



Brüssel, den 13.3.2019
COM(2019) 142 final

**BERICHT DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT,
DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN
AUSSCHUSS DER REGIONEN**

**zum weltweiten Stand der Produktionsausweitung relevanter Nahrungs- und
Futtermittelpflanzen**

Contents

I. EINLEITUNG	2
II. EU-RECHTSRAHMEN FÜR BOKRAFTSTOFFE, FLÜSSIGE BIOBRENNSTOFFE UND BIOMASSE-BRENNSTOFFE	4
III. BESTIMMUNG VON BOKRAFTSTOFFEN, FLÜSSIGEN BIOBRENNSTOFFEN UND BIOMASSE-BRENNSTOFFEN MIT HOHEM ILUC-RISIKO	8
III.1 Weltweite Zunahme landwirtschaftlicher Rohstoffe	8
III.2 Schätzung der Ausweitung von Rohstoffkulturen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand	9
III.3 Bestimmung einer „bedeutenden“ Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand	16
IV. ZERTIFIZIERUNG VON BOKRAFTSTOFFEN, FLÜSSIGEN BIOBRENNSTOFFEN UND BIOMASSE-BRENNSTOFFEN MIT GERINGEM ILUC-RISIKO	21
V. SCHLUSSFOLGERUNGEN	25

I. EINLEITUNG

Die neue Erneuerbare-Energien-Richtlinie¹ („REDII“ oder die „Richtlinie“) trat am 24. Dezember 2018² in Kraft. Diese Richtlinie fördert die Entwicklung erneuerbarer Energien im nächsten Jahrzehnt durch ein verbindliches EU-weites Ziel für erneuerbare Energie von mindestens 32 % bis 2030, das von den Mitgliedstaaten gemeinsam erreicht werden soll. Zu diesem Zweck enthält die Richtlinie eine Reihe sektorspezifischer Maßnahmen zur Förderung der weiteren Nutzung erneuerbarer Energien in den Bereichen Elektrizität, Wärme- und Kälteversorgung und Verkehr mit dem übergeordneten Ziel einer Verringerung der Treibhausgasemissionen (THG), der Verbesserung der Energieversorgungssicherheit, der Stärkung der technologischen und industriellen Führungsposition Europas auf dem Gebiet der erneuerbaren Energien sowie Wachstum und Beschäftigung.

Durch die Richtlinie wird auch der EU-Regulierungsrahmen für nachhaltige Bioenergie gestärkt, um eine robuste Verringerung der Treibhausgasemissionen zu erzielen und unbeabsichtigte Umweltauswirkungen zu minimieren. Insbesondere wird dadurch ein neuer Ansatz zur Behandlung der Emissionen aus indirekten Landnutzungsänderungen („ILUC“) eingeführt, die mit der Produktion von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen verbunden sind. Zu diesem Zweck werden in der Richtlinie für Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe mit einem hohen Risiko indirekter Landnutzungsänderungen („Brennstoffe mit hohem ILUC-Risiko“), die aus Nahrungs- und Futtermittelpflanzen hergestellt werden, in deren Fall eine wesentliche Ausdehnung der Produktionsflächen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand zu beobachten ist, nationale Grenzwerte festgelegt, die bis spätestens 2030 schrittweise auf null sinken werden. Diese Grenzwerte betreffen die Menge dieser Brennstoffe, die bei der Berechnung des nationalen Anteils erneuerbarer Energien und des Anteils erneuerbarer Energie am Verkehr berücksichtigt werden können. In der Richtlinie wird jedoch eine Ausnahme von diesen Grenzwerten für solche Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe eingeführt, die als Brennstoffe mit geringem ILUC-Risiko zertifiziert sind.

In diesem Zusammenhang wird die Kommission in der Richtlinie aufgefordert, einen delegierten Rechtsakt zu erlassen, in dem die Kriterien i) für die Bestimmung der Rohstoffe mit einem hohen Risiko indirekter Landnutzungsänderungen, in deren Fall eine wesentliche Ausdehnung der Produktionsflächen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand zu beobachten ist, und ii) für die Zertifizierung als Biokraftstoff, flüssiger Biobrennstoff oder Biomasse-Brennstoff mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen („Brennstoffe mit geringem ILUC-Risiko“) festgelegt werden. Der delegierte Rechtsakt wird zusammen mit dem vorliegenden Bericht über den weltweiten Stand der Produktionsausweitung relevanter Nahrungs- und Futtermittelpflanzen („Bericht“) vorgelegt. Dieser Bericht enthält Informationen über die in dem genannten delegierten Rechtsakt festgelegten Kriterien zur Bestimmung von Brennstoffen mit hohem ILUC-Risiko, die aus Nahrungs- und Futtermittelpflanzen hergestellt werden, in deren Fall eine wesentliche Ausdehnung der Produktionsflächen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand zu beobachten ist, sowie von Brennstoffen mit geringem ILUC-Risiko. In Kapitel 2 dieses Berichts werden die Entwicklungen der

¹ Richtlinie (EU) 2018/2001 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 11. Dezember 2018 zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen.

² Die Mitgliedstaaten müssen ihre Vorschriften bis zum 30. Juni 2021 in nationales Recht umsetzen.

EU-Politik zur Eindämmung der Auswirkungen indirekter Landnutzungsänderungen beschrieben. In Kapitel 3 werden die neuesten Daten über den weltweiten Stand der Produktionsausweitung relevanter Nahrungs- und Futtermittelpflanzen überprüft. In den Kapiteln 4 und 5 wird der Ansatz für die Bestimmung von Brennstoffen mit hohem ILUC-Risiko, die aus Nahrungs- und Futtermittelpflanzen hergestellt werden, bei denen eine wesentliche Ausdehnung der Produktionsflächen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand zu beobachten ist, sowie von Brennstoffen mit geringem ILUC-Risiko beschrieben.

II. EU-RECHTSRAHMEN FÜR BOKRAFTSTOFFE, FLÜSSIGE BIOBRENNSTOFFE UND BIOMASSE-BRENNSTOFFE

Der Verkehrssektor stellt unter Energie- und Klimagesichtspunkten eine besondere Herausforderung dar: Er verbraucht ungefähr ein Drittel des gesamten Energiebedarfs der EU, ist nahezu vollständig von fossilen Brennstoffen abhängig und seine Treibhausgasemissionen nehmen zu. Um diesen Herausforderungen zu begegnen, wurden die Mitgliedstaaten in der EU-Gesetzgebung³ bereits in den frühen 2000er-Jahren aufgefordert, nationale Richtziele für Biokraftstoffe und andere erneuerbare Kraftstoffe im Verkehr festzulegen, da die Motoren der meisten Fahrzeuge in der Union wegen des technischen Fortschritts damals bereits für den Betrieb mit Kraftstoffen mit einer geringen Beimischung von Biokraftstoffen vorbereitet waren. Biokraftstoffe waren die einzige verfügbare erneuerbare Energiequelle, um die Dekarbonisierung des Verkehrssektors einzuläuten, in dem ein Anstieg der CO₂-Emissionen zwischen 1990 und 2010 um 50 % erwartet wurde.

Durch die Erneuerbare-Energien-Richtlinie aus dem Jahr 2009⁴ („RED“) mit dem verbindlichen spezifischen 10%-Ziel für erneuerbare Energie im Verkehrssektor bis 2020 wurde die Dekarbonisierung des Verkehrssektors weiter vorangetrieben. Den gemeldeten Daten und Schätzungen zufolge machten erneuerbare Energien im Jahr 2017 ungefähr 7 % des gesamten Endenergieverbrauchs im Verkehrssektor aus. Da erneuerbare Energie, Biogas und fortschrittliche Rohstoffe gegenwärtig im Verkehrssektor nur eine geringe Rolle spielen, kommt der Großteil der in diesem Sektor verbrauchten erneuerbaren Energie aus konventionellen Biokraftstoffen⁵.

Darüber hinaus werden in der Erneuerbare-Energien-Richtlinie verbindliche Kriterien zur Einsparung von Treibhausgasen und zur Nachhaltigkeit festgelegt, denen Biokraftstoffe⁶ und flüssige Biokraftstoffe gemäß den Begriffsbestimmungen in dieser Richtlinie genügen müssen, um bei den nationalen Zielen und den EU-Zielen für erneuerbare Energien berücksichtigt zu werden und für öffentliche Unterstützungsprogramme in Frage zu kommen. Diese Kriterien definieren Ausschlussflächen (vor allem Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand oder großer biologischer Vielfalt), die nicht als Quelle für die

³ Richtlinie 2003/30/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 8. Mai 2003 zur Förderung der Verwendung von Biokraftstoffen oder anderen erneuerbaren Kraftstoffen im Verkehrssektor.

⁴ Richtlinie 2009/28/EG 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.

⁵ Aus Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen hergestellte Biokraftstoffe.

⁶ Die Definition von „Biokraftstoffen“ in der RED umfasst sowohl gasförmige als auch flüssige Biomasse-Brennstoffe für Verkehrszwecke. Dies trifft für die REDII nicht mehr zu, da in der Definition von „Biokraftstoffen“ nur flüssige Kraftstoffe für den Verkehr, die aus Biomasse hergestellt werden, enthalten sind.

Rohmaterialien genutzt werden dürfen, aus denen Biokraftstoffe und flüssige Biokraftstoffe gewonnen werden, und enthalten Mindestanforderungen für die Treibhausgaseinsparung, die durch die Verwendung von Biokraftstoffen und flüssigen Biokraftstoffen anstatt fossiler Kraftstoffe zu erzielen ist. Diese Kriterien haben zur Begrenzung des Risikos direkter Landnutzungsauswirkungen im Zusammenhang mit der Erzeugung konventioneller Biokraftstoffe und flüssiger Biokraftstoffe beigetragen. Sie befassen sich jedoch nicht mit indirekten Auswirkungen.

Indirekte Landnutzungsänderungen im Zusammenhang mit konventionellen Biokraftstoffen

Indirekte Auswirkungen können auftreten, wenn Weideflächen oder landwirtschaftliche Flächen, die zuvor für die Nahrungsmittel- und Futtermittelproduktion genutzt wurden, für die Brennstoffherstellung aus Biomasse umgewidmet werden. Die Nachfrage nach Nahrungs- und Futtermitteln muss auch in Zukunft befriedigt werden, entweder durch die Intensivierung der aktuellen Produktion oder durch eine Umwidmung nicht landwirtschaftlicher Flächen an anderen Orten für die landwirtschaftliche Produktion. Im letzteren Fall können indirekte Landnutzungsänderungen (Umwandlung nicht landwirtschaftlich genutzter Flächen in landwirtschaftliche Flächen zur Nahrungs- oder Futtermittelproduktion) zu Treibhausgasemissionen⁷ führen, vor allem dann, wenn Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand wie Wälder, Feuchtgebiete oder Moore betroffen sind. Diese Treibhausgasemissionen, die unter den Treibhausgaseinsparungskriterien der RED nicht erfasst werden, können ein bedeutendes Ausmaß erreichen und die Treibhausgaseinsparungen durch einzelne Biokraftstoffe⁸ zum Teil oder ganz zunichtemachen. Dies ist dadurch bedingt, dass im Jahr 2020 voraussichtlich fast die gesamte Biokraftstoffproduktion aus Pflanzen erfolgen dürfte, die auf Flächen angebaut werden, die zur Deckung des Bedarfs an Nahrungs- und Futtermitteln verwendet werden könnten.

