



KIT SCIENTIFIC REPORTS 7556

Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe

– eine wissenschaftliche Kurzdarstellung –

K. Butterbach-Bahl, L. Leible, S. Kälber,
G. Kappler, R. Kiese

K. Butterbach-Bahl, L. Leible, S. Kälber, G. Kappler, R. Kiese

Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe

– eine wissenschaftliche Kurzdarstellung –

Karlsruhe Institute of Technology

KIT SCIENTIFIC REPORTS 7556

Titelbildgestaltung

Gunnar Kappler, Stefan Kälber / KIT

Bildquellen

Titelbild (von links nach rechts, dann von oben nach unten):

Bild 1: © Rolliningreen / Photobucket

Bild 2: © Gunnar Kappler / KIT

Bild 3: © Wolf Marg / PIXELIO

Bild 4: © Hannelore Dittmar-Ilgen / PIXELIO

Bild 5: © Rainer Sturm / PIXELIO

Bild 6: © Ludwig Leible / KIT

Bild 7: © Gunnar Kappler / KIT

Fotos Abbildung 5, Seite 13:

Kontinente und Binnengewässer: © Kerstin Dunst / PIXELIO

Ozeane: © Christiane Hergl / PIXELIO

Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe

– eine wissenschaftliche Kurzdarstellung –

von

K. Butterbach-Bahl¹

L. Leible²

S. Kälber²

G. Kappler²

R. Kiese¹

¹ Institut für Meteorologie und Klimaforschung,
Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU)

² Institut für Technikfolgenabschätzung und Systemanalyse (ITAS)

Report-Nr. KIT-SR 7556

Hinweis

Die vorliegende wissenschaftliche Kurzdarstellung wurde im Auftrag des Umweltministeriums Baden-Württemberg durchgeführt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autoren.

Impressum

Karlsruher Institut für Technologie (KIT)
KIT Scientific Publishing
Straße am Forum 2
D-76131 Karlsruhe
www.ksp.kit.edu

KIT – Universität des Landes Baden-Württemberg und nationales
Forschungszentrum in der Helmholtz-Gemeinschaft



Diese Veröffentlichung ist im Internet unter folgender Creative Commons-Lizenz
publiziert: <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/de/>

KIT Scientific Publishing 2010
Print on Demand

ISSN 1869-9669
ISBN 978-3-86644-532-1

Inhaltsverzeichnis

1. Zusammenfassung	1
2. Vorbemerkungen	3
3. Potenzieller Beitrag nachwachsender Rohstoffe zur Klimastabilisierung	4
4. Unsicherheiten und kritische Betrachtung der gängigen Berechnungsgrundlagen zur Festlegung von Klimaneutralität	8
4.1 Unsicherheiten und kritische Betrachtung der Lachgasverluste beim Anbau von nachwachsenden Rohstoffen	12
4.2 Unsicherheiten und kritische Betrachtung der Ökosystem-Kohlenstoff-vorräte bei Landnutzungswandel	20
4.3 Klimaneutralität, gängige Berechnungsverfahren zu NaWaRo	23
4.3.1 Berechnung des Treibhausgas-Minderungspotenzials nach der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung	28
4.3.2 Cross Compliance/gute fachliche Praxis und NaWaRo	30
5. Verbesserung der Treibhausgasbilanz bei NaWaRo	32
5.1 Exkurs: Wald/Holz als Kohlenstoffspeicher	35
5.2 Exkurs: BVOC-Emissionen bei Kurzumtriebsplantagen (KUP)	37
6. Erfolgsaussichten	39
7. Literatur	40

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	CO ₂ -Minderungskosten bei der Gewinnung von Wärme, Strom und Kraftstoff aus Biomasse	7
Abb. 2:	N-Umsetzungen und N-Austausch mit Atmosphäre/Hydrosphäre	9
Abb. 3:	Stickstoff-Kaskade und Umweltauswirkungen	10
Abb. 4:	Änderung des Bodenkohlenstoffvorrats nach Landnutzungswandel	11
Abb. 5:	Globaler Stickstoffkreislauf um 1860 sowie Mitte 1990	13
Abb. 6:	Globale Betrachtung der Produktion von N ₂ O im Zuge der Fixierung von N ₂	17
Abb. 7:	Abhängigkeit der Klimabilanz von Biokraftstoffen aus NaWaRo vom Stickstoffgehalt der Pflanzen	18
Abb. 8:	Einfluss von Landnutzungsänderungen auf die Klimabilanz von Biokraftstofflinien	20
Abb. 9:	Konservative Abschätzung des THG-Einsparungspotenzials von Biokraftstoffen für verschiedene NaWaRo im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen und Einsparzielen	22
Abb. 10:	OH-Radikalkette bei der Oxidation organischer Verbindungen in der Atmosphäre in Gegenwart von NO _x	38

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Beiträge einzelner Quellen und Senken zum globalen N ₂ O-Budget im Rahmen verschiedener Abschätzungen	15
Tab. 2:	Veränderung der in Abb. 7 gezeigten Klimabilanz von Raps, Mais und Zuckerrohr	18
Tab. 3:	Standard- und Vergleichswerte für die Berechnung der Treibhausgasemissionen bei Biokraftstoffen	24
Tab. 4:	Biokraftstoffprogramme in verschiedenen Staaten	25
Tab. 5:	Einschätzung des Umweltbundesamtes (2009) zu den Unsicherheiten bei den verwendeten Treibhausgas-Emissionsfaktoren von biogenen Energieträgern	26
Tab. 6:	Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Ökosystemkenngrößen	27

Abkürzungsverzeichnis

BMU	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit
BtL	Biomass to Liquid, Bezeichnung von Kraftstoffen, die aus fester Biomasse (z.B. Holz, Stroh) synthetisiert werden
BVOC	Biogenic Volatile Organic Compounds, flüchtige Kohlenwasserstoffe biogenen Ursprungs (vor allem Pflanzen), hauptsächlich Isopren und Monoterpene
C _{org}	organischer Kohlenstoff
DDGS	Dried Distillers Grains with Solubles, Trockenschlempe, die bei der Herstellung von Bio-Ethanol aus Getreide anfällt
EEG	Erneuerbare-Energien-Gesetz
GJ	Gigajoule = Maßeinheit für Energie = 10 ⁹ Joule
GWP	Global Warming Potential oder Treibhauspotenzial eines Gases: Ausmaß, zu dem verschiedene Treibhausgase bei einer Erhöhung ihrer Konzentration zusätzliche Strahlungsenergie absorbieren können, was von ihren Absorptions-, Emissions- und Streuungseigenschaften abhängt (auf Massebasis bezogen: CO ₂ = 1; CH ₄ = 23; N ₂ O = 296, nach IPCC 2001)
ha	Hektar
IFEU	Institut für Energie- und Umweltforschung Heidelberg GmbH
IFPRI	International Food Policy Research Institute
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KUP	Kurzumtriebsplantagen
KWK	Kraft-Wärme-Kopplung
LF	landwirtschaftliche Fläche
N _{org}	organischer Stickstoff
NABU	Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V.
NaWaRo	nachwachsende Rohstoffe
PJ	Petajoule = Maßeinheit für Energie = 10 ¹⁵ Joule
Pg	Petagramm = Maßeinheit für Masse = 10 ¹⁵ g
PSM	Pflanzenschutzmittel
SNG	Substitute Natural Gas
TCF	time correction factor, Zeitkorrekturfaktor, um durch Landnutzungswandel hervorgerufene Änderungen der ökosystemaren (vor allem Boden) Kohlenstoffvorräte zu berücksichtigen
Tg	Teragramm = Maßeinheit für Masse = 10 ¹² g
THG	Treibhausgase, hier explizit CO ₂ , N ₂ O und CH ₄
WBA	Wissenschaftlicher Beirat für Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz
WBGU	Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung „Globale Umweltveränderungen“

1. Zusammenfassung

Die Treibhausgasbilanz ist eine wichtige aber nicht die ausschließliche Größe, an der sich die Förderungswürdigkeit von nachwachsenden Rohstoffen (NaWaRo) für eine energetische und/oder stoffliche Nutzung bemessen lässt. Es war Zielsetzung dieser Kurzdarstellung, die wesentlichen Faktoren und Rahmenbedingungen darzustellen, die die Treibhausgasbilanz bei NaWaRo bestimmen. Hierbei sollte insbesondere auch auf bestehende Unsicherheiten und Verbesserungsmöglichkeiten hingewiesen werden, auch in Hinblick auf die zu präferierenden NaWaRo und die damit in Verbindung stehenden Nutzungsstrategien.

Die wesentlichen Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Die Treibhausgasbilanz von NaWaRo ist signifikant von zwei Faktoren abhängig:
 - Änderungen der Speicherung von Kohlenstoff in Vegetation und Boden, durch Umstellung der Landnutzung oder des Landbewirtschaftungs-Managements (insbesondere Bodenbearbeitung) sowie
 - N₂O-Emissionen aufgrund der Nutzung von Stickstoff-Düngern (mineralisch/organisch) und Änderungen des Landbewirtschaftungs-Managements.
- Beide Faktoren, d.h. Änderungen der Kohlenstoffspeicherung sowie die Höhe der N₂O-Emissionen, sind standortabhängig und die Abschätzung dieser Größen ist z.Zt. mit großen Unsicherheiten verbunden. Die Verwendung der IPCC-Methode für Lachgasemissionen aus Böden ist kritisch zu hinterfragen und höhere Verluste als der Standardwert von 1 % des Stickstoffeinsatzes (IPCC-Methode) müssen in einer kritischen Betrachtung zur THG-Bilanz von NaWaRo miteinbezogen werden.
- Eine Bewertung von NaWaRo rein unter Klimaschutzaspekten führt dazu, dass z.B. Feldfrüchte mit hohem N-Bedarf (z.B. Mais, Raps) sehr kritisch betrachtet werden müssen, da aufgrund der zu erwartenden erhöhten N₂O-Emissionen wahrscheinlich keine oder nur eine geringe Emissionsminderung bei den Treibhausgasen (THG) auftritt, im Vergleich zur Verwendung fossiler Brennstoffe. Vergleichbares gilt, wenn der Anbau von NaWaRo (z.B. Silomais auf Grünland zum Betrieb von Biogasanlagen oder Import von Biodiesel aus Palmöl) mit einer deutlichen Verringerung der Kohlenstoffspeicherung in Vegetation und vor allem im Boden verbunden ist.
- Eine positive THG-Bilanz ist insbesondere bei der energetischen Nutzung von Holz aus Kurzumtriebsplantagen zu erwarten, da hier zum einen nahezu keine N-Düngung erfolgt und zum andern es zu einer Akkumulation von Kohlenstoff („Humus“) im Boden kommt.
- Da die THG-Bilanz von NaWaRo entscheidend von Änderungen der Kohlenstoffspeicherung in der Vegetation und im Boden sowie von Lachgasemissionen abhängig ist, d.h. von spezifischen Standortfaktoren, ist eine verbesserte, standortabhängige Abschätzungsmethode notwendig, um zu effizienteren und zielführenderen THG-Minderungsstrategien zu kommen. Hierzu würde sich die Weiterentwicklung mechanistischer Modellansätze in Verbindung mit „Life Cycle Assessment Tools“ anbieten.

- Durch technische bzw. verfahrenstechnische Maßnahmen beim Anbau der NaWaRo (z.B. Einsatz von Nitrifikationshemmern), Konversion (s. Methanschluß bei Biogasverfahren) oder Ausbringung der Reststoffe (s. Gärreste) kann die THG-Bilanz noch verbessert werden. Hier besteht aber teilweise noch großer FuE-Bedarf.
- Es ist zu empfehlen, Nutzungskaskaden zu entwickeln und zu fördern; d.h. zunächst eine stoffliche und erst anschließend eine energetische Nutzung zu verfolgen (z.B. stoffliche Nutzung des Holzes und spätere energetische Nutzung des Rest-/Altholzes). Allerdings muss auch hier die Bodenumusbilanz ausgeglichen bleiben. So ist beispielsweise nur eine eingeschränkte energetische Strohnutzung möglich, wobei dieser Anteil durch zusätzliche, Humus bildende Ersatzmaßnahmen (z.B. über Gründüngung) erhöht werden könnte.
- Die energetische Nutzung biogener Rest- und Abfallstoffe ist hinsichtlich der Treibhausgasbilanz und der günstigen CO₂-Minderungskosten positiv zu bewerten und sollte gezielter gefördert werden. Dies trifft insbesondere auch auf die Nutzung von Gülle zur Biogasproduktion zu. Vor allem aber treten Rest- und Abfallstoffe nicht in Konkurrenz mit der Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln.
- Die höchsten energetischen Gesamtnutzungsgrade (und geringsten CO₂-Minderungskosten) von NaWaRo sind durch gekoppelte Wärme- und Stromerzeugung zu erreichen.
- Die Diskussion, ob die energetische Nutzung von NaWaRo nur aus Klimaschutzgründen gefördert werden sollte, oder ob nicht andere Aspekte von gleichrangiger Bedeutung sind (z.B. Technologieentwicklung, Verminderung der Abhängigkeit von importierten fossilen Energieträgern, Entwicklung des ländlichen Raumes, Stärkung regionaler und lokaler Wirtschaftskreisläufe), muss aufgrund der kritischen Evaluation von angebauten NaWaRo als alternativer Energieträger differenzierter geführt werden.

2. Vorbemerkungen

Die Treibhausgasbilanz ist eine wichtige Größe, an der sich die Förderungswürdigkeit von nachwachsenden Rohstoffen bemessen lässt. Hierbei sollte aber beachtet werden, dass sie keinesfalls die ausschließliche Messlatte sein sollte, da insbesondere auch Kriterien wie „Versorgungssicherheit“, „Technologieentwicklung“ oder „Beschäftigungseffekte im ländlichen Raum“ für eine Bewertung von Bedeutung sind. Jedoch ist eine solche Betrachtung zum gegenwärtigen Zeitpunkt nicht Bestandteil des Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG).

Mit Blick auf die Entlastung der Treibhausgasbilanz sollte aber nicht nur auf die Höhe der erzielbaren CO₂-Minderung, sondern vor allem auf die Kosten geachtet werden, die mit der Minderungsstrategie einhergehen. Die Minderungskosten pro Tonne eingespartem CO₂ – genauer: CO₂-Äquivalent – sind somit die entscheidende Größe für eine Bewertung der unterschiedlichen Strategien zur Entlastung der Treibhausgasbilanz. Der Einsatz von NaWaRo als Rohstoff- und Energielieferant ist hierfür nur eine Strategie.

Bestimmend für die Höhe der CO₂-Minderungskosten von NaWaRo ist zum einen die Differenz zwischen deren Bereitstellungskosten und dem Substitutionswert; dieser hängt davon ab, welcher und in welchem Ausmaß ein fossiler Energieträger substituiert wird (z.B. Braunkohle oder Erdgas) und welcher Preis diesem fossilen Energieträger zugrunde liegt. Zum anderen hängt deren Höhe davon ab, wie groß die CO₂-Emissionen bei der Bereitstellung der NaWaRo ausfallen und in welchem Ausmaß – nach Berücksichtigung von Wirkungsgradunterschieden bei der Konversion – dann tatsächlich die CO₂-Emission netto vermindert werden kann.

Die nachfolgenden Ausführungen sind folglich vor diesem Hintergrund und somit in einem weiter gefassten Zusammenhang zu diskutieren.

3. Potenzieller Beitrag nachwachsender Rohstoffe zur Klimastabilisierung

Ein wesentlicher Treiber bzw. die Motivation für die Verwendung von nachwachsenden Rohstoffen als Biotreibstoffe oder für andere Formen der energetischen Nutzung liegt für staatliche Entscheidungsträger und die Öffentlichkeit in der Annahme, dass hierdurch die Emission von Treibhausgasen (THG) gemindert werden kann. Die Bewertung von NaWaRo als ein Beitrag für eine „grüne“ und „umweltfreundliche“ Lösung des Energieproblems erfordert allerdings ein eingehendes Verständnis der THG-Emissionen im Zuge der Nutzung von NaWaRo als Energieträger über den gesamten Produktzyklus.

Während die Abschätzung von Treibhausgasemissionen im Rahmen der Produktaufbereitung und der weiteren Verwendung als Energieträger relativ exakt aufgeschlüsselt werden kann, bleiben die direkten und indirekten THG-Emissionen im Zuge des Feldanbaus von NaWaRo nach wie vor sehr unsicher. Diese Unsicherheiten beruhen angesichts der großen Diversität der Anbausysteme und Umweltbedingungen zum einen auf fehlenden Feldstudien und damit auf einem fehlenden Systemverständnis. Andererseits sind die großen Abweichungen zwischen einzelnen Studien auf unterschiedliche Betrachtungsweisen und Bezugssysteme für THG-Emissionen zurückzuführen. Je nach Studie werden dabei THG-Emissionen durch Landnutzungs- und Landmanagementwandel berücksichtigt oder nicht berücksichtigt oder es werden unterschiedliche Emissionsfaktoren für bodengebundene N₂O-Emissionen angenommen. Wesentliche Punkte hierzu werden im weiteren Detail noch ausgeführt, jedoch ist anzumerken, dass Unsicherheiten im Hinblick auf die Berechnung der Klimabilanz von NaWaRo im Erneuerbare-Energien-Gesetz (EEG) nicht ausreichend berücksichtigt sind.

Das Potenzial von Biomasse zur Energiegewinnung in Deutschland ist in einer Studie des wissenschaftlichen Beirats Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz untersucht worden (WBA, 2008). Diese Studie kommt zu der Feststellung, dass sich mit einer Nutzung von „30 % der landwirtschaftlichen Fläche (LF) Deutschlands (5 Mio. ha) mit dem gegenwärtigen Bioenergie-Mix (Biodiesel, Bioethanol, Biogas für Strom, ca. 12.000 kWh/ha bzw. 43 GJ/ha), lediglich 215 PJ entsprechend 2,3 % des Endenergieverbrauchs Deutschlands erzeugen“ lassen. Positiver würde es „bei einer konsequenten Fokussierung der Bioenergiestrategie auf die Hackschnitzel-KWK-Anlagen, die maximale Netto-Energieerträge je Hektar liefern“, aussehen. Hierdurch „ließe sich dieser Anteil auf knapp 9 % steigern“ (WBA, 2008). Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch die Studien von Kaltschmitt et al. (2008; technisches Bioenergiepotenzial in Deutschland derzeit bei ca. 8 % des Primärenergieverbrauchs) oder Leible et al. (2008; 9 % des jährlichen Primärenergieverbrauchs). Es sollte hierbei bedacht werden, dass der regionale Beitrag in Regionen mit hohem Biomasseaufkommen wesentlich höher sein kann.

Das angegebene Potenzial bedeutet aber auch, dass im nationalen Rahmen die energetische Nutzung von Biomasse zur Energieerzeugung auch in der Zukunft nur eine untergeordnete, aber durchaus bedeutende Rolle spielen kann. Gleiches gilt entsprechend für deren Beitrag

zur Klimastabilisierung. Nach einer aktuellen Studie des Umweltbundesamtes vom Oktober 2009 wurden in Deutschland im Jahr 2007 durch den Einsatz erneuerbarer Energieträger die Treibhausgasemissionen um rd. 107 Mio. t CO₂-Äquivalente gesenkt (UBA, 2009). Rund 51 Mio. t dieser Entlastung des Treibhausklimas sind der energetischen Nutzung von Biomasse und biogenen Rest- und Abfallstoffen zuzurechnen. Bei diesen Abschätzungen zur Netto-Emissionsbilanz sind sowohl die Vorketten der Energieträger als auch die Emission von Methan und Lachgas nach Standardverfahren berücksichtigt, nicht aber direkte und indirekte Landnutzungsänderungen. Für das Jahr 2008 gibt das BMU (2009) in seinem Sachstandsbericht rd. 112 Mio. t CO₂-Äquivalente an, die durch erneuerbare Energieträger vermieden wurden; der energetischen Nutzung von Biomasse bzw. von biogenen Rest- und Abfallstoffen wurden hierbei 57 Mio. t zugerechnet.

Zu etwas niedrigeren Zahlen kommt die Studie des NOVA-Institutes für das Bezugsjahr 2007. „Insgesamt wurden im Jahr 2007 in Deutschland demnach 90,6 Mio. t nachwachsende Rohstoffe industriell genutzt (Agrarrohstoffe und Holz, ohne Stroh), davon 53 % stofflich und 47 % energetisch. Betrachtet man nur den Agrarbereich, so sind es 26 % für die stoffliche und 74 % für die energetische Nutzung. Der Anteil der energetischen Nutzung hat sich dabei in den letzten zehn Jahren kontinuierlich gesteigert“ (NOVA-Institut, 2010).

Eine Möglichkeit, die Bedeutung von NaWaRo für die Energieerzeugung und den Klimaschutz aufzuwerten, besteht im Rahmen von Importen, z.B. Importe von Biodiesel oder Ethanol aus Lateinamerika, Südostasien oder Afrika (IFPRI, 2010). Inwieweit dieses kritisch betrachtet werden sollte und welche Potenziale und Probleme sich mit der energetischen Nutzung von NaWaRo verbinden, soll in den folgenden Kapiteln dargestellt werden.

Im Zusammenhang mit den Abschätzungen zur Bedeutung von Biomasse zur Klimastabilisierung ist anzumerken, dass hierbei der gesamte Bereich der stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen nicht berücksichtigt ist. Hier ist insbesondere an die werk- und rohstoffliche Nutzung von Holz aus der Forstwirtschaft zu erinnern (siehe Kapitel 5.1). So wurden 2008 rund 57 % der Waldholznutzung in Deutschland (insgesamt 127 Mio. Festmeter) einer stofflichen Verwertung zugeführt (FNR, 2009a).

Auch der Anbau von Pflanzen auf Ackerflächen – vor allem zur Bereitstellung von Stärke, Pflanzenölen oder Zucker für die Industrie – ist hinsichtlich seiner Beiträge zur Entlastung des Treibhausklimas nicht berücksichtigt. Nach einer Zusammenstellung der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR, 2009b) wurden 2008 in Deutschland rund 1,9 Mio. ha nachwachsende Rohstoffe angebaut; davon 0,3 Mio. ha für die oben angeführte stoffliche Nutzung.

Woran lässt sich nun qualitativ bewerten, welche Stellung NaWaRo bei der Entlastung des Treibhausklimas einnehmen können?

Wie in den Vorbemerkungen bereits erläutert, lässt sich eine Strategie zum Einsatz von NaWaRo – im Vergleich zu anderen erneuerbaren Energien oder Effizienzmaßnahmen – zur Entlastung des Treibhausklimas bzw. zur Klimastabilisierung am besten daran bemessen, welche CO₂-Minderungskosten damit verbunden sind. Die Kosten der CO₂-Minderung ergeben sich aus den Mehrkosten und der erzielten CO₂-Minderung im Vergleich zur fossilen Referenz. Negative CO₂-Minderungskosten bedeuten in diesem Zusammenhang, dass beispielsweise Wärme in einer Holzhackschnitzelheizung kostengünstiger bereitgestellt werden kann als in einer mit fossilem Heizöl betriebenen Heizungsanlage.

