte Emissionen zur Folge.

Dabei sinkt die agrarische Produktionsfläche von Deutschland ständig durch die Ausweitung von urbanen Infrastrukturen.⁷

Aus all den zuvor genannten Gründen und trotz eines noch bestehenden Forschungsbedarfs hinsichtlich der Gesamtbilanzen postulieren wir, dass die Vorstellung, durch primäre

Nutzung von Biomasse oder pflanzlicher Öle für energetische Zwecke den drohenden Klimawandel nennenswert abzuschwächen, falsch ist. Dies gilt auch für die direkte Umwandlung von Biomasse in andere Trägergase, denn die sekundäre Verarbeitung ändert nichts an dem Grundproblem der begrenzten Produktionsfläche und der Emissionen auf der Erzeugerfläche. Selbst wenn Biomasse unter dem Gesichtspunkt der heimischen Wertschöpfung genutzt wird, obgleich die Auswirkungen auf den Klimawandel kaum geringer sind als bei fossiler Nutzung, ist diese Nutzung selten nachhaltig. Sie geht auf Kosten der Bodenfruchtbarkeit, der Waldgesundheit und der Naturräume in anderen Ländern, die dann Lebensmittel und andere organische Substanzen für Europa produzieren.

Literatur

- Hasel, K. & Schwartz, E. *Forstgeschichte : ein Grundriß für Studium und Praxis* (Kessel, Remagen, 2006).
- Küster, H. *Geschichte des Waldes : von der Urzeit bis zur Gegenwart* (Beck, München, 1998).
- Leopoldina, acatech & BBAW. *Konzept für ein integriertes Energieforschungsprogramm für Deutschland*. (Halle, 2009).
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen). *Welt im Wandel: Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung*. ISBN 978 3 936191 21 9, (Berlin 2009).
- Schulze, E.D. et al. Importance of methane and nitrous oxide for Europe's terrestrial greenhouse-gas balance. *Nature Geosci.* **2**, 842-850 (2009).
- Schulze, E.D. et al. The European carbon balance. Part 4: integration of carbon and other trace-gas fluxes. *Global Change Biol.* **16**, 1451-1469 (2010).
- Newbould, P.J. *Methods for estimating the primary production of forests*, (Blackwell, Oxford, 1967).
- IPCC. Forth Assessment Report (AR4)–Climate Change 2007: The Physical Science Basis. (eds Solomon, S. et al.) (Cambridge, 2007).
- Schulze, E.D. Plant life forms and their carbon, water and nutrient relations. in *Encyclopedia of plant physiology* Vol. 12B, 615-676 (Berlin 1982).
- Loreto, F., Delfine, S. & Di Marco, G. Estimation of photorespiratory carbon dioxide recycling during photosynthesis. *Aust. J. Plant Physiol.* **26**, 733-736 (1999).
- Körner, C. Biologische Kohlenstoffsinken: Umsatz und Kapital nicht verwechseln! *GALA* **18**, 288-293 (2009).
- Schulze, E.-D., Beck, E. & Müller-Hohenstein, K. (Hrsg.). *Plant ecology*, (Springer, Berlin, 2005).
- Ceschia, E. et al. Management effects on net ecosystem carbon and GHG budgets at European crop sites. *Agric. Ecosyst. & Environ.* **139**, 363-383 (2010).
- Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. Anbau nachwachsender Rohstoffe 2010. <http://idw-online.de/pages/de/news385699>. (Informationsdienst Wissenschaft e.V. (idw), Pressemitteilung vom 9. September 2010).
- Tollefson, J. Energy: Not your father's biofuels. *Nature* **451**, 880-883 (2008).
- Nepstad, D.C., Stickler, C.M. & Almeida, O.T. Globalization of the Amazon soy and beef industries: Opportunities for conservation. *Conservation Biology* **20**, 1595-1603 (2006).
- Don, A., Scholten, T. & Schulze, E.D. Conversion of cropland into grassland: Implications for soil organic-carbon stocks in two soils with different texture. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science-Zeitschrift für Pflanzenernährung Und Bodenkunde* **172**, 53-62 (2009).
- Seintsch, B. *Holzbilanzen 2006 bis 2009 für die Bundesrepublik Deutschland*. Arbeitsbericht des Instituts für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft 2010/3. (Hamburg, 2010).
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft. *Rohholzpreisbericht 06-08*. EALG Holzpreise 2006/2007/2008 im Freistaat Sachsen. <http://www.smul.sachsen.de/wald/505.htm>. (2009).
- Körner, C. Die biotische Komponente im Energiehaushalt: Lokale und globale Aspekte *Verh. Ges. Dt. Naturf. u. Ärzte* **119**, 97-123 (1997).
- Schulze, E.-D., Lange, O.L. & Oren, R. (Hrsg.). *Forest decline and air pollution: a study of spruce (Picea abies) on acid soils* (Springer, Berlin, 1989).
- Durka, W. & Schulze, E.D. Hydrochemie von Waldquellen des Fichtelgebirges—Ein Indikator für den Stoffhaushalt von Waldökosystemen; Einfluß von Waldschäden, Kalkung und Boden auf den Nitrat-Austrag. *UWSF-Z. Umweltchem. Ökotox.* **4**, 217-226 (1992).
- Durka, W., Schulze, E.D., Gebauer, G. & Voerkelius, S. Effects of forest decline on uptake and leaching of deposited nitrate determined from ¹⁵N and ¹⁸O measurements. *Nature* **372**, 765-767 (1994).
- Bolte, A., Nicole, W. & Karsten, D. Wälder, Klimaschutz und Klimaanpassung: Welche Massnahmen sind umsetzbar? *AFZ-DerWald*, 31-33 (2011).
- Smil, V. *Feeding the world : a challenge for the twenty-first century* 360 (MIT Press, Cambridge MA, 2000).
- Martinez-Palou, A. & Rohner-Thielen, E. (Hrsg.). *Food: from farm to fork statistics*. http://epp.eurostat.ec.europa.eu/cache/ITY_OFFPUB/KS-32-11-743/EN/KS-32-11-743-EN.PDF, (URL am 31.8.2011), (Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2011).
- Luyssaert, S., Abril, G., Andres, R., et al. The European CO₂, CO, CH₄, and N₂O balance between 2001 and 2005, *Biogeoscience Discuss.*, **9**, 2005-2053, 2012 www.biogeosciences-discuss.net/9/2005/2012/ doi:10.5194/bgd-9-2005-2012
- Statistisches Bundesamt. Report: *Umweltnutzung und Wirtschaft – Tabellen zu den umweltökonomischen Gesamtrechnungen*. Teil 2: Energie, Rohstoffe, Tabelle 3.2.2.1: Verwendung von Energie nach Produktionsbereichen (VGR-Konzept) (Wiesbaden, 2010).

Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion in Europa: Schlussfolgerungen für Bioenergiepotentiale

Helmut Haberl, Karl-Heinz Erb, Christian Lauk & Christoph Plutzer

Institut für Soziale Ökologie Wien (SEC), Alpen-Adria Universität Klagenfurt,
Wien, Graz; Schottenfeldgasse 29, 1070 Wien, Österreich

Die Nutzung der Erdoberfläche für unterschiedliche menschliche Zwecke – vor allem Infrastruktur, Land- und Forstwirtschaft – führt zu einer Vielzahl an teilweise weitreichenden Veränderungen in Ökosystemen. Unter anderem ändern sich die Artenzusammensetzung, der Boden, Bestände und Flüsse von Kohlenstoff, Stickstoff und anderen Elementen, der Wasserhaushalt und vieles mehr.

Angesichts dieser vielfältigen Effekte besteht die Notwendigkeit, die Intensität der Landnutzung durch Indikatoren abzubilden, die in der Lage sind, einzelne dieser Veränderungen räumlich verortet und im Zeitverlauf abzubilden und zu quantifizieren. Einer dieser Indikatoren ist die „menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion“ (abgekürzt HANPP für „human appropriation of net primary production“). HANPP ist ein Indikator für die Beeinflussung der Biomasseflüsse in Ökosystemen durch menschliche Nutzung.^{1,2,3} Auch wenn es wissenschaftlich wünschenswert wäre, NPP weiter zu fassen (siehe das Supplement von Schulze und Körner), bezieht sich das HANPP-Konzept auf Biomasseflüsse. Gründe dafür sind die bessere Messbarkeit, aber auch die unmittelbare Bedeutung von Biomasse für Menschen und Ökosysteme.

Definition von HANPP

HANPP bezeichnet die Differenz zwischen der NPP der potentiellen Vegetation, also der Vegetation, die an einem bestimmten Standort auf Grund von Standortfaktoren wie Boden und heutigem Klima in Abwesenheit menschlicher Nutzung zu erwarten wäre,⁴ und dem Anteil der NPP der gegenwärtig vorherrschenden

Vegetation, der nach der menschlichen Ernte im Ökosystem verbleibt.

Die folgenden Formulierungen der Definition von HANPP, die in diesem Aufsatz verwendet wird (siehe Abbildung 1), sind äquivalent:^{5,6}

$$\text{HANPP} = \text{NPP}_0 - \text{NPP}_t = \text{NPP}_h - \text{NPP}_{\text{act}}$$

Unterschiedliche Definitionen von HANPP führen zu stark abweichenden Ergebnissen. So beträgt die globale terrestrische HANPP nach dieser Definition etwa ein Viertel der NPP_0 (bzw. knapp 30 % bezogen auf die oberirdische NPP; vgl. Ref. 7). Berechnet man die globale HANPP hingegen auf Basis der umfassendsten Definition von Vitousek et al.² unter Verwendung der gleichen Datenbasis, so erhält man einen Wert von 37 %, d.h. fast exakt den gleichen Wert, den Vitousek et al.² bereits vor über 20 Jahren errechnet haben. Der wichtigste Unterschied besteht darin, dass Vitousek et al.² in dieser umfassenden Definition die gesamte NPP von stark anthropogen beeinflussten

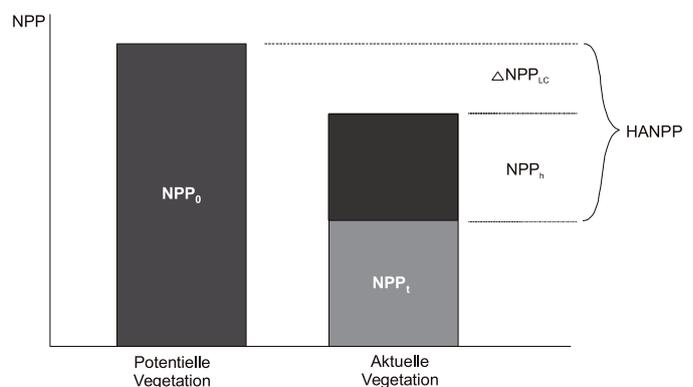


Abbildung 1: Definition der menschlichen Aneignung von Nettoprimärproduktion im vorliegenden Bericht. NPP_0 ... NPP der potentiellen Vegetation, NPP_{act} ... NPP der aktuellen Vegetation, NPP_t ... Verbleib von NPP im Ökosystem, NPP_h ... Ernte und zerstörte Vegetation, $\Delta\text{NPP}_{\text{LC}}$... Veränderung der NPP durch Landnutzung. Quelle: Ref. 7.

