

Vorwort

Der von der Bundesregierung am 5. Dezember 2007 vorgelegte Entwurf für die Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung stellt eine grundsätzliche Neuausrichtung der Förderung von Biokraftstoffen dar.

Zwei Anforderungen werden zusätzlich neu eingeführt: Erstens muss die Erzeugung der eingesetzten Biomasse künftig die Anforderungen an eine nachhaltige Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen und zum Schutz natürlicher Lebensräume erfüllen. Zweitens muss der Biokraftstoff ein bestimmtes Treibhausgas-Verminderungspotenzial aufweisen. Künftig werden Biokraftstoffe je nach ihrer spezifischen Treibhausgas-Effizienz begünstigt.

Mit dem im Auftrag der UFOP erstellten Erläuterungspapier wollen wir zum Verständnis des für die ökologische Bewertung von der Bundesregierung vorgeschlagenen Allokationsverfahrens beitragen, die Aspekte von Landnutzungsänderungen darstellen, die Einflussfaktoren bei der Bildung der „Default-Werte“ diskutieren und die Konsequenzen der neuen Regelung für den gesamten Herstellungsprozess im Rahmen der erforderlichen Zertifizierung aufzeigen. Die Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung wird die Biokraftstoffmärkte erheblich verändern.

Das Erläuterungspapier ist nicht nur für alle Beteiligten des Produktlebensweges vom Landwirt bis zur Mineralölindustrie von Interesse, sondern über die Biokraftstoffe hinaus für die gesamte Bioenergieproduktion, die ebenfalls auf die Förderung der spezifischen Treibhausgas-Effizienz umgestellt werden soll. Von der neuen Ausrichtung der Förderpolitik werden die Importe direkt erfasst, worauf sich der internationale Handel und die Produktion in Drittländern einstellen müssen. Mit der Dekarbonisierungsstrategie wurden in der EU bereits die Weichen für die Förderung der Treibhausgasreduzierung durch Biokraftstoffe gestellt. Die neue EU-Förderrichtlinie für die Erneuerbaren Energien wird den nächsten Schritt hierzu einleiten.



Dr. Klaus Kliem
Vorsitzender der UFOP

Institut für Energetik und Umwelt
gemeinnützige GmbH

Institute for Energy and Environment

Erläuterungspapier
zum Entwurf der Biomasse-
Nachhaltigkeitsverordnung
vom 05.12.2007

Stefan Majer
Gerd Schröder

2008

Geschäftsführer / Managing Director:

Prof. Dr.-Ing. Martin Kaltschmitt

Handelsregister: Amtsgericht Leipzig HRB 8071

Sitz und Gerichtsstand Leipzig

Deutsche Kreditbank AG

(BLZ 120 30 000)

Kontonr.: 1364280

Stadt- und Kreissparkasse Leipzig

(BLZ 860 555 92)

Kontonr.: 1100564876



Zert.-Nr. 12100105

Auftraggeber: **UFOP Union zur Förderung von Oel- und Proteinpflanzen e.V.**
Haus der Land- und Ernährungswirtschaft
Claire-Waldoffstr. 7
10117 Berlin

Auftragnehmer: **Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (IE)**
Torgauer Straße 116
04347 Leipzig

☎: +49 (0) 341 / 24 34 – 112

✉: info@ie-leipzig.de

Dipl.-Ing. Stefan Majer

☎: 03 41 / 24 34 - 4 11

✉: Stefan.Majer@ie-leipzig.de

Dipl.-Ing. Gerd Schröder

☎: 03 41 / 24 34 - 4 27

✉: Gerd.Schroeder@ie-leipzig.de

Leipzig, den 16. Januar 2008

**Inhaltsverzeichnis**

1	Einleitung	4
2	Grundlagen der ökologischen Bewertung.....	5
3	Allokationsverfahren in ökologischen Bewertungen im Entwurf zur BioNachV	8
3.1	<i>Grundlagen.....</i>	8
3.2	<i>Auswirkungen unterschiedlicher Allokationsansätze.....</i>	10
3.3	<i>Fazit.....</i>	15
4	Aspekte der Landnutzungsänderung	16
4.1	<i>Grundlagen.....</i>	16
4.2	<i>Beschreibung der Methodik</i>	17
4.3	<i>Bestimmung möglicher Treibhausgas-Emissionen durch Landnutzungsänderungen in der „Default-Tabelle“ der BioNachV.....</i>	20
4.4	<i>Fazit.....</i>	23
5	Diskussion der „Default-Werte“ im Entwurf zur BioNachV.....	23
6	Möglicher Einfluss der BioNachV auf den deutschen Biokraftstoffmarkt	31
7	Zusammenfassung.....	34
	Literatur- und Referenzverzeichnis	37
	Anhang	38

1 Einleitung

Im Entwurf der „Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Erzeugung von Biomasse zur Verwendung als Biokraftstoff“ (Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung, BioNachV) werden zwei Anforderungen fixiert:

Biokraftstoffe dürfen nur dann auf die Erfüllung von Verpflichtungen nach § 37a Abs. Satz 1 und 2 in Verbindung mit § 37a Abs. 3 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes (BImSchG) angerechnet werden, wenn **nachweislich**:

1. bei der Erzeugung der eingesetzten Biomasse die in § 2 genannten Anforderungen an eine **nachhaltige Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen** und die in § 3 genannten Anforderungen zum **Schutz natürlicher Lebensräume** erfüllt werden,
2. Biokraftstoffe ein bestimmtes **Treibhausgas-Verminderungspotenzial** nach § 4 Abs. 1 aufweisen.

Die unter Punkt 1 genannten Anforderungen gelten u. a. als erfüllt, wenn die Biomasse entsprechend der guten fachlichen Praxis in Land-, Forst- und Fischereiwirtschaft erzeugt wurde. Vergleichbare Regelungen gelten für Bioenergieträger, die außerhalb von Europa erzeugt wurden.

Der eingesetzte Biokraftstoff muss ein bestimmtes Treibhausgas-Verminderungspotenzial aufweisen, welches durch den Erzeuger oder Anwender für die Erfüllung von Verpflichtungen nach dem BImSchG nachzuweisen ist. Auf welcher Basis bzw. Methode der ökologischen Bewertung dieser Nachweis zu erfolgen hat, ist zunächst in der Entwurfsfassung der BioNachV nicht spezifiziert. Ein Nachweis des Treibhausgas-Verminderungspotenzials kann bspw. durch eine so genannte „Ökobilanz“ erbracht werden.

Der Begriff der Ökobilanz als eine Methode der ökologischen Bewertung soll im Folgenden näher erläutert werden (Kapitel 2), bevor daran anschließend auf die eigentliche Diskussion des Entwurfs zur BioNachV in Bezug auf die Methodik zur Ermittlung der Treibhausgasemissionen übergegangen wird. Vereinbarungsgemäß wird der Schwerpunkt der nachfolgenden Betrachtungen auf den Themen Allokationsverfahren bei Koppelprodukten (Kapitel 3), Landnutzungsänderung nach IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (Kapitel 4), und Diskussion der „Default-Werte“ Tabelle aus Anlage 2 des Entwurfs (Kapitel 5) liegen. Die unter Punkt 1 genannte Anforderung der nachhaltigen Bewirtschaftung und der Schutz natürlicher Lebensräume soll nicht Gegenstand dieses Diskussionspapiers sein.

2 Grundlagen der ökologischen Bewertung

Mit Hilfe einer Ökobilanz können umfassende Informationen über die Umweltinanspruchnahme durch ein Produkt oder eine Dienstleistung bereitgestellt werden. Unter Umweltinanspruchnahme sind hier neben Umweltbelastungen durch Schadstoffemissionen auch Ressourcenentnahmen zu verstehen. Für die Anwendung einer Ökobilanz lassen sich grob zwei Zielstellungen unterscheiden:

- Ökobilanzen zum Vergleich mehrerer Produkte und
- Ökobilanzen zur ökologischen Optimierung des Lebensweges eines Produkts.

Die Methodik der Ökobilanzierung ist in zweifacher Hinsicht umfassend. Zum einen ist der Bilanzraum, in dem die Umweltbelastungen ermittelt werden sehr groß. Im Allgemeinen umfasst er den gesamten Lebensweg, ausgehend von der Entnahme aller Rohstoffe („von der Wiege“) über Nutzung des Produktes bis hin zur Entsorgung aller Zwischen- bzw. Abfallprodukte („bis zum Grab“). Zum anderen können durch diese Methode die Belastungen in Bezug auf viele unterschiedliche Umweltprobleme untersucht werden. So kann in Ökobilanzen neben dem Verbrauch an erschöpflichen Energieträgern und dem Beitrag zum anthropogenen Treibhauseffekt beispielsweise auch der Beitrag zur Versauerung und zu weiteren Wirkungsbereichen untersucht werden.

Neben dem Begriff Ökobilanz sind im Deutschen auch die Begriffe „Lebenszyklusuntersuchung“ oder „ganzheitliche Bilanzierung“ üblich. Im Englischen wird der Begriff des „Life Cycle Assessments“ (LCA) verwendet. Für Ökobilanzen existieren die internationalen Normen DIN ISO 14040 und 14044 (2006) /1/,/2/. Nach diesen Normen besteht eine Ökobilanz aus den vier Schritten: Festlegung des Ziels und des Untersuchungsrahmens, Sachbilanz, Wirkungsabschätzung und Auswertung. In Abbildung 2-1 sind die einzelnen Schritte graphisch dargestellt:

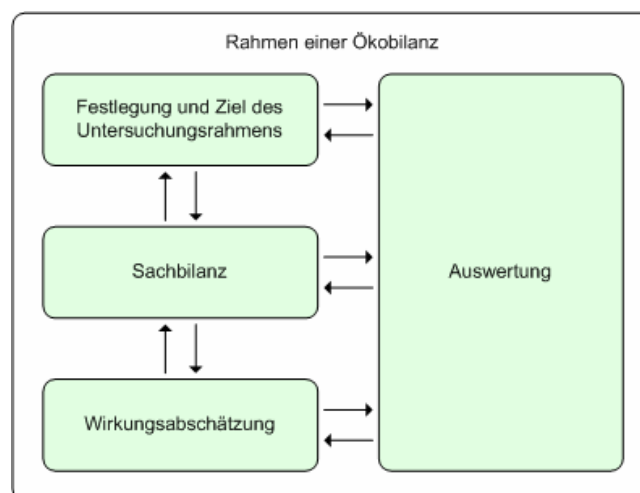


Abbildung 2-1 Aufbau einer Ökobilanz nach /1//2/

Um den Nachweis eines Treibhausgas-Minderungspotenzials für einen Biokraftstoff mittels einer Ökobilanz führen zu können, muss als **Ziel und Untersuchungsrahmen** der Vergleich mit herkömmlichen Äquivalenzkraftstoffen und die Analyse der Kraftstoffe im gesamten Lebensweg von der Bereitstellung (auch von Vorprodukten) über die Nutzung bis zur evtl. Entsorgung von Neben- oder Abfallprodukten definiert werden. Der Vergleich der Umweltwirkungen der unterschiedlichen Kraftstoffe sollte aufgrund einer einheitlichen funktionellen Einheit erfolgen. In diesem Fall empfiehlt sich als funktionelle Einheit die Menge Kraftstoff mit dem Energiegehalt von einem GJ. Im Entwurf ist vorgesehen Umweltwirkungen aufgrund von *Landnutzungsänderungen* durch den Anbau von Biomasse für die Kraftstoffproduktion, entgegen der bisher häufig üblichen Praxis, zu berücksichtigen. Diese Position wurde bisher in Ökobilanzen meistens nicht erhoben (vgl. /7/), macht aber vor dem Hintergrund der internationalen Betrachtung und Verflechtung der Biokraftstoffproduktion Sinn. Für Umweltwirkungen aufgrund von Landnutzungsänderung nach IPCC wird normalerweise ein Betrachtungszeitraum von 20 Jahren herangezogen (dieses Thema wird im Abschnitt 4 näher betrachtet).

Die **Sachbilanz** erfolgt in der Regel in Form einer so genannten „Prozesskettenanalyse“. Diese beruht auf der Verknüpfung einzelner Prozesse auf der Basis von physikalischen Größen. In Abbildung 2-2 ist ein Beispiel einer Prozesskette abgebildet.

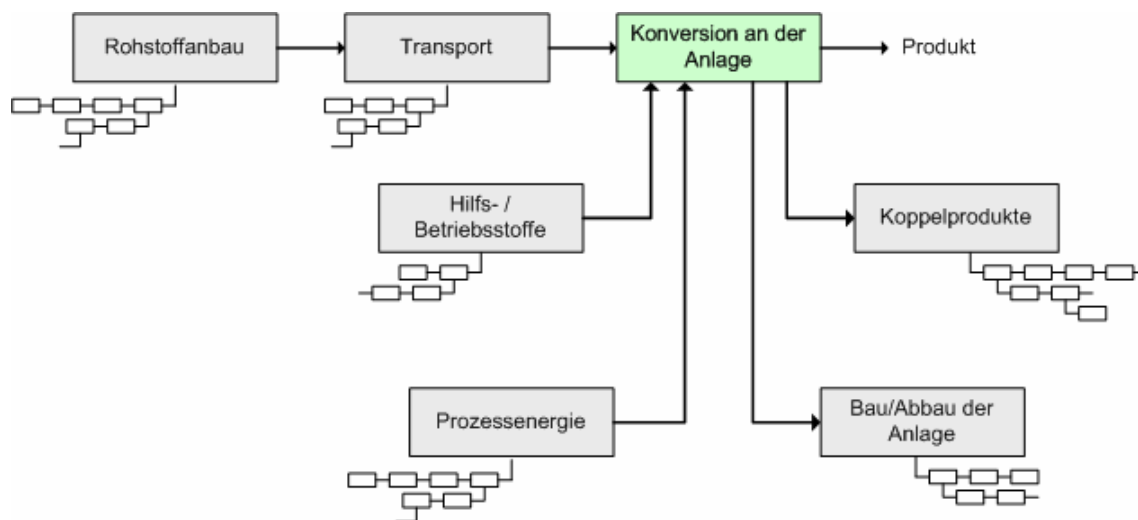


Abbildung 2-2 Schematische Darstellung einer Prozesskette

Die Vorteile der Sachbilanzierung mit einer Prozesskettenanalyse liegen in der Möglichkeit den Lebensweg detailliert abzubilden und damit die kumulierte Umweltinanspruchnahme genau zu ermitteln. Der Umgang mit *Koppel- bzw. Nebenprodukten*, welche neben dem eigentlichen Produkt anfallen, stellt aus ökobilanzieller Sicht immer ein Problem dar. Neben der Möglichkeit die anfallenden Emissionen bzw. Umweltwirkungen mit Hilfe einer Allokation zwischen Haupt- und Nebenprodukt aufzuteilen, können Koppel- bzw. Nebenprodukte auch durch eine Systemerweiterung bzw. ein Gutschriftensystem adäquat berücksichtigt werden /1/, /2/.