Für einen solchen Vergleich bietet sich das Gutachten des Wissenschaftlichen Beirats Agrarpolitik „Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik“ besonders an (WBA, 2008; Zimmer et al., 2008), da hier der WBA seine eigenen Ergebnisse auch mit Ergebnissen aus anderen aktuellen Studien vergleicht (s. Abb. 1).

Obgleich diesen anderen Studien teilweise sehr unterschiedliche Annahmen zugrunde liegen, lassen sich hieraus nachfolgende zentrale Aussagen ableiten:

- Die Wärme- bzw. die gekoppelte Wärme- und Stromerzeugung (KWK) schneidet i.d.R. am günstigsten ab – hier werden die höchsten energetischen Gesamtnutzungsgrade und die geringsten CO₂-Minderungskosten erreicht.
- Die Co-Verbrennung von Biomasse in Kohlekraftwerken zur Stromproduktion stellt sich ebenfalls als kostengünstige Variante dar.
- Die Biogasgewinnung aus Gülle (= kostengünstig verfügbar) schneidet ähnlich günstig ab, wie beispielsweise die Co-Verbrennung von Stroh in einem Steinkohlekraftwerk. Dies ist ein Hinweis dahingehend, dass die energetische Nutzung von biogenen Rest- und Abfallstoffen in der Regel einen deutlichen Wettbewerbsvorteil gegenüber angebauter Biomasse aufweist.
- Biogas zur Bereitstellung von Strom, Wärme und Kraftstoff schneidet dann sehr ungünstig ab, wenn bei dem zum Zeitpunkt (2007) der Erstellung des WBA-Gutachtens vorherrschenden hohen Agrarpreisniveaus Silomais als Gärsubstrat zum Einsatz kommt.
- Ähnlich ungünstig ist die Bereitstellung der Kraftstoffe Biodiesel aus Raps oder Ethanol aus Weizen.

Die Ergebnisse aus dem WBA-Gutachten bestätigen somit die Kernaussagen zur Einordnung von Biomassenutzungskonzepten zur Entlastung des Treibhausklimas: Gemessen an den CO₂-Minderungskosten schneidet die Wärmebereitstellung hier am günstigsten und die Kraftstoffbereitstellung am ungünstigsten ab – die Strombereitstellung ist dazwischen einzuordnen (s.a. Leible et al., 2008).

Auch wenn laut Beauftragung durch das Umweltministerium Baden-Württemberg der Fokus auf die üblichen nachwachsenden Rohstoffe („die üblicherweise auf deutschen Ackerflächen wachsenden und zur Energiegewinnung bestimmten Pflanzen und Teile davon“) gerichtet ist, ist aus unserer Sicht die Empfehlung angebracht, die energetische Nutzung von biogenen Rest- und Abfallstoffen gezielter zu fördern. Ihr Aufkommen liegt in Deutschland bei rund 70 Mio. t organischer Trockensubstanz und könnte 9 % des derzeitigen Primärenergiebedarfs decken (Leible et al., 2008).

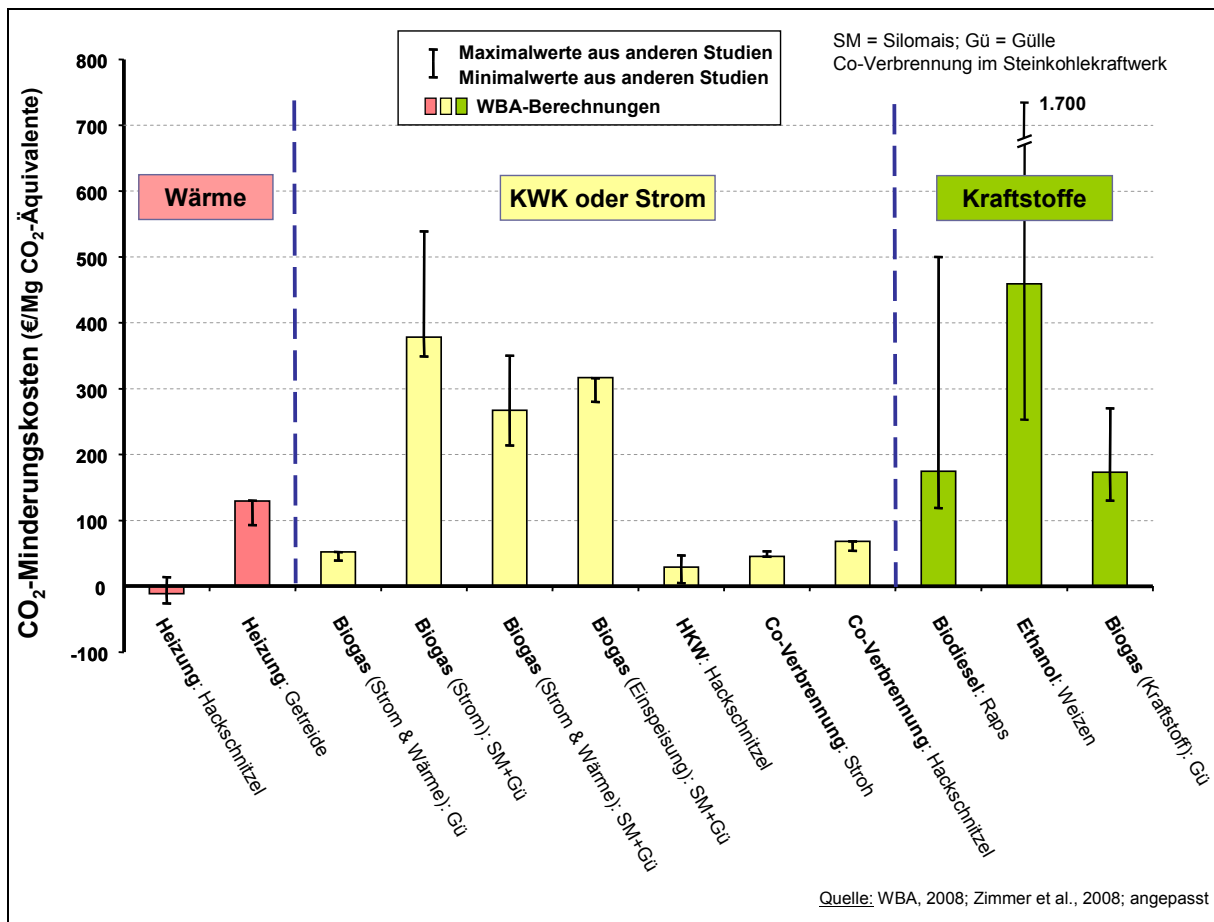


Abb. 1: CO₂-Minderungskosten bei der Gewinnung von Wärme, Strom und Kraftstoff aus Biomasse

4. Unsicherheiten und kritische Betrachtung der gängigen Berechnungsgrundlagen zur Festlegung von Klimaneutralität

Wesentliches Argument für die Nutzung nachwachsender Rohstoffe als Energieträger ist, wie bereits kurz ausgeführt, deren potenzieller Beitrag zur Klimastabilisierung. Die Produktion von Pflanzenbiomasse ist aufgrund der Fixierung von Luftkohlendioxid und der Nutzung der dafür notwendigen Energie über Umwandlung der solaren Einstrahlung durch die Pflanzen per se unabhängig von externen Energiezuführungen und damit klimaneutral. D.h. nach einer definierten Wachstumsperiode (z.B. Vegetationsperiode oder Umtriebszeiten bei Pappel-/Weidenplantagen oder Wäldern) steht der Netto-Biomassezuwachs für eine weitere energetische oder stoffliche Nutzung zur Verfügung. Diese vereinfachte Betrachtungsweise berücksichtigt aber nicht wesentliche Kriterien, die für eine Klimabilanz von großer Bedeutung sein können:

- a) Die gezielte Produktion pflanzlicher Biomasse erfordert den kompensatorischen Einsatz von Nährelementen (Dünger). Hier ist insbesondere Stickstoff zu nennen. Problem hierbei ist die Nutzungseffizienz von Stickstoffgaben, die im EU-Durchschnitt für Getreideprodukte bei ca. 44 % (Deutschland 42 %) liegt (für tierische Produkte sogar bei nur 26 %) (Oenema et al, 2009). D.h. dass mehr als 50 % der eingesetzten Stickstoffgaben nicht in den zu verwertenden Pflanzenprodukten akkumulieren, sondern sich in anderen Kompartimenten der Biosphäre ansammeln bzw. in die Umwelt freigesetzt werden (s. Abb. 2).

Als problematisch ist aus Klimaschutzgesichtspunkten hier insbesondere die damit verbundene potenzielle Freisetzung des Stickstoffspurengases Lachgas (N_2O) zu nennen (s.a. Kapitel 4.1, 4.3.1, 5.), welches ein ca. 300-fach höheres Treibhausgaspotenzial als CO_2 aufweist (IPCC, 2007), und im Zuge des Einsatzes von Stickstoffdüngern durch mikrobielle Prozesse produziert wird (s. Abb. 2). Andere Umweltprobleme bei der Verwendung von Stickstoffdüngemitteln betreffen die Nitratauswaschung und Eutrophierung von aquatischen Systemen (Simpson et al., 2008) bzw. die Luftqualität über die Involvement von reaktiven Stickstoffgasen in die Aerosol- oder troposphärische O_3 -Bildung (Erisman et al., 2008).

Die Abschätzungen der N_2O -Verluste im Zuge des Einsatzes von Stickstoff-Düngemittel für die Nahrungs- und Futtermittelproduktion variieren erheblich. Verlässliche Felddaten sind nach wie vor nur begrenzt verfügbar und diese decken auch nicht die gesamte Kette der möglichen N_2O -Emissionsquellen im Zuge der Verschleppung von Stickstoff – Stichwort Stickstoffkaskade (s. Abb. 3) – in andere terrestrische und aquatische Ökosysteme ab. Diese Verschleppung findet über die Emission flüchtiger N-Verbindungen (z.B. Ammoniak) und deren Re-Deposition in naturnahe Systeme statt; aber auch über die Nitratauswaschung und den Eintrag in aquatische Systeme.

In seinen Hinweisen zur Erstellung von Emissionsinventaren gibt das Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) einen statistischen Mittelwert von 1 % Verlust in Form

von N_2O bei Ausbringung von N-Düngern an (IPCC, 2006). Zusätzlich müssen hierbei noch sogenannte indirekte N_2O Emissionen (Stickstoffkaskade) berücksichtigt werden (s. Abb. 3), die nach Vorschlag des IPCC 0,5 % der ursprünglich eingesetzten N-Menge betragen. D.h. letztendlich wird von einem 1,5 %-igen Verlust in Form von N_2O bei Verwendung von reaktivem Stickstoff (Düngemittel, Wirtschaftsdünger) bei Anwendung der IPCC-Richtlinien ausgegangen.

Diese Sichtweise ist durch eine Arbeit von Crutzen et al. (2008) massiv hinterfragt worden. Basierend auf einem sogenannten „top down“-Ansatz, d.h. bei Betrachtung des globalen atmosphärischen N_2O -Haushaltes und der Analyse von globalen Quellen und Senken von N_2O in vorindustrieller Zeit und in der Gegenwart, kommen diese Autoren auf eine Verlustrate von N_2O bei Einsatz reaktiver Stickstoffverbindungen von 3,5-5 % (siehe im Detail die Ausführungen unter Kap. 4.1). Falls sich diese Sichtweise weiter durchsetzt, hat das erhebliche Implikationen für die Bewertung der Klimaneutralität von Biomasse zur Energiegewinnung, insofern NaWaRo mit einem hohen N-Düngungsbedarf (50-100 kg N/(ha*a)) als Grundlage für die Bio-Ethanol oder Bio-Diesel Gewinnung eingesetzt werden.

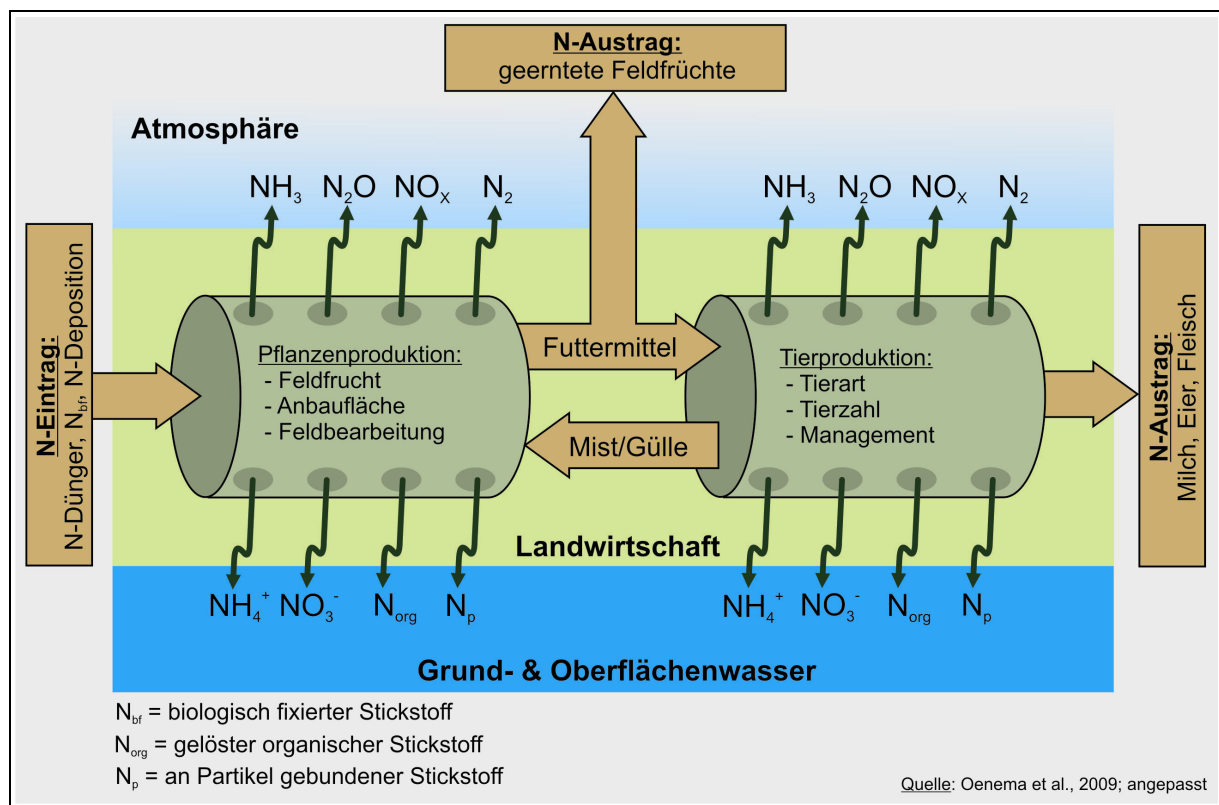


Abb. 2: N-Umsetzungen und N-Austausch mit Atmosphäre/Hydrosphäre

Das „hole in the pipe“-Modell zeigt schematisiert Stickstoff(N)-Einträge und N-Austräge – in Form verschiedener agrarischer Produkte und N-Verluste in die Atmosphäre und Hydrosphäre – bei Pflanzen- und Tierproduktion. Eine Änderung der N-Flüsse, z.B. bei der Getreideproduktion, beeinflusst auch die N-Flüsse bei der Tierproduktion. Die Wirkungskette ist dabei abhängig von den jeweiligen Pufferkapazitäten der Systeme (z.B. verstärkte Umstellung auf Importe).

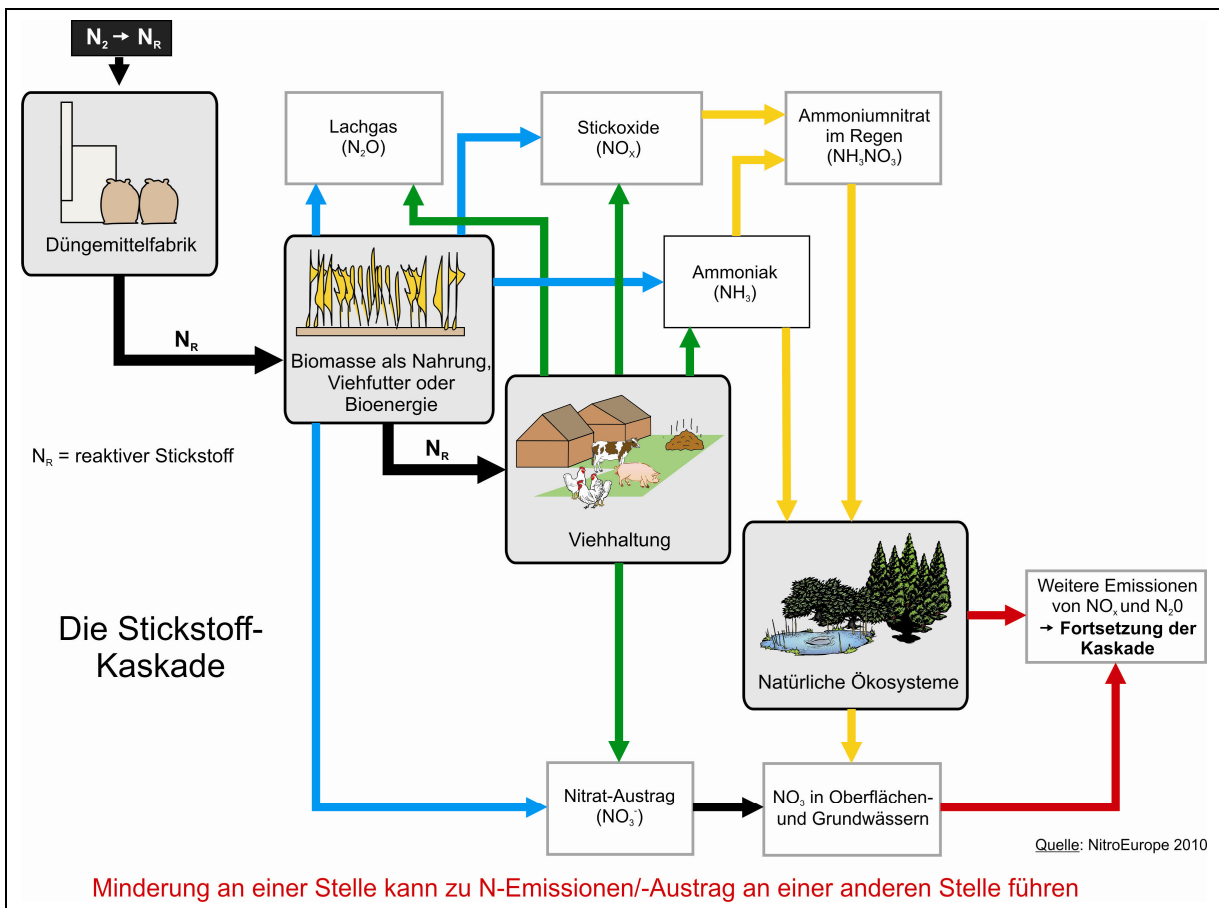


Abb. 3: Stickstoff-Kaskade und Umweltauswirkungen

Verschleppung von reaktiven Stickstoffverbindungen ($NH_3/NO_x/NO_3^-$) durch luftgebundene bzw. wassergebundene Ausbreitung in angrenzende Ökosysteme und die damit verbundene Möglichkeit weiterer N_2O -Emissionen (indirekte Emissionen)

- b) Die maximale Energieeffizienz der pflanzlichen Biomasseproduktion, d.h. das Verhältnis von Biomasseproduktion zur eingestrahltten Energiemenge, beträgt ca. 10 % (Bolton, 1977; Melis, 2009). In Feldversuchen und auf jährlicher Basis ist die nachgewiesene Energiekonversion der solaren Einstrahlung durch Pflanzen aber erheblich niedriger. Energieeffizienzwerte für NaWaRo wie Miscanthus oder Switchgras (mehrjähriges Präriegras = Rutenhirse) sind hier 0,2-2 % (Lewandowski et al., 2003; Heaton et al., 2008; Schmer et al., 2008), d.h. deutlich geringer als der Systemwirkungsgrad bei modernen Photovoltaik-Anlagen (ca. 6-10 %) (vgl. Beer et al. 2009). In diesem Zusammenhang ist allerdings auf den Vorteil hinzuweisen, dass Biomasse bereits als speicherfähiger Energieträger vorliegt und Wärme- und Stromerzeugung nur bedingt gegenseitig substituierbar sind.

Wenn NaWaRo einen signifikanten Beitrag zum regionalen, nationalen und globalen Energiemix leisten sollen, dann müssen erhebliche land- und forstwirtschaftliche Produktionsflächen zur Verfügung gestellt werden. Letztendlich hat dies zur Folge, dass bestehende Landnutzungen nicht nur in Deutschland sondern auch global aufgegeben und für die energetische Biomasseproduktion vorrangig zur Verfügung gestellt werden müssten.

Hierbei sollte jedoch bedacht werden, dass in Abhängigkeit von Klimarahmenbedingungen, Bodeneigenschaften und Management jede Landnutzung ihr eigenes spezifisches Kohlenstoffspeicherungspotenzial hat. D.h. ein durchschnittlicher Grünlandstandort der temperaten Breiten hat Bodenkohlenstoffvorräte bis in 60 cm Bodentiefe von ca. 30-80 t C/ha (Conant & Paustian, 2002). Die C-Speicherung im Boden eines Ackerstandortes unter gleichen pedologischen bzw. klimatischen Rahmenbedingungen ist dem hingegen, im Durchschnitt einer globalen Meta-Daten-Analyse, um ca. 50 % niedriger (s. Abb. 4, Guo & Gifford, 2002), wobei diese Differenz jedoch sehr stark von Standortbedingungen abhängig ist. Eine wesentlich höhere ökosystemare Kohlenstoffspeicherung zeigen Wald-ökosysteme und Waldböden. Baritz (1998) errechnete für Deutschland einen mittleren Boden-Kohlenstoffvorrat von 108 t C/ha (Spannweite 73-129).

Diese Zahlen zeigen, dass mit der Umwandlung einer bestehenden Landnutzung in eine andere Art der Landnutzung (z.B. Grünland → Acker) oder durch Intensivierung eines bestehenden Landmanagements, die ökosystemare Kohlenstoffspeicherung in lebender Biomasse (oberirdisch und unterirdisch) sowie insbesondere auch im Boden signifikant verändert werden kann. Hierbei erfolgen Änderungen der ökosystemaren Bodenkohlenstoffvorräte schleichend, so dass man hier Zeitspannen von zumindest 1-2, besser aber 5-10 Dekaden berücksichtigen sollte (siehe auch WBGU, 2009).

Vor dem Jahr 2007-2008 publizierte Ergebnisse zur THG-Bilanz von NaWaRo haben die Bedeutung der Landnutzungsänderung für die Gesamtbilanz nahezu komplett vernachlässigt. Auch in vielen aktuellen Studien wird dieser Aspekt noch ausgeblendet.