Ökosystemen als ‚angeeignet‘ betrachten, während die in Abbildung 1 dargestellte Definition lediglich die tatsächlich geernteten oder von Menschen zerstörten Pflanzenteile (z.B. Wurzeln von Bäumen, anthropogen verursachte Feuer) umfasst.

Methoden zur Berechnung von HANPP

Wie im Supplement 1 von Schulze und Körner im Detail ausgeführt, bestehen erhebliche Unsicherheiten bei der Ermittlung der NPP, sowohl auf Grund von definitorischen Unschärfen, als auch aus Gründen der Methodik und Datenlage, insbesondere wenn die NPP für größere Gebiete ermittelt werden soll. Im Bewusstsein entsprechender Unsicherheiten zielen die im Folgenden diskutierten Ergebnisse für Europa darauf ab, den menschlichen Einfluss auf die Biomasseflüsse möglichst genau zu erfassen. Die Methoden werden im Folgenden kurz zusammengefasst:

- Bestehende Datenquellen unterschiedlichen Typs (Statistik, Fernerkundung, Vegetationsmodellierung, Daten aus standortspezifischen, empirischen Studien zur NPP) werden bestmöglich verknüpft. Dabei werden vor allem die Veränderungen durch menschliche Eingriffe so genau wie möglich erfasst; Fehlerquellen durch inkonsistente Datenquellen (z.B. Verwendung unterschiedlicher Modelle für NPP_o und NPP_{act}) werden so weit wie möglich vermieden.
- Die Methoden zielen darauf ab, ein Gesamtbild zu erhalten, welches in möglichst viele Richtungen konsistent ist (z.B. entlang des Biomasseflusses vom Pflanzenwachstum bis zum Endkonsum der Biomasse sowie zwischen verschiedenen räumlichen Einheiten, d.h. von Pixels bis zur globalen Ebene). Die globale HANPP-Datenbasis, welche im Artikel von Haberl et al.⁷ dokumentiert ist (und unter <http://www.uni-klu.ac.at/socec/inhalt/1191.htm> heruntergeladen werden kann), beruht auf drei großen Klassen an Daten:

- Daten zur globalen Landnutzung. Hierfür wurde ein eigener Datensatz erstellt, welcher umfassenden Konsistenzbedingungen genügt.¹⁴ Die Ackerbau- und Forstwirtschaftsdaten sind auf nationaler Ebene mit FAO-Daten sowie mit den großen globalen Forst-Assessments (FRA, TBFRA) konsistent. Die fünf Landnutzungsklassen sind auf Ebene einzelner Rasterzellen (Auflösung: 5min, ca. 10x10 km am Äquator) flächentreu, d.h. die Summe der Fläche der fünf Klassen ergibt die Fläche des gesamten Pixels. Der Datensatz wurde umfangreich statistisch mit anderen Landnutzungs- und Landbedeckungsdatensätzen verglichen.
- Einer Datenbasis für globale sozioökonomische Biomasseflüsse (inklusive Futtermittelbilanzen der Nutztiere) auf nationalstaatlicher Ebene (ca. 140 Länder), welche thermodynamischen Bilanzgleichungen genügt.⁸ Diese Datenbank beruht auf FAO-Daten und Futtermittelbilanzierungen und verfolgt Biomasseflüsse von der Ernte bis zur Ebene von Rohprodukten.
- NPP-Daten aus dem Dynamischen Globalen Vegetationsmodell (DGVM) LPJ.⁹ Zusätzlich wurden zahlreiche weitere Datengrundlagen herangezogen, etwa Daten über Bewässerung,¹⁰ Bodendegradation,¹¹ und NPP-Daten aus dem IBP (z.B. Ref. 12,13 und die online verfügbaren ORNL Daten).

Die Berechnung der NPP_o sowie von Teilen der NPP_{act} (insbesondere Wälder, Wildnisgebiete und manche Grasländer) erfolgte mit Hilfe des LPJ-Modells. Am Ackerland wurden so genannte ‚harvest indices‘ (Erntefaktoren) verwendet, welche die NPP aus den in der Statistik verfügbaren Daten über kommerzielle Ernte extrapolieren. Die Berechnung der NPP_h erfolgte auf Basis von FAO-Daten sowie den oben erwähnten Zuschätzungen mit Hilfe von Bilanzierungsmethoden (siehe Ref. 8; für Details siehe Ref. 7, dabei insbesondere das *Supporting Online Material*).

Tabelle 1: Landnutzung in der EU-25 im Jahr 2000. Quelle: Ref. 14.

	Infrastruktur [%]	Ackerland [%]	Gras- und Weideland [%]	Forste [%]	Wildnisgebiete/unproduktiv [%]	Fläche insgesamt [1000 km ²]
Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark	9	37	41	12	1	111
Deutschland	11	34	24	30	0	357
Estland, Lettland, Litauen	3	34	20	42	0	171
Finnland	2	7	17	69	5	315
Frankreich	5	36	28	31	0	547
Griechenland, Malta, Zypern	4	29	40	27	1	139
Großbritannien und Irland	10	22	56	10	2	318
Italien	10	37	19	33	0	298
Österreich, Tschechien, Slowenien, Slowakei, Ungarn	6	35	23	36	0	323
Polen	6	46	19	29	0	310
Schweden	2	6	18	69	5	431
Spanien und Portugal	4	35	30	30	0	598
Summe	6	29	27	36	1	3920

Landnutzung in Europa

Die Landnutzung in Europa wird in Abbildung 2 und Tabelle 1 beschrieben. Wie Tabelle 1 zeigt, entfallen im Schnitt der EU-25 auf Ackerland, Gras- und Weideland und Forste jeweils etwa ein Drittel der Fläche. Wildnisgebiete spielen keine wichtige Rolle, wohingegen die Fläche von Siedlungs-, Verkehrs- und Industrieflächen („Infrastruktur“) mit 6 % bereits eine substantielle Größe erreicht haben.

In den einzelnen Regionen – aus Gründen der Übersichtlichkeit wurden in Tabelle 1 einige Länder zu Gruppen zusammengefasst – zeigen sich erhebliche Unterschiede. So ist der Anteil von Ackerland in Schweden und Finnland sehr klein, während dort der Waldanteil weit über dem europäischen Durchschnitt liegt. Abbildung 2 zeigt diese Unterschiede in größerem räumlichem Detail.