In Tabelle 2-1 werden beide Methoden zusammenfassend gegenübergestellt:

Tabelle 2-1 Gegenüberstellung zwischen Allokation und Substitution / Systemerweiterung

	Allokation	Substitution / Systemerweiterung
Faktum	Qualitativ hochwertige Produkte für Umweltbelastungen entlang der Gesamtkette verantwortlich	Koppelprodukte der Gesamtkette vermeiden Produktion dieser Produkte irgendwo in der Gesellschaft
Prinzip	Allokieren der Koppelprodukte als Umweltwirkung	Kausalitätsprüfung; Koppelprodukte substituieren andere Produkte
Ansatz	Verteilung der Umweltbelastung auf ein oder mehrere Produkte vergleichsweise einfach	Gutschriften, die vom Gesamtsystem subtrahiert werden sehr komplex

Im Entwurf der BioNachV ist für den Umgang mit Koppelprodukten und deren Berücksichtigung in Form einer Allokation eine klare Regelung getroffen (vgl. Kapitel 3).

Im Schritt der **Wirkungsabschätzung** werden die Informationen aus der Sachbilanz aggregiert, verdichtet und im Hinblick auf mögliche Umweltwirkungen ausgewertet. Hierbei werden einzelne Umwelteinflüsse bestimmten Wirkungskategorien zugeordnet und ihr Einfluss auf die jeweilige Kategorie wird anhand definierter Faktoren ermittelt.

In Tabelle 2-2 sind einige Wirkungskategorien die in einer Ökobilanz betrachtet werden können nebst Gewichtungsfaktoren einzelner Wirkgrößen dargestellt.

Tabelle 2-2 mögliche Umweltwirkungen eines Produktes oder Dienstleistung

Umweltwirkung	Charakteristika
Primärenergieverbrauch	Kumulierter Verbrauch an Ressourcen, Fokus fossile Energieträger (z. B. Kohle, Erdgas, Mineralöl, Uran)
Global Warming Effekt	Erwärmung der globalen Atmosphäre durch anthropogene Treibhausgasemissionen; im wesentlichen: CO ₂ und seine Äquivalente CH ₄ (23 CO ₂ eq), N ₂ O (296 CO ₂ eq)
Versauerung	Verschiebung des Säuregleichgewichts in Böden und Gewässern durch Säure bildende Gase: SO ₂ und Äquivalente, z. B. NO _x (0,7 SO ₂ eq), NH ₃ (1,88 SO ₂ eq), HCl (0,88 SO ₂ eq)
Eutrophierung	Einbringen von Nährstoffen in Böden und Gewässer durch PO ₄ ³⁻ und Äquivalente NO _x (0,13 PO ₄ ³⁻ eq), NH ₃ (0,35 PO ₄ ³⁻ eq)
Photo- / Sommersmog	Entstehung von Photooxidantien (z. B. Ozon) in der Atmosphäre durch Zusammenspiel von Sonnenstrahlung, NO _x und FCKW
Ozonabbau	Abbau der schützenden Ozonschicht in der Stratosphäre durch z. B. FCKW, N ₂ O
Humantoxizität	Humantoxische Wirkung von Feinstaub (PM10) in der Luft; direkt oder indirekt durch z. B. NO _x , FCKW, NH ₃ , SO ₂



Im Rahmen des Entwurfs der BioNachV wird lediglich der „Global Warming Effect“ anhand einer Berücksichtigung von Treibhausgasemissionen eines Biokraftstoffes im Vergleich zu Äquivalenzkraftstoffen untersucht.

In der **Auswertung**, dem letzten Schritt der Ökobilanz, werden die in den vorangegangenen Schritten erarbeiteten Resultate im Hinblick auf das zu Grunde gelegte Ziel der Ökobilanz ausgewertet. Ein weiterer Aspekt der Auswertung besteht darin Sensitivitätsanalysen durchzuführen. Dabei wird untersucht wie stark sich Änderungen der Randbedingungen, die der Bilanzierung zu Grunde gelegt wurden, auf das Gesamtergebnis der Bilanzierung auswirken. Dabei sollten sowohl Teilprozesse mit besonders großem Einfluss auf das Endergebnis (in diesem Fall z. B. **Landnutzungsänderung**), als auch Annahmen zur Berechnungsmethodik (z. B. **Allokationsverfahren**) berücksichtigt werden. Den Abschluss der Auswertung bilden die Schlussfolgerungen in denen die Resultate der vorangegangenen Schritte zusammengefasst und interpretiert werden.

Die dem Allokationsverfahren zu Grunde gelegte Methodik und ein möglicher Einfluss auf das Endergebnis soll im Folgenden näher beleuchtet werden.

3 Allokationsverfahren in ökologischen Bewertungen im Entwurf zur BioNachV

3.1 Grundlagen

Bei der Bewertung und besonders beim Vergleich verschiedener Produkte ist die Nutzengleichheit¹ der betrachteten Produktsysteme eine Grundvoraussetzung der Vergleichbarkeit. Bei der Produktion von Biokraftstoffen können in Abhängigkeit vom verwendeten Rohstoff unterschiedliche Koppelprodukte² anfallen. Vor dem Hintergrund des Vergleiches mit fossilen Kraftstoffen und der Voraussetzung der Nutzengleichheit stellt sich die Frage, wie diese Koppelprodukte bei der Bewertung zu berücksichtigen sind. Um den Begriff des Koppelproduktes näher zu verdeutlichen, zeigt die folgende Abbildung 3-1 einen Ausschnitt aus der Prozesskette zur Herstellung von Bioethanol aus Getreide. Als Koppelprodukt des Destillationsprozesses fällt Schlempe an, die auf unterschiedliche Arten weiter genutzt wird.

¹ Der Begriff der Nutzengleichheit umfasst sowohl den Primärnutzen eines Produktsystems (das bereitgestellte Produkt) als auch mögliche Zusatznutzen, die in Form von Koppelprodukten entstehen können.

² Definition Koppelprodukt: Eines von zwei oder mehreren Produkten aus demselben Prozessmodul oder Produktsystem. /1/

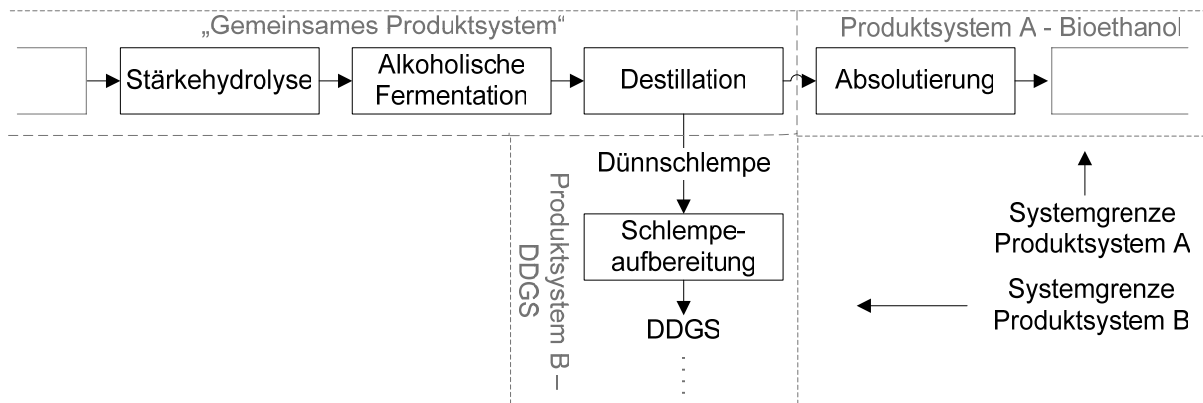


Abbildung 3-1 Koppelproduktion bei der Herstellung von Ethanol aus Getreide

Aus der Schlempe entsteht später so genanntes DDGS (Dried Distillers Grains with Solubles), welches als „eigenständiges“ Produkt auf dem Futtermittelmarkt Absatz findet. Aus diesem Grund sind die Prozesse bis zur Absolutierung beiden Produktsystemen zuzuordnen und die auftretenden potenziellen Umweltbelastungen zwischen den beteiligten Produktsystemen zu verteilen.

Die Wahl eines solchen Verteilungsverfahrens (Allokationsverfahren³) hat einen nicht zu unterschätzenden Einfluss auf das Endergebnis der durchgeführten Bilanz. Aus diesem Grund heißt es in der DIN EN ISO 14044 für Ökobilanzen: „Wo auch immer möglich, sollte eine Allokation vermieden werden...“. Eine solche Allokationsvermeidung kann durch verschiedene Schritte geschehen (vgl. /1/, /2/). Ist eine Allokationsvermeidung nicht möglich, verlangt die Norm die Durchführung einer Sensitivitätsanalyse, um die Auswirkungen der in Frage kommenden Allokationsverfahren auf das Endergebnis zu dokumentieren /1/. Dies soll an dieser Stelle verdeutlichen, dass das „Problem“ der Allokation einen durchaus kritischen und häufig diskutierten Punkt im Bereich der Ökobilanzierung darstellt.

In bisherigen Studien die sich mit der ökologischen Bewertung (das bedeutet nicht zwangsläufig Ökobilanzierung nach der gültigen DIN EN ISO) von Biokraftstoffen beschäftigten, wurden Koppelprodukte auf unterschiedliche Weise betrachtet und berücksichtigt. Häufig wurde eine Art „Gutschriftenverfahren“ angewendet, wenn bestimmte Produkte durch entstandene Koppelprodukte substituiert wurden (z. B. „Futtermittelgutschrift“ für Rapsextraktionsschrot aus der Biodieselproduktion“). Dieses Verfahren ist zwar in der gültigen DIN Norm für Ökobilanzen nicht vorgesehen, kann aber in Bewertungen die nicht an eine festgelegte Vorgehensweise gebunden sind durchaus sinnvoll sein.

Die folgende Tabelle 3-1 gibt einen Überblick auf gängige Koppelprodukte bei der Produktion bestimmter Biokraftstoffe und gebräuchliche Arten ihrer Berücksichtigung in ökologischen Bewertungen.

³ Definition Allokation: Zuordnung der Input- oder Outputflüsse eines Prozesses oder eines Produktsystems zum untersuchten Produktsystem und zu einem oder mehreren anderen Produktsystemen. /1/

Tabelle 3-1 Gängige Koppelprodukte bei der Herstellung bestimmter Biokraftstoffe und ihre Nutzung

Biokraftstoff/ Rohstoff	Koppelprodukt	Entstehungs- prozess	Möglichkeiten der Nutzung	Gängige Art der Bewertung
Biodiesel/Raps	Presskuchen	Ölproduktion	Einsatz als Futtermittel möglich	„Gutschrift“ für die Substitution herkömmlicher Futtermittel (z.B. Getreide)
Bioethanol/Getreide	Dünnschlempe	Destillation	Schlempe- aufbereitung zu DGGS und Einsatz als Futtermittel	„Gutschrift“ für die Substitution herkömmlicher Futtermittel
Bioethanol/Zuckerrüben	Pressschnitzel	Vorbehandlung der Zuckerrüben	Einsatz als Futtermittel	„Gutschrift“ für die Substitution herkömmlicher Futtermittel
	Vinasse	Destillation	Evtl. Einsatz als Futtermittel möglich	„Gutschrift“ für die Substitution herkömmlicher Futtermittel
Biomethan/Mais, Getreide	Gärrest	Anaerobe Fermentation	Düngemittel	„Gutschrift“ für die Substitution herkömmlicher Düngemittel

3.2 Auswirkungen unterschiedlicher Allokationsansätze

Der Entwurf zur BioNachV sieht künftig vor, dass bei der Erzeugung von so genannten Biokraftstoffen ein „Treibhausgas-Verminderungspotential“ (von 30% bzw. 40% ab dem 01.01.2011) im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen nachgewiesen werden muss. Zur Berechnung dieses Potentials gibt der Verordnungsentwurf ein konkretes Verfahren vor, in dem auch der Umgang mit auftretenden Koppelprodukten klar geregelt ist. Eine solche generelle Festlegung des anzuwendenden Allokationsverfahrens kann im Rahmen einer vereinfachten Treibhausgasbilanz durchaus sinnvoll sein. Durch diesen Schritt ist es möglich, das Verfahren zu vereinfachen, den Aufwand zu verringern und vor allem eine dauerhafte Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu gewährleisten.

Bei der Berechnung des „Treibhausgas-Verminderungspotentials“ von Biokraftstoffen, ist für Koppelprodukte künftig eine Allokation auf der Grundlage der unteren Heizwerte durchzuführen. An dieser Stelle soll zumindest bemerkt werden, dass Allokationsverfahren auf der Grundlage anderer physikalischer Beziehungen (z. B. Masse oder Exergiegehalt) ebenfalls denkbar gewesen wären. Bei ökologischen Bewertungen deren Durchführung an kein festgelegtes Verfahren gebunden ist, wäre in Ausnahmefällen bspw. auch die monetäre Bewertung eines Koppelproduktes denkbar. Dies wäre sinnvoll, wenn diese den Marktwert eines Koppelproduktes besser abbilden kann, als dies durch die Verwendung physikalischer Beziehungen möglich wäre.

Bei der Durchführung einer Ökobilanz nach der gültigen DIN Norm ist jedoch die Allokation auf der Grundlage physikalischer Größen einer monetären Bewertung vorzuziehen (sofern keine generelle Allokationsvermeidung möglich ist).

Eine generelle Aussage, welcher Allokationsansatz für das festgelegte Berechnungsverfahren zum „Treibhausgas-Verminderungspotential“ von Biokraftstoffen der am besten geeignete ist, lässt sich wohl nur schwer oder gar nicht treffen. Vielmehr ist es entscheidend, dass Biokraftstoffproduzenten die sich künftig einer Zertifizierung nach der BioNachV unterziehen sich der Auswirkungen des festgelegten Allokationsverfahrens auf das Ergebnis ihrer speziellen Treibhausgasbilanz bewusst sind. Es ist durchaus möglich, dass sich aufgrund unterschiedlicher Berücksichtigungen der Koppelprodukte die Ergebnisse zukünftiger Berechnungen, im Rahmen der BioNachV, deutlich von den Ergebnissen früherer ökologischer Bewertungen unterscheiden.

Um dies zu verdeutlichen, soll der Einfluss des gewählten Allokationsverfahrens im Folgenden an zwei Beispielen verdeutlicht werden. Beide Beispiele beruhen auf den Werten der so genannten „Default-Tabelle“ aus der Anlage 2 der BioNachV /6/. Das erste Beispiel ist in der Abbildung 3-2 dargestellt und behandelt die Produktion von Biodiesel auf der Grundlage des Rohstoffes Raps. Dabei entsteht im ersten Konversionsschritt der Biomasse (dieser umfasst die Prozesse des Pressens und der Extraktion des Öls sowie die Raffination des Rapsöls) so genanntes Rapsextraktionsschrot. Dieses kann als eigenständiges Produkt auf dem Futtermittelmarkt Absatz finden. Das zweite Koppelprodukt, das bei der Produktion von RME auftritt ist Glycerin. Dieses entsteht beim so genannten Konversionsschritt 2. Dieser Schritt umfasst die Prozesse der Umesterung (unter Einsatz von Methanol sowie Natronlauge und Salzsäure) und der Aufarbeitung des Glycerins. Zielstellung ist es nun, die bis zur Trennung der Produktsysteme (nach dem Konversionsschritt 1 trennt sich das Produktsystem des Extraktionsschrotes von dem zur RME-/Glycerinherstellung, nach Konversionsschritt 2 trennt sich das Produktsystem Glycerin vom Produktsystem RME) entstandenen Umweltbelastungen angemessen auf die Produktsysteme zu verteilen. Die Berechnung dieser Verteilung erfolgt im Beispiel nach drei unterschiedlichen Allokationsansätzen.