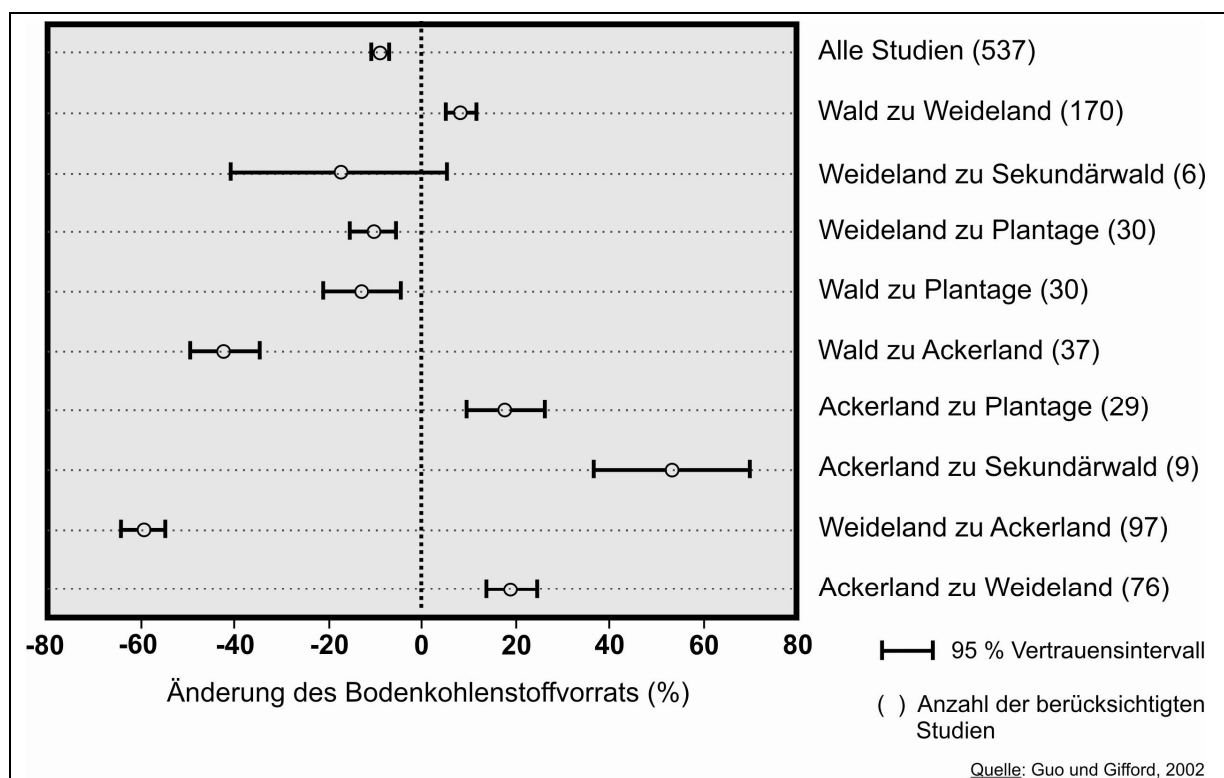


Abb. 4: Änderung des Bodenkohlenstoffvorrats nach Landnutzungswandel

4.1 Unsicherheiten und kritische Betrachtung der Lachgasverluste beim Anbau von nachwachsenden Rohstoffen

Lachgas (N_2O) ist ein klimarelevantes Spurengas, das aufgrund seiner molekularen Eigenschaften Strahlung im Infrarotbereich effektiv absorbieren kann. Im Vergleich zu CO_2 und bezogen auf einen Zeithorizont von 100 Jahren ist das „Global Warming Potential“ (GWP) von N_2O ca. 298-fach stärker (kg N_2O versus kg CO_2 ; IPCC 2007). Die atmosphärische Konzentration von N_2O betrug im Jahr 2005 $319 \pm 0,12$ ppbv (parts per billion, volumenbezogen) und lag damit ca. 50 ppbv über der atmosphärischen N_2O -Konzentration in vorindustrieller Zeit (270 ± 7 ppbv) (IPCC, 2007). Nach wie vor hat die Konzentration von N_2O in der Atmosphäre eine Steigerungsrate von 0,25 % pro Jahr. Unter Berücksichtigung der Absorptionseigenschaften von N_2O ist der Beitrag dieses Treibhausgases zum zusätzlichen Strahlungsantrieb $+0,15 \pm 0,02$ W/m^2 (IPCC, 2007), d. h. der Beitrag von N_2O zur Erderwärmung beträgt derzeit ca. 5-6 %. N_2O ist mit einer mittleren atmosphärischen Verweilzeit von ca. 120 Jahren ein relativ langlebiges Spurengas (WMO, 2003).

Wichtigste Senke für N_2O ist der photolytische Abbau von N_2O zu N_2 (90 %) bzw. die Reaktion von N_2O mit O-Radikalen ($\text{O}(^1\text{D})$) zu NO_x (10 %). Beide Reaktionen erfolgen fast ausschließlich in der Stratosphäre (Rowland, 2006). Obwohl die Umsetzung von N_2O zu NO_x nur eine untergeordnete Reaktion bei der Zersetzung von N_2O in der Stratosphäre darstellt, ist ihre Bedeutung nicht zu unterschätzen, da diese Reaktion die Hauptquelle für stratosphärisches NO_x darstellt, das dort Ozon zerstörende Wirkung hat (Crutzen, 1970; Ravinshankara et al., 2009). Eine weitere Senke für atmosphärisches N_2O stellen möglicherweise auch Böden dar. Die Aufnahme von N_2O in Böden terrestrischer Systeme ist vielfach dokumentiert, jedoch sind weder die Mechanismen noch die Bedeutung von atmosphärischer N_2O -Aufnahme durch Böden für das globale atmosphärische Budget dieses Spurengases geklärt (Chapuis-Lardy et al., 2007; Conen & Nefstel, 2007).

Im Rahmen des IPCC Reports (2007) wurde hervorgehoben, dass allgemeiner wissenschaftlicher Konsens darüber besteht, dass die Zunahme der atmosphärischen N_2O -Konzentration seit der vorindustriellen Zeit vor allem auf die erhöhte mikrobielle Produktion dieses Spurengases im Zuge der Ausdehnung und Intensivierung der Landwirtschaft zurückzuführen ist. Dies bedeutet, dass im globalen Maßstab die zunehmende Verfügbarkeit – insbesondere durch das im Jahr 1913 entwickelte Haber-Bosch-Verfahren – und Nutzung reaktiver Stickstoffverbindungen im Zuge der landwirtschaftlichen Produktion den Konzentrationsanstieg von N_2O in der Atmosphäre bedingt haben.

Hierbei ist es unbestritten, dass erst durch das aufkommende Angebot von Stickstoffdüngern die im 20. Jahrhundert enorme Erhöhung der landwirtschaftlichen Produktion erreicht und damit der exponentiell steigende Bedarf der Weltbevölkerung für Nahrungsmittel gedeckt werden konnte (Erisman et al., 2008). Problematisch ist jedoch, dass der hierfür produzierte reaktive Stickstoff im großen Umfang in der Umwelt verbleibt.

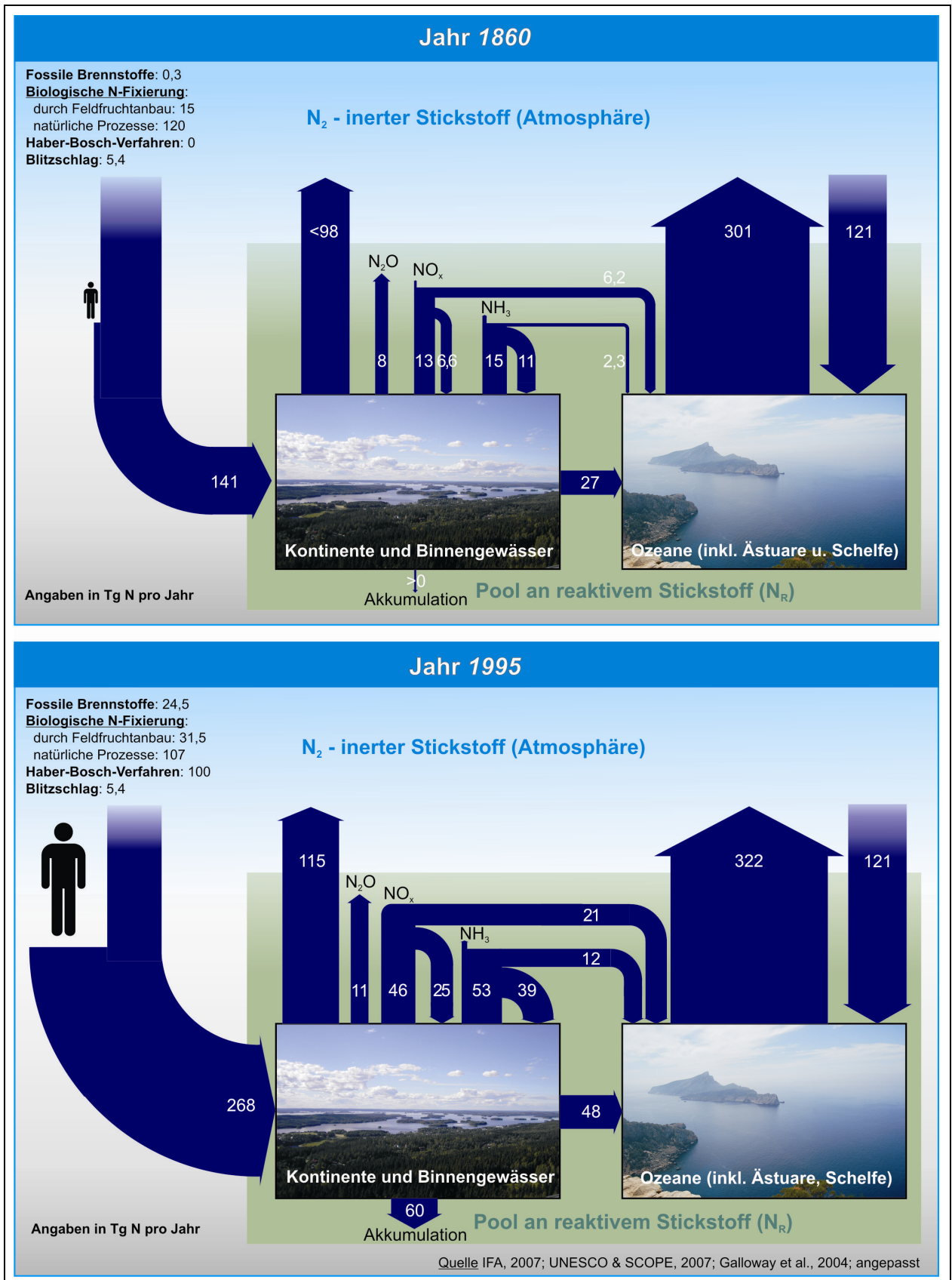


Abb. 5: Globaler Stickstoffkreislauf um 1860 sowie Mitte 1990

Für das Jahr 1995 haben UNESCO & SCOPE (2007) abgeschätzt, aufbauend auf Galloway et al. (2004), dass die globale Produktion reaktiver Stickstoffverbindungen über synthetische Düngemittelproduktion, verstärkten Anbau N₂-fixierenden Pflanzen (z.B. Soja) sowie durch Freisetzung von NO_x im Zuge der Energieerzeugung 156 Tg N/Jahr betrug. Dem steht eine natürliche biologische N₂-Fixierung in terrestrischen Systemen von 107 Tg N/Jahr bzw. 121 Tg N/Jahr in marinen Systemen gegenüber (s. Abb. 5).

Gruber & Galloway (2008) gehen beim marinen System sogar von einer natürlich biologischen Fixierung von 140 Tg N/Jahr aus. Wobei sie in diesem Zusammenhang anführen, dass nur wenige der N-Ströme mit einer Unsicherheit von weniger als 20 % bekannt sind; bei vielen liegt diese vielmehr bei 50 % und darüber. D.h. der globale N-Kreislauf wurde durch anthropogene Aktivitäten in den letzten 200 Jahren nahezu verdoppelt (Gruber & Galloway, 2008) und damit wurde aller Wahrscheinlichkeit nach ein kritisches Limit für das Erdsystem überschritten (Rockström et al., 2009).

Dies ist umso bemerkenswerter, da die viel diskutierte Einflussnahme des Menschen auf den globalen Kohlenstoffkreislauf im Vergleich zum Stickstoffkreislauf wesentlich geringer ist. Der globale natürliche C-Kreislauf umfasst ca. 200 Pg C pro Jahr (sowohl für terrestrische, als auch marine Systeme, jeweils 100 Pg C-Fluss, Aufnahme und Abgabe) und die anthropogene Freisetzung von Kohlenstoff aus fossilen Energieträgern und über Landnutzungswandel beträgt ca. 6,5 bis 7,5 Pg C/Jahr. Durch anthropogene Aktivitäten wurde der globale C-Kreislauf somit um ca. 3,5 bis 5,0 % erhöht (Denman et al., 2007).

Für die atmosphärischen N₂O-Konzentrationen sind insbesondere die mikrobiellen Umsetzungsprozesse Nitrifikation und Denitrifikation in der Biosphäre, d. h. in terrestrischen wie auch in marinen Systemen, verantwortlich. Während der Nitrifikation, die nur in gut durchlüfteten Böden, Sedimenten oder Wasserkörpern abläuft, wird (zumeist unter Energiegewinnung) Ammonium durch chemo-litho-autotrophe, aber auch heterotrophe nitrifizierende Bakterien zu Nitrit oder Nitrat oxidiert. Fakultatives Zwischenprodukt ist dabei N₂O wie auch NO.

Bei der Denitrifikation wird Nitrat und Nitrit oder auch NO und N₂O letztendlich zu molekularem Di-Stickstoff (N₂) reduziert und somit der N-Kreislauf geschlossen. Dieser Prozess ist bei fast allen Mikroorganismengruppen, d. h. auch für Pilze oder die meisten Nitrifizierer, nachgewiesen worden und wird insbesondere dann aktiviert, wenn unter O₂-Mangelbedingungen Nitrat oder andere oxidierte Stickstoffverbindungen als alternativer Elektronenakzeptor statt Sauerstoff genutzt werden können. Daher ist die Denitrifikation mit staunassen Böden bzw. Sauerstoffmangel in Böden, Sedimenten und Gewässern assoziiert (Conrad, 2002). N₂O ist bei der Denitrifikation obligatorisches Zwischenprodukt und die Freisetzung von N₂O statt N₂ als Produkt der Denitrifikation ist dabei u. a. von der Nitrat-Konzentration im Boden, dem pH-Wert oder auch der mikrobiellen Spezies abhängig (Firestone & Davidson, 1989). Die Denitrifikation ist aber auch der bisher einzig bekannte Prozess, der zu einem N₂O-Abbau in Böden beitragen könnte (Chapuis-Lardy et al., 2007).

Die außerordentliche Bedeutung mikrobieller Prozesse für das globale atmosphärische N₂O-Budget spiegelt sich in Tab. 1 wider (Mosier et al., 1998). Bis auf die Quellen „Biomasse-Verbrennung“ und „Industrielle Quellen“ (hier insbesondere die Adipin- und Salpetersäureproduktion), die mit weniger als 4 Tg N/Jahr max. 25 % zum globalen Budget beitragen, stehen alle anderen Quellen im Zusammenhang mit der Bildung von N₂O über die mikrobiellen Prozesse Nitrifikation und Denitrifikation. Hervorzuheben ist hierbei, dass insbesondere Böden als die primären Rezeptoren reaktiver Stickstoffverbindungen (N-Düngung aber auch atmosphärische N-Deposition) mit über 60 % der globalen Quellstärke eine herausgehobene Stellung einnehmen. Dies trifft insbesondere auf landwirtschaftliche Böden, aber auch auf Waldböden zu und hier insbesondere auf tropische Regenwaldböden (Tab. 1).

Tab. 1: Beiträge einzelner Quellen und Senken zum globalen N₂O-Budget im Rahmen verschiedener Abschätzungen

Einheit = Tg N/Jahr	IPCC,1992	IPCC,1995a	IPCC,1997
Quellen			
<i>Natürlich</i>			
Ozeane	1,4-2,6	3(1-5)	3,0(1-5)
Tropische Böden			
Regenwald	2,2-3,7	3(2,2-3,7)	3,0(2,2-3,7)
Savannen	0,5-2,0	1(0,5-2,0)	1,0(0,5-2,0)
Böden temperater Breiten			
Wälder	0,5-2,0	1(0,1-2,0)	1,0(0,1-2,0)
Grünland	?	1(0,5-2,0)	1,0(0,5-2,0)
<i>Zwischensumme</i>	<i>4,6-8,3</i>	<i>9(4,3-14,7)</i>	<i>9,0(4,3-14,7)</i>
<i>Anthropogen beeinflusst</i>			
Landwirtschaftliche Böden	0,03-3,0	3,5(1,8-5,3)	3,3(0,6-14,8)
Biomasse-Verbrennung	0,2-2,1	0,5(0,2-1,0)	0,5(0,2-1,0)
Industrielle Quellen	0,8-1,8	1,3(0,7-1,8)	1,3(0,7-1,8)
Viehhaltung/Wirtschaftsdünger	?	0,4(0,2-0,5)	2,1(0,6-3,1)
<i>Zwischensumme</i>	<i>1,0-6,9</i>	<i>5,7(3,7-7,7)</i>	<i>7,2(2,1-19,7)</i>
Alle Quellen	5,6-15,2	14,7(8-22,4)	16,2(6,4-34,4)
Senken			
Atmosphärischer Anstieg	3-4,5	3,9(3,1-4,7)	3,9(3,1-4,7)
Böden	?	?	?
Stratosphärischer Abbau	7-13	12,3(9-16)	12,3(9-16)

Quelle: (Mosier et al., 1998)

Wie aus Tab. 1 zu ersehen, ist die Quantifizierung der Höhe der bodengebundenen N₂O-Emissionen nach wie vor mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Dies ist im wesentlichen darauf zurückzuführen, dass das Ausmaß der mikrobiellen N-Umsetzungen und damit auch der N₂O-Austausch mit der Atmosphäre durch eine Vielzahl von Umweltfaktoren wie Temperatur, Bodenfeuchte, Bodentextur, N-Status und N-Düngung, Bodenbearbeitung und Feldfrucht, Boden-pH, Frost-Auftau-Prozesse etc. beeinflusst wird. Folglich weist der N₂O-Austausch eine erhebliche zeitliche und räumliche Variabilität über mehrere Größenordnungen auf, die durch bestehende Messmethoden nur unzureichend oder gar nicht erfasst werden kann (Butterbach-Bahl et al., 2004).

Einfache, empirische Ansätze zur Hochrechnung des N₂O-Austauschs aus Punktmessungen sind daher mit großen Unsicherheiten verbunden (siehe z.B. Schwankungsbreite der Berechnungen bei Breuer et al., 2000; Stehfest & Bouwman, 2005; Jungkunst et al., 2006). Daher wird inzwischen die Verwendung biogeochemischer Prozessmodelle zur Simulation der N₂O-Emissionen auf Standort- und regionalen Skalen für Emissionsinventare intensiv diskutiert (Kesik et al., 2005; Werner et al., 2007, Butterbach-Bahl et al., 2009; Leip et al., 2008).

Der Anbau landwirtschaftlicher Feldfrüchte für eine spätere teilweise oder vollständige energetische Nutzung ist prinzipiell mit denselben Umweltproblemen verbunden wie die „normale“ landwirtschaftliche Produktion. Zum Erreichen entsprechender Flächenerträge für z. B. Raps, „Energienmais“ oder auch Zuckerrohr muss neben der Zufuhr anderer Nährstoffe und Pflanzenschutzmitteln (PSM) eine entsprechende Stickstoffzufuhr durch mineralische oder organische Düngung gewährleistet werden. Dies kann zu einer Gefährdung der Umwelt führen, hinsichtlich des Austrags bzw. der Freisetzung von Stickstoff-, PSM- oder Phosphatverbindungen.

Sehr kritisch ist hierbei der Aspekt der N-Düngung und der N₂O-Emissionen für die Klimaneutralität von NaWaRo zu betrachten. Schon ein relativ geringfügiger Anstieg der N₂O-Emissionen von 1 kg N₂O/(ha*a) auf 5 kg/(ha*a), infolge einer intensiveren N-Düngung zur Erhöhung der Biomasseproduktion, ist gleichzusetzen mit einer zusätzlichen Freisetzung von über 1 Tonne CO₂ ($\Delta = 4 \text{ kg N}_2\text{O}/(\text{ha} \cdot \text{a}) \cdot 298_{\text{GWP}} = 1192 \text{ kg CO}_2$; lt. IPCC, 2007).

Obwohl die Freisetzung von N₂O aus Böden mit erheblichen Unsicherheiten verbunden ist und von Standort zu Standort, Feldfrucht zu Feldfrucht und Jahr zu Jahr variieren kann, bleibt die Stickstoffverfügbarkeit im Boden und damit die N-Düngung eine wesentliche Triebgröße der bodengebundenen N₂O-Emissionen. Als grobe Abschätzung für die durch N-Düngung verursachten zusätzlichen N₂O-Emissionen von bewirtschafteten landwirtschaftlichen, mineralischen Böden gibt das IPCC (2006) einen Emissionsfaktor von 0,01 mit einem Unsicherheitsbereich von 0,003 bis 0,03 an; d. h. 1 % der applizierten N-Düngemittel werden bereits am Standort in Form von N₂O aus dem Boden in die Atmosphäre emittiert (bei 100 kg N-Dünger also 1 kg N₂O-N).

Zusätzlich hierzu müssen noch indirekte N₂O-Emissionen durch den N-Düngemiteleinsatz berücksichtigt werden, die aufgrund der wasser- oder luftgetragenen Stickstoffverlagerungen, z. B. Nitratauswaschung, NH₃-Emission und Re-Deposition, in den Gebieten auftreten, in die die Stickstoffverbindungen deponiert/transportiert worden sind (Stichwort: N-Kaskade; vgl. Abb. 3, S. 10; Galloway et al., 2003, 2004). Diese zusätzlichen N₂O-Emissionen aus indirekten Emissionen addieren sich unter Berücksichtigung der Berechnungsformeln des IPCC (2006) zu ca. einem weiteren halben Prozent (0,5 %) des ursprünglichen eingesetzten N-Düngers (d. h. bei 100 kg N-Düngemiteleinsatz → Freisetzung von 1,5 kg N₂O-N). Diese Angaben des IPCC sind vage, extrem unsicher und stellen ein statistisches Mittel dar, basierend auf Resultaten bisheriger Feldmessungen. Problematisch hierbei ist, dass nur eine sehr begrenzte Anzahl von Feldmessungen zu N₂O-Emissionen zur Verfügung steht, die qualitativ

hochwertig durchgeführt wurden (d. h. hohe Anzahl von Replikaten, Abdeckung der zeitlichen und räumlichen Variabilität durch Intensivmessungen) und einen längerfristigen Zeitraum von mehreren Jahren abdecken (vgl. Datenbasis bei Stehfest & Bouwman, 2006).

In Bezug auf N_2O -Emissionen aus Böden sind insbesondere zeitlich hoch aufgelöste (mehrmals täglich) und langfristige Messungen essenziell, um die kurzfristigen Emissionsspitzen im Zuge von z. B. Düngung, Bodenbearbeitung oder auch Frost-Auftau-Ereignissen – die einen extrem hohen (bis zu 80 %) signifikanten Beitrag zur Gesamt-Jahres-Emission leisten können – und die saisonalen und interannuellen Unterschiede in den N_2O -Emissionen sicher erfassen zu können (Butterbach-Bahl et al., 2002; Holst et al., 2008; Barton et al., 2008). Solche Untersuchungen sind allerdings nur in geringem und in bisher nicht ausreichendem Umfang vorhanden.