Indirekte Landnutzungsänderungen können jedoch weder beobachtet noch gemessen werden. Zur Abschätzung der möglichen Auswirkungen ist eine Modellierung notwendig. Eine solche Modellierung unterliegt einer Reihe von Einschränkungen, ist jedoch robust genug, um das Risiko indirekter Landnutzungsänderungen im Zusammenhang mit konventionellen Biokraftstoffen darzustellen. Vor diesem Hintergrund wurde in der Richtlinie über indirekte Landnutzungsänderungen aus dem Jahr 2015⁹ ein Vorsorgeansatz zur Minimierung der Auswirkungen von indirekten Landnutzungsänderungen eingeführt und ein Grenzwert für den Anteil konventioneller Biokraftstoffe¹⁰ und flüssiger Biokraftstoffe festgelegt, die für das nationale Ziel für erneuerbare Energien und das 10%-Ziel für den Verkehrssektor berücksichtigt werden können. Diese Maßnahme wird von einer Verpflichtung für jeden Mitgliedstaat begleitet, ein Ziel für fortschrittliche Biokraftstoffe mit einem Referenzwert von 0,5 % für das Jahr 2020 festzulegen, um einen Anreiz für den Übergang zu solchen Kraftstoffen zu

⁷ Das in Bäumen und im Boden gebundene CO₂ wird freigesetzt, wenn Bäume gefällt und Moore trockengelegt werden.

⁸ SWD(2012) 343 final.

⁹ Richtlinie (EU) 2015/1513 des Europäischen Parlaments und des Rates vom 9. September 2015 zur Änderung der Richtlinie 98/70/EG über die Qualität von Otto- und Dieselmotorkraftstoffen und zur Änderung der Richtlinie 2009/28/EG zur Förderung der Nutzung von Energie aus erneuerbaren Quellen.

¹⁰ „Biokraftstoffe“ gemäß Begriffsbestimmung in der RED.

schaffen, die als Kraftstoffe mit geringeren oder überhaupt keinen Auswirkungen hinsichtlich indirekter Landnutzungsänderungen angesehen werden.

Darüber hinaus enthält die Richtlinie über indirekte Landnutzungsänderungen ILUC-Faktoren für unterschiedliche Kategorien von auf Nahrungsmitteln und Futtermitteln basierenden Rohstoffen. Diese Faktoren geben die aus ILUC resultierenden Emissionen im Zusammenhang mit der Erzeugung konventioneller Biokraftstoffe und flüssiger Biokraftstoffe an und sollen von Kraftstofflieferanten zu Berichtszwecken verwendet werden, jedoch nicht zur Berechnung der Treibhausgaseinsparungen durch die Biokraftstoffherstellung.

Der Ansatz der REDII zur Verminderung indirekter Landnutzungsänderungen

In der REDII wird ein gezielterer Ansatz zur Verminderung der Auswirkungen indirekter Landnutzungsänderungen im Zusammenhang mit konventionellen Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen¹¹ verfolgt. Da Emissionen aufgrund von indirekten Landnutzungsänderungen nicht mit der nötigen Genauigkeit gemessen werden können, um in die Methode zur Berechnung der EU-Treibhausgasemissionen einbezogen zu werden, wird in der Richtlinie der Ansatz beibehalten, einen Grenzwert für die Gesamtmenge der im Verkehr verbrauchten konventionellen Biokraftstoffe, flüssigen Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe¹² festzusetzen, die bei der Berechnung des nationalen Anteils erneuerbarer Energien und des sektoralen Anteils im Verkehrssektor berücksichtigt werden kann. Jedoch ist dieser Grenzwert in der Form einzelstaatlicher Obergrenzen ausgedrückt, die dem bestehenden Niveau dieser Brennstoffe in jedem Mitgliedstaat im Jahr 2020 entsprechen.

Eine gewisse Flexibilität wird insofern gestattet, als diese nationalen Grenzwerte um einen weiteren Prozentpunkt erhöht werden dürfen, jedoch wird eine Gesamtobergrenze beibehalten, so dass sie 7 % des Endenergieverbrauchs im Straßen- und Schienenverkehr im Jahr 2020 nicht überschreiten dürfen. Außerdem können die Mitgliedstaaten einen niedrigeren Grenzwert für Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe festsetzen, die mit einem hohen Risiko indirekter Landnutzungsänderungen verbunden sind, wie aus Ölfrüchten hergestellte Brennstoffe.

Parallel dazu wird die Förderung von fortschrittlichen Biokraftstoffen und Biogas durch das spezifische verbindliche Ziel eines Anteils von mindestens 3,5 % im Jahr 2030 mit zwei Zwischenzielen (0,2 % im Jahr 2022 und 1 % im Jahr 2025) verstärkt.

Selbst wenn die Mitgliedstaaten konventionelle Biokraftstoffe und Biomasse-Brennstoffe für die Erreichung des Ziels von 14 % erneuerbarer Energien im Verkehrssektor berücksichtigen können, können sie darüber hinaus den Wert dieses Ziels auch verringern, wenn sie beschließen, eine geringere Menge dieser Brennstoffe für das Ziel zu berücksichtigen. Wenn zum Beispiel ein Mitgliedstaat beschließt, konventionelle Biokraftstoffe und Biomasse-Brennstoffe überhaupt nicht zu berücksichtigen, kann das Ziel um den vollen Maximalwert von 7 % reduziert werden.

¹¹ „Biomasse-Brennstoffe“ ist ein neuer, in der REDII eingeführter Begriff, der diese Brennstoffe als gasförmige und feste Kraft- und Brennstoffe definiert, die aus Biomasse hergestellt werden.

¹² Da die Einschränkung nur die im Verkehr verbrauchten konventionellen Biomasse-Brennstoffe betrifft, das heißt in der Praxis, gasförmige Brennstoffe für den Verkehr (Teil der Definition von Biokraftstoffen in der RED), ergibt sich keine substantielle Änderung der von dieser Einschränkung betroffenen Brennstoffe.

Zudem wird in der Richtlinie ein zusätzlicher Grenzwert für Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe festgelegt, für die eine bedeutende Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand beobachtet wird, da für die aus diesen Rohstoffen hergestellten Biokraftstoffe, flüssigen Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe offensichtlich ein hohes Risiko indirekter Landnutzungsänderungen besteht¹³. Da die beobachtete Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand aus einer zunehmenden Nachfrage nach Nutzpflanzen resultiert, ist davon auszugehen, dass eine weitere Zunahme der Nachfrage nach diesen Rohstoffen für die Herstellung von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen die Situation weiter verschlimmert, soweit nicht Maßnahmen zur Verhinderung von Verdrängungseffekten, etwa durch Zertifizierung eines geringen ILUC-Risikos, getroffen werden. Der Beitrag solcher Brennstoffe zum Ziel für erneuerbare Energie im Verkehr (sowie ebenfalls zum nationalen Erneuerbare-Energien-Ziel) wird daher ab 2021 auf das Verbrauchsniveau dieser Brennstoffe im Jahr 2019 begrenzt. Ab dem 31. Dezember 2023 wird ihr Beitrag schrittweise bis auf 0 % spätestens im Jahr 2030 reduziert werden müssen.

Die Richtlinie ermöglicht es jedoch, Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe aus diesen Rohstoffen von diesem Grenzwert auszuschließen, sofern sie als Brennstoffe mit geringem ILUC-Risiko zertifiziert sind. Diese Zertifizierung ist für Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe möglich, die unter Bedingungen produziert werden, bei denen die Auswirkungen indirekter Landnutzungsänderungen vermieden werden, weil sie auf ungenutzten Flächen kultiviert wurden oder von Pflanzen stammen, die mit besseren landwirtschaftlichen Praktiken angebaut wurden, wie in diesem Bericht weiter ausgeführt.

¹³ Zu beachten ist, dass die beobachtete Ausweitung der Produktionsfläche auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand keine direkte Landnutzungsänderung im Sinne der Erneuerbare-Energien-Richtlinie darstellt. Vielmehr ist sie die Folge der gestiegenen Nachfrage nach Nutzpflanzen in allen Sektoren. Direkte Landnutzungsänderungen von Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand für die Produktion von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen sind nach den EU-Nachhaltigkeitskriterien verboten.

III. BESTIMMUNG VON BOKRAFTSTOFFEN, FLÜSSIGEN BIOBRENNSTOFFEN UND BIOMASSE-BRENNSTOFFEN MIT HOHEM ILUC-RISIKO

Die Festlegung der Kriterien für Rohstoffe mit hohem ILUC-Risiko, in deren Fall eine wesentliche Ausdehnung der Produktionsflächen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand zu beobachten ist, umfasst zwei Teilaufgaben:

1. die Identifikation der Ausdehnung der Rohstoffe für die Produktion von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand sowie
2. die Definition, was eine ‚bedeutende‘ Ausweitung von Rohstoffkulturen ist.

Dazu hat die Kommission umfangreiche Forschungen und öffentliche Konsultationen durchgeführt, darunter

- eine Sichtung der relevanten wissenschaftlichen Literatur;
- eine auf GIS-Daten (Geographic Information System) gestützte globale Bewertung und
- eine umfassende Konsultation durch eine Reihe von Sitzungen mit Sachverständigen und Interessenträgern, die wertvolle Beiträge leisteten, die bei der Vorbereitung dieses Berichts und des zugehörigen delegierten Rechtsakts berücksichtigt wurden.

III.1 Weltweite Zunahme landwirtschaftlicher Rohstoffe

Während der letzten Jahrzehnte haben die wachsende Weltbevölkerung und der steigende Lebensstandard zu einer wachsenden Nachfrage nach Nahrung, Futtermitteln, Energie und Fasern aus den Ökosystemen weltweit geführt. Diese gestiegene Nachfrage hat weltweit zu einem erhöhten Bedarf an landwirtschaftlichen Rohstoffen geführt. Es wird erwartet, dass sich dieser Trend in Zukunft fortsetzt.¹⁴ Der gestiegene Verbrauch von Biokraftstoffen in der EU hat zu dieser bestehenden Nachfrage nach landwirtschaftlichen Rohstoffen beitragen.

In diesem Bericht sollen die globalen Trends bei der beobachteten Ausweitung der Produktion der für Biokraftstoffe relevanten Rohstoffe seit 2008 dargestellt werden. Dieses Datum wurde gewählt, um die Kohärenz mit den in Artikel 29 der Richtlinie festgelegten Stichdaten für den Schutz von Flächen mit großer biologischer Vielfalt und mit hohem Kohlenstoffbestand sicherzustellen.