Der erste Ansatz ist eine Allokation nach dem unteren Heizwert, wie sie die BioNachV zukünftig vorgibt. Im ersten Schritt erfolgt hier die Allokation des Glycerins. Im Konversionsschritt 2 entstehen rund 2,5 kg Glycerin und 26,9 kg RME sowie ca. 8,2 kg CO₂. Bei einer Allokation nach dem unteren Heizwert wären diese Emissionen zu ca. 4% dem Produkt Glycerin und zu ca. 96 % dem Produkt RME zuzuordnen ($26,8 \text{ kg} \cdot 37,2 \text{ MJ/kg (Heizw. RME)} + 2,5 \text{ kg} \cdot 17 \text{ (Heizw. Glycerin)} \sim 1042,4 \text{ MJ}$, Zuordnung Glycerin = $42,5 \text{ MJ} \sim 4\%$) /8/. Diese Zuordnung gilt bis zu den Prozessschritten die vom zusätzlich entstehenden Produkt Extraktionsschrot „mitverwendet“ werden. Ab dem Konversionsschritt 1 erfolgt eine erneute Verteilung der CO₂-Emissionen zwischen dem Produkt Extraktionsschrot und dem Zwischenprodukt Rapsöl. Diese Verteilung erfolgt analog zur Allokation zwischen RME und Glycerin und gilt für die Prozesse vom Konversionsschritt 1 bis zur Verteilung der Emissionen durch die Landnutzungsänderungen.

	Landnutzungsänderung direkte	Biomasseerzeugung	Transport der Biomasse	Konversionsschritt 1	Transport zwischen den Konversionsschritten	Konversionsschritt 2	Transport zur Beimischung	
	Grünl. → Acker 200 m ²	Rapsanbau	100 km LKW	Ölmühle ↓ 40,8 kg Extraktions-schrot	100 km LKW ← 27,15 kg Rapsöl	Umesterung ↓ 2,5 kg Glycerin	150 km Lastzug	26,88 kg/ 1 GJ RME
								Gesamtsumme
THG Emission:	54,9	48,8	0,7	12,1	0,2	8,2	0,3	125,3 kg CO₂-Äq.
1. Allokation nach unt. Heizwert								
Allokationsfaktor	59,7 %	59,7%	59,7%	59,7%	96%	96%	100%	
THG Emission bezogen auf RME	32,8	29,1	0,4	7,6	0,2	7,6	0,3	78,1 kg CO₂-Äq./ GJ RME
2. Allokation nach Masse								
Allokationsfaktor	39 %	39%	39%	39%	92%	92%	100%	
THG Emission bezogen auf RME	21	18,8	0,3	4,7	0,2	7,5	0,3	52,8 kg CO₂-Äq./ GJ RME
3. Substitutionsverfahren								
Gutschrift				13,1		2,9		109,2 kg CO₂-Äq./ GJ RME

Abbildung 3-2 Prozessfluss bei der Herstellung von RME und Verteilung der auftretenden potentiellen Umweltbelastungen auf die Haupt- und Koppelprodukte /6/, /8/, eigene Berechnungen

Der zweite, in Abbildung 3-2 dargestellte Allokationsansatz sieht eine Verteilung der auftretenden Emissionen auf der Grundlage der Massen der entstehenden Produkte vor. Die Verteilung der auftretenden Emissionen würde hier bspw. zu 92% für RME und 8% für Glycerin erfolgen (2,5 kg + 26,88 kg = 29,4 kg, Beitrag Glycerin zur Gesamtsumme ~ 8%). Die Allokation der Prozessschritte ausgehend von der Landnutzungsänderung bis zum Konversionsschritt 1 erfolgt analog.

Als drittes Beispiel zeigt die Abbildung 3-2 eine Verteilung der auftretenden Emissionen auf der Basis einer so genannten Gutschrift. Diese Methode kann die stärksten Ergebnisschwankungen bewirken, da sie vom Treffen bestimmter vereinfachender Annahmen (z.B. die Frage welches Produkt kann das entstehende Koppelprodukt ersetzen) abhängig ist. Im dargestellten Beispiel wurde davon ausgegangen, dass das entstehende Glycerin ein gleichwertiges Produkt aus der chemischen Industrie substituiert. Rapsextraktionsschrot könnte ein gleichwertiges Futtermittel (z. B. Gerste) ersetzen. Die CO₂-Emissionen, die bei der „herkömmlichen“ Produktion dieser substituierten Produkte entstehen würden, werden als Gutschrift betrachtet und von den CO₂-Belastungen des Produktsystems RME abgezogen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass sich die „herkömmliche Produktion“ der substituierten Produkte oftmals von der Produktion der Koppelprodukte unterscheidet.

Aufgrund dieser Tatsache ist es mit der „Gutschriftenmethode“ schwierig den genauen Beitrag eines Koppelproduktes zu den insgesamt auftretenden Emissionen zu bestimmen und entsprechend von den, durch das „Hauptprodukt“ verursachten Emissionen zu trennen.

Weiterhin erfolgt die Gutschrift oft pauschal an einer bestimmten Stelle des Produktlebensweges (z. B. der Konversion). Dies erschwert eine feine und genaue Aufschlüsselung der, entlang der Lebenswegabschnitte auftretenden, Emissionen.

Bei Anwendung eines Substitutionsverfahrens ist genau zu prüfen, ob die verwendeten Systemgrenzen für alle betrachteten Produkte gleich gewählt wurden. Ist dies nicht der Fall, kann es zu einer deutlichen Ergebnisverschiebung kommen.

Für das betrachtete Beispiel ist weiterhin zu berücksichtigen, dass der Einfluss der Landnutzungsänderung bei der herkömmlichen Produktion der Koppelprodukte noch nicht berücksichtigt wurde. Die Menge der „gutgeschrieben“ CO₂-Emissionen könnte sich demnach evtl. noch vergrößern und sich das Gesamtergebnis evtl. weiter zu Gunsten des Produktes RME verschieben.

Die Abbildung 3-3 stellt die unterschiedlichen Ergebnisse der drei Allokationsansätze noch einmal graphisch dar. Für eine bessere Vergleichbarkeit der drei Allokationsansätze wurde hier in allen drei Verfahren der Einfluss der direkten Landnutzungsänderung vernachlässigt.

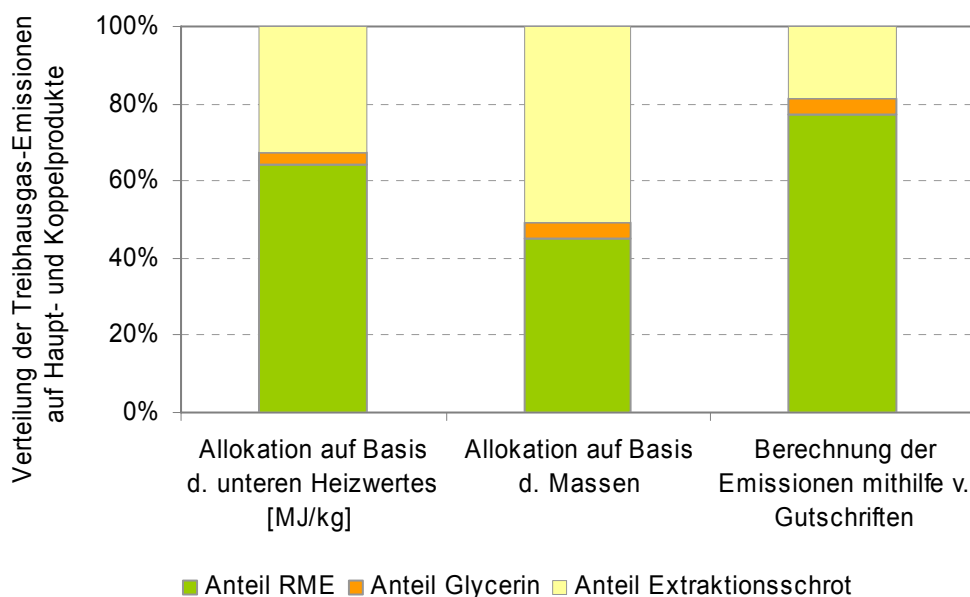


Abbildung 3-3 graphische Darstellung des Einflusses der Allokation auf das Gesamtergebnis am Beispiel der Biodieselproduktion

Es wird deutlich, dass bei einer Verteilung der CO₂-Emissionen auf Grundlage der Massen der produzierten Produkte dem Hauptprodukt RME der zweitgrößte Anteil zugerechnet werden würde. Der größte Anteil würde demnach bei der Produktion des Nebenproduktes Extraktionsschrot anfallen. Bei Anwendung der beiden anderen betrachteten Allokationsschlüssel verschiebt sich das Ergebnis zu Lasten des Produktes RME.

Analog zu diesem ersten Beispiel zeigt die folgende Abbildung 3-4 den Prozessfluss zur Herstellung von Bioethanol aus Weizen. Es wurden hier ebenfalls drei unterschiedliche Allokationsansätze betrachtet. Die Berechnung erfolgte dabei analog zum Beispiel für Biodiesel.

	Landnutzungsänderung direkte	Biomasseerzeugung	Transport der Biomasse	Konversionsschritt 1	Transport zwischen den Konversionsschritten	Konversionsschritt 2	Transport zur Beimischung	
	Grünl. → Acker 174 m ²	Weizenanbau	100 km LKW	entfällt	entfällt	Fermentation ↓ 51,5 kg DDGS	150 km Lastzug	37,5 kg/ 1 GJ Ethanol
								Gesamtsumme
THG Emission:	47,8	40,7	1,3	-	-	62,6	0,4	152,8 kg CO₂-Äq.
1. Allokation nach unt. Heizwert								
Allokationsfaktor	55 %	55%	55%	-	-	55%	100%	
THG Emission bezogen auf RME	26,2	22,3	0,7	-	-	34,3	0,4	83,9 kg CO₂-Äq./ GJ RME
2. Allokation nach Masse								
Allokationsfaktor	42 %	42%	42%	-	-	42%	100%	
THG Emission bezogen auf RME	20,1	17,1	0,55	-	-	26,3	0,4	64,5 kg CO₂-Äq./ GJ RME
3. Substitutionsverfahren								
Gutschrift						22,7		130,1 kg CO₂-Äq./ GJ RME

Abbildung 3-4 Prozessfluss bei der Herstellung von Bioethanol und Verteilung der auftretenden potentiellen Umweltbelastungen auf die Haupt- und Koppelprodukte /6/, /8/, eigene Berechnungen

Für das in diesem Beispiel betrachtete Substitutionsverfahren gelten die gleichen Einschränkungen wie im Beispiel des Produktes Biodiesel. Die Ergebnisse dieses Beispiels und der Einfluss der Allokation auf das Gesamtergebnis sind in der folgenden Abbildung 3-5 dargestellt.

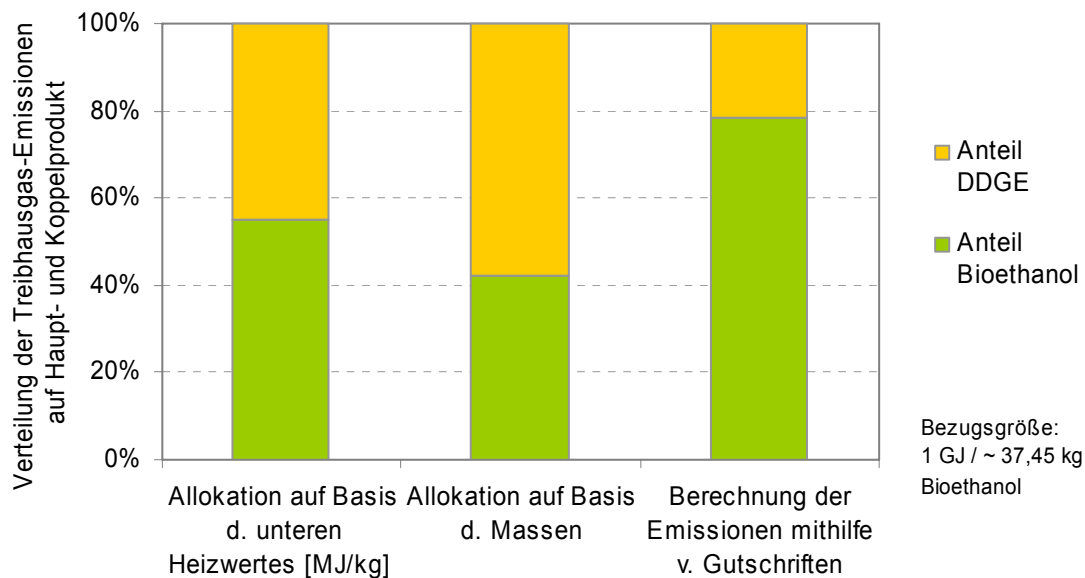


Abbildung 3-5 graphische Darstellung des Einflusses der Allokation auf das Gesamtergebnis am Beispiel der Bioethanolproduktion

Auch bei diesem Beispiel sind deutliche Ergebnisunterschiede erkennbar. Aufgrund der hohen Menge an Schlempe bzw. dem entstehenden DDGS würde bei einer Allokation auf Grundlage der Massen dem Produktsystem Bioethanol der zweitgrößte Beitrag zu den Gesamtemissionen zugeordnet werden. Bei Anwendung der beiden anderen betrachteten Allokationsschlüssel verschiebt sich das Ergebnis zu Lasten des Produktes Bioethanol.

3.3 Fazit

Vor dem Hintergrund einer zukünftigen Zertifizierung von Biokraftstoffen und der damit verbundenen Berechnung eines „Treibhausgas-Verminderungspotentials“ ist die Festlegung eines einheitlichen Allokationsverfahrens für die Berücksichtigung von Koppelprodukten durchaus sinnvoll. Durch diesen Schritt wird das Berechnungsverfahren vereinfacht und der Aufwand reduziert. Ein einheitliches Verfahren erleichtert vor allem die Vergleichbarkeit berechneter Treibhausgasbilanzen.

Für Biokraftstoffproduzenten ist es wichtig, den Einfluss des vorgegebenen Allokationsverfahrens auf das Ergebnis zukünftiger Berechnungen genau abzuschätzen. Dies ist von Bedeutung, da durch Änderungen in der Berechnungsmethodik, die Ergebnisse zukünftiger Berechnungen durchaus signifikant von früheren Ergebnissen abweichen können.

Im Einzelfall ist zu prüfen, ob eine solche Entwicklung möglicherweise eine anderweitige Verwendung von entstehenden Koppelprodukten sinnvoll macht. Denkbar wäre eventuell, bestimmte Koppelprodukte im eigentlichen (Kern-)Produktsystem zu verwenden. So könnte bspw. die bei der Ethanolherstellung anfallende Schlempe vergärt und das entstandene Biogas zur Deckung des Prozessenergiebedarfes verwendet werden. Auf diese Weise würden dem Ethanolproduktsystem zwar auch die Emissionen, die durch die „Schlempeproduktion“ anfallen, angelastet werden, im Gegenzug könnte aber eine Einsparung an Primärenergie

erreicht werden. Zur Ermittlung der bestmöglichen Vorgehensweise ist jedoch die Prüfung des Einzelfalles notwendig.