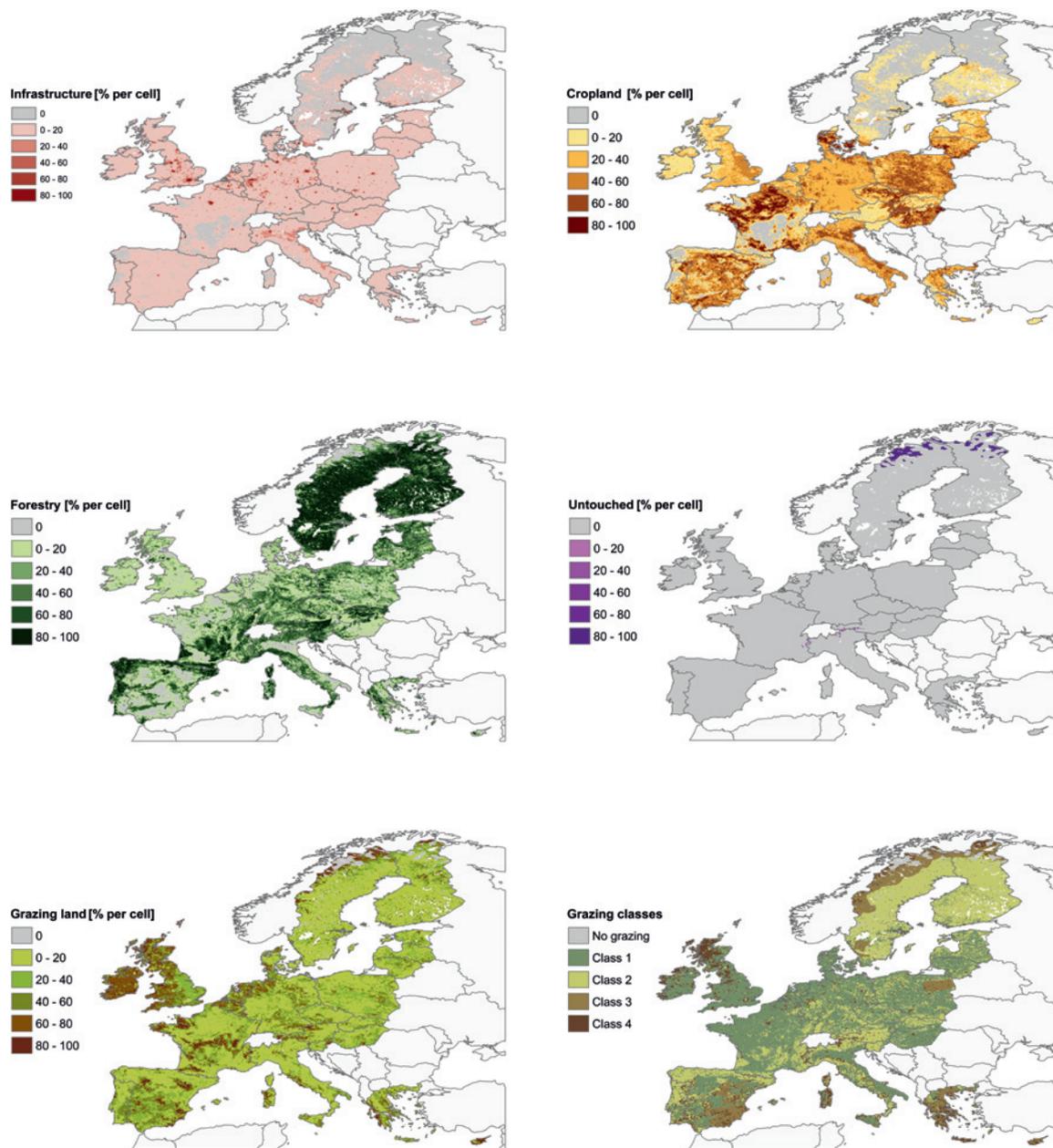


Abbildung 2: Landnutzung in Europa im Jahr 2000. Die Summe aus Infrastruktur, Ackerland, Forsten, Wildnisgebieten (inkl. unproduktive Gebiete) und Gras- und Weideländern ergibt für jede Rasterzelle 100 %. ‚Grazing classes‘ beschreiben die Qualität des Graslandes – Klasse 1 ist das produktivste, Klasse 4 das am wenigsten produktive Grasland. Quelle: verändert nach Ref. 14

HANPP in Europa

Die Aneignung von Nettoprimärproduktion in Europa ist in der Tabelle 2 und Abbildung 3 dargestellt. Da der Teil der NPP, welcher von der Vegetation in unterirdische Pflanzenorgane investiert wird, kaum menschlich nutzbar ist, berichten wir in Tabelle 2 nur den oberirdischen Anteil der HANPP in der EU-25

(aHANPP für ‚aboveground HANPP‘). Wie Tabelle 2 zeigt (siehe auch Abbildung 3), wird in der EU-25 die oberirdische NPP durch Landwirtschaft sogar gesteigert, etwa durch intensive Düngung und Bewässerung. Dies drückt sich in einem negativen Wert der $\Delta aNPP_{LC}$ aus.

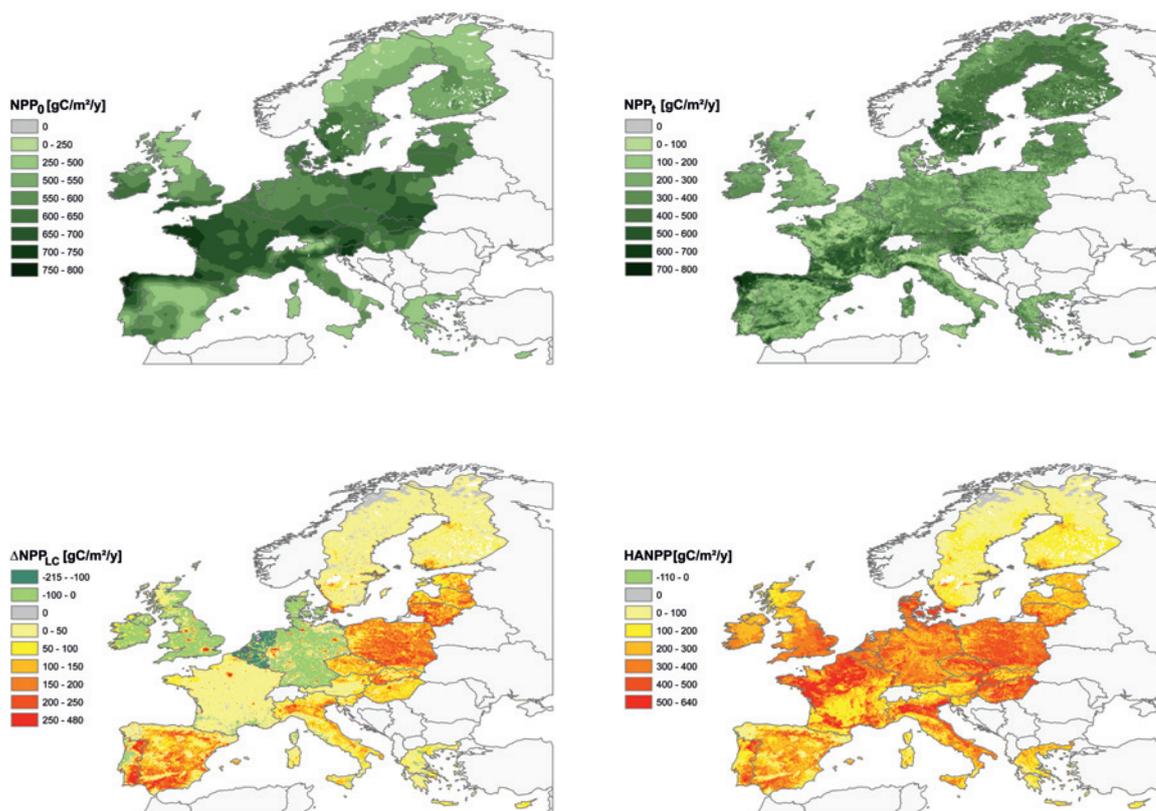


Abbildung 3: Menschliche Aneignung von Nettoprimärproduktion und einige ihrer Komponenten in der EU-25 im Jahr 2000. Links oben die NPP der potenziellen natürlichen Vegetation laut LPJ-Berechnung, rechts oben der Verbleib von NPP im Ökosystem nach der Ernte. Unten links die Veränderung der Produktivität durch Landnutzung (ΔNPP_{LC}); rot: Verminderung, grün/blau Erhöhung der NPP), unten rechts die HANPP. Quelle: verändert nach Ref. 7

Tabelle 2: Menschliche Aneignung von oberirdischer Nettoprimärproduktion in der EU-25 im Jahr 2000. Quelle: Ref. 7.

	aNPP _o	Δ aNPP _{LC}	aNPP _{act}	aNPP _h	aNPP _t	aHANPP	
	[Mio. t C/a]						[%]
Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark	40	-16	56	44	12	28	69
Österreich, Tschechien, Slowenien, Slowakei, Ungarn	121	1	119	67	52	68	57
Estland, Lettland, Litauen	60	11	49	16	33	27	45
Finnland	94	6	89	21	67	27	28
Frankreich	211	-27	237	145	93	118	56
Deutschland	130	-27	158	104	54	76	59
Griechenland, Malta, Zypern	32	-2	35	16	19	13	41
Großbritannien und Irland	103	-19	122	88	34	68	67
Italien	94	-2	96	54	42	52	55
Polen	117	15	102	55	47	70	60
Spanien und Portugal	168	13	156	61	94	74	44
Schweden	127	5	122	27	95	32	25
Summe	1.296	-45	1.341	697	644	653	50

Wie Tabelle 2 zeigt, beträgt die Aneignung oberirdischer NPP in der EU-25 etwa 50% der aNPP_o, wobei die Bandbreite von 25% in Schweden bis zu 69% in der Ländergruppe Belgien, Luxemburg, Niederlande und Dänemark reicht. Insgesamt wird derzeit auf dem Territorium der EU-25 Biomasse mit einem Kohlenstoffgehalt von knapp 700 Mio. t C/a geerntet, während etwas weniger als 650 Mio. t C/a an oberirdischer Biomasseproduktion im Ökosystem verbleiben. Das entspricht unter der Annahme von 50 % Kohlenstoffgehalt an der Trockensubstanz und einem durchschnittlichen Brennwert von 18.5 MJ/kg Trockensubstanz etwa einer Energiemenge von 24 EJ/a, die derzeit in den europäischen Ökosystemen verbleibt.

Unsicherheiten auf Grund von Flächen- und Erntedaten: Fallbeispiel Deutschland

Deutschland liegt in der global-HANPP-Studie⁷ mit einer oberirdischen HANPP von 59 % deutlich über dem europäischen Durchschnitt von 50 % (siehe Tabelle 2). Lediglich die Ländergruppen Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark sowie Polen weisen höhere Werte auf. Bei einer differenzierten Betrachtung fällt auf, dass in Deutschland die aNPP_{act} höher ist als die aNPP_o, d.h. die Δ aNPP_{LC} ist negativ. Das

bedeutet, dass die oberirdische Produktivität der Vegetation in Deutschland auf Grund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung trotz eines erheblichen Flächenanteils von Infrastrukturflächen im Durchschnitt über dem natürlichen Niveau liegt. Dies deutet auf eine weit fortgeschrittene Intensivierung der Landnutzung hin, bei der unter anderem durch synthetische Düngemittel und andere landwirtschaftliche Inputs die Biomasseproduktion der Agrarökosysteme über jene der potentiellen natürlichen Vegetation angehoben wird.

Grundlage dieser Werte bilden, wie oben erläutert, verschiedene globale Datenquellen. Für eine Betrachtung auf globaler Ebene sind gewisse regionale Unschärfen unvermeidlich, bei einer auf ein bestimmtes Land fokussierten Betrachtung stellt sich jedoch die Frage nach der Zuverlässigkeit der Datenquellen. Deshalb werden im Folgenden wesentliche Daten, auf denen die global-HANPP-Studie beruht, für den Fall Deutschland anhand weiterer, hauptsächlich auf nationaler Ebene veröffentlichter Datenquellen überprüft.