An diesem Punkt setzt die Arbeit von Crutzen und Kollegen an (Crutzen et al., 2008), die unter Vergleich der globalen Kreisläufe von reaktivem N und N_2O in vorindustrieller und heutiger Zeit zeigt, dass mit der Einbringung reaktiver Stickstoffverbindungen in terrestrische Ökosysteme mit 3,3 bis 4,6 % wesentlich höhere N_2O -Verluste verbunden sein müssen als vom IPCC mit ca. 1,5 % angenommen (s. Abb. 6).

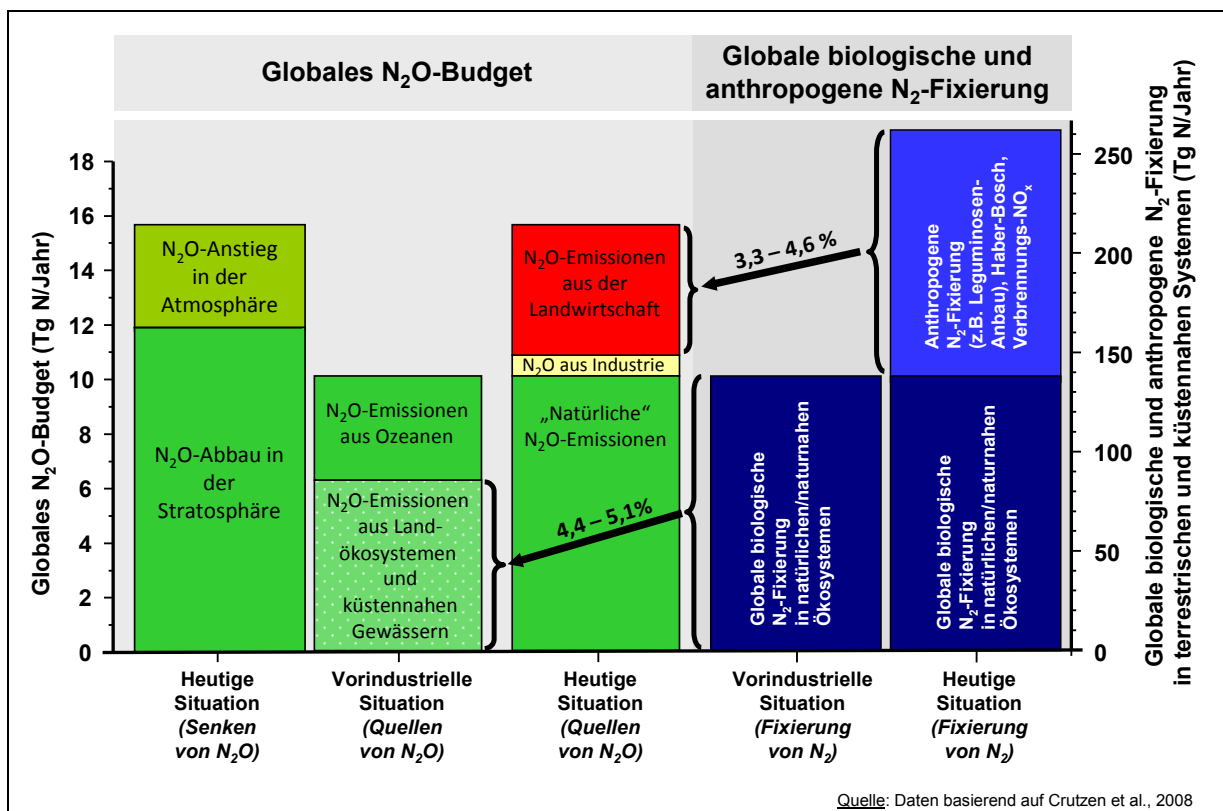


Abb. 6: Globale Betrachtung der Produktion von N_2O im Zuge der Fixierung von N_2
 Globale Budgets von reaktivem Stickstoff (N_r) und N_2O in vorindustrieller und heutiger Zeit und Bildungsraten von N_2O in Relation zur Produktion von reaktivem Stickstoff in der Biosphäre.

Dies hat erhebliche Implikationen für die Biomasseproduktion zur energetischen Nutzung, da die Gesamt-Treibhausgasbilanz durch die höher anzusetzenden N_2O -Verluste für fast alle gängigen „Bioenergiepflanzen“, wie Energiemais, Raps oder Zuckerrüben, negativ wird

(s. Abb. 7). Die Umwelt wird somit nicht von Treibhausgasen entlastet, sondern im Vergleich mit fossilen Energieträgern werden mehr Treibhausgase freigesetzt, was aus Sicht des Klimaschutzes kontraproduktiv ist.

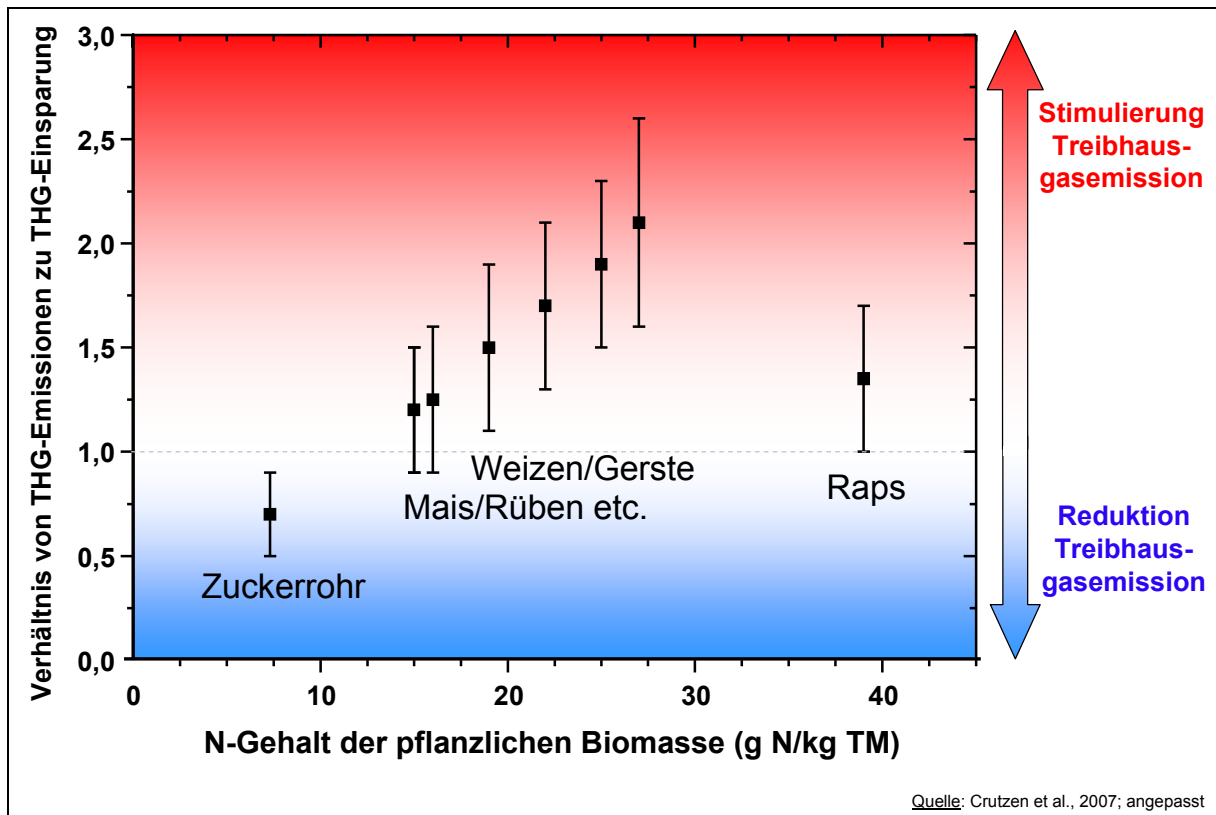


Abb. 7: Abhängigkeit der Klimabilanz von Biokraftstoffen aus NaWaRo vom Stickstoffgehalt der Pflanzen
Verwendung von Zuckerrohr, Rüben, Mais, Weizen und Gerste zur Produktion von Ethanol; Raps zur Produktion von Biodiesel

Tab. 2: Veränderung der in Abb. 7 gezeigten Klimabilanz von Raps, Mais und Zuckerrohr

Feldfrucht	Annahmen		
	a) Erhöhte Stickstoffeffizienz: e=0,6	b) Hoher Anteil von Wirtschaftsdünger (Gülle, Festmist): 20 % am Gesamtdüngereinsatz für Energiepflanzenanbau	c) Effiziente Nutzung von Nebenprodukten: 50 % der Energiepflanzenproduktion und damit des geernteten Stickstoffs ersetzen Ernteprodukte, die N-Dünger benötigen würden
Raps	0,7-1,2	0,8-1,4	0,5-0,9
Mais	0,6-1,0	0,7-1,2	0,4-0,7
Zuckerrohr	0,4-0,6	0,4-0,7	0,3-0,4

Quelle: Crutzen et al., 2008

Bei der Produktion von Biomasse ist die N-Düngung umso höher, je höher der N-Bedarf der jeweiligen Feldfrucht ist. Darüber hinaus ist die Effektivität, mit der Pflanzen Stickstoff aus der Düngung aufnehmen, begrenzt. Im globalen Mittel werden nur ca. 40 % des eingesetzten Stickstoffdüngers durch Feldfrüchte aufgenommen (Mittel EU: 44 %; Mittel Deutschland: 42 %; Oenema et al., 2009) und mehr als 50 % in die Umwelt freigesetzt. Dieser Stickstoff

steht somit potenziell für die mikrobielle N₂O-Produktion zur Verfügung. Verbesserte Treibhausgasbilanzen ergeben sich allerdings dann (s. Tab. 2), wenn

- a) eine höhere N-Aufnahmeeffizienz unterstellt wird,
- b) der Anteil von Wirtschaftsdünger (Gülle, Festmist) an der Gesamt-N-Düngung erhöht oder
- c) Nebenprodukte effizient verwertet werden.

Zusammenfassend heißt dies, dass mit steigendem Stickstoffgehalt der Bioenergiepflanzen die Klimabilanz der Bioenergieerzeugung aus Biomasse (Gesamt-Lebenszyklus) aufgrund der erhöhten N₂O-Emissionen aus den Böden negativ wird (erhöhte THG-Emissionen im Vergleich zu fossilen Energieträgern). Von daher ist die energetische Nutzung von z. B. „Energiermais“ oder Raps – mit ihren hohen Pflanzen-N-Gehalten – kritisch zu beurteilen (s. Abb. 7). Als Orientierungswert nach IPCC gehen rund 1,5 % des applizierten Düngerstickstoffs als N₂O (1% direkt + 0,5 % indirekt) verloren; somit ist bei Bioenergiepflanzen mit einem erhöhten Stickstoffbedarf von erhöhten Lachgasemissionen auszugehen. Inwieweit bei gleichem N-Düngungsniveau, z.B. durch die Rückführung von Gärresten – im Vergleich zu mineralischem N – die Höhe der Lachgasemissionen beeinflusst wird, wäre in F&E-Arbeiten zu klären.

Positiver scheint auf den ersten Blick die Bilanz für Energiepflanzen mit weitem C:N-Verhältnis, wie z. B. Zuckerrohr (für Ethanol-Produktion) oder Kurzumtriebsplantagen (Holzhackschnitzel-Produktion für die spätere energetische Nutzung) zu sein (siehe aber auch Exkurs zu BVOC in Kapitel 5.2). Zumindest in Bezug auf den Zuckerrohranbau ist dieses jedoch stark zu hinterfragen.

Zuckerrohr wird in tropischen und subtropischen Gebieten angebaut; eine hohe Biomasseproduktion erfordert auch hier hohe Gaben von Stickstoffdüngern, die je nach Region im Größenbereich von 100 (Brasilien) bis 250 kg N/(ha*a) (Australien) liegen. Aufgrund der Umweltbedingungen, z. B. hohe Niederschläge, staunasse Böden und hohe Temperaturen, sind die N₂O-Emissionen pro eingesetzter Düngermenge zumeist wesentlich höher als in temperaten Breiten. Erste Untersuchungen in Australien zeigen, dass sich bei 200 kg N-Düngung von Zuckerrohr die direkten N₂O-Verluste auf über 15 kg N₂O-N belaufen (Allen et al., 2008), d. h. dass der Emissionsfaktor 7,5 % beträgt (gegenüber 1 % beim IPCC-Ansatz). Sollte sich dies bestätigen, ist auch Zuckerrohr, alleine aufgrund der mit dem Anbau verbundenen N₂O-Emissionen, keine klimaschonende Variante für die Erzeugung von Energie aus Biomasse.

Die stiefmütterliche Behandlung des Themenfeldes Lachgasemissionen bei NaWaRo ist sehr verbreitet. In einer aktuellen Literaturstudie zum Thema Life-Cycle-Assessment für das US Programm Ethanol aus Mais wird darauf hingewiesen, dass die Berechnung und Berücksichtigung von Lachgasemissionen aus Böden in 11 von 13 ausgewerteten Studien inadäquat oder fehlend war (Kendall & Chang, 2009). Darüber hinaus weisen Williams et al. (2009) darauf hin, dass “despite current expectations, significant uncertainty remains regarding how well next generation biofuels will fare on different environmental and sustainability factors”.

4.2 Unsicherheiten und kritische Betrachtung der Ökosystem-Kohlenstoffvorräte bei Landnutzungswandel

In den meisten Studien, die die energetischen Potenziale von NaWaRo und deren Substitutionseffekt für fossile Treibstoffe in Hinblick auf den Schutz der Ressource Atmosphäre untersucht haben, ist der Gedanke, dass mit einer Landnutzungsänderung auch Änderungen der Bodenkohlenstoffvorräte verbunden sind, die in einer Klimabilanz berücksichtigt werden müssen, nicht vorhanden. Eine der ersten Studien, die auf dieses Problem sehr prominent hinwies (Artikel in Science), war die Arbeit von Fargione et al. (2008). Diese zeigt an einer Reihe von Beispielrechnungen für verschiedene Landnutzungen und NaWaRo, dass durch die im Zuge von Landnutzungsänderungen erfolgende Mobilisierung und Volatilisierung der Bodenkohlenstoffreserven die Klimabilanz über Jahre hinaus negativ belastet wird.

Im Falle des Biodiesels aus Palmöl kompensiert die mit dem Bodenkohlenstoffabbau verbundene CO₂-Freisetzung, bei Etablierung einer Palmölplantage auf früheren Regenwaldflächen, den bei Nutzung als Biokraftstoff erzielbaren Kohlenstoffgewinn für ca. 86 Jahre (s. Abb. 8). Sollte die Palmölplantage auf tropischen Mooregebieten angelegt worden sein, wäre mit einer positiven Treibhausbilanz durch die Verwendung von Palmöl-Biodiesel erst nach ca. 400 Jahren zu rechnen. Hierbei muss noch erwähnt werden, dass die negativen Auswirkungen in Bezug auf erhöhte N₂O-Freisetzungen in Folge von Landnutzungswandel (z.B. Keller et al., 1993) nicht berücksichtigt sind.

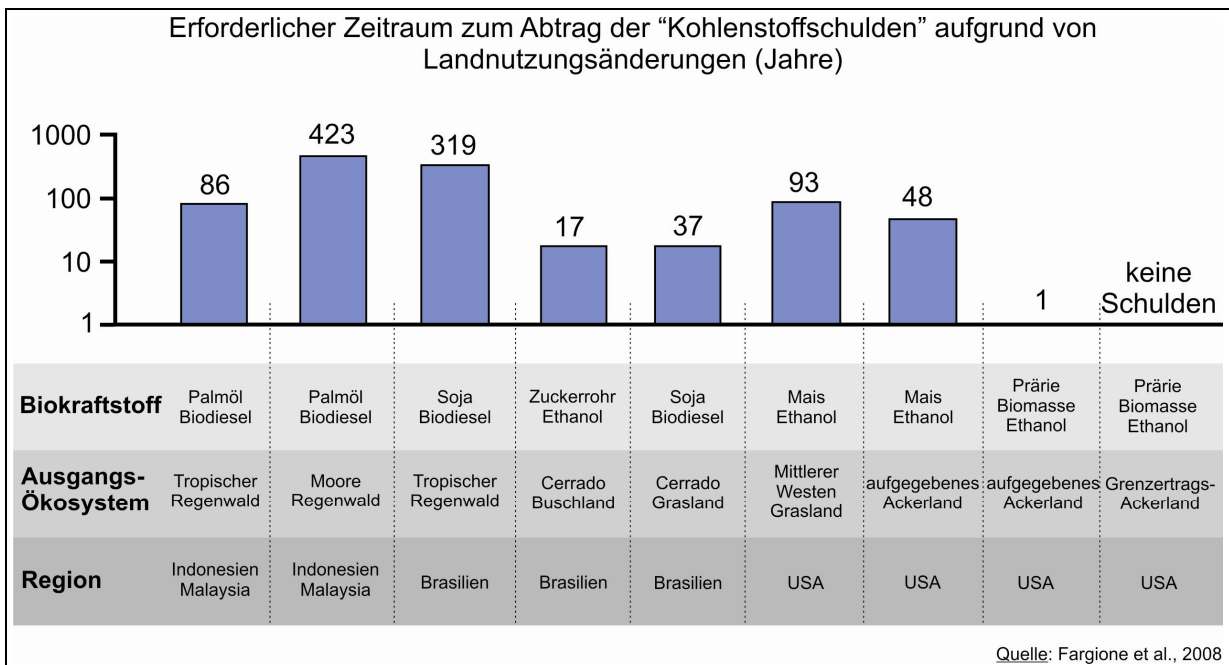


Abb. 8: Einfluss von Landnutzungsänderungen auf die Klimabilanz von Biokraftstofflinien
Anzahl der benötigten Jahre zur Erreichung einer positiven Klimabilanz für verschiedene NaWaRo-, Biokraftstofflinien (Biodiesel/Ethanol), abhängig von Ausgangs-Ökosystem und Region

Wesentliche Argumente, die gegen diese Betrachtungsweise vorgebracht werden, beziehen sich zumeist darauf, dass keine Flächennutzungsänderung erfolgt, d.h. dass z.B. bestehende landwirtschaftliche Flächen für den Anbau von NaWaRo genutzt werden. Aber auch dieser Gedankengang greift zu kurz, da unkritische Flächenumwandlung an einer Stelle die verstärkte Nutzung naturnaher Ökosysteme in anderen Regionen nach sich ziehen kann (Substitutionseffekte). Zum Beispiel wird die Verdrängung der regionalen Tierfuttererzeugung durch Anbau von NaWaRo erhöhte Futtermittelimporte aus dem Ausland nach sich ziehen, sofern nicht die Tierproduktion insgesamt reduziert wird.

Die logische Schlussfolgerung kann deshalb nur sein, dass für eine Klimabilanzierung von NaWaRo die Kohlenstofffreisetzung aufgrund von Landnutzungsänderungen explizit mit eingerechnet werden sollte. Der Bezugszeitraum für solche Berechnungen sollte aufgrund der mehrere Jahrzehnte dauernden Neueinstellung eines Gleichgewichtszustandes bei den Bodenkohlenstoffvorräten zumindest 20 Jahre, besser aber 100 Jahre betragen. In aktuellen Diskussionen wird vorgeschlagen, einen Zeitkorrekturfaktor (time correction factor: TCF) in die Berechnungen einzuführen, um durch Landnutzungswandel hervorgerufene Treibhausgasemissionen in einer Life Cycle Analysis von Bioenergieträgern zu berücksichtigen (Kendall et al., 2009).

Im Zusammenhang mit der Änderung der Bodenkohlenstoffvorräte durch verstärkten Anbau von Bioenergiepflanzen werden aktuell Möglichkeiten der C-Sequestrierung über die Einbringung von „Biokohle“ (Biochar) diskutiert. Diese Strategie und die damit verbundenen Verfahren befinden sich noch im Anfangsstadium und beinhalten somit große Unsicherheiten gerade auch mit Blick auf die damit verbundenen Chancen und ökologischen Risiken (Sohi et al., 2009; Verheijen et al., 2010).

Das aufgeführte Beispiel (s. Abb. 8) von Fargione et al. (2008) erscheint bei Betrachtung der Situation in Deutschland bzw. Europa als diskussionswürdig. Zu ähnlichen Ergebnissen und Schlussfolgerungen kommen allerdings auch andere Autoren. In einer Studie des IFEU für das Umweltbundesamt (Fehrenbach et al., 2008) wird ebenfalls auf den sehr kritischen Aspekt der C-Freisetzung aus dem Ökosystemspeicher (Vegetation/Boden) bei Anbau von NaWaRo und unsachgemäßer Boden-Humusbewirtschaftung hingewiesen (Hülsbergen & Schmid, 2008). Auch in dieser Studie ist bei der Gewinnung von Kraftstoffen aus NaWaRo die Klimabilanz im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen bestenfalls vergleichbar, aber nur sehr selten positiv (s. Abb. 9). Wird aber ein mindestens 35 %-iger Vorteil von NaWaRo-Kraftstoffen gegenüber fossilen Kraftstoffen gefordert, würde keiner der gängigen Biokraftstoffe dieses Kriterium erfüllen. Deutlich erkennbar ist die Bedeutung von Landnutzungsänderungen für die Klimabilanz von NaWaRo. Auch hierbei sollte erwähnt werden, dass Fehrenbach et al. (2008) die N₂O-Emissionen konservativ nach IPCC (2006) berechnen und damit höchstwahrscheinlich unterschätzen (Crutzen et al., 2008). Dass dieses kritisch zu sehen ist, wurde bereits unter Kap. 4.1 ausgeführt.