4 Aspekte der Landnutzungsänderung

4.1 Grundlagen

Der Entwurf zur BioNachV sieht zukünftig bei der Berechnung von Treibhausgasbilanzen zur Zertifizierung von Biokraftstoffen auch die Berücksichtigung eventueller Landnutzungsänderungseffekte vor. Dieser Punkt wurde in bisherigen ökologischen Bewertungen von Biokraftstoffen kaum oder nur unzureichend berücksichtigt (vgl. /7/). Um jedoch auch möglicherweise entstehende Umweltbelastungen durch die Erschließung von Rohstoffanbauflächen für die Kraftstoffproduktion zu berücksichtigen, scheint dieser Ansatz durchaus sinnvoll. Hier soll vor allem der Kohlenstoffspeicherfähigkeit von Böden und Vegetation Rechnung getragen werden. Eine Änderung der Landnutzungsart kann auch eine Zu- oder Abnahme der gespeicherten Kohlenstoffmenge nach sich ziehen. Durch die Zerstörung von natürlichen Ökosystemen (bspw. Zerstörung von natürlichem Regenwald in Südamerika für den Anbau von Zuckerrohr oder Soja) können weiterhin natürliche CO₂-Senken des globalen Kohlenstoffkreislaufes verloren gehen. Dieser Umstand kann zumindest ansatzweise durch die Berücksichtigung von Landnutzungsänderungen in ökologischen Bewertungen berücksichtigt werden. Die folgende Abbildung 4-1 verdeutlicht den Einfluss der Nutzungsart einer Fläche auf die in Boden und Vegetation gespeicherte Kohlenstoffmenge. So wird im ersten Beispiel ein natürliches Ökosystem (in diesem Fall eine Waldfläche) in eine landwirtschaftlich genutzte Ackerbaufläche überführt. Die Gesamtmenge an gespeichertem Kohlenstoff (dargestellt durch die gelbe Linie) sinkt durch die Änderung der Nutzungsart. In der zweiten betrachteten Zeitperiode findet keine Änderung der Landnutzung mehr statt. Die Menge des gespeicherten Kohlenstoffes bleibt konstant.

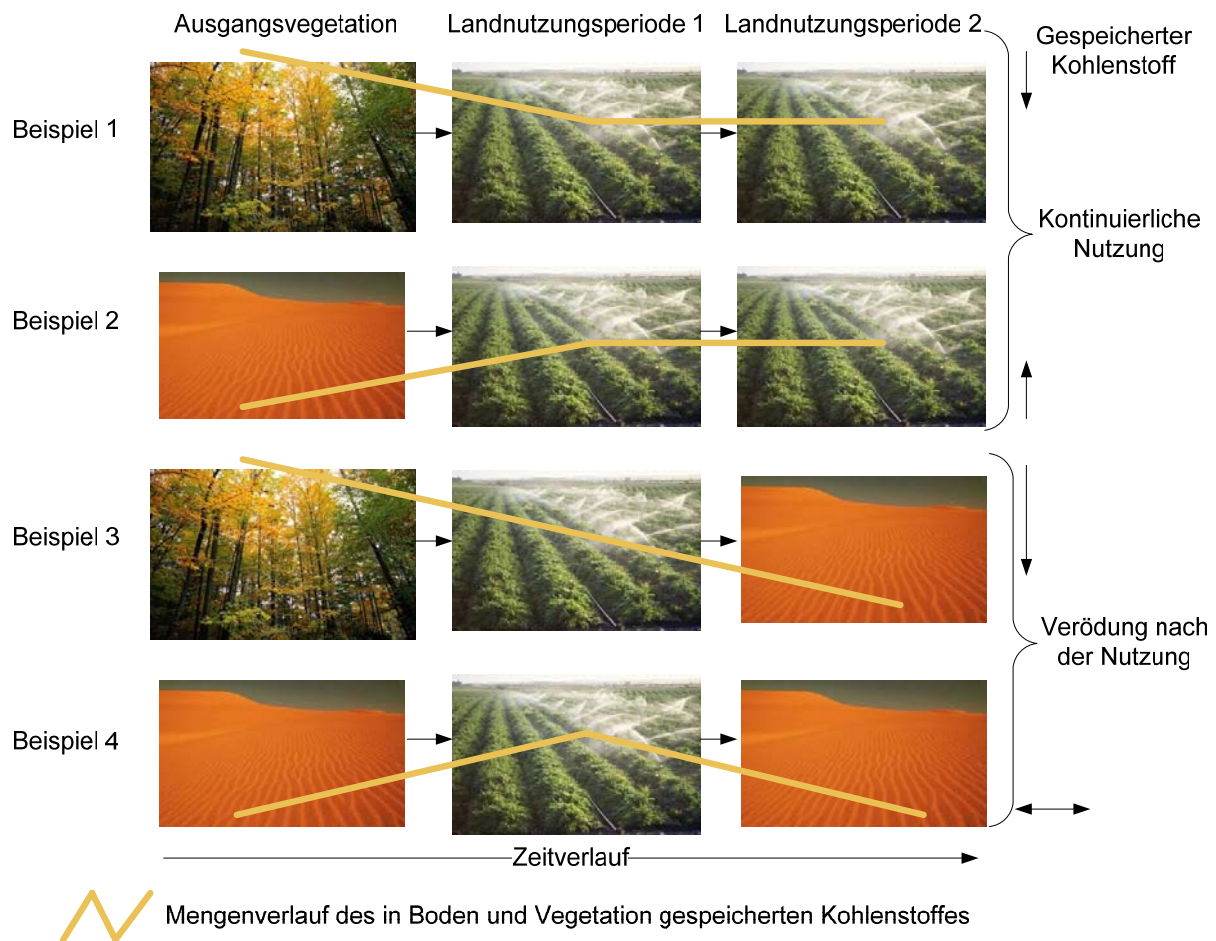


Abbildung 4-1 Einfluss der Landnutzungsänderung auf die in Boden und Vegetation gespeicherte Kohlenstoffmenge /3/

Die BioNachV sieht vor, den Einfluss der Änderung einer Flächenutzung auf die in Boden und Vegetation gespeicherte Kohlenstoffmenge durch ein spezielles, von der IPCC entwickeltes Berechnungsverfahren zu ermitteln /6/, /5/, /8/. Dieses Verfahren basiert auf der Verwendung umfangreicher Inventarlisten und soll im folgenden Abschnitt anhand eines einfachen Beispiels vorgestellt werden.

4.2 Beschreibung der Methodik

Der Sachverständigenrat der IPCC beschäftigte sich in der Vergangenheit u. a. intensiv mit der Frage, welchen Einfluss die Änderung der landwirtschaftlichen Nutzungsart einer Fläche auf den Ausstoß von CO₂ haben kann und wie sich dieser Ausstoß quantitativ darstellen lässt. Hierzu wurden unter anderem der Report “Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry” aus dem Jahr 2003 sowie der Band 4 der „IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories“ aus dem Jahr 2006 veröffentlicht /4/, /5/.

Die IPCC Richtlinien enthalten ein komplexes und umfangreiches Berechnungsmodell mit dem sich der Einfluss der Landnutzung bzw. einer Landnutzungsänderung auf den Kohlenstoffspeicher von Böden und Vegetation beschreiben lässt.

Aufgrund der Komplexität und des Umfangs der Berechnungsmethode sowie der vollständigen Dokumentation in den genannten IPCC-Berichten sollen die Grundlagen der Berechnungsmethodik an dieser Stelle nur kurz erläutert werden.

Das Modell der IPCC geht davon aus, dass im Boden und in der Vegetation vorhandene Kohlenstoffspeicher durch entsprechende Zu- oder Abnahme einen wesentlichen Einfluss auf die in der Atmosphäre vorhandene, CO₂-Menge haben können, d.h. nimmt der CO₂-Fluss zur Atmosphäre zu, so nimmt im Gegenzug die Menge an im Boden oder in der Vegetation gespeichertem Kohlenstoff ab.

Die Änderung der gespeicherten Kohlenstoffmenge in Boden und Vegetation eines bestimmten Gebietes lässt sich mit der folgenden Gleichung Gl. 4-1 darstellen.

$$\Delta C = \sum_{ijk} [A_{ijk} (C_I - C_L)_{ijk}] \quad \text{Gl. 4-1}$$

ΔC Änderungen im gespeicherten „Kohlenstoffpool“ in Tonnen Kohlenstoff pro Jahr (t_C/a)

A Landfläche in ha

ijk Parameter und Faktoren zu Klimaregion i, Vegetationsart j, Landnutzungsart k, etc...

C_I Kohlenstoffzuwachsrate des Speichers in t_C/(ha a)

C_L Kohlenstoffverlust des Speichers in t_C/(ha a)

Um den konkreten Einfluss einer Landnutzungsänderung auf den Kohlenstoffspeicher (in Boden und Vegetation) einer Fläche zu bestimmen, finden sich in den IPCC-Guidelines zahlreiche Ansätze und umfangreiche Datentabellen. Im Folgenden soll, anhand eines stark vereinfachten Beispiels, kurz die prinzipielle Vorgehensweise verdeutlicht werden.

Eine Ackerfläche von 100.000 ha wird zu einem Wald aufgeforstet. Es wird angenommen, dass dieser Wald auf einem Boden der so genannten Ultisolklasse⁴, in einer Region mit tropischem Klima und hoher Luftfeuchtigkeit entsteht. In den IPCC-Guidelines finden sich zahlreiche Inventartabellen, in denen die Größe der Kohlenstoffspeicher verschiedener Bodenarten quantitativ beschrieben ist. Aus der Tabelle 2.3 der IPCC Guidelines Band 4, Kapitel 2 lässt sich für die Bodenklasse Ultisol und den gewählten Klimatyp eine Größe des Kohlenstoffspeichers von 47 t_C/ha bestimmen.

Um die Größe des Kohlenstoffspeichers zu Beginn der untersuchten Änderungsperiode zu ermitteln, wird zunächst die ursprüngliche Art der Landnutzung betrachtet. Hier wurden Feldfrüchte in jährlicher Folge mit einer konventionellen Bodenbearbeitung und ohne Düngung angebaut. Die Feldfrüchte wurden bei der Ernte vollständig entfernt und es verblieb kein Rückstand auf den Feldern.

⁴ Bodenklasse gemäß USDA-Bodenklassifikation.

Der Größe des Kohlenstoffspeichers am Beginn der Landnutzungsänderung lässt sich nun mit folgender Gl. 4-2 ermitteln:

$$C_{\text{Fläche}} = C_{\text{inventar}} \cdot F_{LU} \cdot F_{MG} \cdot F_I \quad \text{Gl. 4-2}$$

$C_{\text{Fläche}}$ Kohlenstoffspeichergöße eines bestimmten Gebietes in t_C/ha

C_{inventar} Ausgangsgröße für den Kohlenstoffspeicher nach Inventartabelle in t_C/ha

F_{LU} Flächennutzungsfaktor der IPCC

F_{MG} Flächenbewirtschaftungsfaktor der IPCC

F_I Faktor für den Nährstoffinput der IPCC

Die drei IPCC-Faktoren für Flächennutzung, -bewirtschaftung und den Nährstoffeintrag lassen sich erneut mit Hilfe einer Inventartabelle bestimmen. Die entsprechenden Werte finden sich im Kapitel 5, Tabelle 5.5. Mithilfe dieser Werte und des bereits bekannten C_{inventar} -Wertes lässt sich nun folgende Gleichung Gl. 4-3 aufstellen:

$$C_{\text{Fläche}} = 47 \frac{t_C}{ha} \cdot 0,48 \cdot 0,92 \quad \text{Gl. 4-3}$$

Somit ergibt sich eine Kohlenstoffspeichergöße von ca. 20,8 t_C/ha für die betrachtete Fläche vor der Landnutzungsänderung. Das IPCC-Modell geht davon aus, dass die Wirkungen einer Landnutzungsänderung einen Zeitraum von ungefähr 20 Jahren umfassen. Ausgehend von der Annahme das der Kohlenstoffspeicher nach dem Abschluss der Landnutzungsänderungseffekte wieder eine Größe von 47 T_C/ha aufweist (vgl. IPCC Guidelines Band 4, Kapitel 4: „Tier 1“) ergibt sich abschließend folgende Gleichung Gl. 4-4 zur Berechnung der jährlichen Änderung der gespeicherten Kohlenstoffmenge der betrachteten Fläche.

$$\Delta C = \frac{47 \frac{t_C}{ha} - 20,8 \frac{t_C}{ha}}{20 a} \quad \text{Gl. 4-4}$$

Es ergibt sich somit eine jährliche Kohlenstoffspeicheränderung von ca. 1,3 t_C/ha . Für die betrachtete Fläche von 100.000 ha würde dies einen jährlichen Anstieg des Kohlenstoffspeichers im Boden und in der Vegetation von ca. 130.000 t_C bedeuten.

Folgt man dem Ansatz des IPCC, das sich aus einer Vergrößerung des Kohlenstoffspeichers in Boden und Vegetation eine Verringerung des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre ergibt, so würde hieraus, für die betrachtete Fläche, eine jährliche Verringerung des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre von ca. 0,48 Mio. t folgen. Dieses Beispiel ist als Fließbild noch einmal im Anhang zusammenfassend dargestellt.

4.3 Bestimmung möglicher Treibhausgas-Emissionen durch Landnutzungsänderungen in der „Default-Tabelle“ der BioNachV

Der mögliche Beitrag einer Landnutzungsänderung zur Rohstoffproduktion für die Herstellung von Biokraftstoffen findet sich auch in der so genannten „Default-Tabelle“ in der Anlage 2 des Verordnungsentwurfes wieder. Die dort aufgeführten Werte sind bei der Berechnung des „Treibhausgas-Verminderungspotentials“ heranzuziehen, wenn dem Biokraftstoffproduzenten keine eigenen Werte zur Verfügung stehen und eine direkte Landnutzungsänderung durch die Rohstoffproduktion nicht nachweislich ausgeschlossen werden kann.

Im Folgenden soll versucht werden die entsprechenden Werte der „Default-Tabelle“ nachzuvollziehen. Dafür ist es notwendig die grundsätzlichen Annahmen zur Berechnung dieser Werte zu kennen. Diese sollen ausgehend vom Erläuterungspapier des IFEU Institutes /8/ und aufbauend auf der im Abschnitt 4.2 beschriebenen Methodik, für die Produktion der Rohstoffe „Weizen aus Europa“, „Mais aus Nordamerika“, „Raps aus Europa“ und „Zuckerrüben aus Europa“ dargestellt werden.

Für alle genannten Pfade wurde zunächst die Grundannahme getroffen, dass die Rohstoffproduktion auf ehemaligen Grünlandflächen stattfindet, die für die Produktion in Ackerland umgewandelt wurden.

Die Größe des Kohlenstoffbodenspeichers solcher Flächen beträgt nach /5/ 63 t_C/ha. Durch den in der ober- und unterirdischen Biomasse gespeicherten Kohlenstoff erhöht sich die insgesamt gespeicherte Kohlenstoffmenge auf 70 t_C/ha.