Die für die räumliche Verteilung der HANPP relevanten Daten über die landwirtschaftlich genutzten Flächen werden in Deutschland unabhängig voneinander durch Bodennutzungshaupterhebung und Flächenerhebung berichtet.¹⁵ Zusammenfassend werden die der

global-HANPP-Studie zugrunde liegenden Flächendaten für Wiesen und Weiden („grazing land“), Acker und Wald in Abbildung 4 dargestellt. Laut Erhard et al.¹⁵ unterschätzt die Bodennutzungshaupterhebung leicht die insgesamt landwirtschaftlich genutzte Fläche, da die Flächen von Betrieben mit weniger als zwei Hektar (ha) darin nicht berücksichtigt werden. Dafür gilt ihre Zuverlässigkeit hinsichtlich des Verhältnisses zwischen Acker- und Grünlandfläche als größer als jene der Flächenerhebung. Die in der global-HANPP-Studie verwendeten Daten für die Fläche des Ackerlandes (welche im Wesentlichen auf der FAO-Datenbank beruhen) sind nahezu identisch mit der für denselben Zeitraum in der Bodennutzungshaupterhebung berichteten Ackerfläche. Daraus lässt sich der Schluss ziehen, dass die Ackerfläche auf Grund der erwähnten Untererfassung der Bodennutzungshaupterhebung (die offenbar von der FAO als Datengrundlage herangezogen wird) unwesentlich höher liegen könnte als in der HANPP-Berechnung angenommen. Eine hohe Übereinstimmung zeigt sich auch bei den Daten über die Waldflächen.

Die in der global-HANPP-Studie als „grazing land“ ausgewiesenen Wiesen und Weiden nehmen hingegen eine deutlich größere Fläche ein als die in der Bodennutzungshaupterhebung berichteten Grünlandflächen (Abbildung 4). Ein kleinerer Teil der Differenz kann vermutlich durch die Erfassungs-Untergrenze (2 ha) der Bodennutzungshaupterhebung erklärt werden, die zu einer tendenziellen Unterschätzung der Grünlandflächen führt. Der wesentlich größere Teil dürfte allerdings auf die unterschiedliche Abgrenzung dieser Landnutzungskategorie zurückzuführen sein. In der global-HANPP-Studie ergibt sich die Fläche der Kategorie „grazing land“ als die gesamte nach Ermittlung des Flächenanteils aller anderen Landnutzungskategorien verbleibende Fläche. Sie umfasst damit auch marginale, zum Beispiel in Gebirgsregionen zu findende Weideflächen, die unter Umständen sehr extensiv oder fast gar nicht für Tierhaltung genutzt werden können. Im Unterschied dazu bezieht sich die Grünlandfläche der deutschen Statistik nur auf die durch die durch Betriebe gemeldeten Flächen.

Wesentliche Grundlage für die Berechnung der NPP_h in der global-HANPP-Studie bildet außerdem die jährlich direkt durch den Menschen und indirekt durch Beweidung geerntete und so den natürlichen Ökosystemen entzogene Biomasse. Die Berechnung in der global-HANPP-Studie beruht diesbezüglich hauptsächlich auf von der FAO berichteten

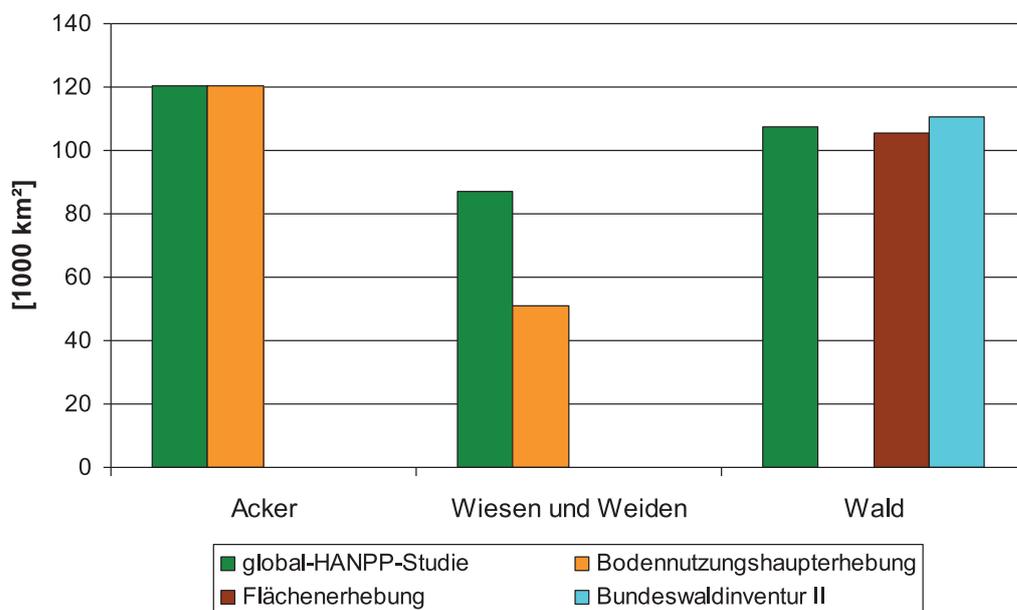


Abbildung 4: Vergleich der in der global-HANPP-Studie verwendeten Flächendaten für Deutschland mit entsprechenden Angaben aus Bodennutzungshaupterhebung (für Acker sowie Wiesen und Weiden) und Flächenerhebung bzw. Bundeswaldinventur II (für Waldflächen). Quellen: Ref. 16,17.

Erntedaten sowie im Fall der durch die Beweidung entnommenen Biomasse auf Futtermittelbilanzen der FAO sowie eigenen Berechnungen der Futtermittelbilanz der Nutztiere.⁸ Diese Futtermittelbilanzen ermöglichen es, die jährlichen Flüsse der durch Beweidung entnommenen Biomasse abzuschätzen, welche in den Erntestatistiken nicht berichtet oder unterschätzt werden.

Abbildung 5 vergleicht die der global-HANPP-Studie zugrunde liegenden Angaben der FAO über Erntedaten für Holz sowie Ackerfrüchte und Raufutter mit den entsprechenden Daten aus dem Ernte- und Betriebsbericht des deutschen Bundesamts für Statistik. Die Vergleichsdaten für die Holzentnahme in Abbildung 5a zeigen, dass die FAO-Daten für den Holzeinschlag, die auf der deutschen Holzeinschlagsstatistik beruhen, den tatsächlichen Holzeinschlag deutlich unterschätzen. Verschiedene Vergleichsdaten legen nahe, dass diese Unterschätzung bei 23 % bis 46 % liegen könnte. Diese Vergleichsdaten beruhen einerseits auf der Abschätzung des Holzeinschlags auf Basis der Holzverwendung für verschiedene Zwecke in Kombination mit Außenhandelsbilanzen (Ref. 18,19, modifiziert nach Ref. 20), sowie andererseits einem Vergleich mit der Holznutzung aus der Bundeswaldinventur, die für die alten Bundesländer für den Zeitraum 1987 bis 2002 einen Holzeinschlag ermittelt,

der um 46 % höher liegt als der für den selben Zeitraum durch die Holzeinschlagsstatistik ermittelte entsprechende Wert.²⁰

Für die Ernte von Ackerfrüchten zeigt sich eine hohe Übereinstimmung zwischen für die global-HANPP-Studie verwendeten FAO-Daten und entsprechenden Daten aus der deutschen Ernte- und Betriebsstatistik. Deutliche Unterschiede zeigen sich hingegen beim Raufutter, wie Abbildung 5b zeigt. Begründet ist dieser Unterschied dadurch, dass die im Ernte- und Betriebsbericht berichtete Ernte von Raufutter nicht die Biomasse enthält, die durch Beweidung von ausschließlich zur Weide genutztem Grünland geerntet wird, sowie allgemein einer potentiellen Unterschätzung der durch Weide entnommenen Biomasse. Die HANPP-Berechnung versucht, diese Unterschätzung zu vermeiden, indem die durch Wiederkäuer genutzte Biomasse über Futtermittelbilanzen abgeschätzt wird und kommt so zu höher liegenden Werten.

Insgesamt zeigt somit eine Analyse der Datengrundlagen, dass die global-HANPP-Studie für das Fallbeispiel Deutschland recht zuverlässige Aussagen trifft. Vermutlich dürfte der in dieser Studie für Deutschland errechnete HANPP-Wert eher zu niedrig als zu hoch einzuschätzen sein. Eine Unterschätzung betrifft dabei die durch die Holzentnahme geerntete NPP, für die die deutsche

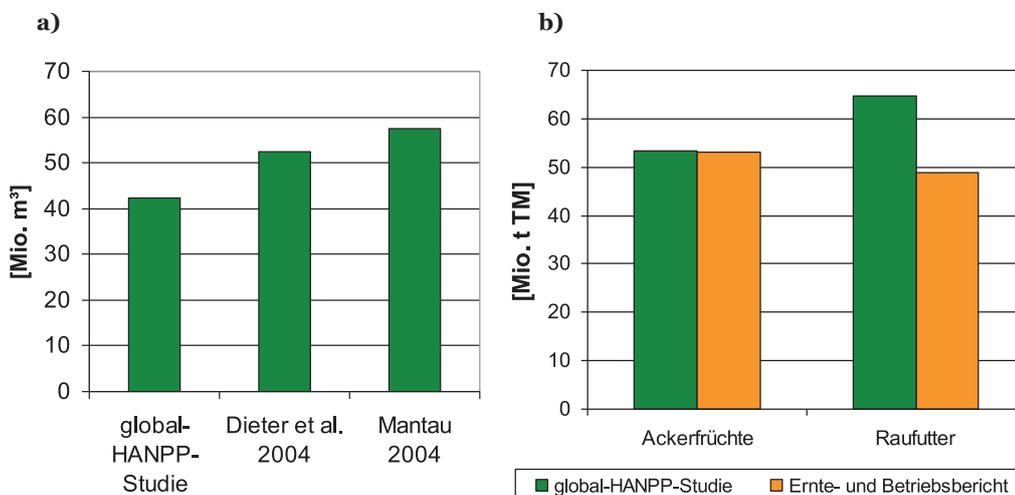


Abbildung 5: Vergleich der in der global-HANPP-Studie verwendeten Daten zur Biomasseernte mit alternativen Datenquellen. (a) Daten zur Holzente, (b) Daten zu Ackerbauprodukten und Raufutter. TM, Trockenmasse. Quellen: siehe Text.