Wie Tabelle 1 zu entnehmen ist, stieg im Zeitraum von 2008-2016 die Produktion aller wichtigeren landwirtschaftlichen Rohstoffe, die für die Herstellung konventioneller Biokraftstoffe verwendet werden, mit Ausnahme von Gerste und Roggen. Die Produktionszunahme war bei Palmöl, Sojabohnen und Mais besonders ausgeprägt, was sich auch in den Daten über die bewirtschafteten Flächen widerspiegelt. Die Produktionszunahmen bei Weizen, Sonnenblumen, Raps und Zuckerrüben wurden meist durch Steigerung der Produktivität erzielt.

¹⁴ JRC-Bericht 2017: „Challenges of Global Agriculture in a Climate Change Context by 2050“.

	Gesamtproduktion 2008 in Kilotonnen	Jährliche Nettozunahme der Produktion von 2008 bis 2016 (%)	Erntefläche 2008 in kha	Jährliche Nettozunahme der Erntefläche von 2008 bis 2016 (kha)	Jährliche Nettozunahme der Erntefläche von 2008 bis 2016 (%)
Getreide					
Weizen	680.954	1,2%	222.360	-263	-0,1%
Mais	829.240	3,6%	163.143	4028	2,3%
Gerste	153.808	-0,7%	55.105	-931	-1,8%
Roggen	18.083	-3,7%	6.745	-283	-5,0%
Zuckerpflanzen					
Zuckerrohr	1.721.252	1,0%	24.139	300	1,2%
Zuckerrüben	221.199	2,8%	4.262	39	0,9%
Ölpflanzen					
Rapsamen	56.873	2,3%	30.093	302	1,0%
Palmöl	41.447	5,1%	15.369	703	4,0%
Sojabohnen	231.148	4,8%	96.380	3184	3,0%
Sonnenblumen	36.296	3,4%	25.324	127	0,5%

Tabelle 1: Globaler Produktionszuwachs der wichtigsten Rohstoffe für Biokraftstoffe (2008-2016); Quelle: eigene Berechnungen, gestützt auf Daten von FAOstat und USDA-FAS

Die steigende Nachfrage nach landwirtschaftlichen Gütern lässt sich normalerweise durch Ertragssteigerungen und die Ausweitung der bewirtschafteten Flächen decken. In einer Situation, in der sowohl die verfügbaren landwirtschaftlichen Flächen als auch mögliche Ertragsverbesserungen begrenzt sind, wird die erhöhte Nachfrage nach landwirtschaftlichen Produkten zur Haupttriebkraft für die Entwaldung. Einige andere Schlüsselfaktoren wie das Streben nach Profitmaximierung und die Befolgung der einschlägigen Vorschriften spielen ebenfalls eine Rolle bei der Entscheidung, wie die gestiegene Nachfrage befriedigt werden soll und in welchem Ausmaß sie Entwaldung verursacht.

III.2 Schätzung der Ausweitung von Rohstoffkulturen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand

Wegen der weltweit gestiegenen Nachfrage nach landwirtschaftlichen Rohstoffen wurde ein Teil der Nachfrage nach Biokraftstoffen durch eine Ausweitung der weltweit bewirtschafteten Flächen befriedigt. Wenn diese Ausweitung Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand betrifft, kann sie zu bedeutenden Treibhausgasemissionen und schwerwiegenden Verlusten der biologischen Vielfalt führen. Um die Ausweitung der relevanten Rohstoffe auf kohlenstoffreiche Flächen (im Sinne der REDII) abschätzen zu können, hat die Gemeinsame Forschungsstelle (JRC) der Kommission eine Sichtung der relevanten wissenschaftlichen Literatur (siehe Anhang I) durchgeführt, die durch eine GIS-basierte globale Bewertung ergänzt wurde (siehe Anhang II).

Sichtung der wissenschaftlichen Literatur

Bei der Sichtung der wissenschaftlichen Literatur über die Ausweitung von Flächen für die Produktion landwirtschaftlicher Rohstoffe auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand wurde festgestellt, dass keine einzelne Untersuchung alle zur Herstellung von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen verwendeten Rohstoffe abdeckt. Vielmehr konzentrieren sich die Studien meist auf bestimmte Regionen und Nutzpflanzen – ganz überwiegend Soja und Palmöl –, während

für andere Nutzpflanzen nur sehr wenige Daten vorliegen. Zudem berichten unterschiedliche Studien nicht nur über verschiedene Zeiträume der Ausweitung des Kulturanbaus, sondern es werden darin auch unterschiedliche Ansätze zum Zeitabstand zwischen Entwaldung und Ausweitung des Kulturanbaus verfolgt. Daher dürften Studien, die nur die Bodendecke in den ein bis zwei Jahren vor dem Kulturanbau einbeziehen, einer Kultur weniger Entwaldung zuschreiben als solche, die auch die Bodendecke in früheren Zeiträumen berücksichtigen. Das kann dazu führen, dass der Entwaldungseffekt einer Nutzpflanze unterschätzt wird, da die Endabsicht, die Flächen für den Kulturanbau zu nutzen, eine der Haupttriebkkräfte für die Entwaldung sein kann, selbst wenn abgeholzte Flächen nicht unmittelbar für den Kulturanbau genutzt werden. Soweit möglich wurden die Ergebnisse der regionalen Untersuchungen in den folgenden Abschnitten kombiniert, um eine Gesamtschätzung der Ausweitung für jede einzelne Kultur zu erhalten.

Sojabohnen

Aufgrund des Mangels an Studien, die aktuelle globale Daten enthalten, wurden Daten aus Studien und Datenbanken aus Brasilien, anderen südamerikanischen Ländern und anderen Teilen der Welt miteinander kombiniert. Für Brasilien wurden die Daten zur Ausweitung des Sojaanbaus seit 2008 der brasilianischen IBGE-SIDRA-Datenbank entnommen und mit Daten über die Ausweitung auf Waldgebiete im Cerrado [Gibbs et al. 2015] kombiniert, wobei für den Zeitraum 2009-13 im Amazonasgebiet [Richards et al. 2017] und im Rest von Brasilien ein Durchschnittswert erhalten wurde [Agroicone 2018]. [Graesser et al. 2015] stellen Daten über die Ausweitung des Sojaanbaus auf Waldgebiete in den anderen Ländern Lateinamerikas bereit. Für die übrige Welt konnten dort, wo seit 2008 die größten Ausweitungen des Sojaanbaus beobachtet wurden, d. h. in Indien, der Ukraine, Russland und Kanada, in der Literatur nur wenige Anhaltspunkte dafür gefunden werden, dass der Sojaanbau unmittelbar zur Entwaldung führt. Daher wurde für die übrige Welt ein Anteil von 2 % Ausweitung auf Waldgebiete angenommen. Im Endergebnis wurde der weltweite Anteil der Ausweitung des Sojaanbaus auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand auf 8 % geschätzt.

Palmöl

Unter Verwendung ausgewählter Satellitendaten über Palmölplantagen haben [Vijay et al. 2016] den Anteil der Ausweitung des Palmölanbaus in Waldgebiete im Zeitraum von 1989 bis 2013 geschätzt und die Ergebnisse für die einzelnen Länder dargestellt. Nachdem diese einzelstaatlichen Durchschnittswerte mit der Zunahme der abgeernteten Palmölanbauflächen zwischen 2008 und 2016 in Beziehung gesetzt wurden, wurde der Schluss gezogen, dass weltweit 45 % der Ausweitung des Palmölanbaus auf Flächen stattfand, die im Jahr 1989 bewaldet waren. Gestützt wird dieses Ergebnis auch durch die Beobachtung, dass die Ergebnisse für Indonesien und Malaysia weitgehend den Ergebnissen anderer Studien entsprechen, die sich auf diese Regionen konzentrieren. Anhand weiterer Daten von [Henders et al. 2015] wurde für den Zeitraum von 2008 bis 2011 ein Durchschnittswert von 0,43 MHa/Jahr der beobachteten Entwaldung der Ausweitung des Palmölanbaus zugeschrieben. Dies entspricht ebenfalls 45 % der geschätzten Zunahme der weltweit bewirtschafteten Palmölanbauflächen in diesem Zeitraum.¹⁵ Mehrere Studien haben auch die Ausweitung des Palmölanbaus auf

¹⁵ Daten über Ernteflächen sind für alle Länder verfügbar. Diese sind allerdings geringer als die insgesamt bewirtschaftete Fläche, weil junge Palmen noch keine Früchte tragen. Die Zunahme der insgesamt bewirtschafteten Fläche im Vergleich zur Erntefläche hängt jedoch auch von dem

Torfmoorflächen untersucht. Wenn man den Ergebnissen von [Miettinen et al. 2012, 2016], deren Studie als die fortschrittlichste Studie auf diesem Gebiet betrachtet werden kann, das meiste Gewicht beimisst und davon ausgeht, dass in der übrigen Welt keine Trockenlegungen von Torfmoorflächen für den Palmölanbau stattfinden, ergibt sich ein interpolierter gewichteter durchschnittlicher Schätzwert von 23 % Ausweitung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen weltweit zwischen 2008 und 2011.

Zuckerrohr

Mehr als 80 % der Ausweitung des weltweiten Zuckerrohranbaus fanden zwischen 2008 und 2015 in Brasilien statt. [Adami et al. 2012] berichteten, dass nur 0,6 % der Ausweitung des Zuckerrohranbaus in Südzentralbrasilien zwischen 2000 und 2009 auf Waldflächen stattgefunden hat. Diese Region habe zwar ungefähr 90 % der Ausweitung des Zuckerrohranbaus weltweit in diesem Zeitraum ausgemacht, aber es habe eine gewisse Ausweitung in anderen Regionen Brasiliens stattgefunden, die von dieser Studie nicht abgedeckt wurden. [Sparovek et al. 2008] stellten ebenfalls fest, dass die Ausweitung des Zuckerrohranbaus in Südzentralbrasilien im Zeitraum 1996-2006 nahezu vollständig auf Weideland oder andere Anbauflächen erfolgt ist; weitere 27 % der Ausweitung haben jedoch in „peripheren“ Regionen um und im Amazonas-Biom, im Nordosten und im Biom des Atlantischen Regenwaldes stattgefunden. In diesen peripheren Regionen hat eine Korrelation zwischen Waldverlust pro Gemeinde und der Ausweitung des Zuckerrohranbaus bestanden. In dem Artikel werden jedoch keine Zahlen über den Anteil der Ausweitung auf Waldflächen angegeben. Im Ergebnis konnte der Literatur keine adäquate quantitative Angabe über das Ausmaß der durch den Zuckerrohranbau verursachten Entwaldung entnommen werden.