Durch die Änderung der Nutzungsart werden die betrachteten Flächen in Ackerland überführt. Die Größe des Kohlenstoffspeichers solcher Ackerflächen beträgt nach /5/ 55 t_C/ha (Größe des Bodenspeichers: 50 t_C/ha, Kohlenstoffmenge in ober- und unterirdisch gespeicherter Biomasse: 5 t_C/ha). Durch die Änderung der Nutzungsart ergibt sich für die betrachteten Flächen ein Unterschied in der gespeicherten Kohlenstoffmenge von 15 t_C/ha. Es wird weiterhin angenommen, dass die Effekte dieser Landnutzungsänderung gleichmäßig über einen Zeitraum von 20 Jahren verteilt werden können /5/. Damit ergibt sich für die betrachteten Flächen eine jährliche Abnahme der gespeicherten Kohlenstoffmenge von 0,75 t_C/(ha*a). Aus dieser Menge ergibt sich wiederum die jährlich emittierte CO₂-Äquivalentmenge von 2,75 t_{CO2}/(ha*a).

Um nun den Beitrag der Landnutzungsänderung zur Treibhausgas-Emission der Bereitstellungskette eines Biokraftstoffes zu ermitteln, wird der ermittelte Wert der jährlichen CO₂-Emission mit dem spez. Flächenbedarf verrechnet, der zur Bereitstellung von einem GJ Kraftstoff benötigt wird. Für die Rohstoffe „Weizen aus Europa“, „Mais aus Nordamerika“, „Raps aus Europa“ und „Zuckerrüben aus Europa“ wurden in der „Default-Tabelle“ die, in der folgenden Tabelle 4-1 dargestellten Ertragsdaten zugrunde gelegt.

Tabelle 4-1 Biokraftstoffmengen pro GJ und zur Bereitstellung notwendige Flächen

Rohstoff	Bezugsgröße in kg und MJ	Benötigte Fläche pro GJ Kraftstoff
Weizen aus Europa	37,5 kg; 1 GJ	174 m ²
Mais aus Nordamerika	26,88 kg; 1GJ	131 m ²
Raps aus Europa	26,88 kg; 1GJ	200 m ²
Zuckerrüben aus Europa	26,88 kg; 1GJ	89 m ²

Einen zusammenfassenden Überblick auf die Errechnung der Landnutzungsänderungswerte für eine Auswahl an Biokraftstoffen gibt die Tabelle 4-2.



Tabelle 4-2 Errechnung der Landnutzungsänderungswerte für eine Auswahl von Biokraftstoffen der „Default Tabelle“ der BioNachV /5/,/8/

		Weizen Europa	Mais Nordamerika	Zuckerrohr trop. Lateinamerika	Zuckerrübe Europa	Rapsöl Europa	Sojaöl trop. Lateinamerika	Palmöl Südostasien
Ausgangsnutzung	t C/ha	Grünland	Grünland	Savanne	Grünland	Grünland	Savanne	Regenwald
C-Speicher ges.	t C/ha	70	70	134	70	70	134	265
BioM über- und unterirdisch	t C/ha	6,3	6,3	87	6,3	6,3	87	205
Bodenspeicher	t C/ha	63	63	47	63	63	47	60
Nutzung		Acker	Acker	Acker	Acker	Acker	Acker	Plantage
C-Speicher ges.	t C/ha	55	55	55	55	55	55	110
BioM. über- und unterirdisch	t C/ha	5	5	7,5	5	5	5	50
Bodenspeicher	t C/ha	50	50	47,5	50	50	48	60
Änderung ^{a)}	t C/ha	-15	-15	-79	-15	-15	-81	-155
Annuierung	A	20	20	20	20	20	20	20
	t C/(ha*a)	0,75	0,75	3,95	0,75	0,75	4,05	7,75
Ergebnis Emission	t CO₂/(ha*a)	2,75	2,75	14,5	2,75	2,75	14,8	28,7
Spez. Flächenbedarf								
ohne Allokation	ha/GJ	0,0174	0,0131	0,0121	0,0089	0,0200	0,0607	0,0079
mit Allokation	ha/GJ	0,0095	0,0072	0,0107	0,0057	0,0107	0,0168	0,0038
Emissionen bezogen auf Biokraftstoff								
ohne Allokation	kg CO ₂ -Äq/GJ	47,8	36,1	175,5	24,5	54,9	901,1	223,9
mit Allokation ^{b)}	kg CO ₂ -Äq/GJ	26,2	19,8	154,7	15,6	32,8	282,4	106,6

a) negative Werte entsprechen einem Verlust an gespeichertem Kohlenstoff

b) Berücksichtigung der Allokation nach dem unteren Heizwert über die Produktionskette bis zum Endprodukt (Ethanol, FSME)

4.4 Fazit

Der Ansatz, den Einfluss direkter Landnutzungsänderungseffekte zukünftig im Rahmen von Treibhausgasbilanzen für Biokraftstoffe zu berücksichtigen, erscheint vor allem vor dem Hintergrund des Vergleiches von in Europa produzierten Rohstoffen wie Raps oder Weizen mit ausländischen Rohstoffen wie Zuckerrohr oder Soja sinnvoll. Durch die Größe dieses Effektes (ausgedrückt in kg CO₂-Äquivalente pro GJ Kraftstoff) kann die Einhaltung einer guten landwirtschaftlichen Praxis und bestimmter Kriterien der Nachhaltigkeit quantitativ dargestellt werden. Weiterhin wird durch diese Regelung der Mehraufwand einer nachhaltigen landwirtschaftlichen Produktion belohnt und der Zugang von nicht nachhaltig produzierten Rohstoffen zum deutschen Biokraftstoffmarkt erschwert.

Die Darlegung der Berechnungsmethodik sowie das dargestellte Beispiel im Abschnitt 4.2 zeigen deutlich, in welchem Maße die Quantifizierung möglicher Landnutzungsänderungseffekte von den vorgegebenen Werten und Inventartabellen der IPCC abhängig sind. Diese Werte beruhen zum Teil auf stark vereinfachten Modellrechnungen und Annahmen. Die Berechnungsergebnisse sind daher sicherlich eher als Richtwerte und Größenordnungen zum Vergleich untereinander, denn als Absolutwerte zu verstehen. Bei einer Berücksichtigung dieser Werte in ökologischen Bewertungen sollte dies stets beachtet werden.

Um Fehler bei der Berechnung zu vermeiden und eine dauerhafte Vergleichbarkeit der Berechnungsergebnisse zu gewährleisten, ist eine eventuelle Vereinfachung des aufwendigen IPCC-Berechnungsverfahrens bzw. die Veröffentlichung eines verständlichen Leitfadens⁵ für die praktische Umsetzung notwendig. Eine solche Maßnahme könnte den Aufwand des gesamten Berechnungsverfahrens weiter reduzieren und es für die beteiligten Parteien transparenter machen.

Bei einem Vergleich von Biokraftstoffen mit fossilen Referenzwerten, wie ihn die BioNachV zukünftig bei der Bestimmung des „Treibhausgas-Verminderungspotenzials“ vorsieht, stellt sich die Frage ob der Einfluss der Landnutzungsänderung in den Produktsystemen der fossilen Kraftstoffe nicht ebenfalls zu berücksichtigen ist. Eine Aussage, aus welchem Grund dieser Einfluss in den fossilen Referenzsystemen vernachlässigt bzw. generell ausgeschlossen wurde, findet sich in der BioNachV nicht.

5 Diskussion der „Default-Werte“ im Entwurf zur BioNachV

Der vorgestellte Entwurf zur BioNachV stellt neben einem konkreten Berechnungsmodell zur „Treibhausgasbilanzierung“ von Biokraftstoffen auch eine Tabelle mit so genannten „Default-Werten“ bereit. Können Produzenten von Biokraftstoffen bei der, im Rahmen der angedachten Zertifizierung erforderlichen Berechnung der „Treibhausgas-Verminderungspotentiale“ ihrer Produkte, nicht auf eigene oder nur auf unvollständige Daten zugreifen so findet diese Tabelle Anwendung. Die Werte dieser Tabelle können dabei modular oder vollständig angewendet bzw. übernommen werden.

⁵ Ein Leitfaden für die Berechnung des „Treibhausgas-Verminderungspotentiales“ ist im Teil B der Begründungen der Endfassung des Verordnungsentwurfes angekündigt /6/

Die Tabelle liefert sowohl CO₂-Äquivalenzwerte für bestimmte Biokraftstoffe (d. h. naturbelassene Pflanzenöle, Biodiesel auf der Basis der Ver-/Umesterung von Pflanzenölen, Biodiesel auf der Basis der Pflanzenölhydrierung sowie Bioethanol auf der Basis von zucker- und stärkehaltigen Rohstoffen) als auch für einzelne Lebenswegabschnitte dieser Kraftstoffe. Da bestimmte Annahmen in einzelnen Lebenswegabschnitten das Ergebnis einer ökologischen Bewertung mehr oder weniger stark beeinflussen können, ist es erforderlich die Annahmen und Vereinfachungen bei der Sachbilanzierung dieser Lebenswegabschnitte näher zu kennen. Eine Ergebnisbeurteilung ohne solche Kenntnisse ist nur sehr eingeschränkt möglich. Um dies näher zu verdeutlichen, sind in der folgenden Abbildung 5-1 mögliche Einflussfaktoren entlang einer Biokraftstoffbereitstellungskette dargestellt.

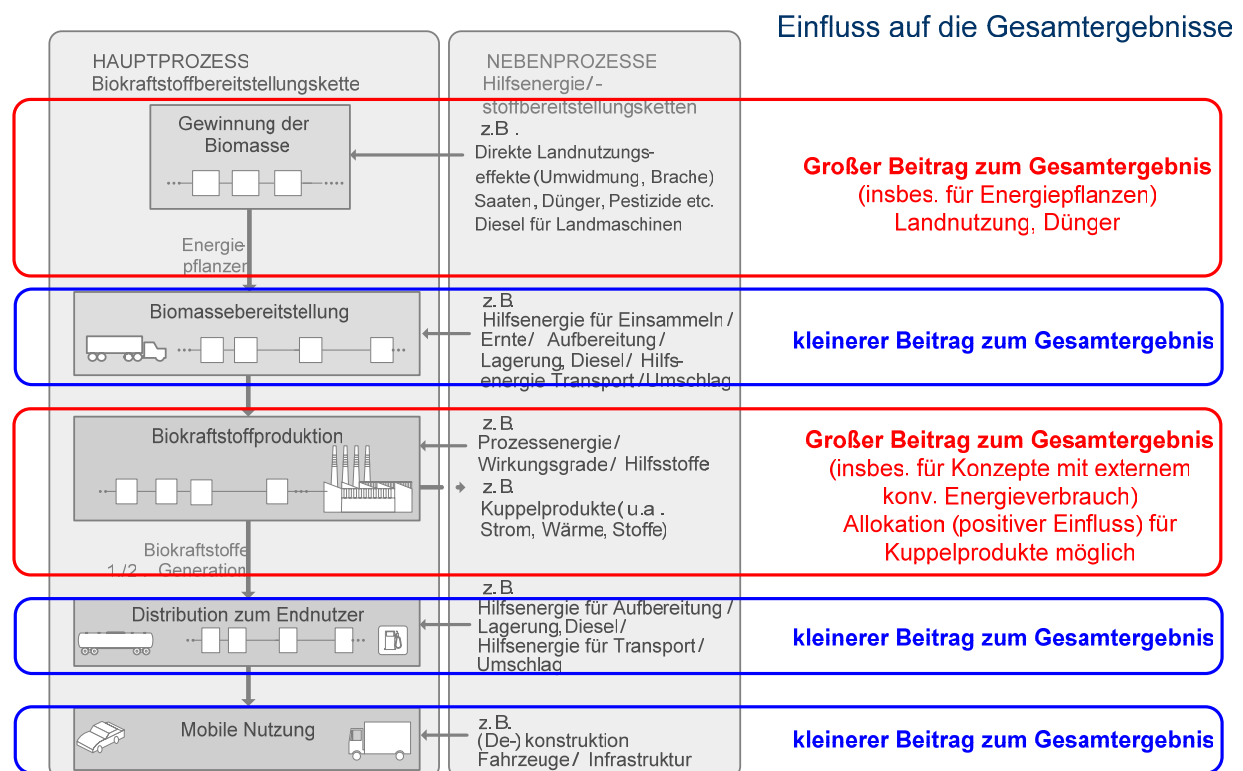


Abbildung 5-1 Einfluss bestimmter Faktoren auf das Ergebnis einer ökologischen Bewertung in Abhängigkeit von der betrachteten Wirkungskategorie (z. B. Treibhauseffekt)

Die Aussage, dass ein großer Teil der insgesamt entlang des Produktlebensweges entstehenden Emissionen in den Lebenswegabschnitten der Biomasseproduktion und der Kraftstoffproduktion (Konversion) entsteht, findet sich auch in den Werten der „Default-Tabelle“ wieder. Zudem wurde – wie bereits beschrieben – der Einfluss der Landnutzungsänderung berücksichtigt, welcher den mit Abstand größten negativen Beitrag zum Gesamtergebnis darstellt.

Mit Hilfe der vom IFEU Institut veröffentlichten Erläuterungen zur „Default-Tabelle“ /8/ und eigener Erfahrungswerte soll im Folgenden versucht werden ein generelles Verständnis für die Größenordnung einzelner Werte der „Default-Tabelle“ zu vermitteln.

Diese Werte sind in der folgenden Abbildung 5-2 noch einmal grafisch dargestellt. Die Tabelle mit den Originalwerten des Verordnungsentwurfes findet sich im Anhang.