Holzeinschlagsstatistik und damit die darauf beruhenden FAO-Statistik zu niedrige Werte verzeichnet²⁰. Berücksichtigt man dies, dürfte die oberirdische HANPP von Deutschland um 2-5 % über dem in Tabelle 2 angegebenen Wert liegen, wobei dies im Wesentlichen die Waldgebiete betreffen würde (siehe Abbildung 2).

Unsicherheiten bezüglich der NPP-Daten

Eine weitere Unsicherheit bezüglich der zitierten Ergebnisse zur HANPP in Europa ergibt sich aus den verwendeten Daten zur NPP. Wie bereits einleitend erwähnt, bestehen nicht nur definitorische Unschärfen hinsichtlich des Begriffs der NPP, sondern auch Unsicherheiten auf Grund von Methoden und Datengrundlagen. Für größere Räume kann NPP nicht gemessen, sondern nur mit Hilfe von Modellen berechnet werden. Diese Modelle sind zwar an Hand gemessener Daten kalibriert, ihre Ergebnisse sind dennoch aus vielen Gründen unsicher und können nur als Annäherung betrachtet werden. Um die Größenordnung der Unsicherheiten abschätzen zu können, vergleichen wir hier zwei Berechnungen der potentiellen NPP (NPP_0) auf dem Territorium der EU-25:

- Der im Folgenden als „SEDAC-Daten“ bezeichnete Datensatz wurde mit dem Carnegie Ames Stanford Approach (CASA) erstellt.^{21,22}
- Der Datensatz der global-HANPP-Studie („gHANPP“) wurde mit dem LPJ-Modell berechnet.⁷

Wie Tabelle 3 zeigt, liegt die NPP_0 laut SEDAC-Datensatz für das Territorium der gesamten EU-25 um etwa 11 % unter dem LPJ-Ergebnis, wobei die Abweichungen in einzelnen Ländern teilweise deutlich größer sind. Interessanter Weise liegen die LPJ-Ergebnisse für Zentral-, Ost- und Nordeuropäische Länder zum Teil erheblich über den SEDAC-Daten, wohingegen sie für West- und Südeuropa tendenziell eher niedriger liegen.

Im Zuge einer Berechnung der HANPP werden Vegetationsmodelle nicht nur zur Berechnung der NPP_0 herangezogen, sondern auch für die Berechnung von Teilen der NPP_{act} (z.B. Wälder, Wildnisgebiete). Andere Teile der NPP_{act} werden aus der Ernte mit Hilfe von Erntefaktoren hochgerechnet, diese sind daher von dieser Art der Modellunsicherheit nicht betroffen. Sollte LPJ die NPP_0 zu hoch eingeschätzt haben, so würde nicht nur die NPP_0

Tabelle 3: Vergleich zweier Datensätze zur potentiellen NPP (NPP_0) auf dem Territorium der EU-25. Datenquellen: siehe Text.

	Fläche	NPP_0 SEDAC	NPP_0 gHANPP	SEDAC/gHANPP
	[1000 km ²]	[gC/m ² /a]	[gC/m ² /a]	[%]
Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark	111	577	612	94
Österreich, Tschechien, Slowenien, Slowakei, Ungarn	323	579	636	91
Estland, Lettland, Litauen	171	455	599	76
Finnland	315	305	513	59
Frankreich	547	713	655	109
Deutschland	357	577	619	93
Griechenland, Malta, Zypern	139	511	448	114
Großbritannien und Irland	318	544	554	98
Italien	298	621	555	112
Polen	310	474	639	74
Spanien und Portugal	598	460	543	85
Schweden	431	345	514	67
Summe	3.920	516	578	89

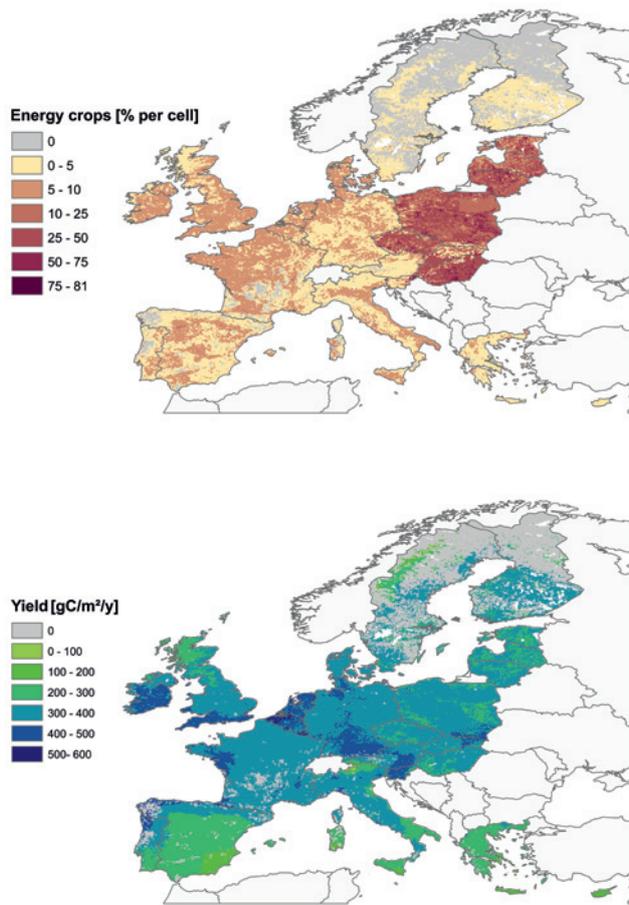


Abbildung 6: Flächenpotentiale (links) und Energieerträge (rechts) für Bioenergieplantagen in den EU-25 Ländern im Jahr 2050 in einem TREND-Szenario. Quelle: verändert nach Ref. 23

sinken, sondern auch die NPP_{act} , letztere aber weniger stark, weil es am z.B. am Ackerland zu keiner Reduktion der NPP_{act} -Schätzung käme.

Die NPP_h wird hingegen aus Produktions- und Verbrauchsdaten ermittelt, welche auf grundlegend anderen Quellen beruhen, etwa Daten der Landwirtschaftsstatistik, Forstinventuren usw. Sinkt die Schätzung für die NPP_o , so erhöht sich *ceteris paribus* bei gleichbleibender NPP_h (die von der Modellunsicherheit der Vegetationsmodelle praktisch nicht betroffen ist) die HANPP. Der in der globalen HANPP-Studie verwendete Modellansatz (LPJ) führt daher tendenziell zu einer Unterschätzung der HANPP und einer Überschätzung der NPP_v , also des Verbleibs von Biomasse in den Ökosystemen. Würde man also die SEDAC-Daten hinsichtlich der NPP_o für realistischer halten als jene der global-HANPP-Studie, so wäre etwa in Deutschland die HANPP

etwas höher als derzeit angenommen, während sie etwa in Frankreich und Italien etwas niedriger sein könnte als laut global-HANPP-Studie.

Bioenergiepotentiale in Europa

Basierend auf den weiter oben beschriebenen Landnutzungs-, HANPP- und Biomassedaten wurde ein globales Biomasse-Bilanzmodell entwickelt, mit Hilfe dessen Szenarien für Ernährung, Ackerbau, Viehzucht und Bioenergiepotentiale im Jahr 2050 erstellt wurden.^{23,24} (http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116_WEB.pdf). Diese Studie untersucht eine große Bandbreite an Szenarien unter verschiedenen Annahmen zur zukünftigen Ernährung, zu den Ertragssteigerungen durch agrarische Intensivierung, zu den Veränderungen in der Nutztierhaltung usw. Wir berichten hier ausschließlich über das TREND-Szenario, welches die gegenwärtig beobachteten Tendenzen in die Zukunft fortschreibt, wobei sich die Annahmen stark an jenen der FAO orientieren.^{25,26} Andere Szenarien liefern auf Grund anderer Annahmen über Ernährung, Erträge, Nutztierhaltung usw. erheblich andere Ergebnisse.

Hinsichtlich der Energieflächenpotentiale wurde in dieser Studie angenommen, dass Energiepflanzen auf jenen Teilen des Ackerlandes sowie des Grünlandes angebaut werden könnten, welche unter den getroffenen Annahmen über Nachfrage nach Nahrungsmitteln sowie Erträgen und Futtermittel-Effizienzen in der Nutztierhaltung ohne Rodung von Wäldern verfügbar gemacht werden können, indem die Grünlandflächen intensiver bewirtschaftet würden als heute. Die Studie beruht auf einem „*food first*“ Ansatz, d.h. es wird angenommen, dass Flächen für Bioenergie nur dann verfügbar sind, wenn die Ernährung gesichert ist (für Details siehe http://www.uni-klu.ac.at/socec/downloads/WP116_WEB.pdf).

Die Studie zeigt, dass unter der Annahme der geschilderten Agrar-Intensivierung, insbesondere im Hinblick auf die Grünländer, substanzielle Bioenergiepotentiale auf dem Territorium der EU-25 lukriert werden könnten. Erhebliche Potentiale bestehen vor allem in den osteuropäischen Ländern, weil dort die Nutztierdichten der Raufutterverzehrer

sehr niedrig sind, woraus sich beträchtliche Flächenpotentiale ergeben. Zu beachten ist, dass das Potential bei größerem Bevölkerungswachstum, einer Verstärkung des Trends zur Ernährung mit tierischen Produkten, geringerem Wachstum der Erträge im Ackerbau oder geringeren Futtermitteleffizienzen in der Tierhaltung sinken würde. Das hier genannte Energiepotential von 3,7 EJ/a enthält ausschließlich eigens angebaute Energiepflanzen. Zusätzlich könnte durch Nutzung von biogenen Reststoffen aus der Land- und Forstwirtschaft Bioenergie erzeugt werden.

Tabelle 5 vergleicht die Annahmen über Flächenpotentiale in der EU-25 für Energiepflanzenplantagen in verschiedenen Studien der letzten Jahre. Diese potentiell verfügbaren Flächen liegen im Bereich von 193.000-627.000 km², das entspricht 5-16 % der gesamten landwirtschaftlich genutzten Fläche der EU-25. Wenn in einer Studie mehrere Szenarien entwickelt wurden, wurde das Szenario angegeben, das in seinen Annahmen am ehesten mit dem oben beschriebenen Szenario von Erb et al.²³ vergleichbar ist.