Mais

Getreidearten wie Mais werden üblicherweise nicht als Triebkräfte für die Entwaldung angesehen, weil ihr Anbau zum Großteil in den gemäßigten Zonen stattfindet, wo die Entwaldung im Allgemeinen mäßig ist. Mais ist jedoch auch eine tropische Kultur, die oft von Kleinbauern und auf Großfarmen häufig im Fruchtwechsel mit Sojabohnen angebaut wird. Die Ausweitung in China konzentrierte sich auf Grenzertragsflächen im Nordosten des Landes [Hansen 2017], bei denen man annehmen kann, dass es sich eher um grasige Steppen als um Wald handelt. Der Ausweitung in Brasilien und Argentinien konnte der gleiche Prozentsatz für Entwaldung zugewiesen werden wie dem Sojaanbau in Brasilien. Laut [Lark et al. 2015] fand die Ausweitung des Maisanbaus in den USA zwischen 2008 und 2012 zu 3 % auf Waldflächen, zu 8 % auf Buschflächen und zu 2 % in Feuchtgebieten statt. In der Literatur konnten jedoch keine Schätzungen für das weltweite Ausmaß der Flächennutzungsänderungen gefunden werden.

Sonstige Kulturen

Für sonstige Kulturen existieren nur sehr wenige Daten, vor allem auf weltweiter Ebene. Die einzigen Datensätze zur Ausweitung des weltweiten Nutzpflanzenanbaus enthalten nur länderspezifische Ergebnisse [FAO 2018][USDA 2018]. Ein möglicher Ansatz besteht daher darin, die Ausweitung des Anbaus einer Kultur auf nationaler Ebene mit der Entwaldung auf nationaler Ebene zu korrelieren [Cuypers et al. 2013], [Malins 2018],

Flächenanteil der Jungpalmen aus Neupflanzungen ab. Angaben zur Zunahme der bewirtschafteten Fläche wurde in den nationalen Statistiken von Indonesien und Malaysia gefunden und mit berichtigten Angaben über die Zunahme der Erntefläche für die übrige Welt kombiniert.

aber dies kann nicht als ein ausreichender Nachweis gelten, um eine Kultur mit Entwaldung in Zusammenhang zu bringen, weil die betreffende Kultur möglicherweise nicht in dem Teil des Landes angebaut wird, in dem die Entwaldung stattfindet.

Die kritische Sichtung der wissenschaftlichen Literatur führte somit unter anderem zu dem Ergebnis, dass die zuverlässigste Schätzung für den Anteil der jüngsten Ausdehnung auf Waldflächen mit hohem Kohlenstoffbestand für Soja bei 8 % und für Ölpalmen bei 45 % liegt. Für eine robuste Schätzung in Bezug auf andere Nutzpflanzen konnten der Literatur keine ausreichenden Daten entnommen werden.

GIS-basierte Bewertung der Ausweitung von Rohstoffkulturen auf kohlenstoffreiche Gebiete

Um alle für Biokraftstoffe relevanten Kulturen auf weltweiter Ebene gleichermaßen zu berücksichtigen, wurde die Sichtung der Literatur durch eine globale GIS-basierte Bewertung der Ausweitung der für Biokraftstoffe relevanten Landnutzung auf kohlenstoffreiche Flächen ergänzt, die sich auf Daten des World Resource Institute (WRI) und des Sustainability Consortium an der Arkansas University stützte (siehe Kasten 1).

Kasten 1: Methode der globalen GIS-Bewertung

Um die mit der Ausweitung des Anbaus von Nutzpflanzen für die Produktion von Biokraftstoffen verbundene Entwaldung seit 2008 zu beobachten, basiert die angewandte Methode auf einer Geodatenmodellierung, bei der eine Entwaldungskarte von Global Forest Watch (GFW) mit Karten von Kultur- und Weideflächen von MapSPAM und EarthStat kombiniert wird. Dieser Ansatz deckt die Ausweitung des Anbaus aller relevanten Nahrungs- und Futtermittelpflanzen seit 2008 auf Gebiete mit einer Baumüberschirmung von mehr als 10 % ab. Die Pixelgröße betrug am Äquator ungefähr 100 Hektar. Die Ausdehnung von Moorflächen wurde unter Verwendung derselben Karten wie in [Miettinen et al. 2016] bestimmt. Für Sumatra und Kalimantan hatten [Miettinen et al. 2016] Moorflächen aus den Mooratlanten von Wetlands International 1:700,000 [Wahyunto et al. 2003, Wahyunto et al. 2004] einbezogen.

Die Analyse berücksichtigt nur Pixel, in denen nach der neuen Karte von [Curtis et al. 2018] der Anbau von Rohstoffpflanzen die vorherrschende Ursache für die Entwaldung war. Diese Karte wurde über die Karten gelegt, die die Produktionszonen der für Biokraftstoffe relevanten Nutzpflanzen von Interesse zeigten. Die Gesamtentwaldung und Emissionen innerhalb eines gegebenen 1-Kilometer-100-ha-Pixels wurden den verschiedenen für Biokraftstoffe verwendeten Kulturen proportional zum Verhältnis der Anbaufläche der betreffenden Kultur zur gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, definiert als Summe von Anbauflächen und Weideland, im Pixel zugewiesen. Auf diese Weise diente der relative Beitrag jeder für Biokraftstoff verwendeten Kultur zum landwirtschaftlichen Fußabdruck insgesamt als Grundlage für die Zuschreibung der Entwaldung innerhalb des gleichen Pixels. Weitere Informationen zur angewandten Methode sind Anhang 2 zu entnehmen.

In Tabelle 2 werden die Ergebnisse der GIS-basierten Bewertung zusammengefasst, die auf große Unterschiede zwischen den für Biokraftstoffe relevanten Rohstoffen hindeuten, was den Zusammenhang der Ausweitung ihres Anbaus mit der Entwaldung betrifft. Die Daten zeigen, dass zwischen 2008 und 2015 die Anbauflächen von Sonnenblumen, Zuckerrüben und Raps nur langsam zugenommen haben und dass nur ein unbedeutender Anteil dieser Zunahme auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand stattgefunden hat. Für Mais, Weizen, Zuckerrohr und Soja war die Gesamtzunahme stärker ausgeprägt, aber der Anteil der Ausweitung auf Wald beträgt für jeden Rohstoff weniger als 5 %. Im Gegensatz hierzu zeigte die Analyse für Palmöl sowohl die größte Ausbreitungsgeschwindigkeit insgesamt als auch den höchsten Anteil der Ausweitung auf Waldgebiete (70 %). Palmöl ist auch die einzige Kultur, bei der ein großer Teil der Ausweitung Moorflächen (18 %) betrifft.

Die Ergebnisse der GIS-basierten Bewertung scheinen den allgemeinen Trends zu entsprechen, die in der für diesen Bericht ausgewerteten Literatur festgestellt wurden. Für Palmöl liegt der geschätzte Anteil der Ausweitung auf Waldgebiete im oberen Bereich der Ergebnisse in der Literatur, was für einen höheren Anteil der Ausweitung auf Waldgebiete spricht, typischerweise zwischen 40 und 50 %. Eine mögliche Erklärung für

diesen Unterschied ist der Zeitraum zwischen der Abholzung des Waldes und der Anpflanzung von Palmen¹⁶.

Nach der REDII werden alle Flächen, die im Januar 2008 bewaldet waren, als entwaldete Flächen gezählt, wenn sie für die Produktion von Biokraftstoff-Rohstoffen genutzt werden, unabhängig davon, wann der tatsächliche Anbau der Rohstoffe begann. Diese Bestimmung wurde bei der GIS-basierten Bewertung berücksichtigt, während den meisten regionalen Studien ein kürzerer Zeitraum zwischen der Abholzung und der Anpflanzung von Ölpalmen zugrunde liegt. Der aus der Analyse resultierende Anteil der Ausweitung auf Moorflächen dagegen entspricht weitgehend den Schätzungen in der wissenschaftlichen Literatur. Die konservativeren Schätzungen des weltweiten Durchschnittsanteils der Ausweitung des Palmölanbaus auf Waldgebiete von 45 % sowie von 23 % auf Moorflächen sind daher als beste verfügbare wissenschaftliche Erkenntnisse anzusehen.

Die GIS-basierte Schätzung der Flächennutzungsänderung von 4 % bei Soja ist geringer als die kombinierten Schätzungen auf der Grundlage der regionalen Literatur (8 %). Diese Abweichung lässt sich dadurch erklären, dass der regionalen Literatur lokale Daten und Experteneinschätzungen darüber zugrunde liegen, welche Nutzpflanzen in einem bestimmten Pixel unmittelbar auf die Entwaldung folgen, was auf der weltweiten Ebene der GIS-basierten Bewertung nicht machbar ist. Der aus der regionalen Literatur gewonnene Wert von 8 % für den geschätzten Anteil der Ausweitung des Soja-Anbaus auf Waldflächen ist daher als beste verfügbare wissenschaftliche Erkenntnis anzusehen.

Rohstoff	2008-2015			
	Zunahme der bewirtschafteten Bruttofläche (kha)	Entwaldung auf den ausgeweiteten bewirtschafteten Flächen (ha)	Anteil der Entwaldung an den zusätzlichen bewirtschafteten Flächen	Anteil der Entwaldung in Torfmoorwald
Mais	37,135	1 548 906	4%	k. A.
Palmöl	7,834	5 517 769	70%	18%
Rapssamen	3,739	21,045	1%	k. A.
Sojabohnen	27,898	1 212 805	4%	k. A.
Zuckerrüben	678	637	0,1 %	k. A.
Zuckerrohr	3,725	198,176	5%	k. A.
Sonnenblumen	5,244	73,069	1%	k. A.
Weizen	11,646	134,252	1%	k. A.

Tabelle 2: Beobachtete Ausweitung der Anbauflächen¹⁷ von Nahrungs- und Futtermittelpflanzen (aus Statistiken der FAO und USDA), die gemäß der GIS-Bewertung mit Entwaldung in Zusammenhang stehen.

¹⁶ Im Vergleich zu den Daten aus der Literatur geht nach der GIS-Bewertung ein kleinerer Teil der Entwaldung auf Nutzpflanzen zurück, die unmittelbar nach der Rodung angebaut werden, und ein größerer Teil auf Nutzpflanzen, die lokal ebenfalls Triebkräfte für die Entwaldung sein können, oft aber erst mehrere Jahre nach der Rodung angebaut werden, was mit dem für die REDII-Nachhaltigkeitskriterien gewählten Ansatz im Einklang steht.

¹⁷ Die Bruttozunahme der Anbaufläche ist die Summe der Ausweitung in allen Ländern, in denen die Fläche nicht abgenommen hat. Für einjährige Kulturen wurden die bebauten Flächen an die

ILUC-Risiken im Zusammenhang mit Biokraftstoffen aus Nahrungs- und Futtermittelpflanzen

Die Ergebnisse der vorstehend beschriebenen GIS-basierten Studie stehen im Einklang mit den Ergebnissen der ILUC-Modellierung, in deren Rahmen die für Biokraftstoffe verwendeten Ölpflanzen wie Palmöl, Raps, Soja und Sonnenblumen stets im Vergleich zu anderen Rohstoffen für konventionelle Biobrennstoffe wie Zucker oder stärkehaltigen Kulturen mit einem höheren ILUC-Risiko in Verbindung gebracht werden. Dieser Trend wurde durch eine kürzlich erstellte Auswertung¹⁸ der weltweiten Literatur über indirekte Landnutzungsänderungen bestätigt.