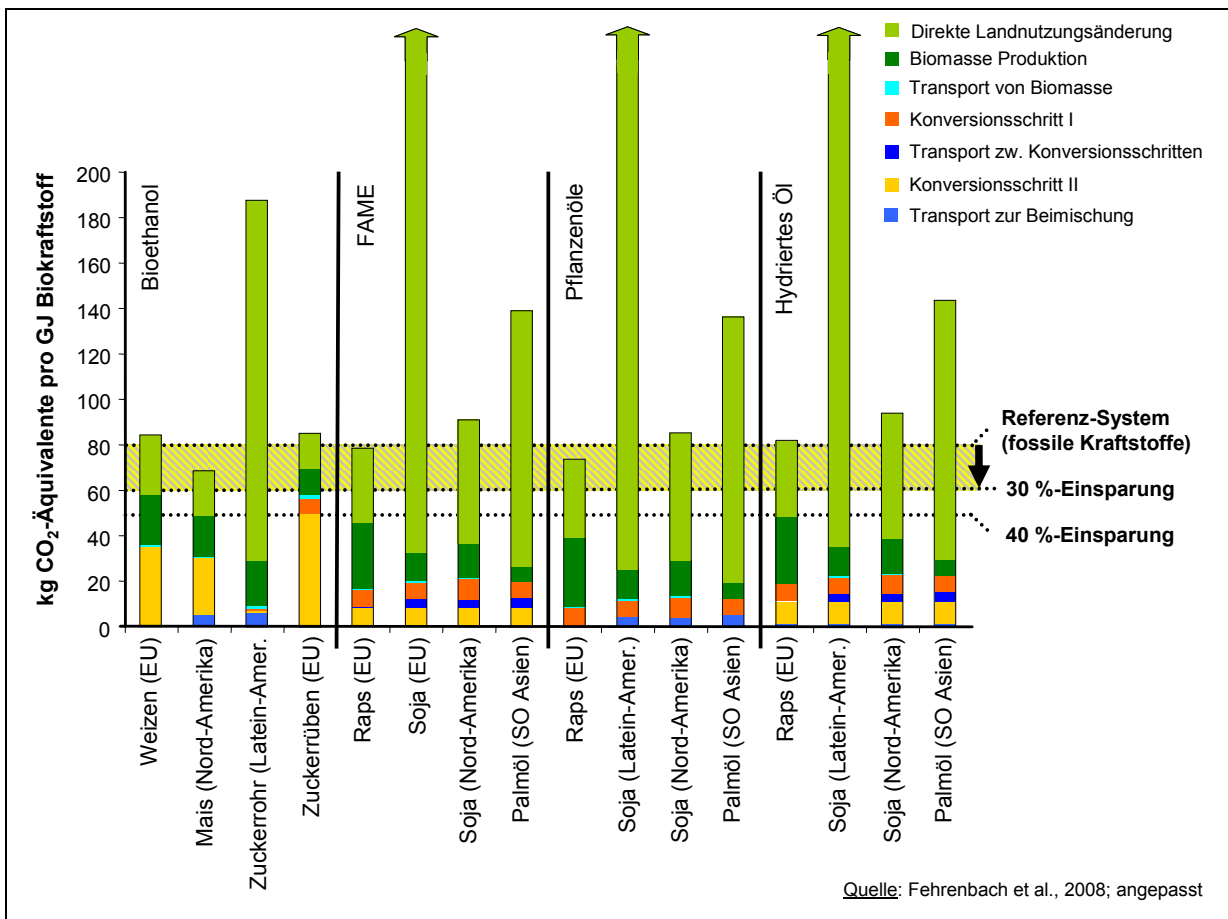


Abb. 9: Konservative Abschätzung des THG-Einsparungspotenzials von Biokraftstoffen für verschiedene NaWaRo im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen und Einsparzielen

Auch Hülsbergen & Schmid (2008), der Wissenschaftliche Beirat Agrarpolitik (WBA, 2008) oder Righelato & Spracklen (2007) kommen zu vergleichbaren Einschätzungen. D.h. selbst wenn man bei Biokraftstoffen mit einer CO₂-Vermeidung im Bereich von 0,3-0,5 t C/(ha*a) (Raps) bis 1,6-2,2 t C/(ha*a) (BtL-Kraftstoffe aus Holz bzw. Ethanol aus Zuckerrohr) kalkuliert, so ist das Problem des Kohlenstoffverlustes durch Landnutzungsänderung (z.B. Umbruch von Grünland in Ackerland führt zu einem Bodenkohlenstoff-Verlust von ca. 1 t C/(ha*a) über einen Zeitraum von 15 bis zu 50 Jahren) eine entscheidende und nicht zu vernachlässigende Größe. Righelato & Spracklen (2007) ziehen hieraus den Schluss, dass – rein aus der Perspektive des Klimaschutzes betrachtet – die Aufforstung von Brach- und landwirtschaftlichen Marginalflächen eine bessere Option ist, als der Anbau von NaWaRo.

Zur Situation in Deutschland schreiben Hülsbergen & Schmid (2008): „Besonders negativ wirken sich Nutzungsveränderungen (Umbruch von Grünland und Brachen) sowie der konzentrierte Maisanbau aus. In den vergangenen Jahren sind in größerem Umfang Grünlandflächen in Ackernutzung überführt worden. So nahm die Grünlandfläche in Deutschland von 2003 bis 2007 um 154.000 ha (3,1 %) ab (DLZ Agrarmagazin, 2008), in Schleswig-Holstein sogar um 5 %. Durch die Biogaswirtschaft werden regional hohe Anbaukonzentrationen von Silomais erreicht. In mehr als 90 % aller Biogasanlagen in Deutschland wird Mais als Substrat eingesetzt. Dies hat den Anbau von 1,12 Mio. ha (2002) auf 1,35 Mio. ha (2006) ausge-

weitert. Im Jahr 2006 wurden 162.000 ha Mais für die Biogasproduktion angebaut; dies sind 12 % der Maisanbaufläche (Roßberg & Hartmann, 2007)“.

Zu den Auswirkungen des Grünlandumbruchs auf die Bodenkohlenstoffvorräte an einer landwirtschaftlichen Versuchstation im Erzgebirge (Lauterbach) schreiben Hülsbergen & Schmid (2008): „Nach dem Grünlandumbruch verminderten sich die N_{org} - und C_{org} -Gehalte und -Mengen im Boden über einen Zeitraum von 20 Jahren deutlich“. „Auf der nicht mit Gülle oder Stallmist gedüngten Variante verminderten sich die N-Vorräte um ca. 2200 kg N/ha, die C-Vorräte um 22.000 kg C/ha, das entspricht einem C-Abbau von 1100 kg/(ha*a) bzw. einer CO_2 Freisetzung von ca. 4000 kg CO_2 /(ha*a)“.

4.3 Klimaneutralität, gängige Berechnungsverfahren zu NaWaRo

Mit der EU-Richtlinie 2009/28/EG (EU, 2009) zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen wurden erstmals Nachhaltigkeitskriterien für die Herstellung von Biomasse zur energetischen Verwendung vorgeschrieben; zunächst nur für Biokraftstoffe und flüssige Biobrennstoffe. Am 10. Juni 2010 hat die EU-Kommission zwei Mitteilungen und eine Entscheidung veröffentlicht, in denen sie die Einführung eines Zertifizierungssystems für nachhaltige Biokraftstoffe beschließt und die Anforderungen für dessen Umsetzung weitergehend präzisiert (EU, 2010a-d). Insbesondere die Richtlinie zur Kalkulation der Kohlenstoffvorräte in der Vegetation und im Boden (EU, 2010d) – einschließlich der Effekte einer geänderten Landbewirtschaftung – ist in diesem Zusammenhang von besonderer Bedeutung (vgl. Kap. 4.3.1).

Zur Umsetzung der EU-Richtlinie 2009/28/EG in nationales Recht wurden von der deutschen Bundesregierung im Jahr 2009 zwei Nachhaltigkeitsverordnungen erlassen: In der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV, 2009) werden die Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung festgelegt, die Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (2009) gibt die Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen vor. Beide Nachhaltigkeitsverordnungen beinhalten Anforderungen an eine Minderung der Treibhausgasemissionen um mindestens 35 % (siehe auch Abb. 9). Die bei der Berechnung des Treibhausgas-Minderungspotenzials zugrunde zu legenden Standardwerte sind im Überblick in Tab. 3 zusammengestellt. In dieser Tabelle sind zum Vergleich in der Literatur recherchierte Werte aufgeführt.

Zunächst ist darauf hinzuweisen, dass die hier diskutierten Werte für die Treibhausgasemissionen bei den einzelnen Biokraftstoffen bzw. flüssigen Biobrennstoffen von einer Vielzahl von Einflussfaktoren abhängig sind, wie beispielsweise von der unterstellten Technologievariante oder vom Anlagenstandort. So ist bei den unterschiedlichen Biokraftstoffen über die komplette Prozesskette gesehen eine erhebliche Bandbreite an Ergebnissen bei den Treibhausgasemissionen möglich. Daneben sind aufgrund fehlender Empirie Unsicherheiten in der Datenbasis

Tab. 3: Standard- und Vergleichswerte für die Berechnung der Treibhausgasemissionen bei Biokraftstoffen

Biokraftstoff Biomasse	Verfahren - Besonderheiten	Standardwerte nach Biokraft-NachV (2009)				Vergleichswerte aus Literatur *)		
		e _{ac} Anbau	e _p -e _{ee} Herstellung abzgl. Strom	e _{td} Transport/ Lieferung	gesamt	Zimmer et al. 2008	UBA 2009 ^{d)}	Winzer et al. 1993 ^{f)}
Biokraftstoffe der 1. Generation (Angaben in g CO ₂ -Äq./MJ)								
- aus Zuckerrüben	Prozessbrennstoff nicht spezifiziert	12	26	2	40	38-75 ¹⁾ , 32 ²⁾ , 58 ³⁾ , 90 ⁴⁾	33	63
	Braunkohle als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage	23	45	2	70		50 (71)	70
- aus Weizen	Erdgas als Prozessbrennstoff in konventioneller Anlage	23	45	2	70			
	Erdgas als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage	23	30	2	55	60-73 (39 ^{b)} , 22 ^{c)}		
	Stroh als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage	23	19	2	44			
	Stroh als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage	23	1	2	26			22
- aus Mais ^{a)}	Erdgas als Prozessbrennstoff in KWK-Anlage	20	21	2	43		37 ^{e)}	
- aus Zuckerrohr		14	1	9	24		24	
- aus Raps		29	22	1	52		46	36
- hydrobehandelt		30	13	1	44	44-64 (49 ^{b)} , -5 ^{c)}		29
- rein		30	5	1	36		35	29
Künftige Biokraftstoffe (2. Generation)								
- aus Weizenstroh		3	7	2	12			
- aus Abfallholz		1	17	4	22			
- aus Kulturholz		6	17	2	25			
- aus Abfallholz		1	0	3	4			
- aus Kulturholz		4	0	2	6			
- aus Abfallholz		1	0	4	5			
- aus Kulturholz		5	0	2	7			
- aus Strohpellets								9

*) Diese Werte berücksichtigen größtenteils nicht die Änderung von ökosystemaren Kohlenstoffspeichern bei Landnutzungsänderungen, bzw. kalkulieren nicht mit erhöhten Unsicherheiten in Bezug auf Lachgasemissionen aus Böden (Abkürzungen: siehe Seite 28, „Berechnung des Treibhausminderungspotenzials nach der BioSt-NachV“).

a) im Geltungsbereich der EU hergestellt

b) für die Rohstoffproduktion

c) für die Konversion unter Berücksichtigung einer Gutschrift für Nebenprodukte (Soja, Glycerin, Rapskuchen, etc.)

d) vom UBA aktuell verwendete Werte, in Klammern die bisher verwendeten Werte

e) für in den USA hergestellten Mais

f) Prozess-CO₂-Emissionen, Gegenwart (in 1993) bzw. Zukunft (nur bei Stroh als Prozessbrennstoff)

1) Schmitz (2006, 2005), 2) Zan et al. (2007), 3) JRC (2007), 4) IE (2007)

gegeben, insbesondere bei den zukünftigen Technologien für die Biokraftstoffe der 2. Generation, die sich derzeit noch überwiegend im Stadium von Forschung und Entwicklung befinden. Eine Einschätzung des Umweltbundesamtes hierzu wird am Ende des Kapitels diskutiert. Wie beispielsweise der Vergleich der Standardwerte aus den Nachhaltigkeitsverordnungen mit den Werten von Zimmer et al. (2008) bei Weizen und Raps zeigt, können Lachgasemissionen beim Anbau von NaWaRo im Kontext der landwirtschaftlichen Düngung einen sehr negativen Einfluss auf die Treibhausgasemissionen haben (siehe auch Kap. 4.1). Beim Biomasseanbau muss auch die mögliche Veränderung der ökosystemaren Kohlenstoffspeicherung (Boden/Vegetation) aufgrund von direkter und indirekter Landnutzungsänderung in die Treibhausgasbilanzierung mit einbezogen werden (siehe auch Kap. 4.2); dies ist jedoch bereits im Berechnungsansatz der Nachhaltigkeitsverordnungen vorgesehen (siehe auch Tab. 4), wenn auch nicht in allen bisher vorliegenden Studien berücksichtigt.

Tab. 4: *Biokraftstoffprogramme in verschiedenen Staaten*

	Biokraftstoffprogramme/ Ziele	Zieljahr	2. Generation von Biokraft- stoffen Zeitplan	Eindeutige Richtlinien/ Bestimmungen für Land- nutzungsänderungen
USA	36 Milliarden Gallonen Ziel Bio-Ethanol/Biodiesel	2022	Ja	Ja
Brasilien	Beimischung von Bioethanol in Kraftstoffe 20-25 %		Nein	Nein
EU	Beimischung von Biokraftstoffen zu Transportkraftstoffen: mind. 10 %	2020	Ja	Ja
Deutschland	8 %-Anteil von Biokraftstoffen an Transportkraftstoffen	2015	Ja	Ja
China	9 Millionen Tonnen Ethanol und 15 Millionen Tonnen Biodiesel	2020	Nein	Nein
Kanada	Beimischung von Biokraftstoffen: Benzin 5 %, Diesel 2 %	2010, 2012	Nein	Nein
Thailand	10 % Beimischung von Biokraftstoffen in Benzin und Diesel	2012	Nein	Nein
Kolumbien	10 % Beimischung von Biokraftstoffen in Benzin und 5 % in Diesel	2009	Nein	Nein
Indien	Transportkraftstoffe sollen 20 % an Biokraftstoffen beinhalten	2017	Nein	Nein
Australien	350 Millionen Liter Biokraftstoffe	2010	Nein	Nein

Quelle: Williams et al. (2009)

Mit Blick auf die Beurteilung der Herstellungskette der Biokraftstoffe spielt die Bewertung der Nebenprodukte (u.a. Rapskuchen, Glycerin, DDGS) eine wesentliche Rolle; hier sind entsprechende Gutschriften bei der Berechnung der Treibhausgasemissionen zu berücksichtigen. Beispielsweise könnten nach Berechnungen von Zimmer et al. (2008) für die Herstellung von Biodiesel (100.000 t pro Jahr), unter Berücksichtigung von Gutschriften für Rapschrot und

Glycerin, die bereitstellungsbedingten THG-Emissionen um ca. 30 % reduziert werden (vgl. Deutscher Bundestag, 2007). Dies ist ebenso der Fall, falls durch eine gekoppelte stoffliche und energetische Nutzung von Biomasse fossile Rohstoffe ersetzt werden können. Ein Beispiel hierfür ist die stoffliche Nutzung von Holz, bevor das Holz anschließend energetisch genutzt wird – siehe „Exkurs: Wald/Holz als Kohlenstoffspeicher“ in Kapitel 5.1.

Die Bewertung von Biogasanlagen hängt sehr stark von den Annahmen zum Methanschlupf ab; dies trifft auch in Hinblick auf die Bewertung von Methan- und Lachgasemissionen bei Lagerung und Ausbringung der Gärreste zu. Beim zuletzt genannten Punkt ist zu bedenken, dass Biogasanlagen rein auf die Verwertung der C-Reserven ausgerichtet sind. D.h. dass reaktive, leicht abbaubare Stickstoffverbindungen (niedermolekulare organische N-Verbindungen, wie z.B. Aminosäuren oder anorganischer Stickstoff in Form von Ammonium) in den Gärresten akkumuliert sind. Bei O₂-Zufuhr (Lagerung, Ausbringung) werden daher hohe Verluste gasförmiger N-Verbindungen (Lachgas, Ammoniak, Stickstoffmonoxid) beobachtet, was die Klimabilanz von Biogasanlagen stark negativ beeinflusst. Die Verringerung dieser, mit dem Betrieb von Biogasanlagen verbundenen Freisetzungen von CH₄ und N₂O stellt derzeit eine besondere technische Herausforderung dar. Aufgrund dieser skizzierten Unsicherheiten hinsichtlich der tatsächlich realisierbaren THG-Minderung sind Biogasanlagen, die in starkem Maße oder gar ausschließlich auf Silomais als Gärsubstrat ausgerichtet sind, nur schwer in eine schlüssige CO₂-Minderungsstrategie einzuordnen (vgl. Abb. 1, S.7). Dem gegenüber sollte die Biogasgewinnung auf Basis von Gülle und Reststoffen stärker in den Mittelpunkt gestellt werden (vgl. WBA 2008; Zimmer et al. 2008).

Im Vergleich zum Biomasseanbau und zur weiteren Verarbeitung der Bioenergieträger nehmen die mit den Transportvorgängen verbundenen Treibhausgasemissionen in der Regel eine eher untergeordnete Bedeutung ein, insbesondere bei dezentralen Anlagekonzepten mit geringen Kapazitäten (= kleine Anlagen). Sollten die Bioenergieträger jedoch über größere Entfernungen (z.B. beim Import preiswerter Biomasse) transportiert werden, so können die Bedeutung des Transports und die damit verbundenen Treibhausgasemissionen deutlich ansteigen.

Tab. 5: *Einschätzung des Umweltbundesamtes (2009) zu den Unsicherheiten bei den verwendeten Treibhausgas-Emissionsfaktoren von biogenen Energieträgern*

	Emissionsfaktoren biogener Energieträger	Unsicherheiten
Strom	Klärgas	mittel
	Deponiegas	mittel
KWK	Biogas: BHKW	groß
	Biomasse (fest): BHKW	groß
	Biomasse (flüssig): BHKW	groß
	Biogener Anteil des Abfalls	mittel
Wärme	Brennholz (Haushalte)	mittel
	Brennholz (Industrie)	groß
Verkehr	Biodiesel	groß
	Pflanzenöl	groß
	Bioethanol	groß

Quelle: UBA (2009), S. 47, angepasst

Das Umweltbundesamt (UBA) hat sich in einer aktuellen Studie vom Oktober 2009 mit den Unsicherheiten bei den Treibhausgas-Emissionsfaktoren von erneuerbaren Energien auseinandergesetzt (UBA, 2009). In Tab. 5 ist diese Wertung für biogene Energieträger bei deren Nutzung zur Strom-, gekoppelten Strom-Wärme(KWK)-, alleinigen Wärme- und Kraftstoffproduktion (Verkehr) wiedergegeben. Mit Ausnahme der biogenen Abfälle (Klärgas, Deponiegas, biogener Anteil des Abfalls) und der Brennholzverwendung in Haushalten wird die Unsicherheit bei den Treibhausgas-Emissionsfaktoren als „groß“ eingestuft. Begründet wird dies mit den empirisch unzureichend abgesicherten Emissionsmessungen. Bei KWK-Anlagen sind dies vor allem fehlende Messdaten bei den direkten Emissionen. Bei den Biokraftstoffen sind nach Einschätzung des UBA große Unsicherheiten über den gesamten Lebensweg festzustellen. Zudem konnten direkte und indirekte Landnutzungsänderungen – diese beeinflussen die Höhe der Emissionsminderung in starkem Maße – gegenwärtig noch nicht einbezogen werden. Nach Einschätzung des UBA kann deren Berücksichtigung sogar dazu führen, dass die Treibhausgasminderung in vielen Fällen auch negativ wird.

Maßgeblich hierfür ist, in welchem Ausmaß durch Umwidmung der Flächennutzung (z.B. Rodung von Waldflächen und Nutzung als Ackerflächen) der im Boden als Humus gebundene Kohlenstoff freigesetzt wird und in Form von CO₂ (teilweise auch als Methan oder Lachgas) zu einer zusätzlichen Belastung der Treibhausgasbilanz führt.

Tab. 6: Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf Ökosystemkenngrößen

Konversion von	zu	Bewertung	Auswirkungen
Wald	Anbau, 1-3-jährig		Auswirkungen ■ negativ ■ nicht eindeutig ■ positiv Anbau, 1-3-jährig = Anbaukultur in 1-3-jähriger Rotation Anbau, mehrjährig = mindestens 5-jährige Anbaukultur, z. B. Kurzumtriebsplantage, Jatropha, Ölpalme
	Anbau, mehrjährig		
	Grasland, Weide		
Feuchtgebiet	Anbau, 1-3-jährig		
	Anbau, mehrjährig		
	Grasland, Weide		
Grasland, Weide	Anbau, 1-3-jährig		
	Anbau, mehrjährig		
	Wald		
Degradierete Fläche	Anbau, 1-3-jährig		
	Anbau, mehrjährig		
	Grasland, Weide		
Ackerfläche	Anbau, 1-3-jährig		
	Anbau, mehrjährig		
	Wald		

Quelle: WGBU (2009)

Qualitative Bewertung der Auswirkungen direkter Landnutzungsänderungen auf die biologische Vielfalt, die Kohlenstoffmenge in Boden und Vegetation (Zeitraumen: >10 Jahre) sowie die Treibhausgasemissionen bei der Konversion. Für die Bewertung der Konversion wurden nur die Effekte direkter Landnutzungsänderungen betrachtet.

Auch der wissenschaftliche Beirat der Bundesregierung „Globale Umweltveränderung“ (WBGU, 2009) hat sich in einem aktuellen Gutachten mit der Zukunftsfähigkeit der Bioenergie und der nachhaltigen Landnutzung auseinandergesetzt. Wie bereits ausgeführt, sind viele der bestehenden Bioenergiesysteme aus Umweltgesichtspunkten – hier nicht nur Treibhaus-

gasbilanz sondern auch im Hinblick auf Biodiversität oder Beanspruchung der Ressource Wasser – kritisch zu beurteilen. Das im Rahmen dieser WBGU-Studie angewandte Ampelsystem zeigt dies deutlich (s. Tab. 6).

4.3.1 Berechnung des Treibhausgas-Minderungspotenzials nach der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung

Die Treibhausgasemissionen von NaWaRo werden nach Anlage 1 zu §8 Absatz 3 der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV, 2009), bzw. der Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung (Biokraft-NachV, 2009) wie folgt berechnet:

$$E = E_{ec} + E_l + E_p + E_{td} + E_u - E_{sca} - E_{ccs} - E_{ccr} - E_{ee}$$

D.h. die Gesamtemission (bzw. Emissionsminderung) E wird aus mehreren Teiltermen, die Emissionsquellen bzw. Emissionseinsparungen widerspiegeln, berechnet.

Hierbei ist:

- E_{ec} Emissionen bei der Gewinnung der Rohstoffe, insbesondere beim Anbau der Biomasse, aus der die flüssige Biomasse hergestellt wird
- E_l auf das Jahr umgerechnete Emissionen aufgrund von Kohlenstoffbestandsänderungen infolge von Landnutzungsänderungen
- E_p Emissionen bei der Verarbeitung
- E_{td} Emissionen bei der Lieferung
- E_u Emissionen bei der Nutzung der flüssigen Brennstoffe
- E_{sca} Emissionseinsparungen durch Anreicherung von Kohlenstoff im Boden, infolge besserer landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken
- E_{ccs} Emissionseinsparungen durch Abscheidung und geologische Speicherung von Kohlendioxid
- E_{ccr} Emissionseinsparungen durch Abscheidung und Ersetzung von Kohlendioxid
- E_{ee} Emissionseinsparungen durch überschüssigen Strom aus Kraft-Wärme-Kopplung

Im Rahmen dieser wissenschaftlichen Kurzdarstellung zur Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe sind insbesondere die Terme E_{ec} und E_l , d.h. Emissionen von Treibhausgasen beim Anbau bzw. durch Landnutzungsänderungen, kritisch zu betrachten. Alle anderen Punkte sind technische Terme, hierzu stehen Life Cycle Assessment Programme z.B. GABI zur Verfügung; die Überprüfung dieser Punkte wird hier nicht vorgenommen.