Die Unterschiede der Flächenpotentiale ergeben sich insbesondere durch (1) die angenommene Entwicklung der europäischen Außenhandelsbilanz für Nahrungsmittel, (2) die Entwicklung der Flächenenerträge bei Nahrungsmitteln und (3) die Entscheidung, inwieweit durch die Intensivierung von Wiesen und Weiden frei werdende Flächen für den Anbau von Energiepflanzen genutzt werden.

Insbesondere Thrän et al.²⁷ und die EEA²⁹ gehen dabei von einer Abnahme bestehender Exportüberschüsse vor allem bei Tierprodukten und dadurch frei werdenden Flächen aus, während die Potentiale von Fischer et al.^{30, 31} sowie Erb et al.²³ eine im Vergleich zum Ausgangsjahr gleich bleibende Außenhandelsbilanz für Nahrungsmittel annehmen. Die Möglichkeit zur Steigerung der Flächenenerträge bei als Nahrungsmitteln genutzten Pflanzen, durch die ebenfalls potentiell Flächen zum Anbau von Energiepflanzen frei werden, wird von neueren Studien (z.B. Ref. 30,31) aufgrund der Erfahrung der vergangenen zwei Jahrzehnte vorsichtiger eingeschätzt. Umgekehrt nehmen allerdings Fischer et al.^{30, 31} und Erb et al.²³ im

Gegensatz zu den übrigen Studien an, dass durch die Intensivierung der Bewirtschaftung von Weiden und Wiesen zusätzliche Flächen für den Anbau von Lignozellulose-Energiepflanzen (z.B. Chinaschilf) frei werden. Die vergleichsweise niedrigen Werte der Studie der EEA²⁹ sind schließlich vor allem durch die darin enthaltene Annahme einer starken Ausweitung von umweltfreundlichen Bewirtschaftungsmethoden mit entsprechend geringeren Flächenenerträgen zu erklären.

Die auf Basis dieser Flächen ermittelten Bioenergiepotentiale für die EU-25 liegen mit 7,2 EJ/a²⁷, 8,9 EJ/a²⁸, 6 EJ/a²⁹ und bis zu etwa 10 EJ/a³² oberhalb des von Erb et al.²³ ermittelten Potentials von 3,7 EJ/a. In einem ähnlichen Bereich wie Erb et al.²³ liegen hingegen Berechnungen des deutschen Sachverständigenrates für Globale Umweltveränderungen, welche allerdings nur eingeschränkt vergleichbar sind, weil hier Länder wie Bulgarien, Rumänien und Norwegen enthalten sind, welche nicht zur EU-25 gehören. Für das Jahr 2050 beträgt das europäische Bioenergiepotential demnach 4,9-5,4 EJ/a³³. Die Angaben über das Energiepotential in der Studie von Fischer et al.^{30, 31} beziehen sich auf die EU-27 plus Norwegen. Reduziert man dieses Energiepotential um 25 % (ein Viertel der Flächenpotentiale liegen außerhalb der EU-25), so ergibt sich ein Wert von 2,6-4,1 EJ/a, der den Ergebnissen der Studie von Erb et al.²³ sehr ähnlich ist. Einige Studien nehmen deutlich höhere Erträge der Energieplantagen pro Flächeneinheit an als die Studie von Erb et al.²³ Ob diese häufig auf Basis von Versuchsfelddaten angenommenen Erträge auf großen Flächen tatsächlich realisiert und langfristig aufrecht erhalten werden können, ist allerdings nach neueren Untersuchungen fraglich.^{24, 34, 35} Zudem ist bei diesem Vergleich zu berücksichtigen, dass sich nur die Angaben von Thrän et al.²⁷ auf die tatsächlich genutzte Energiemenge (z.B. Biogas) beziehen, während die übrigen Studien den gesamten Energiegehalt der geernteten Biomasse angeben, die zu Primärenergieträgern umgewandelt wird, d.h. Verluste sind hier meist noch nicht in Abzug gebracht.

Die vollen ökologischen Konsequenzen einer Umwandlung von 5-16 % der europäischen

Tabelle 4: Energie- und Flächenpotentiale für Bioenergieplantagen in der EU-25 im Jahr 2050 in einem TREND-Szenario. Quelle: Ref. 23.

	Energiepflanzenfläche	Produktivität	Energiepotential
	[1000 km ²]	[gC/m ² /a]	[PJ/a]
Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark	6	393	95
Österreich, Tschechien, Slowenien, Slowakei, Ungarn	66	327	799
Estland, Lettland, Litauen	42	305	478
Finnland	2	298	21
Frankreich	26	372	364
Deutschland	16	394	233
Griechenland, Malta, Zypern	4	238	32
Großbritannien und Irland	17	384	247
Italien	12	311	137
Polen	87	324	1 042
Spanien und Portugal	23	263	221
Schweden	3	298	30
Summe	305	319	3 698

Tabelle 5: Vergleich der Flächenpotentiale für Bioenergieplantagen in der EU-25 in verschiedenen Studien.

	Ref. 27 ¹	Ref. 28 ²	Ref. 29 ³	Ref. 30,31 ⁴	Ref. 23
	[1000 km ²]				
Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark	12	13	0	5	7
Deutschland	73	0	30	32	16
Estland, Lettland, Litauen	43	50	14	31	42
Finnland	4	10	2	5	2
Frankreich	112	131	20	51	26
Griechenland, Malta, Zypern	0	0	3	12	4
Großbritannien und Irland	23	50	16	16	17
Italien	0	15	22	16	12
Österreich, Tschechien, Slowenien, Slowakei, Ungarn	67	76	14	63	66
Polen	51	91	45	85	87
Schweden	5	11	2	3	3
Spanien und Portugal	187	181	26	18	23
Summe	576	627	193	337	305

1. 'Current Policy Scenario', Zeithorizont 2020. Dieses Szenario bildet vermutete Entwicklungen aufgrund der bestehenden EU-Landwirtschaftspolitik ab, insbesondere eine Reduzierung der Außenhandelsüberschüsse bei Milch und Fleisch. Flächenerträge für Getreide steigen um durchschnittlich 1,4 % im Zeitraum 2000 bis 2010 und durchschnittlich 1,5 % im Zeitraum 2010 bis 2020. Durch beide Entwicklungen werden zusätzliche Flächen für den Anbau von Energiepflanzen frei. Anbau von Energiepflanzen nur auf Ackerland.
2. 'Scenario 3a', Zeithorizont >40 Jahre (~2050). Errechnet die für den Anbau von Energiepflanzen verfügbare Flächen auf Basis der Annahme, dass in jedem Land pro Kopf 0,24 ha für den Anbau von Nahrungsmitteln benötigt werden. Anbau auf Acker- und Grünland möglich.
3. Die EEA ermittelt nur ein Szenario, Zeithorizont 2030. Dieses Szenario bildet vermutete Entwicklungen aufgrund der bestehenden EU-Landwirtschaftspolitik ab. Zusätzlich werden 30 % der Flächen durch umweltfreundliche Anbaumethoden bewirtschaftet und 3 % der intensiv genutzten Agrarflächen für Naturschutzzwecke aus der Produktion genommen. Steigerung der Flächenerträge bei Feldfrüchten etwa 1 % pro Jahr.
4. 'LU-Ene Scenario', Zeithorizont 2030. Selbstversorgungsgrad des Zeitraums 2000-02 wird aufrechterhalten. Die Flächenerträge bei Feldfrüchten steigen in den EU-15 insgesamt um 6-15 % bis 2030, einer jährlichen Steigerung um etwa 0,5 % entsprechend. Für die übrigen EU-Länder wird angenommen, dass die bestehende Flächenertragslücke zu den EU-15 bis 2030 von etwa 50 % auf 20% im Jahr 2030 zurückgeht.

Agrarflächen in Energiepflanzenplantagen sind beim derzeitigen Forschungsstand schwer abzuschätzen. Auch wenn Plantagen mehrjähriger Gräser, Kurzumtriebswälder und andere Lignozellulose-Energiepflanzen vermutlich ökologisch weniger belastend sein dürften als die meisten Nahrungspflanzen (Getreide, Mais etc.), sind alleine aufgrund des erheblichen Flächenbedarfs substantielle Effekte zu erwarten. Auch die Frage, wie die Treibhausgasbilanz eines derartig massiven Ausbaus der Bioenergieproduktion aussehen würde, ist noch zu klären.^{36,37}

Energiepotentiale von 3-9 EJ/a sind zudem erheblich weniger eindrucksvoll, wenn man sie mit dem derzeitigen technischen Primärenergieeinsatz (d.h. ohne Ernährung von Menschen und Nutztieren) der EU-25 von etwa 70 EJ/a vergleicht³⁸ – mehr als 4-13 % des gegenwärtigen Primärenergieeinsatzes der EU-25 können durch Energiepflanzenplantagen auf dem Territorium der EU-25 wohl kaum bereitgestellt werden.

Außenhandel mit Biomasse

Die bisherigen Überlegungen deuten darauf hin, dass auf dem Territorium der EU-25 zwar eine gewisse Menge Bioenergie produziert

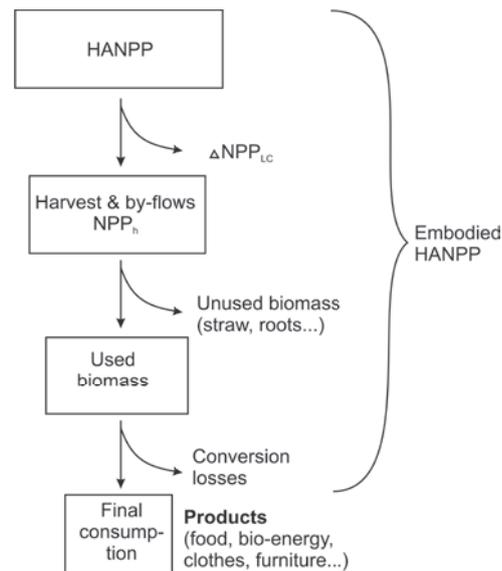


Abbildung 7: Vereinfachte Darstellung des embodied HANPP-Konzepts zur Ermittlung der HANPP, welches im Zuge der Herstellung eines Endprodukts verursacht wird. Quelle: Ref. 40.

werden könnte, diese Menge jedoch keinesfalls ausreicht, um einen massiven Umstieg von Fossilenergie zu Biomasse zu ermöglichen. Noch nicht berücksichtigt ist in dieser Diskussion allerdings die Frage des Außenhandels mit Biomasse. Durch Importe von Biomasse könnte zwar eine deutlich größere Bereitstel-

Tabelle 6: Vergleich der HANPP auf dem Territorium der EU-25 mit der embodied HANPP, welche aufgrund des Biomassekonsums der EU-25 Länder im Jahr 2000 global verursacht wurde. Quelle: Ref. 42.