Zudem enthält Anhang VIII der REDII eine Liste vorläufiger geschätzter Faktoren für mit indirekten Landnutzungsänderungen verbundene Emissionen, wonach Ölfrüchte einen ungefähr viermal so hohen ILUC-Faktor haben wie andere Arten von Kulturen. Infolgedessen wird unter besonderer Bezugnahme auf Ölpflanzen den Mitgliedstaaten in Artikel 26 Absatz 1 der REDII gestattet, einen niedrigeren Grenzwert für den Anteil von aus Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen gewonnenen Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen festzulegen. Angesichts der Unsicherheit der ILUC-Modellierung ist es in diesem Stadium dennoch eher angebracht, bei der Festlegung der Kriterien zur Bestimmung des ILUC-Risikos von Kraftstoffen aus Nahrungs- oder Futtermittelpflanzen, für die ein bedeutendes Risiko der Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand beobachtet wird, auf Unterscheidungen zwischen verschiedenen Kategorien von Kulturen wie stärkereiche Pflanzen, Zuckerpflanzen und Ölpflanzen zu verzichten.

III.3 Bestimmung einer „bedeutenden“ Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand

Nach der Zielsetzung der REDII muss die Kommission bestimmen, was eine „bedeutende“ Ausweitung des Anbaus eines relevanten Rohstoffs auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand darstellt, damit alle Biokraftstoffe, die bei dem Ziel für erneuerbare Energien für das Jahr 2030 berücksichtigt werden, eine Einsparung von Treibhausgasen im Vergleich zu fossilen Brennstoffen erbringen. Bei der Bestimmung, ob eine Ausweitung „bedeutend“ ist, spielen drei Faktoren eine entscheidende Rolle: der absolute relevante Umfang der Flächenausdehnung seit einem bestimmten Jahr im Vergleich zur Gesamtproduktionsfläche der jeweiligen Nutzpflanze; der Anteil der Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand sowie die Art der Nutzpflanzen und der Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand.

Anhand des ersten Faktors wird ermittelt, ob tatsächlich eine Ausweitung des Anbaus eines bestimmten Rohstoffs auf neue Flächen stattfindet. Zu diesem Zweck ist es erforderlich, sowohl die durchschnittliche jährliche absolute Zunahme (100 000 ha als erhebliche Ausdehnung) als auch die relative Zunahme (1 % als durchschnittliche jährliche Produktivitätszunahme) der Produktionsfläche im Vergleich mit der gesamten Produktionsfläche dieses Rohstoffs in Betracht zu ziehen. Dieser doppelte Schwellenwert

Erntefläche angenähert; bei mehrjährigen Kulturen wurde ein Flächenanteil für unreife Pflanzen angenommen.

¹⁸ Woltjer et al 2017: „Analysis of the latest available scientific research and evidence on ILUC greenhouse gas emissions associated with production of biofuels and bioliquids“.

ermöglicht es, Rohstoffe auszuschließen, für die keine oder nur eine sehr begrenzte Ausdehnung der Gesamtanbaufläche zu beobachten ist (da die Produktionszunahme mehr durch Ertragsverbesserung als durch Ausweitung der Produktionsfläche erzielt wird). Der Anbau dieser Rohstoffe würde nicht zu einer erheblichen Entwaldung und somit auch nicht zu hohen THG-Emissionen aufgrund indirekter Landnutzungsänderungen führen. Dies ist z. B. bei Sonnenblumenöl der Fall, dessen Produktionsfläche im Zeitraum von 2008 bis 2016 um weniger als 100 000 ha und nur um 0,5 % jährlich zugenommen hat, während die Zunahme der Gesamtproduktion im selben Zeitraum 3,4 % jährlich betrug.

Für Nutzpflanzen, die diese beiden Schwellenwerte für die Flächenausdehnung überschreiten, ist das zweite entscheidende Kriterium der Anteil der Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand. Dieser Anteil bestimmt, ob und in welchem Umfang mit Biokraftstoffen Treibhausgasemissionen eingespart werden können. In Fällen, in denen die durch die Ausweitung eines Rohstoffs auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand verursachten Treibhausgasemissionen höher sind als die unmittelbar durch Biokraftstoffe aus dieser Art von Rohstoffen eingesparten Treibhausgasemissionen, führt die Produktion solcher Biokraftstoffe nicht zu Einsparungen von Treibhausgasemissionen im Vergleich zu fossilen Kraftstoffen.

Nach der REDII müssen Biokraftstoffe zu einer Einsparung von Treibhausgasemissionen von mindestens 50 %¹⁹ im Vergleich zu fossilen Brennstoffen führen, die auf Grundlage einer Lebenszyklusanalyse bewertet wird, bei der alle direkten Emissionen, aber nicht die indirekten Emissionen einbezogen werden. Wie in Kasten 2 dargestellt, würden mit Biokraftstoffen aus Nutzpflanzen, bei denen die Ausweitung des Anbaus auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand einen allgemeinen Schwellenwert von 14 % überschreitet, keine Emissionseinsparungen erzielt. Als Vorsichtsmaßnahme erscheint es angezeigt, eine Sicherheitsmarge von rund 30 % auf die ermittelte Höhe anzuwenden. Es ist daher ein konservativerer Schwellenwert von 10 % erforderlich, um sicherzustellen, dass mit Biokraftstoffen bedeutende Nettoeinsparungen von THG-Emissionen erzielt werden und der mit indirekten Landnutzungsänderungen verbundene Verlust der Biodiversität minimiert wird.

Drittens ist es bei der Ermittlung „bedeutender“ Ausweitungen auch wichtig, die erheblichen Unterschiede zu berücksichtigen, die sowohl zwischen verschiedenen Arten von kohlenstoffreichen Flächen als auch zwischen unterschiedlichen Arten von Kulturen bestehen.

So müssen Torfmoorflächen beispielsweise entwässert werden, um eine Palmölplantage einzurichten und zu betreiben. Die Zersetzung des Torfs führt zu erheblichen CO₂-Emissionen, die solange anhalten, wie die Plantage genutzt wird und die Torffläche nicht wieder befeuchtet wird. In den ersten 20 Jahren nach der Trockenlegung summieren sich diese CO₂-Emissionen auf ungefähr das Dreifache der oben angenommenen Emission für die Abholzung der gleichen Fläche. Dementsprechend sollte diese bedeutende Auswirkung einbezogen werden, wenn die Bedeutung der Emissionen aus Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand berechnet wird, etwa durch einen Multiplikationsfaktor von 2,6 für die Ausweitung auf Torfmoorflächen²⁰. Darüber hinaus sind Dauerkulturen (zum

¹⁹ Für Biokraftstoffe, die in nach dem 5. Oktober 2015 in Betrieb genommenen Anlagen hergestellt werden, gelten strengere Kriterien für die Einsparung von Treibhausgasemissionen, und auch mit Biokraftstoffen, die in alten Anlagen hergestellt werden, werden oft höhere Einsparungen erzielt.

²⁰ Der mit der Trockenlegung von Torfmoorflächen verbundene Kohlenstoffverlust beträgt Schätzungen zufolge über einen Zeitraum von 20 Jahren das 2,6-Fache des geschätzten Netto-Kohlenstoffverlusts

Beispiel Ölpalmen und Zuckerrohr) sowie Mais und Zuckerrüben mehrjährig und haben einen erheblich höheren Ertrag an Energiegehalt der vermarkteten Produkte²¹ im Verhältnis zu den bei der Berechnung des Schwellenwertes von 14 %²² angenommenen Werten. Dies wird mit dem „Produktivitätsfaktor“ in Kasten 3 berücksichtigt.

In Kasten 3 ist daher die gewählte Formel beschrieben, anhand deren berechnet wird, ob ein bestimmter für Biokraftstoffe relevanter Rohstoff oberhalb oder unterhalb des ermittelten Schwellenwertes von 10 % für eine bedeutende Ausweitung liegt. Diese Formel trägt dem Anteil der Ausdehnung der Produktion eines Rohstoffs auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand im Sinne der REDII sowie dem Produktivitätsfaktor der einzelnen Rohstoffe Rechnung.

aufgrund der Umwandlung von Waldflächen für den Anbau von Ölpalmen auf Mineralböden (107 Tonnen pro Hektar).

²¹ Analog zu dem in der REDII angewandten Ansatz für durch den Anbau verursachte Emissionen sollten die Emissionen aus Landnutzungsänderungen allen vermarkteten Produkten der angebauten Kulturen (zum Beispiel Pflanzenöl und Ölsaatenmehl, aber keine Pflanzenreste) im Verhältnis ihres Energiegehalts zugerechnet werden.

²² Unter Berücksichtigung der durchschnittlichen Erträge im Zeitraum 2008-2015 in den zehn wichtigsten Exportländern (nach Exporten gewichtet) sind die Erträge dieser Arten von Nutzpflanzen höher als der „Bezugswert“ von 55 GJ/ha/Jahr, und zwar um den Faktor 1,7 bei Mais, 2,5 bei Palmöl, 3,2 bei Zuckerrüben und 2,2 bei Zuckerrohr.

Kasten 2: Auswirkungen von indirekten Landnutzungsänderungen auf die mit Biokraftstoffen verbundenen Einsparungen von THG-Emissionen

Wenn Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand im Boden oder in der Vegetation für den Anbau von Rohstoffen zur Herstellung von Biokraftstoffen umgewandelt werden, wird in der Regel ein Teil des gespeicherten Kohlenstoffs in die Atmosphäre freigesetzt, was zur Bildung von Kohlendioxid (CO₂) führt. Die daraus resultierenden negativen Auswirkungen auf den Treibhauseffekt können die positiven Auswirkungen auf den Treibhauseffekt der Biokraftstoffe oder der flüssigen Biobrennstoffe aufheben; in einigen Fällen kann die Wirkung deutlich kontraproduktiv sein.

Daher sollten die vollständigen kohlenstoffrelevanten Auswirkungen einer solchen Umwandlung berücksichtigt werden, wenn ermittelt wird, in welchem Umfang der Anbau eines Rohstoffs aufgrund der Nachfrage nach Biokraftstoffen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand ausgeweitet wird. Dies ist erforderlich, um sicherzustellen, dass Biokraftstoffe zu Einsparungen von THG-Emissionen führen. Anhand der Ergebnisse der GIS-Bewertung lassen sich die durchschnittlichen Nettoverluste des Kohlenstoffbestands bei der Umwandlung von Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand für den Anbau von Rohstoffen für Biokraftstoffe²³ auf rund 107 Tonnen Kohlenstoff (C) pro Hektar schätzen²⁴. Verteilt auf 20 Jahre²⁵ entspricht dies einem Jahresbetrag an CO₂-Emissionen von 19,6 Tonnen pro Hektar.