Zu dem Term E_{ec} wird angemerkt, dass hier die Treibhausgase CO_2 , N_2O und CH_4 berücksichtigt werden. Die angegebenen Global Warming Potenziale der drei genannten Treibhausgase ($CO_2 = 1$, $CH_4 = 23$, $N_2O = 296$) entsprechen den älteren Werten nach IPCC (2001). (Aktuell geht IPCC (2007) von $CO_2 = 1$, $CH_4 = 25$, und $N_2O = 298$ aus.) Allerdings fehlen Angaben, wie die Treibhausgasemissionen des Anbaus von NaWaRo explizit berechnet werden sollen. Hierzu ist nur vermerkt: „Alternativ zu den tatsächlichen Werten können für die Emissionen beim Anbau Schätzungen aus den Durchschnittswerten abgeleitet werden“.

Eine solche Schätzung ist z.B. der Wert von 1 % direkter N₂O-Verluste bei Einsatz von N-Düngern (IPCC, 2006). Aus unserer Sicht sollte jedoch auf Folgendes Wert gelegt werden:

- a) Die Unsicherheiten sind in die Berechnungen direkter N₂O-Emissionen (d.h. Emissionen von der jeweiligen Anbaufläche) explizit mit einzubeziehen. Im Falle von IPCC (2006) bedeutet dies, nicht nur mit dem Standardwert von 0,01 (= 1 %) sondern auch mit der angegebenen Unsicherheitsspanne von 0,003-0,03 (0,3-3 %) zu rechnen.
- b) Indirekte Emissionen sind aufgrund der luft- und wassergetragenen Stickstoff-Ausbreitung zu berücksichtigen. Dies sind Emissionen durch die Re-Deposition von Stickstoff, z.B. in naturnahen Ökosystemen aufgrund der Freisetzung von NH₃ oder NO_x-N im Zuge des Anbaus bzw. der Nutzung von NaWaRo. IPPC (2006) gibt hierfür den Wert 1 % an, d.h. 1 % der atmosphärischen N-Deposition in Ökosystemen wird als N₂O freigesetzt. Auch hier beträgt die zu berücksichtigende Unsicherheitsbandbreite mehr als eine Größenordnung (0,002-0,05 oder 0,2-5 %).
- c) Auch mit dem globalen Ansatz von Crutzen et al. (2008) ist zu rechnen und dies zu dokumentieren. D.h. 3-5 % von neu generiertem Stickstoff (= mineralischer Stickstoffdünger) wird als N₂O freigesetzt.

Ergänzend sollte über den Einsatz von prozessorientierten Modellen für die Abschätzung der standortspezifischen N₂O-Emissionen nachgedacht werden (Siehe auch 4.1).

Die Freisetzung/Aufnahme von CH₄ aus/in Böden spielt beim Anbau von NaWaRo zumeist nur eine untergeordnete Rolle für die Treibhausgasbilanz. Eine Ausnahme können z.B. Böden von Feuchtgebieten darstellen; diese sollten jedoch prinzipiell vom Anbau von NaWaRo aufgrund ihrer Schutzwürdigkeit in Hinblick auf Biodiversität, Landschaftsfunktionalität und Höhe ihrer ökosystemaren Kohlenstoffreserven ausgenommen werden (wie auch in der BioSt-NachV vermerkt).

Problematisch ist auch die Berechnung der Freisetzung (oder auch Akkumulation) von ökosystemaren Kohlenstoffreserven im Zuge von Landnutzungsänderungen. Hierzu wird in der BioSt-NachV ausgeführt: „Die auf Jahresbasis umgerechneten Emissionen aus Kohlenstoffbestandsänderungen infolge von Landnutzungsänderungen (E₁) werden durch gleichmäßige Verteilung der Gesamtemissionen über 20 Jahre berechnet“.

Diese Emissionen werden wie folgt berechnet:

$$E_1 = (CSR - CSA) * 3664 * 1/20 * 1/P - eB$$

Hierbei sind:

E₁ auf das Jahr umgerechnete Treibhausgasemissionen aus Kohlenstoffbestandsänderungen infolge von Landnutzungsänderungen (gemessen als Masse an Kohlendioxid-Äquivalent je Energieeinheit der flüssigen Biomasse),

CSR der mit der Bezugsfläche verbundene Kohlenstoffbestand je Flächeneinheit (gemessen als Masse an Kohlenstoff je Flächeneinheit, einschließlich Boden und Vegetation). Die Landnutzung der Bezugsflächen ist die Landnutzung zum Referenzzeitpunkt oder

20 Jahre vor der Gewinnung des Rohstoffes, je nachdem, welcher Zeitpunkt der spätere ist,

CSA der mit der tatsächlichen Landnutzung verbundene Kohlenstoffbestand je Flächeneinheit (gemessen als Masse an Kohlenstoff je Flächeneinheit, einschließlich Boden und Vegetation). Wenn sich der Kohlenstoffbestand über mehr als ein Jahr anreichert, gilt als CSA-Wert der geschätzte Kohlenstoffbestand je Flächeneinheit nach 20 Jahren oder zum Zeitpunkt der Reife der Pflanzen, je nachdem, welcher Zeitpunkt der frühere ist,

P die Pflanzenproduktivität (gemessen als Energie der flüssigen Biomasse je Flächeneinheit je Jahr) und

eB Bonus von 29 g CO₂-Äq./MJ flüssiger Biomasse (für max. 10 Jahre), wenn die Biomasse nach Maßgabe der BioSt-NachV (Anlage 1 zu §8 Absatz 3) auf wiederhergestellten degradierten Flächen angebaut wird.

Hierbei gilt zu bedenken, dass Änderungen der ökosystemaren Kohlenstoffspeicherung und die Neueinstellung eines Gleichgewichtszustandes zumeist mehr als 20 Jahre in Anspruch nehmen. D.h. hier wäre zu fordern, dass der Betrachtungszeitraum in Ergänzung auch 50 Jahre bzw. 100 Jahre betragen sollte. Darüber hinaus ist, aufgrund von Standortunterschieden in Bezug auf Klimarahmenbedingungen und Bodeneigenschaften, eine Abschätzung der Änderungen der ökosystemaren Kohlenstoffvorräte aufgrund von Landnutzungs- und Landmanagementänderungen schwierig, da hierzu entsprechende Daten fehlen. Hier ist unbedingt die Verwendung prozessorientierter Modelle zu empfehlen, d.h. die Berechnung von Änderungen der C-Vorräte würde über Simulationen mit zertifizierten Modellen erfolgen. Als letzter Punkt ist die Veränderung von N₂O- und CH₄-Flüssen durch Landnutzungsänderungen zu berücksichtigen. Hierauf geht die BioSt-NachV nicht ein. Auch die Möglichkeit, dass durch großflächigen Anbau von Kurzumtriebsplantagen vermehrt biogene volatile organische Substanzen (BVOC) freigesetzt werden, mit potenziell negativen Auswirkungen auf atmosphärische Schadschubstanzen (Ozon, Partikel) wird nicht diskutiert (siehe Kap. 5.2 Exkurs: BVOC Emissionen bei Kurzumtriebsplantagen). Dies ließe sich durch Modellierung mit gekoppelten Biosphäre-Atmosphärenchemie-Transportmodellen jedoch abklären.

4.3.2 Cross Compliance/gute fachliche Praxis und NaWaRo

Im Jahr 2003 ist auf EU-Ebene eine Agrarreform durchgeführt worden, die sogenannte CAP-Reform (Common Agricultural Policy Reform). Im Rahmen der Reform wurde die Zahlung von Prämien u.a. an die Einhaltung von Standards in den Bereichen Umwelt, Lebensmittelsicherheit, Tier-/Pflanzengesundheit und Tierschutz sowie Arbeitssicherheit geknüpft und darüber hinaus mit der Verpflichtung verbunden, alle Landwirtschaftsflächen eines Betriebes in gutem agronomischem Zustand zu erhalten (→Cross Compliance). Es stellt sich daher die Frage, inwieweit die Einhaltung von Cross Compliance Richtlinien von Bedeutung für die Treibhausgasbilanz von NaWaRo sein könnte.

Hierzu führt eine im Januar 2010 erschienene Studie des Naturschutzbund Deutschlands folgendes aus (NABU, 2010): „Die Minderung von Treibhausgasen aus der Landwirtschaft ist bislang kein ausdrückliches Ziel von Cross Compliance, allerdings können einige Maßnahmen wesentlich dazu beitragen, indem sie z.B. die Funktion von landwirtschaftlich genutzten Böden als Kohlenstoffsinken verbessern. Eine Verschärfung und Ergänzung der bestehenden Standards wäre damit nicht nur aus umweltpolitischer, sondern auch aus klimapolitischer Sicht empfehlenswert.“

Als politische Handlungsempfehlungen hält der NABU folgende Punkte für erwähnenswert:

- Standards zur Reduktion von THG-Emissionen müssen klarer formuliert und spezifiziert werden, insbesondere für Fruchtfolge, Humusbilanz und Erosionsschutz.
- Verstärkter Schutz von Dauergrünland durch Einführung einer flächendeckenden Genehmigungspflicht für jeglichen Umbruch von Grünland und Erlass eines generellen Umbruchverbots auf feuchten und anmoorigen Standorten.
- Einführung spezifischer Bewirtschaftungsvorschriften für Grünlandstandorte, die große Mengen an Kohlenstoff speichern und/oder naturschutzfachlich bedeutsam sind.

Diese Einschätzung teilen auch wir als Verfasser der wissenschaftlichen Kurzdarstellung zur Treibhausgasbilanz nachwachsender Rohstoffe.

Auch die „gute fachliche Praxis“ hat nur eine begrenzte Bedeutung für die Treibhausgasbilanz von NaWaRo. Die gute fachliche Praxis nimmt Bezug auf verschiedene gesetzliche Regelungen (z.B. Bundesnaturschutzgesetz, Bodenschutzgesetz, Düngeverordnung), die jedoch nicht explizit den Klimaschutz mit einbeziehen. Zudem ist anzumerken, dass die Düngeverordnung explizit keine Angaben zu Applikationsraten von Gärresten enthält; jedoch können Restriktionen, z.B. hinsichtlich Nährstoff- bzw. Düngermenge oder Ausbringungszeitpunkt, auch für Gärreste abgeleitet werden.

5. Verbesserung der Treibhausgasbilanz bei NaWaRo

Die Treibhausgasbilanz bei NaWaRo kann man vor allem dadurch verbessern, dass durch Kaskadennutzung (zunächst stoffliche dann energetische Nutzung) oder durch die gekoppelte Strom-/Wärmeproduktion (KWK) eine effiziente Nutzung angestrebt wird.

Wie bereits erwähnt, sollte darüber hinaus bei der energetischen Nutzung von NaWaRo ein stärkeres Augenmerk auf die energetische Nutzung von biogenen Rest- und Abfallstoffen gelegt werden. Diese Gruppe von biogenen Energieträgern (vom Getreidestroh, Waldrestholz, über Gülle bis zum Klärschlamm) vereinigt mehrere Vorteile auf sich:

- keine Konkurrenz zu Nahrungs- und Futtermitteln
- sie sind kostengünstig verfügbar
- ihre Bereitstellung ist mit keinem bzw. nur einem geringen CO₂-Rucksack verbunden

In diesem Zusammenhang ist die teilweise im großen Umfange praktizierte stoffliche Nutzung von biogenen Rest- und Abfallstoffen (insbesondere kompostierbare Bio- und Küchenabfälle, Landschaftspflegegut bis hin zum Klärschlamm) kritisch zu hinterfragen (vgl. Leible 1998; Wintzer et al. 1996). Auch wenn diese Stoffe in Kompostierungsanlagen, mechanisch-biologischen oder Anaerobanlagen für die anschließende Ausbringung in die Landwirtschaft und den Landschaftsbau konditioniert werden, ist dieser stoffliche Verwertungsweg – insbesondere unter dem Aspekt der damit verbundenen Emissionen, Schadstoff- und Nährstoffausträge und nicht zuletzt der Kosten – zu prüfen und zu bewerten. In vielen Fällen dürfte aus Umwelt- und volkswirtschaftlicher Sicht die direkte energetische Nutzung von Vorteil sein.

Auf der anderen Seite muss erwähnt werden, dass es beispielsweise im Zusammenhang mit der energetischen Nutzung von Koppelprodukten aus der Landwirtschaft – z.B. Stroh bei der Getreideproduktion – Zurechnungsprobleme gibt. So werden die Kosten oder die Emissionen, die mit dem Anbau zusammenhängen, in erster Linie dem Hauptprodukt (Getreidekorn) und nicht anteilig auch dem Nebenprodukt (Stroh) zugerechnet. Da mit dem Getreidestroh – verglichen mit dem Getreidekorn – beispielsweise rund ein Fünftel der N- und P-Düngermenge entzogen werden, müsste korrekterweise auch das Nebenprodukt Stroh eine Teillast des Anbaus mit übernehmen und würde sich somit tendenziell ungünstiger darstellen. Die Strohnutzung erfordert allerdings auch eine fachgerechte, standortspezifische Humusbilanzierung (Hülsbergen & Schmid, 2008), d.h. eine Evaluierung der Maximalmenge der Strohnutzung, ohne dass ein Humusabbau erfolgt (mit negativen Auswirkungen nicht nur auf die Treibhausgasbilanz sondern auch auf Bodenfruchtbarkeit und Wasserretention).

Bei der Bereitstellung und energetischen Nutzung von Biogas oder dessen Aufarbeitung zu einem Erdgas-Substitut (SNG, Substitute Natural Gas) sollte darauf geachtet werden, dass der Methanschluß deutlich reduziert wird. Der vielversprechende SNG-Bereitstellungs- und Nutzungspfad ist neben Biogas auch über die thermochemische Umwandlung von Biomasse zu realisieren; die hierzu nötige thermochemische Vergasung stellt geringe Ansprüche an die hierbei eingesetzte trockene Biomasse. Insbesondere kann die Nutzung von SNG sehr vielseitig und effizient sowohl im Wärme-, Strom- und Kraftstoffbereich als auch in der chemischen

Industrie erfolgen. Im Rahmen der vom Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung und Verbraucherschutz Baden-Württemberg geleiteten Bioenergie-Forschungsplattform werden hierzu von ITAS und Kooperationspartnern umfangreiche Arbeiten zur techno-ökonomischen Bewertung – einschließlich wesentlicher Umweltaspekte – ausgewählter bio- und thermochemischer Verfahrensketten zur Erzeugung und Aufarbeitung der biogenen Gase zu SNG als Erdgas-Substitut durchgeführt (Leible et al., 2010).

Eine aktuelle Studie des Wuppertal Instituts für Klima, Umwelt, Energie (Vetter & Arnold, 2010) zeigt, dass in modernen Biogas-Anlagen und nach dem heutigen Stand der Technik die großmaßstäbliche industrielle SNG-Erzeugung bis zum Jahr 2030 mit Treibhausgasemissionen von 15-19 g CO₂-Äq./MJ möglich sein könnte. Auch wenn diese Einschätzung z.T. auf sehr optimistischen Annahmen bezüglich der N₂O-Emissionen während der Biomasseproduktion und bei der Ausbringung der Gärreste beruht, zeigt die Studie allerdings das generelle Potenzial von Biogasanlagen zur Bereitstellung von Biomethan (= SNG) in Deutschland auf.

Bei den Gärresten (als Substitut für Mineral- und/oder organische Dünger) gilt generell, dass geeignete Maßnahmen getroffen werden müssen, um die Emission von CH₄, N₂O aber auch NH₃ im Zuge ihrer Lagerung (möglichst gasdichte Lagerung), Ausbringung und Einarbeitung in den Boden so gering wie möglich zu halten. In diesem Zusammenhang ist darauf zu achten, dass es mit der Ausbringung der Gärreste lokal/regional nicht zu einer Überdüngung der landwirtschaftlichen Flächen kommt. Die Höhe der Düngung – Gärreste, Komposte, Wirtschaftsdünger und Mineraldünger – hat sich hierbei am Nährstoffentzug durch die Pflanzen zu orientieren.

Die Frage, ob Biogas aus NaWaRo zum derzeitigen Zeitpunkt als klimafreundlich eingeordnet werden kann, muss daher mit „Nein, es sei denn“ beantwortet werden. D.h.

- a) Gründlandumbruch oder sonstiges Landmanagement, welches zu einer Verminderung der Kohlenstoffspeicherung führt, ist strikt zu vermeiden,
- b) lange Transportwege für die Biomasse sind auszuschließen,
- c) die Verwendung der Gärreste und des darin enthaltenen Stickstoffs muss schlüssig und unter Einhaltung der guten fachlichen Praxis dargelegt werden (was u.a. die Bestimmung der N-Gehalte der Gärreste voraussetzt) sowie
- d) die Freisetzung von CH₄ und N₂O bei Lagerung der Gärreste sowie der CH₄-Schlupf bei der Biogasproduktion und -nutzung sind nach dem Stand der Technik zu minimieren, bevor die Genehmigung einer neuen Biogasanlage in Erwägung gezogen wird.

Durch optimierte Pflanzenbaumaßnahmen (Maschineneinsatz, Düngung, Pflanzenschutz) lassen sich in Zukunft die hiermit verbundenen treibhausrelevanten Emissionen noch weiter senken, wobei das Minderungspotenzial hier relativ begrenzt und standortabhängig ist.

Mit Blick auf die N-Düngung (Mineraldünger, organischer Dünger, Anbau von Leguminosen) und die damit in Verbindung stehende Bildung und Freisetzung von Lachgas ist die Situation dagegen sehr unbefriedigend, insbesondere weil die gegenwärtige Datenlage bzgl. der Lach-

gasemissionen absolut dürftig ist und sich darauf aufbauend keine differenzierten Handlungsempfehlungen ableiten lassen, um diese Emissionen zu vermindern.

Die gängigen Berechnungsverfahren zur Abschätzung des Treibhausgas-Minderungspotenzials von NaWaRo in der Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung (BioSt-NachV, 2009) sind nachvollziehbar (Anlage 1 zu §8 Absatz 3). Wesentlicher Schwachpunkt hier ist die Abschätzung der bodengebundenen Treibhausgasemissionen (N₂O und Volatilisierung von ökosystemaren Kohlenstoffvorräten) im Zuge des Anbaus von NaWaRo, da diese zur Zeit nur über fragwürdige empirische Emissionsfaktoren erfolgen. Emissionsfaktoren können jedoch nicht die Auswirkungen von real existierenden Standortunterschieden (Klima/Boden/Bearbeitung) auf den Boden-Atmosphäre-Treibhausgasaustausch (CO₂/N₂O, in einigen Fällen auch CH₄) wiedergeben. Zudem sind die Emissionsfaktoren mit hohen Unsicherheiten behaftet (Vergleich IPCC, 2006: 1 % bei Einsatz von Stickstoff; Crutzen et al., 2008: 3,5-5 %), die bei bisherigen Berechnungsverfahren nicht berücksichtigt wurden.

Als einzig alternativer Weg zur Evaluierung des Klimaeffektes von NaWaRo, bei realistischer Berücksichtigung von Landnutzungseffekten und Boden-Lachgasemissionen, empfiehlt sich daher die Verknüpfung bestehender Life Cycle Modelle, wie z.B. GABI (Spatari et al., 2001; <http://www.gabi-software.com/>), mit fortgeschrittenen, prozessorientierten Modellen, wie z.B. DNDC (Li et al., 2009; Butterbach-Bahl et al., 2004), DayCENT (Adler et al., 2007) oder wie im Beispiel der auf Baden-Württemberg bezogenen Studie der Universität Hohenheim das Modell EPIC (Billen et al., 2008). Die letztgenannten Modelltypen würden dabei dazu eingesetzt, Veränderungen der ökosystemaren Kohlenstoffvorräte sowie der Boden-Lachgasemissionen für verschiedene Zeithorizonte (10-50 Jahre) zu simulieren. Eine solche Verknüpfung ist bis zum jetzigen Zeitpunkt allerdings noch nicht erfolgt. Ziel einer solchen Modellkombination wäre die Entwicklung eines benutzerfreundlichen Softwaretools, das es in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen erlauben würde, die Klimaschutzeffektivität von NaWaRo bei verschiedenen Nutzungsarten (Biokraftstoffe, thermische Verwertung, etc.) zu evaluieren. Da die wesentlichen Bausteine vorhanden sind, wäre der Entwicklungsaufwand für ein solches Tool und dessen Validierung für verschiedene Standorte und NaWaRo in ca. 2-3 Jahren erreichbar.

Neben der Frage der Klimaneutralität von NaWaRo sollten allerdings auch andere Aspekte diskutiert werden, z.B.:

- a) andere Umweltaspekte (Naturschutz/Biodiversität, Gewässerbelastung, sekundäre Spurenstoffe [NO und BVOC])
- b) sozioökonomische Bedeutung von NaWaRo (z.B. Einkommensgenerierung im ländlichen Raum, Beschäftigung), Stärkung regionaler und lokaler Wirtschaftskreisläufe
- c) NaWaRo als Treiber für Technologieentwicklung (z.B. BtL-Verfahren)
- d) NaWaRo für die stoffliche Nutzung

Insbesondere der letzte Bereich wird oft übersehen, d.h. der gesamte Bereich der stofflichen Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen – von der werk-/rohstofflichen Nutzung von Holz

bis hin zur stofflichen Nutzung von Stärke oder pflanzlichen Ölen – sollte mit einbezogen werden, wenn es darum geht, die Frage zu beantworten, welchen Beitrag NaWaRo zur Entlastung des Treibhausklimas leisten bzw. leisten könnten. Eine Studie des NOVA Instituts (2010) weist darauf hin, dass die stoffliche Nutzung von NaWaRo etwa 32 bis 63 Mio. t CO₂-Äq. aktuell in Deutschland jährlich einspart. Die meisten in diesem Zusammenhang untersuchten Studien zur stofflichen Nutzung zeigten – im Vergleich zu Biokraftstoffen der 1. Generation – mindestens die gleiche, häufig sogar größere THG-Einsparungen. Die vergleichenden Untersuchungen des NOVA-Instituts zeigen aber auch, dass die Strom-/Wärmeproduktion über Pellets, Hackschnitzel, Biogas oder Pflanzenöl hierbei in der Regel günstiger abschneidet, verglichen mit den stofflichen Linien.

5.1 Exkurs: Wald/Holz als Kohlenstoffspeicher

Bei der Diskussion um die klimaverträglichen Bereitstellungsketten von nachwachsenden Rohstoffen kommt der Holznutzung eine besondere Bedeutung zu. Denn bisher fehlt eine Integration des Waldes und der Forstwirtschaft in die deutsche Klimaschutzstrategie. Zwar hat sich Deutschland im Rahmen des Kyoto-Protokolls verpflichtet, die Waldbewirtschaftung anrechnen zu lassen, doch gilt es, einen entscheidenden Fehler gegenüber dem bisherigen Abkommen zu korrigieren. Bis dato wird das geerntete Holz in der Klimabilanz als Emission geführt, unabhängig davon, wie dieser nachwachsende Rohstoff tatsächlich genutzt wird (Dunger et al., 2009).