	HANPP auf der Landesfläche	eHANPP aufgrund des Biomassekonsums	eHANPP des Außenhandels
	[Mio. t C/a]	[Mio. t C/a]	[Mio. t C/a]
Belgien, Luxemburg, Niederlande, Dänemark	53	182	129
Österreich, Tschechien, Slowenien, Slowakei, Ungarn	96	171	74
Estland, Lettland, Litauen	45	38	-7
Finnland	38	30	-8
Frankreich	179	156	-23
Deutschland	117	192	75
Griechenland, Malta, Zypern	23	38	15
Großbritannien und Irland	91	161	70
Italien	84	168	84
Polen	114	126	11
Spanien und Portugal	137	227	90
Schweden	46	41	-5
Summe	1.024	1.529	505

lung an Bioenergie innerhalb der EU-25 erzielt werden, andererseits würden damit die ökologischen Probleme auf Grund der Biomasseproduktion lediglich in andere Weltregionen verlagert. Diese Frage der ‚teleconnections‘ (Fernwirkungen) in den globalen Landsystemen, etwa auf Grund von Handelsbeziehungen, gewinnt in der Landnutzungsforschung zunehmend an Bedeutung.^{39, 40, 41}

Eine Methode, mit deren Hilfe die Vorleistungen des Außenhandels mit Biomasse sichtbar gemacht werden können, ist die sogenannte ‚embodied HANPP‘. Bei einer Berechnung der embodied HANPP (kurz: eHANPP) werden alle Verluste an Biomasse in der Vorleistungskette sowie die ΔNPP_{LC} aufgrund der für die Biomasseproduktion nötigen Landnutzung den jeweils betrachteten Produkten zugerechnet, ähnlich wie beim ‚virtual water‘-Ansatz (Abbildung 7).

Der eHANPP-Ansatz ermöglicht es, die HANPP, welche durch den Biomassekonsum einer definierten Bevölkerungsgruppe, etwa den EinwohnerInnen eines Landes, verursacht wird, zu ermitteln. Dies entspricht dem Ansatz der HANPP-Berechnung von Imhoff et al.²² Daten über die globale eHANPP, die mit Hilfe eines relativ simplen *first-order* Ansatzes ermittelt wurden^a, liegen für das Jahr 2000 vor.⁴² Die Daten für die EU-25 werden in Abbildung 8 und Tabelle 6 dargestellt.

Wie Tabelle 6 zeigt, übersteigt die embodied HANPP, welche durch den Biomassekonsum der EU-25 entsteht, die HANPP auf dem Territorium der EU-25 um etwa 50 %. Das bedeutet, dass bereits im Jahr 2000 netto ein Drittel der HANPP, die durch den Konsum der EU-25-Länder verursacht wurde, außerhalb der EU-25 stattfand und so gewissermaßen ‚importiert‘ wurde. Hierbei handelt es sich um Zahlen für den Netto-Import; d.h. das Saldo aus Importen und Exporten. Dieses Drittel der eHANPP ist nicht zu verwechseln mit dem Anteil an inländisch konsumierter Biomasse, der importiert wird. Stattdessen bezieht sich

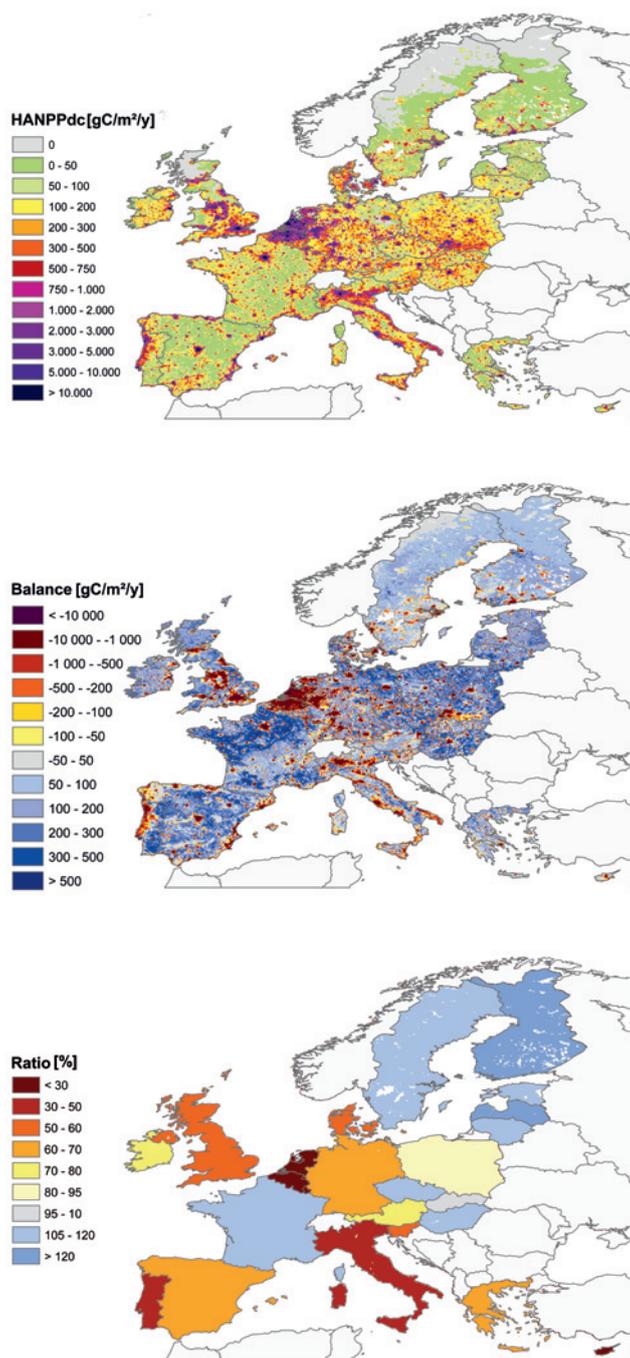


Abbildung 8: Analyse der embodied HANPP der EU-25 im Jahr 2000. (a) Konsum an embodied HANPP pro Flächeneinheit. (b) Differenz zwischen HANPP und Konsum an embodied HANPP je Rasterzelle (5min). (c) Verhältnis zwischen HANPP und embodied HANPP der 25 EU-Länder. Quelle: verändert nach Ref. 42

dieses Drittel auf die HANPP, die aufgrund des Imports der Biomasse durch die EU-25 außerhalb ihres Territoriums verursacht wurde. Die eHANPP pro Kilogramm Biomasse ist keineswegs konstant, sondern hängt von einer Vielzahl an Faktoren ab. So ist etwa die eHANPP eines Kilogramms Fleisch sehr viel höher als die eines Kilogramms Holz oder Weizen. Eine

^a Auf Grund der Verfügbarkeit der globalen HANPP-Datenbasis⁷ ist die Genauigkeit dieser Rechnung allerdings erheblich größer als jene von Imhoff et al.²², die auf einem noch viel größeren Faktoren-Ansatz beruht und keine globale Bilanzgleichung enthält, welche zumindest global Konsistenz herstellt.

große Rolle spielen auch Technologiefaktoren wie etwa die Flächenerträge oder Umwandlungseffizienzen in der Produktionskette sowie die jeweiligen Rahmenbedingungen wie Boden, Klima usw.

Zu beachten ist, dass die hier verwendeten Daten auf Grund der Methode, mit der sie ermittelt wurden, nur eingeschränkt belastbar sind. Nötig wäre es, diese Rechnung auf Basis bilateraler Handelsmatrizen und einer feineren Untergliederung der Produkte durchzuführen, was allerdings einen erheblichen Arbeitsaufwand für die Datenarbeit erfordern würde. Es ist aber davon auszugehen, dass die Daten zumindest Tendenzaussagen ermöglichen, da die globale Bilanz geschlossen wurde und somit zwar regionale Verzerrungen möglich sind, die globale Summe aber korrekt ist (siehe Ref. 42).

Abbildung 8 zeigt, dass das räumliche Muster des Konsums an embodied HANPP im Wesentlichen der Bevölkerungsdichte folgt, anders als die HANPP (vgl. Abbildung 3). Dies ergibt sich daraus, dass für die Erstellung von Abbildung 8a die Populationsdichte mit dem jeweils national durchschnittlichen Wert für den Konsum an eHANPP pro Kopf und Jahr multipliziert wurde. Abbildung 8b zeigt, dass innerhalb Europas große Regionen vorhanden sind, in welchen die HANPP die eHANPP übersteigt (diese sind blau gefärbt). Diese Regionen sind Netto-Lieferanten an Produkten, während die rot gefärbten Regionen, in denen die eHANPP die HANPP je Rasterzelle übersteigt, Netto-Konsumenten sind. Abbildung 8c zeigt das Verhältnis von eHANPP zu HANPP im nationalen Durchschnitt und bestätigt das in Tabelle 6 dargestellte Resultat, dass die EU-25 insgesamt ein starker Nettoimporteur ist.

Schlussfolgerungen

Europa nimmt schon jetzt weltweit erheblich mehr Produktivleistungen von Ökosystemen in Anspruch, als es in der Lage ist, auf seinem eigenen Territorium zu mobilisieren. Ein Großteil dieser massiven Nettoimporte an Ökosystemleistungen wird durch das Ernährungssystem verursacht.