Zu beachten ist auch, dass die jährlichen THG-Emissionseinsparungen zudem vom Energiegehalt der auf den Flächen angebauten Rohstoffe abhängen. Bei einjährigen Kulturen, mit Ausnahme von Mais und Zuckerrüben, beträgt der Energieertrag Schätzungen zufolge rund 55 GJ/ha/Jahr²⁶. Die Kombination beider Werte ergibt einen geschätzten Wert für Treibhausgasemissionen, die durch Landnutzungsänderung für auf abgeholzten Flächen produzierte Biokraftstoffen verursacht werden, von ungefähr 360 g CO₂/MJ. Im Vergleich dazu betragen die Emissionseinsparungen, die durch den Ersatz fossiler Brennstoffe durch Biokraftstoffen aus diesen Nutzpflanzen erzielt werden, rund 52 g CO₂/MJ²⁷.

²³ Feuchtgebiete (einschließlich Torfmoore), kontinuierlich bewaldete Gebiete und Waldgebiete mit einem Überschirmungsgrad von 10-30 %. Die Flächen werden nach ihrem Status im Jahr 2008 eingeteilt. Flächen mit einem Überschirmungsgrad von 10-30 % sind nicht geschützt, wenn Biokraftstoffe, die nach der Nutzungsänderung aus auf dem Land angebauten Rohstoffen hergestellt werden, noch immer den Kriterien für die Einsparung von Treibhausgasemissionen entsprechen können, was bei mehrjährigen Pflanzen erwartet werden kann.

²⁴ Emissionen aus Regenwald, der normalerweise zum Zeitpunkt der Umwandlung in Palmölplantagen selektiv eingeschlagen wird, sind durchschnittlich deutlich höher, aber das wird zum Teil durch den höheren gebundenen Kohlenstoffbestand der Plantage selbst kompensiert. Die Nettoänderungen tragen auch dem Kohlenstoff Rechnung, der in unterirdischer Biomasse und im Boden gespeichert ist.

²⁵ Für den Amortisationszeitraum für die Berechnung von Emissionen aus erklärten direkten Landnutzungsänderungen sind in der RED bereits 20 Jahre festgelegt.

²⁶ Der Energieertrag umfasst die Energie (unterer Heizwert) sowohl im Biokraftstoff als auch in den Nebenprodukten, die bei der Berechnung der Standardwerte für die Energieeinsparungen gemäß Anhang V der Richtlinie berücksichtigt werden. Der berücksichtigte Ertrag ist der Durchschnitt im Zeitraum 2008-2015 in den zehn wichtigsten Exportländern (nach Exporten gewichtet).

²⁷ Durch Biokraftstoffe werden gewöhnlich mehr als die erforderlichen Mindestemissionseinsparungen von 50 % erzielt. Für die Zwecke dieser Berechnung wird eine durchschnittliche Einsparung von 55 % zugrunde gelegt.

Unter diesen Annahmen ist davon auszugehen, dass die durch Landnutzungsänderungen verursachten Emissionen aus umgewandelten Waldflächen die durch den Ersatz fossiler Brennstoffe eingesparten Treibhausgasemissionen aufheben, wenn die Ausweitung der Anbaufläche von Nutzpflanzen für Biokraftstoffe auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand einen Anteil von 14 % erreicht ($52 \text{ g CO}_2/\text{MJ}/360 \text{ g CO}_2/\text{MJ} = 0,14$).

Kasten 3: Formel zur Berechnung des Anteils der Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand

$$x_{hcs} = \frac{x_f + 2,6x_p}{PF}$$

mit

x_{hcs} = Anteil der Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand;

x_f = Anteil der Ausweitung auf die in Artikel 29 Absatz 4 Buchstabe b und c der REDII genannten Flächen²⁸;

x_p = Anteil der Ausweitung auf die in Artikel 29 Absatz 4 Buchstabe a der REDII genannten Flächen²⁹;

PF = Produktivitätsfaktor.

Der PF beträgt 1,7 für Mais, 2,5 für Palmöl, 3,2 für Zuckerrüben, 2,2 für Zuckerrohr und 1 für alle anderen Nutzpflanzen³⁰.

²⁸ kontinuierlich bewaldete Gebiete.

²⁹ Feuchtgebiete, einschließlich Torfmoore.

³⁰ Die Werte des PF sind nutzpflanzenspezifisch und wurden auf der Grundlage der in den zehn wichtigsten Exportländern erzielten Erträge (gewichtet nach dem Exportanteil) berechnet. Palmöl, Zuckerrohr, Zuckerrüben und Mais haben einen erheblich höheren Wert als die anderen berücksichtigten Nutzpflanzen und wurden daher mit eigenen „Produktivitätsfaktoren“ von 2,5, 2,2, 3,2 bzw. 1,7 versehen, während bei den anderen Nutzpflanzen im Wesentlichen von einem Standardproduktivitätsfaktor von 1 auszugehen ist.

IV. ZERTIFIZIERUNG VON BIOKRAFTSTOFFEN, FLÜSSIGEN BIOBRENNSTOFFEN UND BIOMASSE-BRENNSTOFFEN MIT GERINGEM ILUC-RISIKO

Unter bestimmten Umständen können die ILUC-Effekte von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen, bei denen allgemein von einem hohen ILUC-Risiko ausgegangen wird, vermieden werden, und der Anbau der entsprechenden Rohstoffe kann sich sogar für die betreffenden Produktionsflächen als vorteilhaft erweisen. Wie in Abschnitt 2 beschrieben, ist die zugrundeliegende Ursache für indirekte Landnutzungsänderungen die zusätzliche Nachfrage nach Rohstoffen, die aus dem zunehmenden Verbrauch an konventionellen Biokraftstoffen resultiert. Dieser Verdrängungseffekt lässt sich durch zertifizierte Biokraftstoffe mit geringem ILUC-Risiko vermeiden.

Vermeidung von Landnutzungsverdrängung durch Zusätzlichkeits-Maßnahmen

Biokraftstoffe mit einem geringen ILUC-Risiko sind Kraftstoffe aus Rohstoffen, die zusätzlich auf ungenutzten Flächen angebaut wurden oder aus Produktivitätssteigerungen resultieren. Die Herstellung von Biokraftstoffen aus solchen zusätzlichen Rohstoffen dürfte keine indirekten Landnutzungsänderungen verursachen, weil diese Rohstoffe nicht mit der Nahrungs- und Futtermittelproduktion in Konkurrenz stehen und Verdrängungseffekte vermieden werden. Im Einklang mit der Richtlinie sollten solche zusätzlichen Rohstoffe nur dann für Kraftstoffe mit geringem ILUC-Risiko in Betracht kommen, wenn sie nachhaltig produziert werden.

Um das Ziel des Konzepts eines geringen ILUC-Risikos zu erreichen, sind strikte Kriterien notwendig, die bewährte Vorgehensweisen effektiv fördern und Mitnahmeeffekte vermeiden. Gleichzeitig ist es erforderlich, dass die Maßnahmen in der Praxis umsetzbar sind und keinen übermäßigen Verwaltungsaufwand verursachen. In der überarbeiteten Richtlinie werden zwei Quellen von Rohstoffen bestimmt, die für die Herstellung von Biokraftstoffen mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen genutzt werden können. Hierbei handelt es sich um Rohstoffe aus der Anwendung ertragssteigernder Maßnahmen auf bereits genutztem Land und um Rohstoffe aus dem Anbau auf Flächen, die bisher nicht für den Anbau von Kulturen verwendet wurden.

Gewährleistung von Zusätzlichkeits-Maßnahmen, die über das Übliche hinausgehen

Die durchschnittlichen Produktivitätssteigerungen reichen allerdings nach wie vor nicht aus, um alle Risiken von Verdrängungseffekten zu vermeiden, weil die landwirtschaftliche Produktivität ständig verbessert wird, während das Konzept der Zusätzlichkeit, das im Zentrum der Zertifizierung von Brennstoffen mit geringem ILUC-Risiko steht, Maßnahmen fordert, die über das Übliche hinausgehen. Vor diesem Hintergrund wird in der REDII gefordert, dass nur Produktivitätssteigerungen für die Zertifizierung in Frage kommen sollen, die die erwartete Steigerung überschreiten.

Für diesen Zweck muss sowohl analysiert werden, ob die durchgeführte Maßnahme über die zum Zeitpunkt der Durchführung übliche Praxis hinausgeht, als auch die Zertifizierbarkeit von Maßnahmen auf einen angemessenen Zeitraum begrenzt werden, der den Wirtschaftsteilnehmern erlaubt, ihre Investitionskosten zu erwirtschaften, und der die fortdauernde Wirksamkeit der Regelung sicherstellt. Für diesen Zweck ist ein

Zeitraum von 10 Jahren für die Zertifizierbarkeit angemessen³¹. Zudem sollten die erzielten Produktivitätssteigerungen mit einem dynamischen Ausgangswert verglichen werden, der globalen Trends bei Nutzpflanzenenerträgen Rechnung trägt. So wird die Tatsache berücksichtigt, dass sich die Erträge im Laufe der Zeit aufgrund des technischen Fortschritts (z. B. durch produktivere Saaten) ohnehin auch ohne aktives Eingreifen der Landwirte in gewissem Umfang verbessern.

Damit das Verfahren zur Ermittlung des dynamischen Ausgangswerts in der Praxis umsetzbar und überprüfbar ist, muss es jedoch robust und einfach sein. Der dynamische Ausgangswert sollte daher auf einer Kombination aus den durchschnittlichen Erträgen des Landwirts während eines 3-Jahreszeitraums vor dem Jahr der Anwendung der zusätzlichen Maßnahme und der langfristigen Entwicklung bei den Erträgen für die jeweilige Nutzpflanze beruhen.

Durch produktivitätssteigernde Maßnahmen oder den Anbau auf ungenutztem Land zusätzlich erzeugte Rohstoffe sollten nur dann in Betracht kommen, wenn die Maßnahmen wirklich über die Übliche hinausgehen. Das Regelwerk zur Bewertung der Zusätzlichkeit, das die größte Akzeptanz findet, ist der unter dem Kyoto-Protokoll entwickelte Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung (CDM) (siehe Kasten 4). Da sich der CDM auf Industrieprojekte konzentriert, kann sein Konzept nicht vollständig übernommen werden, aber seine Anforderungen an die Analyse der Investitionen und Hindernisse sind dennoch für die Zertifizierung von Kraftstoffen mit geringem ILUC-Risiko relevant. Bei Anwendung solcher Anforderungen auf die Zertifizierung für ein geringes ILUC-Risiko wären Maßnahmen zur Produktivitätssteigerung oder zum Anbau von Rohstoffen auf zuvor ungenutztem Land finanziell nicht attraktiv oder würden anderen Hindernissen für die Umsetzung gegenüberstehen (z. B. Kompetenzen/Technologie etc.), wenn sie nicht aufgrund der Biokraftstoff-Nachfrage in der EU einen höheren Marktwert aufweisen³².