Bei den im Protokoll bestehenden Regelwerken, die sich nur auf die Waldbewirtschaftung beziehen, endet die Systemgrenze des Waldes quasi am Waldrand. Es wird hierbei vereinfacht davon ausgegangen, dass jeglicher Kohlenstoff bei der Holzernte in die Atmosphäre emittiert wird. Somit kommt jede Form der Holznutzung einer CO₂-Emission gleich. Nach dieser Sichtweise erscheint es zunächst sinnvoll, die Umtriebszeiten zu verlängern oder gar auf eine Holznutzung gänzlich zu verzichten. Durch diese Nutzungseinschränkung würde der Wald als Kohlenstoffspeicher bzw. -senke weiter aufgefüllt werden (Köhl et al., 2009).

Tatsächlich bestätigen die Ergebnisse der jüngst abgeschlossenen Inventurstudie, dass die Kohlenstoff- bzw. Holzvorräte in den Wäldern Deutschlands – bedingt durch die in den vergangenen Jahrzehnten betriebene nachhaltige und naturnahe Waldbewirtschaftung – weiterhin angestiegen sind. In dem in der Inventurstudie untersuchten Zeitraum 2002 bis 2008 haben die Kohlenstoffvorräte im deutschen Wald jährlich um rund 4,7 Mio. t zugenommen, obwohl in den letzten Jahren die Nutzung intensiviert wurde. So liegt Deutschland mit einer Holzvorratsdichte von rund 330 m³/ha Waldfläche europaweit an der Spitze (Heuer, 2009). Bedingt durch die bestehende Altersklassenstruktur des Waldes und den Umstand, dass die Zuwächse nicht konsequent genug genutzt werden, wird auch in den nächsten Jahren der Speicher weiter zunehmen, wenngleich sich dieser Aufbau etwas verlangsamen wird.

Wie Analysen (Pistorius et al., 2006) zeigten, ist es aus Sicht des Klimaschutzes sinnvoll, die Wälder deutlich intensiver als bis dato zu nutzen und diese dadurch dauerhaft in einem Auf-

baustadium zu halten. Anders als dies in der gegenwärtigen Senkenberichterstattung unterstellt wird, führt diese verstärkte Nutzung und der damit verbundene Vorratsabbau nicht zwangsläufig zu einer negativen Klimabilanz.

Alte Wälder, die einer natürlichen Sukzession überlassen werden, leisten keinen großen Beitrag für den Klimaschutz, da beim Biomasseaufbau diejenige Menge an CO₂ der Atmosphäre entzogen und gebunden wird, die später wieder beim Zersetzungsprozess freigesetzt wird.

In Anbetracht der großen Speicherleistung von Holzprodukten – in einem Kubikmeter Holz sind rund 250 kg Kohlenstoff gebunden, was 920 kg CO₂-Äquivalenten entspricht – bedarf es einer ganzheitlichen Betrachtungsweise. Dabei sollte die gesamte Nutzungskette des Holzes – von der C-Fixierung beim Aufwuchs über die C-Speicherung in Holzprodukten bis hin zur C-Freisetzung bei der energetischen Nutzung – bilanziert werden (Köhl et al., 2009). Durch die Nutzung von Holzprodukten wird die Kohlenstofffreisetzung um die Lebensdauer der Produkte verlängert. Positive Effekte ergeben sich insbesondere dann, wenn der energetischen Nutzung eine stoffliche vorangeht (Pistorius, 2009).

Neben den Speichereffekten entstehen durch die Nutzung von Holzwerkstoffen auch klimarelevante Effekte, da durch die Nutzung von Holz energieaufwändige Werkstoffe bzw. Produktionsprozesse und damit fossile Energieträger substituiert werden können (Köhl et al., 2009). So hat sich gezeigt, dass Holzwerkstoffe während des gesamten Lebenszyklusses einen deutlich geringeren Nettoenergieverbrauch und Emissionen haben, als beispielsweise kunststoffbasierte Produkte. Ausgehend von einem steigenden Verbrauch an Holzprodukten (z.B. Schnittholz) könnten in Deutschland rund 18 Mio. t CO₂ vermieden werden (Rüter, 2009).

Wie erste Ergebnisse des vom BMBF geförderten Projektes „Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz“ zeigen, ist die Kohlenstoffbilanz eines nachhaltig bewirtschafteten Waldes, im Vergleich zu einer Waldnutzung ohne jeglichen Eingriff (naturbelassener Wald), bereits dann ausgeglichen, wenn ein Drittel des geernteten Holzes (Brennholz, Sägerestholz) energetisch und zwei Drittel stofflich genutzt werden. Hierbei sind Effekte durch die Substitution energie- und emissionsintensiver Produkte noch nicht mit einbezogen. Unter Berücksichtigung solcher Substitutionseffekte zeigen nachhaltig genutzte Wälder aus Sicht der atmosphärischen CO₂-Belastung signifikante Vorteile. Dementsprechend kann eine intensive, nachhaltige Waldbewirtschaftung und Holznutzung einen effektiveren Beitrag leisten als die Erhöhung des Kohlenstoffspeichers im Wald durch jeglichen Nutzungsverzicht (Köhl et al., 2009; Pistorius et al., 2006).

Letztlich kann der Rohstoff Holz bei konsequenter Nutzung in einer Kaskade als Kohlenstoffspeicher bzw. Energieträger einen wichtigen klimapolitischen Beitrag leisten, insbesondere dann, wenn auf einer zukünftigen Weltklimakonferenz Anrechnungsregeln für Holzprodukte beschlossen werden (Heuer, 2009).

5.2 Exkurs: BVOC-Emissionen bei Kurzumtriebsplantagen (KUP)

KUP mit Pappeln haben ein großes Potenzial zur effektiven Produktion von Biomasse im gemäßigten Klima mittlerer Breitengrade (Hoffmann-Schielle et al., 1999; Hoffmann & Weih, 2005). Pappeln gehören zu den am schnellsten wachsenden Baumarten, und Zuwächse können in intensiver Kultur, unter günstigen Bedingungen, je nach Sorte und Standort 10-20 t Trockenmasse pro Hektar und Jahr betragen (Zsuffa et al., 1993; Unseld, 1999). Für den Kurzumtrieb sind vor allem Kreuzungen aus europäischen (z.B. *Populus nigra* und *P. deltoides*) und amerikanischen Balsampappeln (besonders *Populus trichocarpa* und *P. maximowiczii*) geeignet. Durch ihre Raschwüchsigkeit in der Jugend und die Fähigkeit, vom Stock auszuschlagen, sind sie im Feldanbau sehr viel ertragsstärker als mitteleuropäische Waldbaumarten. Über den Weg der vegetativen Vermehrung können einzelne Individuen, einschließlich Hybridklone, über lange Zeit reproduziert werden.

In der Bundesrepublik werden schnellwachsende Baumarten wie Pappeln bereits seit langem in einzelnen Demonstrations- und Forschungsprojekten untersucht (z.B. Schneider, 1995; Unseld, 1999). Ein bedeutender flächenhafter Einsatz von Pappel-KUP zur Biomasseerzeugung steht aber noch aus. Die schnellwachsenden Pappeln werden meist im 3- oder 4-Jahresrhythmus geerntet. Insgesamt sind 4-5 Erntezyklen auf einer Plantage möglich. Züchterisch wurden mittlerweile große Fortschritte erzielt, so dass die Rentabilität von KUP auf günstigen Standorten bereits bei einer Vergütung von etwa 50 Euro pro t Trockenmasse (Hackschnitzel) möglich sein kann. Der WBA (2008) relativiert diese Aussage deutlich und geht bei großflächigem Anbau von reinen Produktionskosten von 80 Euro pro t Trockenmasse aus. Bei zusätzlicher Berücksichtigung von Nutzungskosten für die Fläche unterstellt der WBA bei den von ihm durchgeführten Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen Produktionskosten (frei Feld) für Hackschnitzel aus KUP von 115 Euro pro t Trockenmasse. Für nicht mehr benötigte Grünlandflächen könnte der Anbau von KUP eine interessante Alternative darstellen (vgl. Rösch et al., 2007). Hier stellt sich jedoch die Frage, ob dies mittel- und längerfristig nicht als „Aufforstungs-Variante“ genutzt würde, gerade mit Blick auf benachteiligte Flächen (hängig, ertragsschwach).

Aus Umweltsicht sind die Vorteile der KUP gegenüber dem klassischen Feldfruchtanbau vielfältig. Es gibt keinen oder nur einen sehr geringen Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, und der Arbeitsaufwand ist abgesehen von den ersten beiden Jahren gering. Zusätzlich kann auf Marginalstandorten von einer deutlich geringeren Belastung der Atmosphäre durch klimarelevante Spurengase, insbesondere durch Lachgas (N_2O), ausgegangen werden (Crutzen et al., 2008), da die N-Düngemiteleinsetze bei KUP ($<30 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) (Splechna & Glatzel, 2005) im Vergleich zum Feldanbau von Mais oder Raps ($180\text{-}200 \text{ kg N}/(\text{ha} \cdot \text{a})$) (KTBL, 2009) gering sind. Obwohl bisher noch nicht explizit nachgewiesen, kann aufgrund der intensiven Wurzelbildung, Wegfall von Feldbearbeitungsmaßnahmen und der Blattstreubildung von einer weitgehenden Konservierung der Kohlenstoffvorräte im Boden ausgegangen werden. Ob dies allerdings auch bei Bewässerung zutrifft (die auf Marginalstandorten für

Gewährleistung entsprechender Biomasseerträge erforderlich ist) oder ob es in Folge von Bewässerung zu einer Mobilisierung und Volatilisierung der im Boden gebundenen C- und N-Vorräte kommt, ist ungeklärt. Negativ aus Sicht des Atmosphärenschatzes ist auf jeden Fall das hohe Emissionspotenzial von für KUP ausgesuchten Pflanzen wie Pappel oder Weide von flüchtigen (volatilen) organischen Kohlenstoffverbindungen (VOC) (Kesselmeier & Staudt, 1999; Behnke et al., 2009), da VOC wichtige Vorläufersubstanzen von troposphärischem O_3 sind (Poisson et al., 2000). D.h., führt der verstärkte Anbau von KUP zu einer signifikanten Erhöhung der regionalen VOC-Emissionsstärke, so werden auch die regionalen O_3 -Konzentrationen in der troposphärischen Grenzschicht deutlich ansteigen, mit entsprechenden Risiken für die Gesundheit und die Pflanzenproduktion.

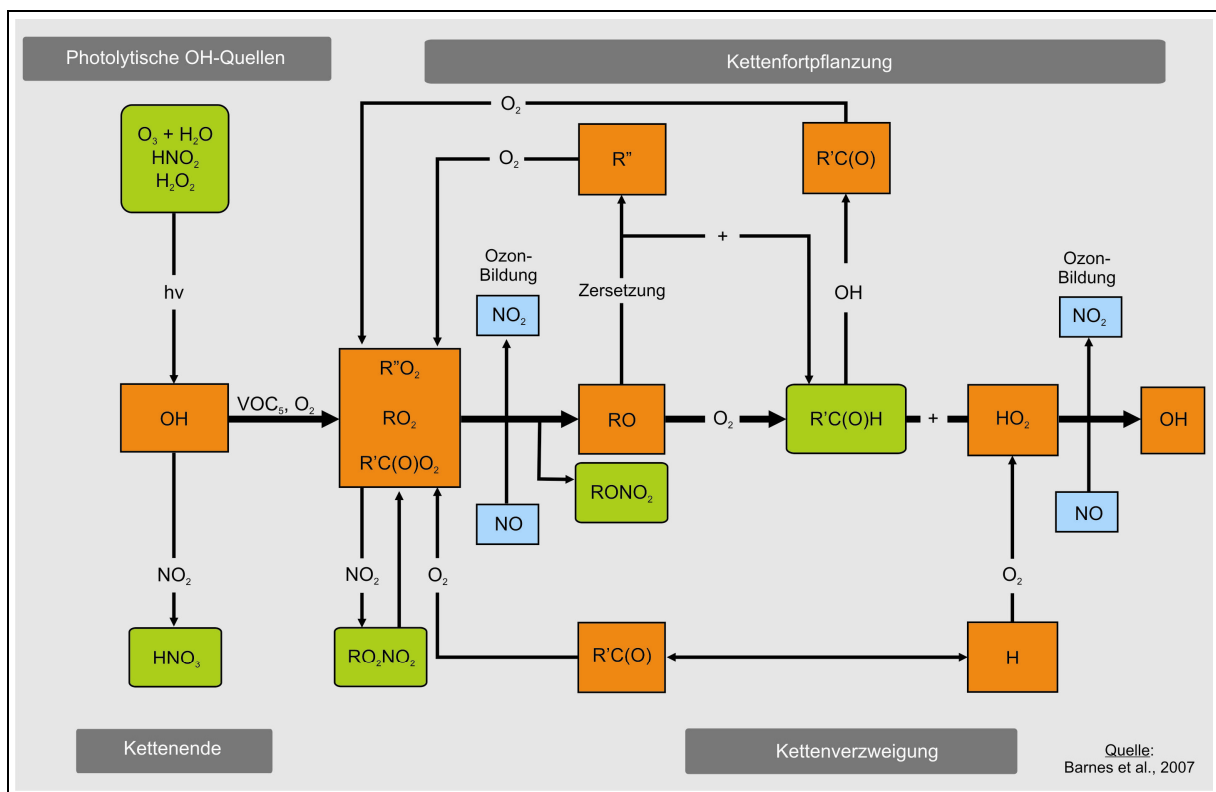


Abb. 10: OH-Radikalkette bei der Oxidation organischer Verbindungen in der Atmosphäre in Gegenwart von NO_x

Hierzu sollte man folgendes wissen: Wichtigste Quelle für VOC in der Atmosphäre im globalen Maßstab sind Pflanzen; sie tragen ca. 90 % zu den Gesamtemissionen bei (ca. 900 Tg C/Jahr, davon BVOC ca. 800 Tg C/Jahr; Fowler et al., 2009). Isoprene sind mit ca. 50 % der pflanzlichen BVOC-Emissionen (biogenic volatile organic compounds) die dominierende Komponente, gefolgt von der Klasse der Monoterpene (10-15 %) und der Sesquiterpene. Bedingt durch ihre hohe Reaktivität beeinflussen BVOC signifikant die stoffliche Zusammensetzung der Atmosphäre. BVOC reagieren vor allem mit Hydroxylradikalen, Ozon, atomarem Sauerstoff $O(3P)$ und Stickoxiden (siehe Abb. 10). Wichtigste Reaktion ist hierbei die Reaktion mit OH-Radikalen, in deren Folge – u.a. bei Verfügbarkeit von NO_x – O_3 gebildet wird (Barnes et al., 2007). Darüber hinaus sind BVOC in die Partikel-/Aerosolbildung involviert (Fowler et al., 2009). Die Klimawirksamkeit von BVOC leitet sich daher von der Bildung von

troposphärischem O₃ (starkes Klimagas aber auch Schadgas) wie auch von der Aerosolbildung ab. Desweiteren wird durch die Reaktion von BVOC mit OH-Radikalen auch das Oxidationspotenzial der Atmosphäre gesteuert, d.h. volatile organische Kohlenstoffverbindungen (außer Methan) konkurrieren mit atmosphärischem CH₄ um OH-Radikale. In Folge erhöhter BVOC-Konzentrationen (z.B. durch großräumigen Anbau von KUP) könnte sich folglich auch das Oxidationspotenzial der Atmosphäre reduzieren und die Verweilzeit des starken Klimagases CH₄ in der Atmosphäre ansteigen (Turner et al., 1991).

Aufgrund der Komplexität der involvierten Reaktionen sind zurzeit alle Aussagen zur Klimawirksamkeit verstärkter BVOC-Emissionen bei großflächiger Ausdehnung von KUP mit extrem hohen Unsicherheiten verbunden.

6. Erfolgsaussichten

Biomasse bietet als NaWaRo vielfältige Möglichkeiten im Bereich der stofflichen und energetischen Nutzung. Diese günstigen Perspektiven – insbesondere mit Blick auf die Verfolgung von CO₂-Minderungsstrategien – werden regional, national, v.a. aber international die Nutzungskonkurrenz um Biomasse deutlich verschärfen. Hier sollten klare Prioritäten auf die gesicherte Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln gelegt werden, wobei zu fragen ist, ob dies alleine den ökonomischen Mechanismen des Weltmarktes überlassen werden kann. Dies verstärkt weltweit die Bestrebungen, weitere Flächen für den Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln zu erschließen, nicht zuletzt auf Kosten des Natur- und Klimaschutzes.

Räumt man der Versorgung mit Nahrungsmitteln absolute Priorität ein, dann hat dies zur Folge, dass Biomasse als Energieträger nicht auf Flächen angebaut werden sollte, die für die Nahrungsmittelproduktion benötigt werden. Vielmehr ist die energetische Nutzung von Biomasse verstärkt auf die Nutzung von biogenen Rest- und Abfallstoffen auszurichten, und zwar vor allem zur Wärmebereitstellung bzw. zur gekoppelten Strom-/Wärmeproduktion. Hier sind die höchste Effizienz in der energetischen Nutzung und die geringsten CO₂-Minderungskosten zu erreichen.

Die Bereitstellung von Kraftstoffen aus Biomasse ist dagegen in der Regel die ungünstigste Variante zur CO₂-Minderung; dies trifft auch auf die biogenen Kraftstoffe der 2. Generation (BtL-Kraftstoffe) zu. Da es längerfristig in bestimmten Mobilitätsbereichen – insbesondere im Flug- und Lastverkehr – keine Alternativen für den Einsatz von flüssigen Kraftstoffen gibt, eröffnen sich hier Verwendungsperspektiven für Kraftstoffe, die auf Lignocellulose-Basis hergestellt wurden und nicht in Konkurrenz mit Nahrungs- und Futtermittelflächen stehen.

7. Literatur

- Adler PR, Del Grosso SJ, Parton WJ, 2007: Life-cycle assessment of net greenhouse gas flux for bioenergy cropping systems. *Ecolog. Applic.* 17, 675-691
- Allen DE, Kingston G, Rennenberg H, Dalal H, Schmidt S, 2008: Nitrous oxide emissions from sugarcane soils as influenced by waterlogging and split N fertiliser application. *Australian Society for Sugarcane Technologists*
- Baritz R, 1998: Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung 98/1, Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung, 57 pp., Eberswalde
- Barnes I, Becker KH, Wiesen P, 2007: Organische Verbindungen und der Photosmog. *Chemie in unserer Zeit*, 41, 200-210
- Barton L, Kiese R, Gatter D, Butterbach-Bahl K, Buck R, Hinz C, Murphy DV, 2008: Nitrous oxide emissions from a cropped soil in a semi-arid climate. *Global Change Biol.* 14, 177-192
- Beer M, Vogler G, Corradini R, 2009: CO₂-Verminderungspotenzial bei Ausbau der Photovoltaik. *Energiewirtschaftliche Tagesfragen* 59 (4), 78-81
- Behnke K, Kleist E, Uerlings R, Wildt J, Rennenberg H, Schnitzler JP, 2009: RNAi-mediated suppression of isoprene biosynthesis in hybrid poplar impacts ozone tolerance. *Tree Physiol.* 29, 725-736
- Billen N, Angenendt E, Bakara H, Konold A, Prade C, Stahr K, Zeddies J, 2008: Abschätzung der Produktionspotentiale für den Anbau von Energiepflanzen zur CO₂-Bindung in Baden-Württemberg und deren ökologische und ökonomische Bewertung (BWK27003). Zwischenbericht anlässlich des Statuskolloquiums des BWPLUS am 4.-5. März 2009 im Forschungszentrum Karlsruhe, 11pp
- Biokraft-NachV, 2009: Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von Biokraftstoffen (Biokraftstoff-Nachhaltigkeitsverordnung – Biokraft-NachV), vom 30. September 2009. *BGBl I* (65), 3182-3212
- BioSt-NachV, 2009: Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Herstellung von flüssiger Biomasse zur Stromerzeugung (Biomassestrom-Nachhaltigkeitsverordnung – BioSt-NachV), vom 23. Juli 2009. *BGBl I* (46), 2174-2202
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit), 2009: Erneuerbare Energien 2008 in Deutschland. Aktueller Sachstand: Mai 2009.
Online: http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_sachstand.pdf
- Bolton JR, 1977: Photochemical conversion and storage of solar energy. *J. Solid State Chem.* 22, 3-8
- Breuer L, Papen H, Butterbach-Bahl K, 2000: N₂O-emission from tropical forest soils of Australia. *Journal of Geophysical Research* 105, 26353 – 26378
- Butterbach-Bahl K, Willibald G, Papen H, Gasche R, 2002: Exchange of N-gases at the spruce and beech sites at the Höglwald Forest – A summary. *Plant and Soil* 240, 117-123
- Butterbach-Bahl K, Kesik M, Miehele P, Papen H, Li C, 2004: Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant and Soil* 260, 311-329
- Butterbach-Bahl K, Kahl M, Mykhayliv L, Werner C, Kiese R, Li C, 2009: A European wide inventory of soil NO emissions using the biogeochemical models DNDC/Forest DNDC. *Atmospheric Environment*, 43, 1392-1402. DOI 10.1016/j.atmosenv.2008.02.008
- Chapuis-Lardy L, Wrage N, Liemetay A, Chotte JL, Bernoux M, 2007: Soils, a sink for N₂O? A review. *Global Change Biol.* 13, 1-17
- Conant RT, Paustian K, 2002: Potential soil carbon sequestration in overgrazed grassland ecosystems. *Global Biogeochem. Cycl.* 16, 1143
- Conen F, Neftel A, 2007: Do increasingly depleted d¹⁵N values of atmospheric N₂O indicate a decline in soil N₂O reduction? *Biogeochemistry* 82, 321-326
- Conrad R, 2002: Microbiological and biochemical background of production and consumption of NO and N₂O in soil (pp. 3-33). In: Gasche R, Papen H, Rennenberg H (eds.): Trace gas exchange in forest ecosystems. *Tree Physiology Volume 3: Trace gas exchange in forest ecosystems*. Kluwer Academic Publishers Dordrecht/Boston/London, 342 pp