Eine gewisse Ausweitung der Biomasseproduktion auf dem Territorium der EU-25 zum Zweck der Energieproduktion wäre machbar. Würden 5-16 % der Landesfläche der EU-25 zu Bioenergieplantagen umgewandelt, so könnten dadurch in den nächsten Dekaden größenordnungsmäßig 10 % des gegenwärtigen Primärenergieeinsatzes der EU-25 lukriert werden. Dies allerdings nur, wenn die erheblichen Nettoimporte der EU-25 an Ökosystemleistungen aufrecht blieben. Gewisse zusätzliche Potentiale könnten durch Nutzung von Reststoffen aus der Landwirtschaft und Lebensmittelindustrie sowie durch Nutzung forstlicher Biomasse gehoben werden; die dementsprechenden Erwartungen sollten jedoch nicht zu hoch angesetzt werden. Die ökologischen Wirkungen eines derartigen Programms, insbesondere im Hinblick auf die Treibhausgasbilanz, eines derartigen Programms könnten erheblich sein und sollten genauer abgewogen werden, bevor es realisiert wird (siehe dazu das Supplement von Schulze und Körner in dieser Stellungnahme).

Ein massiver Umstieg von Fossilenergie auf Biomasse in der EU-25 wäre nur durch erhebliche Importe an Biomasse möglich, zusätzlich zu den bereits jetzt bestehenden Nettoimporten an ‚embodied HANPP‘. Dies würde jedoch lediglich zu einer Problemverlagerung, nicht zu einer Problemlösung führen.

Literatur

1. Whittaker, R.H. & Likens, G.E. Primary Production: The Biosphere and Man. *Human Ecology* **1** (1973). 357-369
2. Vitousek, P.M., Ehrlich, P.R., Ehrlich, A.H. & Matson, P.A. Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *BioScience* **36** (1986). 363-373
3. Wright, D.H. Human impacts on the energy flow through natural ecosystems, and implications for species endangerment. *Ambio* **19** (1990). 189-194.
4. Tüxen, R. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* **13** (1956). 5-42.
5. Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F. & Lucht, W. Defining the human appropriation of net primary production. *LUCC Newsletter* (2004). 16-17
6. Krausmann, F., Haberl, H., Erb, K.-H., Wiesinger, M., Gaube, V. & Gingrich, S. What determines spatial patterns of the global human appropriation of net primary production? *Journal of Land Use Science* **4** (2009). 15-34
7. Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., et al. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* **104** (2007). 12942-12947
8. Krausmann, F., Erb, K.-H., Gingrich, S., Lauk, C. & Haberl, H. Global patterns of socioeconomic biomass flows in the year 2000: A comprehensive assessment of supply, consumption and constraints. *Ecological Economics* **65** (2008). 471-487
9. Sitch, S., Smith, B., Prentice, I.C., et al. Evaluation of ecosystem dynamics, plant geography and terrestrial carbon cycling in the LPJ dynamic global vegetation model. *Global Change Biology* **9** (2003). 161-185
10. Siebert, S., Döll, P., Hoogeveen, J., Faures, J.-M., Frenken, K. & Feick, S. Development and validation of the global map of irrigation areas. *Hydrology and Earth System Sciences* **9** (2005). 535-547
11. Oldeman, L.R., Hakkeling, R.T.A. & Sombroek, W.G. World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation (2nd revised edition) (ISRIC, Wageningen and UNEP, Nairobi, 1991).
12. Cannell, M.G.R. *World Forest Biomass and Primary Production Data* (Academic Press, London, 1982).
13. DeAngelis, D.L., Gardner, R.H. & Shugart, H.H. in *Dynamics of Forest Ecosystems* (ed. Reichle, D.E.) 567-672 (Cambridge University Press, Cambridge, 1981).
14. Erb, K.-H., Gaube, V., Krausmann, F., Plutzer, C., Bondeau, A. & Haberl, H. A comprehensive global 5min resolution land-use dataset for the year 2000 consistent with national census data. *Journal of Land Use Science* **2** (2007). 191-224
15. Erhard, M., Everink, C., Julius, C., Kreins, P., Sietz, D. & Meyer, J. Bundesweite Betrachtung der Zusammenhänge zwischen Agrarstatistikdaten und aktuellen Daten zur Bodennutzung (Umweltbundesamt, Dessau, 2002).
16. BMELV. Bundeswaldinventur 2. <http://www.bundeswaldinventur.de/> (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Berlin, 2004).
17. Statistisches Bundesamt. GENESIS-Online. <https://www-genesis.destatis.de/genesis/online> (Statistisches Bundesamt, Wiesbaden, 2010).
18. Dieter, M., Rosin, A. & Thoro, C. Die Forstwirtschaftliche Gesamtrechnung der k Deutschland im Rahmen des ESVG 1995 für die Jahre 1991 bis 2002 (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft / Zentrum Holzwirtschaft, Hamburg, 2004).
19. Mantau, U. Holzrohstoffbilanz für Deutschland – Holzrohstoffaufkommen und dessen Verwendung im Jahr 2002. *Holz-Zentralblatt* **76** (2004). 1026-1028
20. Dieter, M. & Englert, H. Gegenüberstellung und forstpolitische Diskussion unterschiedlicher Holzeinschlags-schätzungen für die Bundesrepublik Deutschland (Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft / Zentrum Holzwirtschaft, Hamburg, 2005).
21. Imhoff, M.L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harris, R. & Lawrence, W.T. Data distributed by the Socioeconomic Data and Applications Center (SEDAC) <http://sedac.ciesin.columbia.edu/es/hanpp.html> (Columbia University, New York, 2004).
22. Imhoff, M.L., Bounoua, L., Ricketts, T., Loucks, C., Harris, R. & Lawrence, W.T. Global patterns in human consumption of net primary production. *Nature* **429** (2004). 870-873
23. Erb, K.-H., Haberl, H., Krausmann, F., et al. Eating the planet: Feeding and fuelling the world sustainably, fairly and humanely – a scoping study. Report commissioned by Compassion in World Farming and Friends of the Earth, UK. Social Ecology Working Paper 116 (Institute of Social Ecology and PIK Potsdam, Vienna/ Potsdam, 2009).
24. Haberl, H., Beringer, T., Bhattacharya, S.C., Erb, K.-H. & Hoogwijk, M. The global technical potential of bio-energy in 2050 considering sustainability constraints. *Current Opinion in Environmental Sustainability* **2** (2010). 394-403
25. FAO. *World agriculture: towards 2015/2030. An FAO perspective* (Food and Agricultural Organization (FAO), Earthscan, London., 2003).
26. FAO. *World agriculture: towards 2030/2050 – Interim report. Prospects for food, nutrition, agriculture and major commodity groups* (Food and Agricultural Organization (FAO), Rome 2006).
27. Thrän, D., Weber, W., Scheuermann, A., et al. Sustainable strategies for biomass use in the European context. Report to the German Federal Ministry for the Environment, Nature Conservation and Nuclear Safety (Institut für Energetik und Umwelt, Leipzig, Germany, 2006).

28. Ericsson, K. & Nilsson, L.J. Assessment of the potential biomass supply in Europe using a resource-focused approach. *Biomass and Bioenergy* **30** (2006). 1-15
29. EEA. How much bioenergy can Europe produce without harming the environment? European Environment Agency, Copenhagen, 2006).
30. Fischer, G., Prieler, S., van Velthuizen, H., et al. Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures, Part II: Land use scenarios. *Biomass and Bioenergy* **34** (2010). 173-187
31. Fischer, G., Prieler, S., van Velthuizen, H., Lensink, S.M., Londo, M. & de Wit, M. Biofuel production potentials in Europe: Sustainable use of cultivated land and pastures. Part I: Land productivity potentials. *Biomass and Bioenergy* **34** (2010). 159-172
32. de Wit, M. & Faaij, A. European biomass resource potential and costs. *Biomass and Bioenergy* **34** (2010). 188-202
33. WBGU. *Welt im Wandel. Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung* (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen, Berlin, 2008).
34. Johnston, M., Foley, J.A., Holloway, T., Kucharik, C. & Monfreda, C. Resetting global expectations from agricultural biofuels. *Environmental Research Letters* **4** (2009). doi:10.1088/1748-9326/4/1/014004
35. Smith, W. K., Cleveland, C.C., Reed, S.C., Miller, N.L. & Running, S.W. (2012) Bioenergy potentials of the United States constrained by satellite observations of existing productivity. *Environmental Science and Technology*, dx.doi.org/10.1021/es203935d
36. Searchinger, T.D., Hamburg, S.P., Melillo, J., et al. Fixing a Critical Climate Accounting Error. *Science* **326** (2009). 527-528
37. Searchinger, T.D. Biofuels and the need for additional carbon. *Environmental Research Letters* **5** (2010). doi:10.1088/1748-9326/5/2/024007
38. BP. Statistical Review of World Energy 2009. <http://www.bp.com/statisticalreview> (BP, London, 2009).
39. Erb, K.-H., Krausmann, F., Gaube, V., et al. Analyzing the global human appropriation of net primary production – processes, trajectories, implications. An introduction. *Ecological Economics* **69** (2009). 250-259
40. Haberl, H., Erb, K.-H., Krausmann, F., et al. Using embodied HANPP to analyze teleconnections in the global land system: Conceptual considerations. *Geografisk Tidsskrift – Danish Journal of Geography* **109** (2009). 119-130
41. Seto, K., Bringezu, S., de Groot, D., et al. in *Linkages of Sustainability* (eds Graedel, T.E. & van der Voet, E.) 71-96 (MIT Press, Cambridge, MA, 2009).
42. Erb, K.-H., Krausmann, F., Lucht, W. & Haberl, H. Embodied HANPP: Mapping the spatial disconnect between global biomass production and consumption. *Ecological Economics* **69** (2009). 328-334

Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina

Jägerberg 1

06108 Halle (Saale)

Tel.: +49 345 472 39 867

Fax: +49 345 472 39 839

E-Mail: leopoldina@leopoldina.org

Berliner Büro:

Reinhardtstraße 14

10117 Berlin