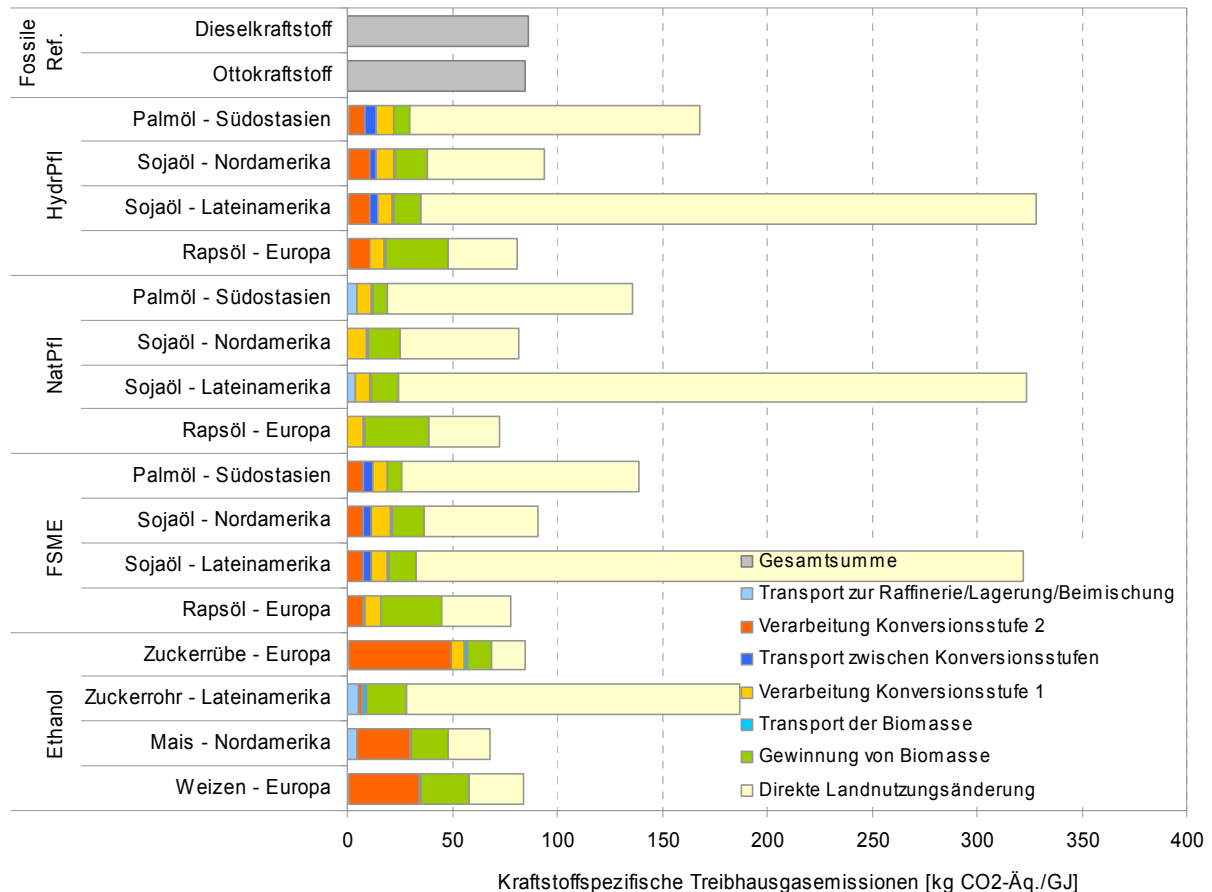


Abbildung 5-2 graphische Darstellung der "Default-Werte" im Entwurf zur BioNachV

Um die Werte der „Default-Tabelle“ qualitativ zu beleuchten und ein Verständnis für ihre Größe und Entstehung zu entwickeln, werden in der folgenden Tabelle 5-1 die einzelnen Lebenswegabschnitte bei der Herstellung der berücksichtigten Biokraftstoffe näher betrachtet. Dabei werden die Einflussfaktoren die zur Bildung der CO₂-Äquivalenzwerte der einzelnen Lebenswegabschnitte führen, noch einmal aufgeführt. Den Werten der „Default-Tabelle“ wird weiterhin, soweit möglich jeweils ein Vergleichswert für den Pfad „Ethanol aus Weizen“ gegenüber gestellt.



Tabelle 5-1 mögliche Einflussfaktoren bei der Bildung der Default-Werte

Abschnitt der Herstellungskette	Beschreibung der Einflussfaktoren zur Ergebnisbildung nach /8/	Vergleich der Größenordnung der Werte mit IE-Datenbasis (am Beispiel von Weizenethanol aus Europa; andere Berechnungsmethodik, kein Allokationsverfahren)
Direkte Landnutzungsänderung	Die Werte der Landnutzungsänderung bilden den größten Beitrag zum Gesamtergebnis. Besonders signifikant ist dieser Einfluss bei der Gewinnung von Sojaöl sowie bei der Zuckerrohr- und Palmölproduktion in Lateinamerika und Südostasien. Hier wurde teilw. von der Zerstörung natürlicher Ökosysteme durch die Umwandlung in Ackerfläche ausgegangen. Die Berechnung des Einflusses der direkten Landnutzungsänderung folgt dabei dem Berechnungsverfahren nach der IPCC /5/. Für die Bestimmung des konkreten Wertes wurden weiterhin Annahmen zum Flächenertrag getroffen. Die genauen Annahmen die der Berechnung dieser Zahlenwerte zugrunde liegen lassen sich aus Tabelle 4-2 im Abschnitt 4.3 entnehmen.	Der Beitrag der direkten Landnutzungsänderung wurde bisher nicht oder nur verbal-argumentativ berücksichtigt. Die in der „Default-Tabelle“ angegebenen Werte lassen sich aber mithilfe der getroffenen Grundannahmen /8/ und der IPCC-Berechnungsmethode /5/ nachvollziehen.
Gewinnung von Biomasse	In diesem Abschnitt der Produktlebenskette sind insbesondere Einflussfaktoren wie der Einsatz von Landmaschinen, mineralische Düngung und gute landwirtschaftliche Praxis besonders zu beachten. Hier ist zu beachten, dass der Einsatz solcher Hilfsstoffe stark von Bodenart und Klima der betrachteten Region abhängt. Eine entsprechende Detaillierung findet sich in der „Default-Tabelle“ nicht.	Der für „Ethanol aus Weizen“ dargestellte Wert (40,7 kg CO ₂ -Äq./GJ) liegt in der Größenordnung vergleichbarer Berechnungen des IE (40 – 44 kg CO ₂ -Äq./GJ _{KS} (ohne Allokation)). Es ist jedoch anzumerken, dass die zur Berechnung der „Default-Werte“ getroffenen Annahmen /8/ zum Düngemiteleinsatz sowie zum Dieseleinsatz nicht ausschließlich konservativer Natur sind. Die hier angenommenen Düngemittel- und Dieselmengen sind teilweise geringer als die vom KTBL /9/ veröffentlichten entsprechenden Daten.
Transport der Biomasse	Die Haupteinflussfaktoren bilden hier Transportentfernung und Transporttechnologie. Weiterhin sind physikalische Eigenschaften des Rohstoffes (Schüttdichte, etc.) von Bedeutung.	Die ausschlaggebenden Größen (Transportentfernung, Transportmittel) lassen sich aus den Erläuterungen zur „Default-Tabelle“ entnehmen /8/. Für den Pfad „Ethanol aus Weizen“ entspricht der dargestellte Wert ungefähr den Erfahrungen des IE (1,7 kg CO ₂ -Äq./GJ _{KS} (ohne Allokation)).



Verarbeitung/
Konversionsstufen

Dieser Punkt ist stark von der Effizienz des gewählten Anlagenkonzepts abhängig. Diese Effizienz kann evtl. durch die Regeneration und Kreislaufführung von Hilfsstoffen (Abwässer, Chemikalien etc.) sowie einer energetischen Prozess- und Verfahrensoptimierung weiter gesteigert werden. Dabei weisen Konzepte mit einer internen Prozessenergieversorgung auf der Basis alternativer Energieträger erfahrungsgemäß vergleichsweise günstigere Effekte auf als Konzepte, deren Prozessenergiebereitstellung extern auf der Basis fossiler Energieträger erfolgt.

Der dargestellte Wert beruht teilweise auf „konservativen“ Annahmen. Es ist daher davon auszugehen, dass bei einer Konversionsanlage nach dem Stand der Technik ein günstigeres Ergebnis erzielt werden kann (IE Vergleichswerte für Ethanol aus Weizen (mit Allokation der Koppelprodukte: 23 – 36 kg CO₂-Äq./GJ_{KS})

Vergleichswerte
fossiler Kraftstoffe

Diesel: 86,2 kg_{CO₂-eq}/GJ Kraftstoff; Benzin: 85 kg_{CO₂-eq}/GJ Kraftstoff

Die Bildung der angegebenen Referenzwerte für die fossilen Energieträger Benzin und Diesel ist nicht dokumentiert. Vergleichswerte des IE liegen mit:

Diesel: 91,2 kg_{CO₂-Äq}/GJ_{KS};
Benzin: 93,8 kg_{CO₂-Äq}/GJ_{KS}

leicht höher. Weiterhin ist zu prüfen, ob bei der Bildung dieser Referenzwerte nicht ebenfalls der Einfluss der direkten Landnutzungsänderung zu berücksichtigen ist.

Bei der Betrachtung der „Default-Tabelle“ im Entwurf zur BioNachV fällt zunächst der hohe Beitrag der direkten Landnutzungsänderung zum Gesamtergebnis auf. Diese Größe fand in bisherigen ökologischen Bewertungen von Biokraftstoffen kaum Beachtung (vgl. /7/). Aufgrund der Komplexität der Berechnungsmethode zum Beitrag der Landnutzungsänderung sowie der starken Abhängigkeit von Modellvorstellungen und vereinfachenden Annahmen ist die generelle Einbringung solcher Absolutwerte genau zu prüfen. Für einen allgemeinen Vergleich verschiedener Kraftstoffe, bei dem die Berechnung der Landnutzungsänderung für alle Produktsysteme nach einem einheitlichen Verfahren geschieht, kann die Berücksichtigung dieser Größe allerdings durchaus sinnvoll sein. Hierfür wäre allerdings eine zusätzliche Vereinfachung der Berechnungsmethodik bzw. die Veröffentlichung eines verständlichen Leitfadens notwendig und hilfreich.

Leider dokumentiert weder der Verordnungsentwurf noch das Erläuterungspapier des IFEU Institutes zur „Default-Tabelle“ die Datengrundlage zur Entstehung der Referenzwerte für die fossilen Kraftstoffe Benzin und Diesel. Zur Schaffung eines transparenten und nachvollziehbaren Berechnungsverfahrens wäre dies allerdings von Bedeutung. Da die Bestimmung des „Treibhausgas-Verminderungspotentiales“ einen Vergleich verschiedener Produktsysteme darstellt, müssen auch die notwendigen Voraussetzungen der Vergleichbarkeit (Nutzengleichheit, Systemgrenzen, evtl. auch Berücksichtigung der Landnutzungsänderung in den „fossilen Produktsystemen“) gegeben sein. Eine abschließende Beurteilung der generellen Vergleichbarkeit der Biokraftstoffe mit den fossilen Referenzsystemen ist ohne eine Veröffentlichung der entsprechenden Datenbasis nicht möglich.

Für die Berechnung des „Treibhausgas-Verminderungspotentiales“ benötigen die Hersteller von Biokraftstoffen neben den Daten der eigentlichen Hauptkette (Anbau, Transport, Konversion, etc.) auch Informationen zu den bei der Herstellung der eingesetzten Hilfsstoffe auftretenden Emissionen. Da die Beschaffung dieser Daten mit einem enorm hohen Aufwand verbunden ist, wird beispielsweise im Bereich der Ökobilanzierung häufig auf Daten und Datenmodule aus etablierten und belastbaren Datenbanken (wie z.B. Ecoinvent, Probas oder Idemat) zurückgegriffen. Um ein konsistentes und transparentes Berechnungsverfahren mit dauerhaft vergleichbaren Ergebnissen zu erschaffen, sind an dieser Stelle im Bereich der Sachbilanzierung⁶ zusätzliche Vorgaben (beispielsweise die Festlegung einer einheitlichen Datenbank zur Bilanzierung der eingesetzten Hilfsstoffe) bzw. eine umfangreichere und detailliertere „Default-Tabelle“ mit Einzelwerten zu den Vorketten bestimmter Hilfsstoffe nötig. Ohne solche Vorgaben ist eine Nachvollziehbarkeit und Vergleichbarkeit der Berechnungsergebnisse nicht gewährleistet, da sich Datenmodule aus unterschiedlichen Datenbanken teilweise stark voneinander unterscheiden können. Diese Daten sind zudem meist in stark komprimierter Form dargestellt, was eine genaue Beurteilung der Werte erschwert. Die Festlegung einer einheitlichen Datenbank für Sachbilanzdaten der eingesetzten Hilfsstoffe könnte daher das Berechnungsverfahren deutlich vereinfachen und seine Transparenz erhöhen. Eine Vergleichbarkeit der Berechnungsergebnisse ist ohne Festlegung einer einheitlichen und ausreichenden Datenbasis nicht oder nur eingeschränkt möglich.

⁶ Bestandteil der Ökobilanz, der die Zusammenstellung und Quantifizierung von Inputs und Outputs eines gegebenen Produktes im Verlauf seines Lebensweges umfasst /1/

Die Werte der „Default-Tabelle“ wurden auf der Grundlage bestimmter Annahmen gebildet. Diese sind im Erläuterungspapier des IFEU Institutes dokumentiert. Da diese Annahmen die Grundlage des Berechnungsergebnisses und damit der einzelnen Werte der „Default-Tabelle“ darstellen ist es wichtig einzuschätzen, ob hier tendenziell eher ungünstige oder günstigere Annahmen getroffen wurden. Im Erläuterungspapier des IFEU-Institutes /8/ wird dieser Zusammenhang als Konservativität der getroffenen Annahmen bezeichnet. Bei einem Wert der auf Grundlage einer konservativen Annahme getroffen wurde ist davon auszugehen, dass bei einer optimierten und dem Stand der Technik entsprechenden Biokraftstoffgewinnung (Rohstoffgewinnung, Konversionstechnik, etc.) tendenziell eher „bessere“ Ergebnisse (im Vergleich zur „Default-Tabelle“) erzielt werden können /8/. Um den Charakter der getroffenen Annahmen besser einzuschätzen gibt die folgende Tabelle 5-2 einen Überblick auf die Konservativität der „Default-Werte“.

Tabelle 5-2 *Einschätzung der Konservativität der Werte der "Default-Tabelle" /8/*

Lebenswegabschnitt	Konservativität der getroffenen Annahmen/Werte
Direkte Landnutzungsänderung	Die Werte spiegeln den ungünstigsten Fall wieder der i.d.R. grundsätzlichen Kriterien der Nachhaltigkeit widerspricht.
Gewinnung von Biomasse	Die Werte beruhen auf Mittelwerten von IFEU Berechnungen. Bei der Berücksichtigung von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln wurden Werte aus dem oberen Wertebereich (konservative Werte) angesetzt.
Biomassekonversion	Bei der Auswahl der Prozessenergiequelle (Braunkohle), der Behandlung eventueller Energieüberschüsse (Vernachlässigung von Energieüberschüssen) und der Emissionsfaktoren der Konversionsprozesse wurden konservative Werte zugrunde gelegt.
Transport (Transport der Rohstoffe, Transport zw. d. Konversionsstufen, Transport zur Raffinerie)	Hier wurden folgende Annahmen getroffen: Transportentfernungen: Mittelwerte von IFEU Berechnungen; Auslastungen u. Berücksichtigung von Rücktransporten: Volle Auslastung der Transporte angenommen, Leerfahrten bei Biomassetransport angenommen (konservativ), Für Schiffstransport keine Leerückfahrten angenommen; Kraftstoffverbrauch und Emissionsfaktoren: Mittelwerte von IFEU Berechnungen

Da die Werte der Lebenswegabschnitte Biomassegewinnung und Biomassekonversion teilweise auf konservativen Annahmen/Werten beruhen ist davon auszugehen, dass die Treibhausgasbilanz für Biokraftstoffe, deren Rohstoffgewinnung und Konversion auf der Grundlage einer guten landwirtschaftlichen Praxis bzw. nach dem Stand der Technik erfolgt, günstigere Ergebnisse zeigt.



Zur „Default-Tabelle“ ist zusätzlich anzumerken, dass die Tabelle perspektivisch sinnvollerweise durch weitere Biokraftstoffpfade (z. B. Biomethan, Biokraftstoffe auf der Basis von Lignocellulose, Kraftstoffe der sog. 2. Generation) ergänzt werden sollte. In diesem Zusammenhang ist auch darüber nachzudenken, wie Stroh als möglicher Rohstoff zukünftiger Kraftstoffoptionen bewertet werden sollte um einen Nachteil bestimmter Kraftstoffpfade der ersten Generation gegenüber zukünftigen Kraftstoffoptionen wie Ethanol aus Lignocellulose (hier würde der Rohstoff rechnerisch ohne Umweltbelastungen entstehen, da auftretende Emissionen zu 100% dem Getreide zugeschlagen werden) zu vermeiden.