- Crutzen PJ, 1970: The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *R. Meteorol. Soc. Q. J.* 96, 320-325
- Crutzen PJ, Mosier AR, Smith KA, Winniwarter W, 2008: N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys.* 8, 389-395
- Crutzen PJ, Mosier AR, Smith KA, Winniwarter W, 2007: N₂O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmos. Chem. Phys. Discuss.*, 7, 11191–11205
- Deutscher Bundestag, 2007: TA-Vorstudie: Perspektiven eines CO₂- und emissionsarmen Verkehrs – Kraftstoffe und Antriebe im Überblick. Deutscher Bundestag, Drucksache 16/5325, 132 S.
- Denman KL, Brasseur G, Chidthaisong A, Ciais P, Cox PM, Dickinson RE, Hauglustaine D, Heinze C, Holland E, Jacob D, Lohmann U, Ramachandran S, da Silva Dias PS, Wofsy SC, Zhang X, 2007: Couplings Between Changes in the Climate System and Biogeochemistry. *In: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Solomon, S.; Qin, D.; Manning, M.; Chen, Z.; Marquis, M.; Averyt, K.B.; Tignor M.; Miller, H.L. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- DLZ-Agrarmagazin, 2008: Weniger Grünland in Deutschland. *Nachrichten Politik* 16.04.2008
Online: <http://www.dlz-agrarmagazin.de/?redid=211425>
- Dunger, K, Stürmer W, Oehmichen K, Riedel T, Bolte A, 2009: Der Kohlenstoffspeicher Wald und seine Entwicklung. *AFZ-Der Wald* 20/2009, 1072-1073
Online: http://www.vti.bund.de/de/aktuelles/presse/pdf/AFZ_InvStudie-kompl.pdf
- Erismann JW, Sutton MA, Galloway J, Klimont Z, Winiwarter W, 2008: How a century of ammonia synthesis changed the world. *Nature Geosciences* 1, 636-639
- EU, 2010a: Kommission führt Zertifizierungssystem für nachhaltige Biokraftstoffe ein. Pressemitteilung vom 10. Juni 2010, Brüssel. Online:
<http://europa.eu/rapid/pressReleasesAction.do?reference=IP/10/711&format=HTML&aged=0&language=D&guiLanguage=en>
- EU, 2010b: Communication from the commission on the practical implementation of the EU biofuels and bio-liquids sustainability scheme and on counting rules for biofuels. Online:
http://ec.europa.eu/energy/renewables/biofuels/doc/biofuels/2010_06_10_biofuels_communication_practical_implementation.pdf
- EU, 2010c: Communication from the commission on voluntary schemes and default values in the EU biofuels and bio-liquids sustainability scheme. Online:
http://ec.europa.eu/energy/renewables/biofuels/doc/biofuels/2010_06_10_biofuels_communication_voluntary_schemes.pdf
- EU, 2010d: Commission decision on guidelines for the calculation of land carbon stocks for the purpose of Annex V of Directive 2009/28/EC. Online:
http://ec.europa.eu/energy/renewables/biofuels/doc/biofuels/2010_06_10_biofuels_decision_stock_guidelines.pdf
- EU, 2009: Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. April 2009 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen und zur Änderung und anschließenden Aufhebung der Richtlinien 2001/77/EG und 2003/30/EG. *Amtsblatt der Europäischen Union*, L140/16-62, 05.06.2009
- Fargione J, Hill J, Tilman D, Polasky S, Hawthorne P, 2008: Land clearing and the biofuel dept. *Science* 319, 1235-1238
- Fehrenbach H, Hiegrich J, Reinhardt G, Sayer U, Gretz M, Lanje K, Schmitz J, 2008: Criteria for a sustainable bioenergy use on a global scale – Executive summary. Ifeu Institut für Energie- und Umweltforschung, 13pp, R+D Bericht, Project No. 20641112, Umweltbundesamt, Dessau
- Firestone MK, Davidson EA, 1989, Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil. *In Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere*, edited by Andreae, M.O.; Schimel, D.S. pp. 7-21, John Wiley & Sons Ltd., Chichester, United Kingdom
- FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe), 2009a: Waldholznutzung 2008. Online:
http://www.nachwachsenderohstoffe.de/fileadmin/fnr/images/daten-und-fakten/2009/Abb04_2009_cmyk_300dpi.zip
- FNR, 2009b: Anbaufläche in Deutschland von 1997 bis 2009. Online:
http://www.nachwachsenderohstoffe.de/fileadmin/fnr/images/aktuelles/medien/RZ_Grafik_Anbau_09_rgb_300_DE.jpg

- Fowler D, Pilegaard K, Sutton MA, Ambus P, Raivonen M, Duyzer J, Simpson D, Fagerli H, Fuzzi S, Schjoerring JK, Granier C, Neftel A, Isaksen ISA, Laj P, Maione M, Monks PS, Burkhardt J, Daemmgen U, Neirynck J, Personne E, Wichink-Kruit R, Butterbach-Bahl K, Flechard C, Tuovinen JP, Coyle M, Gerosa G, Loubet B, Altimir N, Gruenhage L, Ammann C, Cieslik S, Paoletti E, Mikkelsen TN, Ro-Poulsen H, Cellier P, Cape JN, Horvath L, Loreto F, Niinemets U, Palmer PI, Rinne J, Misztal P, Nemitz E, Nilsson D, Pryor S, Gallagher MW, Vesala T, Skiba U, Brüggemann N, Zechmeister-Boltenstern S, Williams J, O'Dowd C, Facchini MC, de Leeuw G, Flossman A, Chaumerliac N, Erisman JW, 2009: Atmospheric composition change: Ecosystems – Atmosphere Interactions. *Atmosph. Environ.* 43, 5193-5267
- Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG, Boyer EW, Howarth RW, Seitzinger SP, Asner GP, Cleveland CC, Green PA, Holland EA, Karl DM, Michaels AF, Porter JH, Townsend AR, Vörösmarty CJ, 2004: Nitrogen cycles: past, present, future. *Biogeochem.* 70, 153-226
- Galloway JN, Aber JD, Erisman JW, Seitzinger SP, Howarth RW, Cowling EP, Cosby BJ, 2003: The nitrogen cascade. *Bioscience* 53, 341–356
- Gruber N, Galloway JN, 2008: An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature* 451, 293-296.
- Guo LB, Gifford M, 2002: Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8 (4), 345-360. Online: <http://www3.interscience.wiley.com/cgi-bin/fulltext/118961374/HTMLSTART>
- Heaton EA, Dohleman FG, Long SP, 2008: Meeting US biofuel goals with less land: the potential of Miscanthus. *Global Change Biol.* 14 (2008) 2000–2014
- Heuer, E., 2009: Studie bestätigt: Deutsche Wälder sind wichtige Kohlenstoffsänke. In: *AFZ-Der Wald* 20/2009, 1068-1069. Online: http://www.vti.bund.de/de/aktuelles/presse/pdf/AFZ_InvStudie-kompl.pdf
- Hoffmann D, Weih M, 2005: Limitations and improvement of the Potential utilization of woody biomass for energy derived from short rotation woody crops in Sweden and Germany. *Biomass and Bioenergy* 18, 267-269
- Hoffmann-Schielle et al., 1999: Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen, willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Site-growth relationships. *For. Ecol. Man.* 121, 41-55
- Holst J, Liu C, Yao Z, Brüggemann N, Zheng X, Giese M, Butterbach-Bahl K, 2008, Fluxes of nitrous oxide, methane and carbon dioxide during freezing–thawing cycles in an Inner Mongolian steppe. *Plant and Soil* 308, 105-117
- Hülsbergen KJ, Schmid H, 2008: Humusbilanzen und C-Kreisläufe in Betriebssystemen mit Bioenergieerzeugung. *KTBL-Schrift* 468, 151-171
- IE (Institut für Energetik und Umwelt, Hrsg.), 2007: Monitoring zur Wirkung des novellierten Erneuerbare-Energien-Gesetzes (EEG) auf die Entwicklung der Stromerzeugung aus Biomasse. Online: http://www.bmu.de/erneuerbare_energien/downloads/doc/36204.php
- IFA (International Fertilizer Industry Association), 2007: Sustainable Management of the Nitrogen Cycle in Agriculture and Mitigation of Reactive Nitrogen Side Effects. IFA, Paris, 53 pp. Online: <http://www.fertilizer.org/Home-Page/LIBRARY/Our-selection2/Fertilizer-use.html/Sustainable-Management-of-the-Nitrogen-Cycle-in-Agriculture-and-Mitigation-of-Reactive-Nitrogen-Side-Effects.html>
- IFPRI, 2010: Global Trade and Environmental Impact Study of the EU Biofuels Mandate. International Food Policy Research Institute and the ATLASS consortium. Specific Contract No SI2.537.787 implementing Framework Contract No TRADE/07/A2
- IPCC, 2007: Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Solomon S, Qin D, Manning M, Chen Z, Marquis M, Averyt KB, Tignor M, Miller HL (eds.), Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 996 pp
- IPCC, 2006: Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. Vol.4: Agriculture, Forestry and Other Land Use. Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K. (eds), Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan Online: <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4.html>
- IPCC, 2001: Climate Change 2001: The Scientific Basis. Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Houghton JT, Ding Y, Griggs DJ, Noguer M, van der Linden PJ, Dai X, Maskell K, and Johnson CA (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 881pp.

- JRC (Joint Research Centre, Hrsg.), 2007: Well-to-wheels analysis of future automotive fuels and powertrains in the European context. Version 2c. Conservation of clean air and water in Europe (CONCAWE), European Council for Automotive R&D (EUCAR), European Commission Directorate General, Joint Research Center (JRC). Online: http://ies.jrc.ec.europa.eu/uploads/media/WTW_Report_010307.pdf
- Jungkunst HF, Freibauer A, Neufeldt H, Bareth G, 2006: Nitrous oxide emissions from agricultural land use in Germany—a synthesis of available annual field data. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 169, 341-351
- Kaltschmitt M, Lenz V, Thrän D, 2008: Zur energetischen Nutzung von Biomasse in Deutschland – Potenziale, Stand und Perspektiven. LIFIS ONLINE [25.04.08, ISSN 1864-6972], 12 S.
Online: http://www.leibniz-institut.de/archiv/kaltschmitt_25_04_08.pdf
- Keller M, Veldkamp E, Weitz AM, Reiners WA, 1993: Effect of pasture age on soil trace-gas emissions from a deforested area of Costa Rica. *Nature* 365, 244-246
- Kendall A, Chang B, 2009: Estimating life cycle greenhouse gas emissions from corn-ethanol: a critical review of current US practices. *J. Cleaner Prod.* 17, 1175-1182
- Kendall A, Chang B, Sharpe B, 2009: Accounting for time dependent effects of biofuel life cycle greenhouse gas emissions calculations. *Environ. Sci. Technol.* 43, 7142-7147
- Kesik M, Ambus P, Baritz R, Brüggemann N, Butterbach-Bahl K, Damm M, Duyzer J, Horváth L, Kiese R, Kitzler B, Leip A, Li C, Pihlatie M, Pilegaard K, Seufert S, Simpson D, Skiba U, Smiatek G, Vesala T, Zechmeister-Boltenstern S, 2005: Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils. *J. Biogeosciences* 2 (4), 353–375
- Kesselmeier J, Staudt M, 1999: Biogenic volatile organic compounds (VOC): An overview on emission, physiology and ecology. *J. Atmos. Chem.* 33, 23-88
- Köhl M, Frühwald A, Kenter B, Olschofsky K, Köhler R, Köthke M, Rüter S, Pretzsch H, Rötzer T, Makeschin F, Abiy M, Dieter M, 2009: Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. In: *Waldstrategie 2020, Tagungsband zum Symposium des BMELV vom 10.-11. Dezember 2008 in Berlin, Landbauforschung, Sonderheft 327*, 103 – 109
Online: http://www.vti.bund.de/fallitdok_extern/bitv/zi044075.pdf
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft; Hrsg.), 2009: *Faustzahlen für die Landwirtschaft*. KTBL, Darmstadt, 1180 S.
- Leible L, 1998: Environmentally compatible treatment and use of organic waste. *The IPTS Report* 22, 17-24
- Leible L, Kälber S, Kappler G, 2008: Energiebereitstellung aus Stroh und Waldrestholz. *BWK* (5), 56-62
Online: <http://www.itas.fzk.de/deu/lit/2008/leua08a.pdf>
- Leible L, Kälber S, Kappler G, Hurtig O, Fürniß B, 2010: Bereitstellung von Biogas und thermochemisch erzeugtem Rohgas zur Produktion von Erdgas-Substitut (SNG). CIT (Chemie Ingenieur Technik), in Druck
- Leip A, Marchi C, Koebler R, Kempen M, Britz W, Li C, 2008: Linking an economic model for European agriculture with a mechanistic model to estimate nitrogen and carbon losses from arable soils in Europe. *Biogeosciences* 5, 73-94
- Lewandowski I, Scurlock JMO, Lindvall E, Christou M, 2003: The development and current status of perennial rhizomatous grasses as energy crops in the US and Europe. *Biomass Bioenergy* 25, 335–361
- Li H, Qiu J, Wang L, Tang H, Li C, van Ranst E, 2009: Modelling impacts of alternative farming management practices on greenhouse gas emissions from a winter wheat–maize rotation system in China. *Agricul. Ecosys. Environm.* 135, 24-33
- Melis A, 2009: Solar energy conversion efficiencies in photosynthesis: Minimizing the chlorophyll antennae to maximize efficiency. *Plant Science* 177, 272-280
- Mosier A, Kroeze C, Nevison C, Oenema O, Seitzinger S, van Cleemput O, 1998: Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutr. Cycl Agroecosys.* 52, 225-248
- NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), 2010: *Klimaschutz in der Landwirtschaft – Ziele und Anforderungen zur Senkung von Treibhausgasemissionen*. 24 pp
Online: <http://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/klimaschutz-landwirtschaft-web.pdf>
- NitroEurope, 2010: NitroEurope is a project for integrated European research into the nitrogen cycle. NitroEurope is part of the EU's Sixth Framework Programme for Research and Technological Development, and will run for 5 years from February 2006 until 2011.
Online: <http://www.nitroeuropa.eu/>; projektintern genutzte Abbildung

- NOVA-Institut, 2010, Entwicklung von Förderinstrumenten für die stoffliche Nutzung von nachwachsenden Rohstoffen in Deutschland (Kurzfassung).
Online: <http://www.nova-institut.de/pdf/10-05-19%20Studie-Stofflich.pdf>
- Oenema O, Witzke HP, Klimont Z, Lesschen JP, Velthof GL, 2009: Integrated assessment of promising measures to decrease nitrogen losses from agriculture in EU-27. *Agric. Ecosys. Environm.* 133, 280-288
- Pistorius T, 2009: Kohlenstoffkreisläufe in Wald und Holzprodukten. Online:
http://www.waldwissen.net/themen/umwelt_landschaft/co2_klimaschutz/fva_kohlenstoffkreislauf_DE
- Pistorius T, Zell J, Hartebrodt Ch, 2006: Untersuchungen zur Rolle des Waldes und der Forstwirtschaft im Kohlenstoffhaushalt des Landes Baden-Württemberg. Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS, 210 S.
Online: <http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/40255/zo3k23004Sber.pdf?command=downloadContent&filename=zo3k23004Sber.pdf&FIS=203>
- Poisson N, Kanakidou M, Crutzen PJ, 2000: Impact of non-methane hydrocarbons on tropospheric chemistry and the oxidizing power of the global troposphere: three-dimensional modelling results. *J. Atmos. Chem.* 36, 157–230
- Ravinshankara AR, Daniel JS, Portmann RW, 2009: Nitrous oxide (N₂O): The dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, 326, 123-125
- Righelato R, Spracklen DV, 2007: Carbon mitigation by biofuels or by saving and restoring forests? *Science* 317, 902
- Rockström J, Steffen W, Noone K, Persson A, Chapin FS, Lambin EF, Lenton TM, Scheffer M, Folke C, Schellnhuber HJ, Nykvist B, de Wit CA, Hughes T, van der Leeuw S, Rodhe H, Sörlin S, Snyder PK, Costanza R, Svedin U, Falkenmark M, Karlberg L, Corell RW, Fabry VJ, Hansen J, Walker B, Liverman D, Richardson K, Crutzen P, Foley JA, 2009: A safe operating space for humanity. *Nature* 461, 472-475
- Rösch C, Raab K, Skarka J, Stelzer V, 2007: Energie aus dem Grünland – eine nachhaltige Entwicklung? Forschungszentrum Karlsruhe, Wissenschaftliche Berichte, FZKA 7333, 178 S.
- Roßberg B, Hartmann K, 2007: Mehr Mais = weniger Humus? DLG-Test, August 2007, 24-26
- Rowland FS, 2006: Stratospheric ozone depletion. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 361, 769–790
- Rüter S. 2009: Kohlenstoffspeicher Holzprodukte und Substitutionseffekte. In: *Aktiver Klimaschutz, Tagungsband der Fachtagung vom 15./16. Juni in Braunschweig*, vTI (Hrsg.), S.23. Online:
http://www.vti.bund.de/de/institute/ak/aktuelles/veranstaltungen/homepages/0901_klimaschutz/Tagungsband_web.pdf
- Schmer MR, Vogel KP, Mitchell RB, Perrin RK, 2008: Net energy of cellulosic ethanol from switchgrass. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 105 (2008) 464–469
- Schmitz N, 2006: Biokraftstoffe: eine vergleichende Analyse. Berlin, FNR
Online: http://www.pentalco.de/resources/pdf_236biokraftstoffvergleich2006.pdf
- Schmitz N, 2005: Innovationen bei der Bioethanolerzeugung und ihre Auswirkungen auf Energie- und Treibhausgasbilanzen – neue Verfahren, Optimierungspotenziale, internationale Erfahrungen und Marktentwicklungen. Landwirtschaftsverlag, Münster
- Schneider I, 1995: Bewirtschaftung, Ernte und Verwertung von Pappel- und Weiden-Niederwäldern in Kurzumtrieb. Versuchsbericht 1995/1, FVA, Freiburg. pp 32
- Simpson TW, Sharpley AN, Howarth RH, Paerl HW, Mankin KR, 2008: The New Gold Rush: Fueling Ethanol Production while Protecting Water Quality. *J. Environm. Qual.* 37, 318-324
- Sohi S, Lopez-Capel E, Krull E, Bol R, 2009: Biochar's roles in soil and climate change: A review of research needs. CSIRO Land and Water Science Report 05/09, 64 pp. Online: <http://www.csiro.au/files/files/poei.pdf>
- Spatari S, Betz M, Florin H, Baitz M, Faltenbacher M, 2001: Using GABI 3 to perform life cycle engineering. *Int. J. Life Cycle Assessm.* 6, 81-84
- Splechtina B, Glatzel G, 2005: Optionen der Bereitstellung von Biomasse aus Wäldern und Energieholzplantagen für die energetische Nutzung. Berlin-Brandenburgische Akademie der Wissenschaften „Zukunftsorientierte Nutzung ländlicher Räume“ Materialien Nr.1. Berlin
- Stehfest E, Bouwman L, 2006: N₂O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modelling of global annual emissions. *Nutr. Cycl. Agroecosys.* 74, 207-228
- Turner DP, Baglio JV, Wones AG, Pross D, Vong R, McVeety BD, Phillips DL, 1991: Climate change and isoprene emissions from vegetation. *Chemosphere* 23, 37-56

- UBA (Umweltbundesamt), 2009: Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Durch Einsatz erneuerbarer Energien vermiedene Emissionen im Jahr 2007. Umweltbundesamt (Hrsg.), Dessau-Roßlau, 69 S. + Anhang
- UNESCO & SCOPE, 2007: Human Alteration of the nitrogen Cycle: Threats, Benefits and Opportunities. April 2007 – No. 4. UNESCO-SCOPE, Paris
 Online: http://www.nine-esf.org/?q=system/files/PolicyBrief_Final_0.pdf
- Unsel R, 1999: Kurzumtriebsbewirtschaftung auf landwirtschaftlichen Grenzertragsböden. Shaker Verlag, Aachen ISBN 3-8265-4829-9
- Verheijen F, Jeffery S, Bastos AC, van der Velde M, Diafas I, 2010: Biochar application to soils. A critical scientific review of effects on soil properties, processes and functions. EUR 24099 EN, Office for the Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 149pp
 Online: http://eusoiils.jrc.ec.europa.eu/ESDB_Archive/eusoiils_docs/other/EUR24099.pdf
- Vetter A, Arnold K, 2010: Klima- und Umwelteffekte von Biomethan: Anlagentechnik und Substratauswahl. Wuppertal Papers 182, Wuppertal Institut für Klima, Umwelt, Energie GmbH
 Online: http://www.wupperinst.org/uploads/tx_wibeitrag/wp182.pdf
- WBA (Wissenschaftlicher Beirat Agrarpolitik beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz), 2008: Nutzung von Biomasse zur Energiegewinnung – Empfehlungen an die Politik (verabschiedet: Nov. 2007; Erscheinungsdatum: 24.01.2008).
 Online: <http://www.bmelv.de/cae/servlet/contentblob/382594/publicationFile/23017/GutachtenWBA.pdf>
- WBGU (Wissenschaftlicher Beirat der Bundesregierung Globale Umweltveränderungen), 2009: Welt im Wandel – Zukunftsfähige Bioenergie und nachhaltige Landnutzung. Berlin, 388 S.
 Online: http://www.wbgu.de/wbgu_jg2008.pdf
- Werner C, Butterbach-Bahl K, Haas E, Hickler T, Kiese R, 2007: A global inventory of N₂O emissions from tropical rainforest soils using a detailed biogeochemical model. Global Biogeochemical Cycles, 21, GB3010, doi:10.1029/2006GB002909
- Williams PRD, Inman D, Aden A, Heath GA, 2009: Environmental and Sustainability Factors Associated with Next-Generation Biofuels in the U.S.: What Do We Really Know? Environm Science & Techol. 43, 4763-4775
- Wintzer D, Leible L, Rösch C, Bräutigam R, Fürniß B, Sardemann G, 1996: Wege zur umweltverträglichen Verwertung organischer Abfälle. Schriftenreihe Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 97, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 373 S.
- Wintzer D, Fürniß B, Klein-Vielhauer S, Leible L, Nieke E, Rösch C, Tangen H, 1993: Technikfolgenabschätzung zum Thema "Nachwachsende Rohstoffe". Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Sonderheft, Landwirtschaftsverlag, Münster, 480 S.
- WMO, 2003: Scientific assessment of ozone depletion: 2002. pp. 498, WMO (World Meteorological Organization), Geneva, 2003
- Zah R, Böni H, Gauch M, Hirschier R, Lehmann M, Wäger P, 2007: Ökobilanz von Energieprodukten – Ökologische Bewertung von Biokraftstoffen. Studie des EMPA im Auftrag der Bundesämter für Umwelt, Landwirtschaft und Energie der Schweiz
 Online: <http://www.news-service.admin.ch/NSBSubscriber/message/attachments/8514.pdf>
- Zimmer Y, Berenz S, Döhler H, Isermeyer F, Leible L, Schmitz N, Schweinle J, Toews T, Tuch U, Vetter A, de Witte T, 2008: Klima- und energiepolitische Analyse ausgewählter Bioenergie-Linien. Landbauforschung, Sonderheft 318, 120 S. Online: http://www.bfafh.de/bibl/lbf-pdf/landbauforschung-sh/lbf_sh318.pdf
- Zsuffa et al., 1993: Strategies for clonal forestry with poplars, aspen, and willows. In: Clonal Forestry II, Conservation and Application. [Ahija MR & Libby WJ (eds.)], Springer-Verlag, Berlin. pp 91-119

Die Treibhausgasbilanz ist eine wichtige aber nicht die ausschließliche Größe, an der sich die Förderungswürdigkeit von nachwachsenden Rohstoffen (NaWaRo) für eine energetische und/oder stoffliche Nutzung bemessen sollte. Es ist Zielsetzung dieser Kurzdarstellung, die wesentlichen Faktoren und Rahmenbedingungen aufzuzeigen, die die Treibhausgasbilanz bei NaWaRo bestimmen. Hierbei wird deutlich, dass insbesondere die mit dem Anbau verbundenen Lachgas-Emissionen und die Änderung des in der Vegetation und im Boden gespeicherten organischen Kohlenstoffs darüber entscheiden, ob NaWaRo zur Ent- oder gar zur Belastung des Treibhausklimas beitragen. Bestehende Unsicherheiten und Verbesserungsmöglichkeiten in der Datenlage und methodischen Vorgehensweise werden aufgezeigt; dies schließt einige Hinweise für die zu präferierenden NaWaRo und Nutzungsstrategien mit ein.

ISSN 1869-9669

ISBN 978-3-86644-532-1