Kasten 4: Zusätzlichkeit im Rahmen des Mechanismus für umweltverträgliche Entwicklung

Im Rahmen des CDM können Emissionsreduktionsprojekte in Entwicklungsländern zertifizierte Emissionsreduktionseinheiten (CER) sammeln, die jeweils einer Tonne CO₂ entsprechen. Diese CER können gehandelt und verkauft werden und von Industrieländern genutzt werden, um einen Teil ihrer Emissionsreduktionsziele aus dem Kyoto-Protokoll zu erfüllen.

Im Rahmen des CDM wurden umfassende Methoden entwickelt, die auch Regeln zur Sicherstellung der Zusätzlichkeit einschließen³³. Die Prüfung der Zusätzlichkeit erfolgt in vier Schritten:

³¹ Ecofys (2016): „Methodologies identification and certification of low ILUC risk biofuels“.

³² Im Rahmen der REDII findet bis 2030 eine schrittweise Ausphasung von Biokraftstoffen aus Rohstoffen statt, die mit einem hohen ILUC-Risiko verbunden sind, soweit sie nicht als Kraftstoffe mit geringem ILUC-Risiko zertifiziert sind. Biokraftstoffe, flüssige Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen werden deshalb wahrscheinlich einen höheren Marktwert erzielen.

³³ https://cdm.unfccc.int/methodologies/PAMethodologies/tools/am-tool-01-v5.2.pdf/history_view.

Schritt 1: Bestimmung von Alternativen zur Projektaktivität;

Schritt 2: Investitionsanalyse;

Schritt 3: Analyse der Hindernisse;

Schritt 4: Analyse der üblichen Praxis.

Für die Zertifizierung von Biokraftstoffen mit geringem ILUC-Risiko genügt die Überprüfung, ob die Anforderungen von Schritt 2 und 3 erfüllt sind, da der Anwendungsbereich von Maßnahmen, die für die Herstellung von Biokraftstoffen mit geringem ILUC-Risiko zugelassen sind, in der REDII klar beschrieben ist und da die Rechtsvorschriften auf die Wiederholung derselben Art produktivitätssteigernder Maßnahmen abzielen.

Gewährleistung einer robusten Konformitätsüberprüfung und eines robusten Auditing

Der Nachweis, dass dieses Kriterium eingehalten wird, erfordert eine ausführliche Bewertung, die unter manchen Umständen möglicherweise nicht durchführbar ist und ein Hindernis für die erfolgreiche Anwendung des Ansatzes sein könnte. Zum Beispiel dürften Kleinbauern³⁴, insbesondere in Entwicklungsländern, oft nicht über die erforderliche Verwaltungskapazität und -erfahrung verfügen, um solche Bewertungen erfolgreich durchzuführen, während sie sich offensichtlich Hindernissen gegenübersehen, die die Umsetzung produktivitätssteigernder Maßnahmen behindern. In ähnlicher Weise kann bei Projekten, die verlassene oder Flächen in sehr schlechtem Zustand nutzen, von einer Zusätzlichkeit ausgegangen werden, da dieser Zustand der Flächen bereits auf die Existenz von Hindernissen für ihre Bewirtschaftung hinweist.

Es ist zu erwarten, dass freiwillige Programme, in deren Rahmen weltweit umfassende Erfahrungen in der Umsetzung von Nachhaltigkeitskriterien für Biokraftstoffe gesammelt wurden, bei der Umsetzung der Methode für die Zertifizierung eines geringen ILUC-Risikos eine Schlüsselrolle spielen werden. Die Kommission hat bereits 13 freiwillige Regelungen zum Nachweis der Übereinstimmung mit den Kriterien der Nachhaltigkeit und der Einsparung von Treibhausgasemissionen ausgewählt. Ihre Ermächtigung zur Anerkennung solcher Regelungen ist durch die REDII auch auf Kraftstoffe mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen ausgeweitet worden.

Um eine robuste und harmonisierte Umsetzung sicherzustellen, legt die Kommission weitere technische Bestimmungen zu konkreten Ansätzen für die Überprüfung und das Auditing in einem Durchführungsrechtsakt gemäß Artikel 30 Absatz 8 der REDII fest. Die Kommission nimmt diesen Durchführungsrechtsakt bis spätestens 30. Juni 2021 an. Im Rahmen freiwilliger Regelungen können Biokraftstoffe mit geringem ILUC-Risiko zertifiziert und dabei eigene Standards individuell entwickelt werden, wie es für die Zertifizierung der Übereinstimmung mit den Nachhaltigkeitskriterien der Fall ist, und die Kommission kann solche Regelungen entsprechend den in der REDII aufgestellten Kriterien anerkennen.

³⁴ Schätzungsweise werden 84 % der landwirtschaftlichen Betriebe der Welt von Kleinbauern mit weniger als 2 ha Land bewirtschaftet. Lowder, S.K., Scoet, J., Raney, T., 2016: „The number, size, and distribution of farms, smallholder farms, and family farms worldwide“. World Dev. 87, 16–29.

V. SCHLUSSFOLGERUNGEN

Die weltweit wachsende Nachfrage nach Nahrungs- und Futtermitteln verlangt vom Landwirtschaftssektor eine kontinuierliche Steigerung der Produktion. Dies wird sowohl durch Ertragssteigerungen als auch durch eine Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen erreicht. Wenn Letztere auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand oder in biologisch äußerst vielfältigen Lebensräumen stattfindet, kann dies zu negativen Auswirkungen von indirekten Landnutzungsänderungen führen.

Vor diesem Hintergrund wird in der REDII der Beitrag im Verkehrssektor verbrauchter konventioneller Biokraftstoffe, flüssiger Biobrennstoffe und Biomasse-Brennstoffe zum Ziel der Union für erneuerbare Energien für das Jahr 2030 begrenzt. Zudem wird der Beitrag von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen mit hohem ILUC-Risiko ab 2020 auf das Niveau von 2019 beschränkt und von 2023 bis spätestens 2030 schrittweise auf null reduziert.

Nach den besten verfügbaren wissenschaftlichen Ergebnissen über die Ausweitung der Landwirtschaft seit 2008, wie sie in diesem Bericht vorgestellt wurde, ist gegenwärtig Palmöl der einzige Rohstoff, bei dem die Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand so ausgeprägt ist, dass die resultierenden Treibhausgasemissionen durch indirekte Landnutzungsänderungen alle Einsparungen von Treibhausgasemissionen durch die Verwendung von aus diesem Rohstoff hergestellten Kraftstoffen im Vergleich zu fossilen Brennstoffen annullieren. Somit ist Palmöl als ein Rohstoff anzusehen, bei dem ein hohes ILUC-Risiko besteht und eine bedeutende Ausweitung auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand beobachtet wird.

Es muss jedoch darauf hingewiesen werden, dass nicht das gesamte zur Biokraftstoffherstellung verwendete Palmöl schädliche Auswirkungen indirekter Landnutzungsänderungen in der in Artikel 26 der REDII definierten Bedeutung nach sich zieht. Einem Teil der Produktion könnte deshalb ein geringes Risiko indirekter Landnutzungsänderungen zugeschrieben werden. Zur Bestimmung dieses Produktionsteils können zwei Maßnahmen betrachtet werden, nämlich die Steigerung der Produktivität bestehender Anbauflächen und der Rohstoffanbau auf nicht genutzten Flächen, wie verlassenen Flächen oder Flächen in sehr schlechtem Zustand. Diese Maßnahmen sind von besonderer Bedeutung, da dadurch verhindert wird, dass die Herstellung von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen mit der Notwendigkeit, den steigenden Nahrungs- und Futtermittelbedarf zu befriedigen, in Konkurrenz tritt. Die Richtlinie schließt alle zertifizierten Biokraftstoffe mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen von der schrittweisen Ablösung aus. Kriterien für die Zertifizierung von Brennstoffen mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen könnten effektiv die Verdrängungseffekte im Zusammenhang mit diesen Brennstoffen abmildern, wenn nur die zusätzlichen für die Herstellung von Biokraftstoffen, flüssigen Biobrennstoffen und Biomasse-Brennstoffen verwendeten Rohstoffe berücksichtigt werden.

Die Kommission wird die Entwicklungen im Landwirtschaftssektor weiterhin bewerten, einschließlich des Stands der Ausweitung der landwirtschaftlichen Flächen, gestützt auf neue wissenschaftliche Ergebnisse, und sie wird bei der Überprüfung dieses Berichts, die bis zum 30. Juni 2021 durchgeführt wird, die Erfahrungen bei der Zertifizierung von Brennstoffen mit geringem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen zusammentragen. Danach wird die Kommission die im Bericht enthaltenen Daten im Licht der sich entwickelnden Umstände und der neuesten verfügbaren wissenschaftlichen Ergebnisse

überprüfen. Es sei daran erinnert, dass dieser Bericht lediglich die gegenwärtige Situation auf der Grundlage heutiger Trends widerspiegelt und dass zukünftige Bewertungen in Abhängigkeit von den künftigen Entwicklungen im weltweiten Landwirtschaftssektor bezüglich der Frage, welche Brennstoffe als Brennstoffe mit hohem Risiko indirekter Landnutzungsänderungen eingestuft werden, zu anderen Ergebnissen kommen können.



Brüssel, den 13.3.2019
COM(2019) 142 final

ANNEXES 1 to 2

ANHÄNGE

zum

**BERICHT DER KOMMISSION AN DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT, DEN RAT,
DEN EUROPÄISCHEN WIRTSCHAFTS- UND SOZIALAUSSCHUSS UND DEN
AUSSCHUSS DER REGIONEN**

**über den Stand der Ausdehnung der weltweiten Produktion einschlägiger Nahrungs-
und Futtermittelpflanzen**

ANHANG 1

AUSWERTUNG DER LITERATUR ÜBER DIE AUSDEHNUNG VON NUTZPFLANZENKULTUREN AUF KOHLENSTOFFREICHE FLÄCHEN

Gegenstand

Diese vom Gemeinsamen Forschungszentrum (JRC) der Kommission vorgenommene Literaturlauswertung bietet einen Überblick über die relevantesten Ergebnisse der wissenschaftlichen Literatur über die Ausdehnung von Flächen zur Produktion von landwirtschaftlichen Rohstoffen auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand gemäß der Definition der REDII. Ferner werden darin die Ergebnisse zusammengefasst.