6 Möglicher Einfluss der BioNachV auf den deutschen Biokraftstoffmarkt

Der von der Bundesregierung vorgelegte und vom Bundeskabinett am 05.12.2007 beschlossene Verordnungsentwurf der BioNachV ergänzt das Bundesimmissionsschutzgesetz § 37d (BImSchG) und das Energiesteuergesetz § 68 (EnergStG). Durch die Verordnung soll die Einhaltung bestimmter Mindestanforderungen an eine nachhaltige Bewirtschaftung landwirtschaftlicher Flächen sowie zum Schutz natürlicher Lebensräume bei der Biokraftstoffproduktion sichergestellt werden. Darüber hinaus müssen Biokraftstoffe zukünftig ein bestimmtes „Treibhausgas-Verminderungspotential“ aufweisen. Für die Bestimmung dieser Potentiale gibt die Verordnung ein konkretes Berechnungsmodell vor, das die Betrachtung und Berücksichtigung der gesamten Produktions-, Verarbeitungs- und Lieferstufenkette der produzierten Kraftstoffe einschließt.

Um einen Anreiz für die Entwicklung von innovativen Biokraftstoffen mit einem überdurchschnittlichen „Treibhausgas-Verminderungspotenzial“ zu schaffen, wird mit der Verordnung ein so genannter Rechenfaktor eingeführt, mit dem der Kraftstoff auf die Erfüllung von Verpflichtungen nach § 37a Abs. 1 Satz 1 und 2 in Verbindung mit § 37a Abs. 3 BImSchG angerechnet wird. Dieser Faktor tritt ab dem 01.01.2011 in Kraft. Bei Biokraftstoffen mit einem höherem „Treibhausgas-Verminderungspotential“ als dem Basiswert (30 % gegenüber dem fossilen Ottokraftstoff- bzw. Dieselloststoff-Referenzsystem, bzw. 40 % ab dem 01.01.2011) erfolgt dann die Anrechnung auf die energetische Quote (im Sinne des § 37a Abs. 3 des Bundes-Immissionsschutzgesetzes) nach Maßgabe einer Multiplikation der tatsächlich in Verkehr gebrachten Menge des jeweiligen Biokraftstoffs mit diesem Faktor. Der Rechenfaktor ergibt sich aus dem „Treibhausgas-Verminderungspotential“ des betrachteten Kraftstoffes (in Prozent bezogen auf das fossile Referenzsystem) geteilt durch das durchschnittliche Treibhausgas-Verminderungspotential (in Prozent) der von allen Verpflichteten im Vorjahr zur Erfüllung von Verpflichtungen nach § 37a Abs. 3 Satz 1 des BImSchG in Verkehr gebrachten Biokraftstoffe. Der für diese Berechnung benötigte durchschnittliche Wert des Vorjahres kann dabei mit Hilfe der Zertifikate der in Verkehr gebrachten Kraftstoffe ermittelt werden. Diese Zertifikate enthalten neben anderen Angaben auch das „Treibhausgas-Verminderungspotential“ des Kraftstoffes. Um den Nachweis einer Verbesserung in Form einer günstigeren „Treibhausgasbilanz“ zu erbringen, ist eine erneute Zertifizierung des entsprechenden Biokraftstoffes erforderlich. /6/

Für einen Kraftstoff mit einem „Treibhausgas-Verminderungspotential“ von 50 % ergibt sich, bei einem durchschnittlichen „Treibhausgas-Verminderungspotential“ des Vorjahres von 30 %, bspw. ein Rechenfaktor von 1,7.

$$\text{Rechenfaktor} = \frac{50\%}{30\%} = 1,7$$

Der in diesem Beispiel betrachtete Biokraftstoff würde nun mit dem 1,7-fachen seines energetischen Wertes auf die Kraftstoffquote gemäß BioKraftQuG angerechnet werden.

Dies bedeutet wiederum, dass zur Erfüllung der gesetzlichen Biokraftstoffquote eine entsprechend geringere Menge eines Biokraftstoffs mit einem hohen Rechenfaktor (d. h. einem hohen Treibhausgas-Verminderungspotenzial) eingesetzt werden kann. Davon ausgehend, dass Biokraftstoffe mit einem hohen „Treibhausgas-Verminderungspotential“ durch diesen Ansatz besonders gefördert würden, könnte unterstellt werden, dass das durchschnittliche „Treibhausgas-Verminderungspotential“ der jährlich insgesamt in Verkehr gebrachten Biokraftstoffe zukünftig steigt. Dies hätte wiederum zur Folge, dass das Erreichen eines hohen Rechenfaktors (d. h. einem hohen Treibhausgas-Verminderungspotenzial des jeweiligen Biokraftstoffs im Verhältnis des entsprechenden Potenzials des Biokraftstoffmixes) für den jeweiligen Kraftstoff von Jahr zu Jahr schwieriger wird.

Die Verordnung stellt durch die genannten Inhalte eine Neuausrichtung der Förderung von Biokraftstoffen weg von definierten Biokraftstoffanteilen hin zur spezifischen Treibhausgas-Effizienz der in Verkehr gebrachten Biokraftstoffe dar. Diese Punkte sind auch vor dem Hintergrund der Dekarbonisierungsstrategie auf europäischer Ebene und der geplanten Novellierung des Biokraftstoffquotengesetzes (BioKraftQuG) zu sehen. Die Novelle des BioKraftQuG sieht Nettotreibhausgaseinsparungen im Verkehrssektor vor, die durch den Einsatz von Biokraftstoffen realisiert werden sollen (siehe auch /10/). Dies stellt insgesamt eine maßgebliche Veränderung der förderpolitischen Rahmenbedingungen für den deutschen Biokraftstoffmarkt dar.

Der nationale respektive internationale Handelswert (d. h. Marktpreis, Durchschnittspreis, laufender, mittlerer Preis) von Biokraftstoffen hängt von vielerlei Marktmechanismen und Einflussparametern ab. Hierzu zählen u. a. die Entwicklung der Rohstoffkosten respektive der Rohstoffpreise an nationalen und internationalen Märkten (u. a. Börsen- versus Kontraktpreise insbes. bei Pflanzenölen und Getreide) und deren Einfluss auf die Biokraftstoffkosten sowie auf deren Handelswert. Für die Preisbildung eines Biokraftstoffes wird zukünftig auch das „Treibhausgas-Verminderungspotential“, welches gemäß der BioNachV in Form eines Zertifikates auszuweisen ist, von großer Bedeutung sein. Durch die Umstellung der Förderung wird die Nachfrage nach Biokraftstoffen mit einem hohen „Treibhausgas-Verminderungspotential“ steigen. Nach der, in der BioNachV enthaltenen, „Default-Tabelle“ weisen besonders die aus Lateinamerika und Südostasien importierten Kraftstoffe (z. B. Bioethanol aus Zuckerrohr, Biodiesel aus Soja bzw. Palmöl) ein hohes „Treibhausgas-Verminderungspotential“ aus, vorausgesetzt direkte Landnutzungsänderungen können nachweislich ausgeschlossen werden /6/. Sollte dieser Vorteil auch nach einer Zertifizierung und der Kontrolle der definierten Anforderungen zum nachhaltigen Biomasseanbau erhalten bleiben, ist eine erhöhte Nachfrage nach diesen Biokraftstoffen zu erwarten. Dies könnte auf der anderen Seite einen deutlichen Preisdruck auf „heimische“ Biokraftstoffe auslösen. Resultierend daraus sowie dem preisbedingten Wettbewerbsnachteil europäischer Biokraftstoffe wäre mittel- bis langfristig sogar eine zunehmende Verdrängung „heimischer“ Biokraftstoffe vom Markt denkbar /11/.



Um am Biokraftstoffmarkt teilnehmen zu können, ist zunächst allerdings eine Zertifizierung des jeweiligen Biokraftstoffes erforderlich. Die Qualität und Genauigkeit dieses Zertifizierungssystems sowie die Kontrolle der in der Verordnung definierten Nachhaltigkeitsanforderungen stellen dabei eine wesentliche Voraussetzung zum Erfolg der Verordnung dar. Gelingt es nicht, die Einhaltung dieser Kriterien in Nicht-EU-Staaten durchzusetzen, drohen deutschen Biokraftstoffherstellern deutliche Wettbewerbsnachteile. Es stellt sich weiterhin die Frage, warum in der Verordnung nicht auch Mindestanforderungen an die Arbeitsbedingungen und soziale Standards definiert wurden, bzw. warum diese wieder aus der Verordnung gestrichen wurden (vgl. /12/ und /6/). Im Sinne der Nachhaltigkeit, die sich umfassend auf die drei Eckpfeiler Ökologie, Ökonomie und soziale Bedingungen stützt, wären solche Anforderungen durchaus sinnvoll. Diese Größe bei der Produktion von für die Herstellung von Biokraftstoffen verwendeter Biomasse stellt darüber hinaus einen entscheidenden Einflussfaktor auf die Wettbewerbsfähigkeit von Biokraftstoffherstellern dar.

Das Gelingen der zukünftigen Förderpolitik von Biokraftstoffen hängt weiterhin maßgeblich von einem stetigen und dauerhaften Wettbewerb innovativer Biokraftstoffkonzepte mit hohen „Treibhausgas-Verminderungspotentialen“ ab. Um diesen Wettbewerb auch langfristig zu gewährleisten und mögliche Wettbewerbsnachteile deutscher Biokraftstoffproduzenten (beispielsweise durch die Subventionierung exportierter Kraftstoffe durch einzelne Nicht-EU-Staaten wie z. B. die USA) auszugleichen, wäre z. B. die Schaffung entsprechender steuer- und ordnungsrechtlicher Rahmenbedingungen auf europäischer und nationaler Ebene denkbar und sinnvoll.

Da sich Biokraftstoffproduzenten zusätzlich mit anderen Märkten im Wettbewerb um Rohstoffe (z. B. Pflanzenöle, Getreide) befinden, ist die zukünftige Entwicklung auf dem deutschen Biokraftstoffmarkt nur schwer abzuschätzen. Bei einer Umsetzung der Nachhaltigkeitsverordnung ist jedoch zunächst von deutlichen Konsequenzen für deutsche Biokraftstoffhersteller auszugehen /11/. Letztlich bleibt es aber abzuwarten, wie sich Biokraftstoffhersteller und Mineralölindustrie am Markt verhalten werden.

7 Zusammenfassung

Der Entwurf zur BioNachV sieht zukünftig eine Zertifizierung von Biokraftstoffen vor. Ein Bestandteil dieses Zertifizierungssystems stellt dabei der Nachweis eines so genannten „Treibhausgas-Verminderungspotentials“ für den betrachteten Biokraftstoff dar. Zur Berechnung dieses Potentials gibt der Entwurf ein konkretes Berechnungsmodell vor und trifft Regelungen zu Systemgrenzen und dem Umgang mit Koppelprodukten, für die zukünftig eine Allokation auf der Basis des unteren Heizwertes angewandt werden soll. Aufgrund des möglicherweise starken Einflusses des Allokationsverfahrens auf das Ergebnis einer ökologischen Bewertung ist es für Biokraftstoffproduzenten respektive entsprechend Nachweispflichtige zukünftig wichtig, den Einfluss des vorgegebenen Verfahrens auf ihr Ergebnis genau abzuschätzen. Dies ist entscheidend, da sich durch die Festlegung einer neuen und einheitlichen Allokationsmethodik die Ergebnisse zukünftiger Berechnungen durchaus signifikant von denen früherer Berechnungen unterscheiden könnten. Einer solchen Entwicklung kann bspw. durch eine anderweitige energetisch effizientere Verwendung entstehender Koppelprodukte (u. a. mögliche Kreislaufführung, z. B. Vergärung von Schlempe und Verwendung der gewonnenen Energie als Prozessenergie) begegnet werden. Fragwürdig ist, wie zukünftig mit Koppelprodukten verfahren wird, welche nicht oder nur eingeschränkt über den heizwertbasierten Allokationsansatz Berücksichtigung finden können (z. B. biogenes CO₂ aus der Bioethanolproduktion, das industriell erzeugtes CO₂ substituieren könnte). Hier wäre es notwendig, eine geeignete und entsprechend anerkannte Vorgehensweise zu schaffen. In diesem Zusammenhang ist auch über den Umgang mit Stroh, als einem Rohstoff zukünftiger Biokraftstoffoptionen nachzudenken um einen Nachteil von Kraftstoffen der ersten Generation gegenüber zukünftigen Kraftstoffoptionen zu vermeiden.

Der Entwurf sieht weiterhin vor, zukünftig auch den Einfluss möglicher Landnutzungsänderungen zur Rohstoffgewinnung bei der Berechnung der Gesamtemissionen zu berücksichtigen. Diese Größe fand in bisherigen ökologischen Betrachtungen kaum oder nur unzureichend Beachtung (vgl. /7/). Um jedoch auch entstehende Umweltbelastungen durch die Erschließung von Rohstoffanbauflächen für die Kraftstoffproduktion zu berücksichtigen, scheint dieser Ansatz durchaus sinnvoll. Hier soll vor allem der Kohlenstoffspeicherfähigkeit von Böden und Vegetation Rechnung getragen werden. Bei der Berücksichtigung dieser Größe ist jedoch stets zu beachten, dass die Berechnung zur Ermittlung der Landnutzungsänderung sehr stark von den vorgegebenen Inventartabellen der IPCC abhängig ist. Da diese Werte zum Teil auf stark vereinfachten Modellrechnungen und Annahmen beruhen, sind entstehende Werte sicherlich eher als Richtwerte und Orientierungshilfe zu verstehen. Für eine korrekte und fehlerfreie Umsetzung der Berechnung wären weiterhin eine Vereinfachung des Berechnungsverfahrens zur Landnutzungsänderung und/oder die Veröffentlichung eines Leitfadens für die Praxis erforderlich. Andernfalls sind, aufgrund des komplexen und schwer nachzuvollziehenden Berechnungsverfahrens der IPCC /4/, /5/, zahlreiche Schwierigkeiten bei der Berechnung sowie ein hoher Aufwand bei der Zertifizierung zu erwarten. Dies würde den Bemühungen zur Schaffung eines vereinfachten Berechnungsverfahrens (einheitlicher Allokationsansatz, festgelegte Systemgrenzen) widersprechen.

Gerade vor dem Hintergrund des Vergleiches von Biokraftstoffen mit fossilen Kraftstoffen ist außerdem zu prüfen, ob der Einfluss der Landnutzungsänderungen in den Produktsystemen der fossilen Kraftstoffe eventuell ebenfalls zu berücksichtigen ist oder ob dieser Einfluss hier generell vernachlässigt werden kann.

Bei der ökologischen Bewertung von Produkten ist häufig vor allem die Bilanzierung der eingesetzten Hilfsstoffe mit einem hohen Aufwand verbunden, da für diese Prozessketten in der Regel keine eigenen Daten zur Verfügung stehen bzw. die Beschaffung dieser Daten oft nur eingeschränkt möglich ist. Aus diesem Grund wird im Bereich der Ökobilanzierung häufig auf entsprechende Datenmodule aus anerkannten und belastbaren Datenbanken (z. B. Ecoinvent, Idemat, etc.) zurückgegriffen. Um den mit der Verordnung angestrebten Anreiz zur Entwicklung innovativer Biokraftstoffkonzepte und einen dauerhaften Wettbewerb um hohe „Treibhausgasverringerungen“ nicht zu erschweren sowie Biokraftstoffherstellern einen Anreiz zur Vorlage eigener Bilanzen zu geben, wäre eine entsprechende Erweiterung der „Default-Tabelle“ bzw. die Schaffung einer entsprechenden Datenbank notwendig. Das Fehlen einer solchen gemeinsamen Datenbank würde die Vergleichbarkeit der Berechnungsergebnisse zusätzlich erschweren.

Ist es einem Biokraftstoffproduzenten aufgrund fehlender oder unvollständiger Daten nicht möglich eigene Berechnungen zur Ermittlung des „Treibhausgas-Verminderungspotentials“ vorzunehmen“, findet eine Tabelle mit so genannten „Default-Werten“ Anwendung. Diese Tabelle kann bei fehlenden Einzeldaten auch „modular“ angewendet werden.

Die Berechnung dieser „Default-Werte“ beruht dabei teilweise auf konservativen Annahmen und Werten (Werte der direkten Landnutzungsänderung, der Biomassegewinnung und der Konversionsprozesse). Bei der Berücksichtigung von Regeln der guten landwirtschaftlichen Praxis und Nachhaltigkeit sowie einer Biomassekonversion nach dem Stand der Technik können diese „Default-Werte“ für die Biokraftstoffproduktion sicherlich „übertroffen“ werden.

Der Einfluss der BioNachV auf den deutschen Biokraftstoffmarkt bleibt zunächst abzuwarten. Aufgrund der Umstellung der förderpolitischen Rahmenbedingungen zu einer Förderung der Treibhausgas-effizienz von Biokraftstoffen und dem Wechsel von einer rein mengenbezogenen Kraftstoffquote auf eine Förderung von Kraftstoffen mit einer besonders guten Treibhausgasbilanz (Rechenfaktor), ist eine erhöhte Nachfrage nach Kraftstoffen mit einem hohen Treibhausgasverminderungspotential zu erwarten. Nach den Werten der „Default-Tabelle“ weisen besonders die aus Lateinamerika und Südostasien importierten Kraftstoffe (Bioethanol aus Zuckerrohr, Biodiesel aus Soja bzw. Palmöl) ein hohes „Treibhausgas-Verminderungspotential“ auf, wenn hier der Einfluss direkter Landnutzungsänderungseffekte ausgeschlossen werden kann /6/. Sollte dieser Vorteil auch nach einer Zertifizierung und dem Nachweis dass keine direkten Landnutzungsänderungseffekte vorliegen erhalten bleiben, ist eine erhöhte Nachfrage nach diesen Kraftstoffen zu erwarten.



Dies könnte auf der anderen Seite einen deutlichen Preisdruck auf „heimische“ Biokraftstoffe auslösen. Mittel- und langfristig wäre sogar eine zunehmende Verdrängung „heimischer“ Biokraftstoffe durch einen Preiswettbewerb vom Markt denkbar /11/.

Zur Überprüfung der in der Verordnung definierten Anforderungen und zur Schaffung gleicher Wettbewerbsbedingungen ist die Qualität und Genauigkeit des einzuführenden Zertifizierungssystems von entscheidender Bedeutung. Gelingt es nicht, die Einhaltung dieser Kriterien in Nicht-EU-Staaten durchzusetzen, drohen deutschen Biokraftstoffherstellern deutliche Wettbewerbsnachteile. Im Sinne einer wirklichen „Nachhaltigkeit“ wäre eine zusätzliche Erweiterung der definierten Anforderungen um soziale Mindestanforderungen notwendig. Das Gelingen der zukünftigen Förderpolitik von Biokraftstoffen hängt auch von einem stetigen und dauerhaften Wettbewerb innovativer Kraftstoffkonzepte mit hohen „Treibhausgas-Verminderungspotentialen“ ab. Um diesen Wettbewerb auch langfristig zu gewährleisten und mögliche Wettbewerbsnachteile deutscher Biokraftstoffproduzenten auszugleichen, ist die Schaffung entsprechender steuer- und ordnungsrechtlicher Rahmenbedingungen auf europäischer und nationaler Ebene notwendig.

Da sich Biokraftstoffproduzenten zusätzlich mit anderen Märkten im Wettbewerb um Rohstoffe befinden, ist die zukünftige Entwicklung auf dem deutschen Biokraftstoffmarkt nur schwer abzuschätzen. Auch wenn bei einer Umsetzung der Nachhaltigkeitsverordnung zunächst von deutlichen Konsequenzen für deutsche Biokraftstoffhersteller auszugehen (siehe /11/) ist, bleibt das genaue Verhalten von Biokraftstoffherstellern und Mineralölindustrie am Markt abzuwarten.

Literatur- und Referenzverzeichnis

- /1/ DIN EN ISO 14040: 2006; Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen
- /2/ DIN EN ISO 14044: 2006; Umweltmanagement – Ökobilanz – Anforderungen und Anleitungen
- /3/ FRIEDRICH, A: The Contribution of Future Fuels to the European Low Carbon Economy. Euromot – Annual Meeting 2007, unveröffentlichte Präsentation, Wolfsburg 2007
- /4/ INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC): Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry [J. Penman, M. Gytarsky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, K. Tanabe and F. Wagner (eds.)]. Published by the Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, ISBN 4-88788-003-0, Kanagawa, 2003.
Download unter: <http://dev.aspen.grida.no/jm/gpg/tool.htm>.
- /5/ INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC): Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. und Tanabe K.; IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories; Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use; Tokyo 2006
Download unter: www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/index.htm.
- /6/ Entwurf einer Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Erzeugung von zu Biokraftstoffen verwendeter Biomasse (Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung - BioNachV) Endfassung vom 05.12.2007
- /7/ Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU); Klimaschutz durch Biomasse; Sondergutachten; Juli 2007; Download unter: http://www.umweltrat.de/02gutach/download02/sonderg/SG_Biomasse_2007_Buchlayout.pdf
- /8/ Fehrenbach, H., Giegrich, J., Gärtner, S., Reinhardt, G., Rettenmaier, N.: Entwurf Klimagasbilanzen zur Biomassenachhaltigkeitsverordnung – Erläuterungen zur Berechnung der „Default-Werte“ Anlage 2, IFEU Institut Heidelberg, November 2007
- /9/ KTBL, 2006: Energiepflanzen: Daten für die Planung des Energiepflanzenanbaus; KTBL-Datensammlung mit Internetangebot / Red.: Henning Eckel. Hrsg.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft. Darmstadt 2007.
- /10/ Das Integrierte Energie- und Klimaprogramm der Bundesregierung. Hintergrundpapier. Meseberg August 2007. Download unter: http://www.bmu.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/hintergrund_meseberg.pdf
- /11/ Henke, Jan: Wirtschaftliche Auswirkungen der geplanten Nachhaltigkeitsverordnung. Präsentation zur UFOP- Fachkommission „Ökonomie und Markt“. Berlin Dezember 2007.
- /12/ Entwurf einer Verordnung über Anforderungen an eine nachhaltige Erzeugung von zu Biokraftstoffen verwendeter Biomasse (Biomasse-Nachhaltigkeitsverordnung - BioNachV) Entwurfsfassung vom 24.10.2007
- /13/ Schmitz, Norbert.: Innovationen bei der Bioethanolerzeugung und ihre Auswirkungen auf Energie- und Treibhausgasbilanzen. Münster 2005

Anhang

Tabelle mit „Default-Werten“ /6/

Die folgende Tabelle enthält die „Default-Werte“ für die wichtigsten Biokraftstoffe mit ihren Hauptherkunftsgebieten.

Gemäß § 4 Absatz 1 Satz 3 des Verordnungsentwurfs sind diese Werte heranzuziehen, soweit konkrete Werte nicht nachgewiesen werden. Dabei ist eine modulare Anwendung möglich: Werden nur für einzelne Abschnitte der Herstellungskette (vgl. 1. Spalte der Tabelle) konkrete Werte nachgewiesen, ist für die übrigen Abschnitte der Herstellungskette der jeweilige Werte in der betreffenden Zeile zu übernehmen. Nur wenn für einen bestimmten Biokraftstoff überhaupt keine konkreten Werte nachgewiesen werden, ist auf die in der letzten Zeile der Tabelle ausgewiesene Gesamtsumme zurückzugreifen.

Alle Angaben sind in kg CO₂-Äquivalente pro GJ /6/

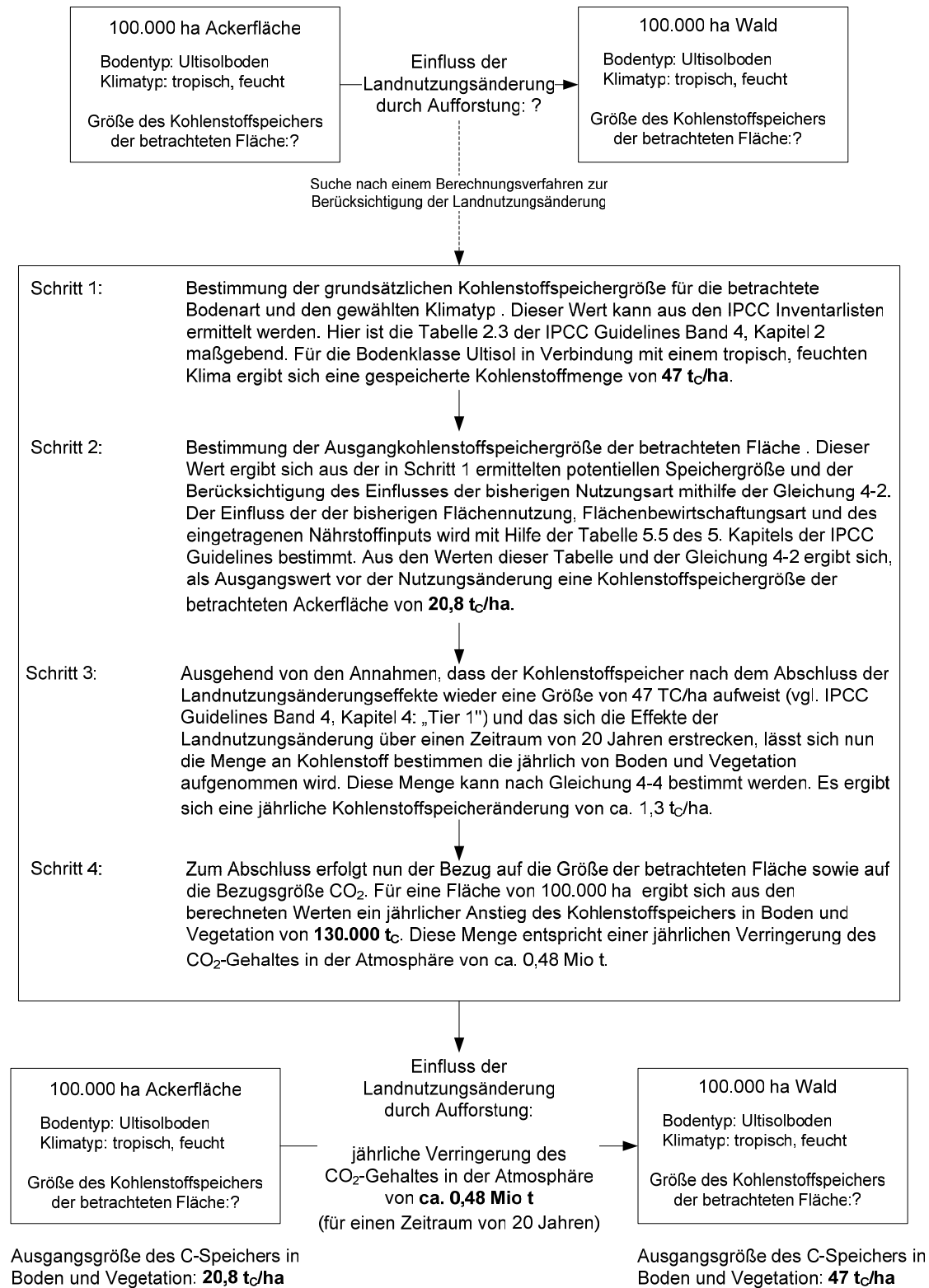
Biokraftstoff Biomasse Herkunft	Ethanol Weizen Europa	Ethanol Mais Nordamerika	Ethanol Zuckerrohr Lateinamerika	Ethanol Zuckerrübe Europa	FSME Raps Europa	FSME Soja Lateinamerika	FSME Soja Nordamerika	FSME Palmöl Südostasien
Abschnitt der Herstellungskette								
Direkte Landnutzungsänderung	26,2	19,8	158,8	15,6	32,8	289,6	54,5	112,8
Gewinnung von Biomasse	22,3	17,8	19,5	11,3	29,1	12,9	15,2	6,6
Transport der Biomasse	0,7	0,7	1,5	1,7	0,4	0,5	0,5	0,1
Verarbeitung Konversionsstufe 1	-	-	0,8	6,6	7,6	7,3	9,2	6,9
Transport zwischen Konversionsstufen	-	-	-	-	0,20	3,8	3,4	4,3
Verarbeitung Konversionsstufe 2	34,3	25,0	1,0	48,9	7,6	7,7	7,7	7,7
Transport zur Raffinerie, Lagerung Beimischung	0,4	4,8	5,5	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3
Gesamtsumme	83,9	68,0	187,1	84,4	78,1	322,0	90,7	138,7

Alle Angaben sind in kg CO₂-Äquivalente pro GJ /6/

Biokraftstoff Biomasse Herkunft Abschnitt der Herstellungskette	NatPfl Raps Europa	NatPfl Soja Lateinamerika	NatPfl Soja Nordamerika	NatPfl Palmöl Südostasien	HydrPfl Raps Europa	HydrPfl Soja Lateinamerika	HydrPfl Soja Nordamerika	HydrPfl Palmöl Südostasien
Direkte Landnutzungsänderung	34,2	298,8	56,2	117,4	33,2	293,4	55,2	114,3
Gewinnung von Biomasse	30,4	13,1	15,5	6,9	29,5	13,0	15,4	6,7
Transport der Biomasse	0,5	0,6	0,6	0,1	0,4	0,8	0,5	0,1
Verarbeitung Konversionsstufe 1	7,6	6,9	9,0	7,4	7,3	6,8	8,6	7,2
Transport zwischen Konversionsstufen	-	-	-	-	0,2	3,8	3,5	4,3
Verarbeitung Konversionsstufe 2	-	-	-	-	9,7	9,7	9,7	9,7
Transport zur Raffinerie, Lagerung Beimischung	0,2	3,9	-	4,4	0,7	0,7	0,7	0,7
Gesamtsumme	72,8	323,5	84,7	136,2	81,1	328,2	93,5	143,1

Erläuterung: NatPfl = Natives Pflanzenöl, HydrPfl = Hydriertes Pflanzenöl

Vereinfachte Darstellung des Rechenbeispiels zur Landnutzungsänderung aus Kapitel 4





Institut für Energetik und Umwelt gGmbH (IE)
Torgauer Straße 116
04347 Leipzig
info@ie-leipzig.de



**UNION ZUR FÖRDERUNG
VON OEL- UND PROTEINPFLANZEN E. V.**
Claire-Waldoff-Straße 7 • 10117 Berlin
info@ufop.de • www.ufop.de