Sojabohnen

Es gibt nur eine durch Fachleute überprüfte Studie, in der die durch Sojaanbau verursachte Entwaldung auf weltweiter Ebene geschätzt wird und ein Zeitraum abgedeckt ist, der die Entwaldung nach 2008 einschließt. [Henders et al. 2015] haben mit GIS-basierten Messungen der jährlichen Entwaldung in allen tropischen Regionen begonnen und sie nach einer umfassenden Auswertung der regionalen Literatur (die Auswertung wird in ihren ergänzenden Informationen im Einzelnen ausgeführt) verschiedenen Triebkräften zugeordnet, darunter der Ausdehnung des Soja- und Palmölanbaus. Ihre Daten decken jedoch nur den Zeitraum von 2000 bis 2011 ab.

Von der JRC vorgenommene Schätzung des prozentualen Anteils der durch die Ausdehnung des Sojaanbaus in Brasilien verursachten Entwaldung			
	Amazonien	Cerrado	übriges Brasilien
% der Ausdehnung des Sojaanbaus in Brasilien 2008-17	11 %	46 %	44 %
% der Ausdehnung auf Waldflächen	5 %	14 %	3 %
GEWICHTETER DURCHSCHNITT IN BRASILIEN für die Ausdehnung auf Waldflächen	8,2 %		

Angesichts des Fehlens von Studien mit aktuellen Daten auf weltweiter Ebene wurden Daten aus Brasilien, anderen Ländern Südamerikas und der übrigen Welt kombiniert. Für Brasilien wurden die Daten zur Ausdehnung des Sojaanbaus seit 2008 der brasilianischen IBGE-SIDRA-Datenbank entnommen und mit Daten über die Ausdehnung auf Waldgebiete im Cerrado [Gibbs et al. 2015] kombiniert, wobei für den Zeitraum 2009-2013 in Amazonien [Richards et al.]¹ und den übrigen Teilen Brasiliens [Agroicone 2018] ein Durchschnittswert berechnet wurde. Es ergab sich ein gewichteter Durchschnitt der Ausdehnung auf Waldflächen von 10,4 %. Dieser Wert wurde mit den Zahlen aus Argentinien, Paraguay, Uruguay und Bolivien sowie der übrigen Welt wie folgt kombiniert:

¹ Nach [Gibbs et al. 2015, Abb.1] betrug der durchschnittliche prozentuale Anteil der Ausdehnung des Sojaanbaus auf Waldflächen in Amazonien von 2009-2013 etwa 2,2 %. Die Daten für 2008 sind nicht einbezogen, da der Plan der brasilianischen Regierung zur Verhütung und Kontrolle der Entwaldung in Amazonien (PPCDAa), das brasilianische Forstgesetz, das zu einem dramatischen Rückgang der Entwaldung in Amazonien führte, noch nicht durchgesetzt wurde. In der Schätzung von [Gibbs et al. 2015] wurde die amtliche Entwaldungsdatenbank PRODES herangezogen, die auch zur Überwachung der Einhaltung des PPCDAa-Gesetzes genutzt wurde. [Richards et al. 2017] haben jedoch beobachtet, dass die PRODES-Datenbank seit 2008 zunehmend von anderen Indikatoren für Waldverlust abweicht. Das resultiert aus ihrer Nutzung zur Durchsetzung des Gesetzes: die Abholzer sind dazu übergegangen, kleine Flächen abzuholzen oder in Gegenden abzuholzen, die vom PRODES-System nicht überwacht werden. Unter Verwendung von Daten aus der alternativen GFC-Waldmonitoring-Datenbank zeigen [Richards et al. 2017] (in ihren ergänzenden Informationen), dass PRODES die Entwaldung seit 2008 im Vergleich zu der GFC-Datenbank um einen durchschnittlichen Faktor von 2,3 unterschätzt. Die Daten über Waldbrände bestätigen die jährlichen Schwankungen der Waldflächen nach der GFC und nicht die von PRODES erfassten Daten.

Von der JRC vorgenommene Schätzung des durchschnittlichen prozentualen Anteils der Ausdehnung des Sojaanbaus auf Waldflächen in Lateinamerika					
2008-2017	Brasilien	Argentinien	Paraguay	Uruguay	Bolivien
% der Ausdehnung des Sojaanbaus in Lateinamerika	67 %	19 %	7 %	5 %	2 %
% in Waldflächen	8,2 %	9 %	57 %	1 %	60 %
Durchschnittlicher Anteil in % auf Wald in Lateinamerika	14 %				
GESCHÄTZTER WELTWEITER DURCHSCHNITT DER AUSDEHNUNG DES SOJAANBAUS AUF WALDFLÄCHEN IN %					
Anteil Lateinamerikas an der Ausdehnung des Sojaanbaus weltweit	53 %				
Angenommene Ausdehnung auf Wald in der übrigen Welt in %	2 %				
Durchschnittlicher Anteil der Ausdehnung des Sojaanbaus auf Waldflächen weltweit	8 %				

Die einzig verfügbaren quantitativen Daten für andere lateinamerikanische Länder wurden [Graesser et al. 2015] entnommen, die die Ausdehnung aller Ackerkulturen auf Waldgebiete gemessen haben. Für die übrige Welt konnten dort, wo seit 2008 die größten Ausdehnungen des Sojaanbaus beobachtet wurden, d. h. in Indien, der Ukraine, Russland und Kanada, wenig Nachweise darüber gefunden werden, dass der Sojaanbau unmittelbar zur Entwaldung führen würde. Daher wurde für die übrige Welt ein geringer Anteil von 2 % Ausdehnung auf Waldgebiete angenommen. Im Endergebnis wurde der weltweite Anteil der Ausdehnung des Sojaanbaus auf 8 % geschätzt.

Vergleich mit anderen neueren Auswertungen

Die meisten Daten über Entwaldung durch Soja stammen aus dem Zeitraum vor dem brasilianischen Sojamonitorium im Jahr 2008 und sind deshalb für die vorliegende Schätzung nicht relevant.

Eine von Transport and Environment in Auftrag gegebene Auswertung [Malins 2018] enthält eine sorgfältige Auswertung regionaler Daten über die Ausdehnung des Sojaanbaus und Entwaldung, in der zu dem Schluss gekommen wird, dass *mindestens* 7 % der weltweiten Ausdehnung des Sojaanbaus seit 2008 auf Waldflächen stattfanden. Dabei wurden jedoch verschiedene Jahre für die Anteile der Ausdehnung des Sojaanbaus herangezogen, und die Daten und Ergebnisse von [Agricone 2018] und [Richards et al 2017] wurden nicht berücksichtigt.

Eine von Sofiproteol in Auftrag gegebene Auswertung [LCAworks 2018] umfasst auch eine Auswertung der regionalen Literatur über durch Sojaanbau verursachte Entwaldung in der Welt von 2006-2016. Darin wird der Schluss gezogen, dass 19 % der weltweiten Ausdehnung des Sojaanbaus auf Waldflächen stattgefunden haben. Es ist jedoch nicht klar, aus welcher Quelle sie ihre Annahmen über die Ausdehnung auf Waldflächen im „übrigen Brasilien“ beziehen, und in einigen Fällen haben sie „Naturflächen“ und Wald zusammengefasst. Zudem gewichten sie bei der Durchschnittsbildung die regionalen Daten über Soja nach der Gesamtsojaproduktion der Region und nicht nach der flächenmäßigen Ausdehnung. Deshalb kann der Wert von 19 % nicht als sehr robust angesehen werden.

Agroicone hat für die Kommission einen Bericht verfasst, in dem unveröffentlichte Arbeiten von Agrosatelite aus dem Jahr 2018 zitiert wird, die eine starke Abnahme des Waldanteils bei der Ausdehnung des Sojaanbaus im Cerrado (vor allem im Matipoba-Anteil) im Zeitraum von 2014 bis 2017 zeigen, und zwar von 23 % in den Jahren 2007 bis 2014 auf 8 % in den Jahren 2014 bis 2017.

Palmöl

Anhand ausgewählter Satellitendaten über Palmölplantagen haben [Vijay et al. 2016] den Anteil der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Waldgebiete im Zeitraum von 1989 bis 2013 geschätzt und die Ergebnisse für die einzelnen Länder dargestellt. Nachdem diese nationalen Durchschnittswerte mit der Zunahme der Ernteflächen für Palmöl zwischen 2008 bis 2016 in Beziehung gesetzt wurden, kam die Studie zu dem Ergebnis, dass weltweit **45 %** der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Flächen stattfand, die im Jahr 1989 bewaldet waren.

Weitere Daten von [Henders et al. 2015] schrieben der Ausdehnung des Palmölanbaus für den Zeitraum von 2008 bis 2011 einen Durchschnittswert von 0,43 Mha/Jahr an beobachteter Entwaldung zu. Das entspricht **45 %** der geschätzten Zunahme der weltweit bewirtschafteten Palmölanbauflächen in diesem Zeitraum.²

In einer weltweiten Studie für die Europäische Kommission haben [Cuypers et al. 2013] die gemessene Entwaldung auf nationaler Ebene verschiedenen Faktoren wie Holzeinschlag, Beweidung und verschiedenen Kulturen zugeordnet. Nach ihren Ergebnissen standen

² Daten über Ernteflächen sind für alle Länder verfügbar. Diese sind allerdings kleiner als die insgesamt bewirtschaftete Fläche, weil junge Palmen noch keine Früchte tragen. Die *Zunahme* der insgesamt bewirtschafteten Fläche im Vergleich zur Erntefläche hängt jedoch auch von dem Flächenanteil der Jungpalmen aus Neupflanzungen ab. Angaben zur Zunahme der bewirtschafteten Fläche wurden in den nationalen Statistiken von Indonesien und Malaysia gefunden und mit berichtigten Angaben über die Zunahme der Erntefläche für die übrige Welt kombiniert.

zwischen 1990 und 2008 59 % der Ausdehnung des Palmölanbaus mit Entwaldung im Zusammenhang.

Vergleich regionaler Studien für Indonesien und Malaysia

Geschätzter prozentualer Anteil der Ausdehnung auf Waldflächen							
	Jahre	Malaysia		Indonesien		ZEILE	
% der weltweiten Ausdehnung des Palmölanbaus 2008-15	2008-15	15 %		67 %		17 %	
		Malaysia (Halbinsel)	Borneo (malaysischer Teil)	Indonesischer Teil Borneos	übriges Indonesien		
% der nationalen Ausdehnung 2008-15	2008-15	19 %	81 %	77 %	23 %		
Gaveau et al. 2016	2010-15		75 %	42 %			
Abood et al. 2015	2000-10			>36 %			
SARvision 2011	2005-10		52 %				
Carlson et al. 2013	2000-10			70 %			
Gunarso et al. 2013	2005-10	>6 %					
Gunarso et al. 2013	2005-10	47 %		37-75 %			
Austin et al. 2017	2005-15			>20 %			
Vijay et al. 2016	2013	40 %		54 %		13 %	
Vijay et al. 2016	2013	45 %					

[Abood et al. 2015] stellten fest, dass in Indonesien zwischen 2000 und 2010 eine Entwaldung von 1,6 Millionen Hektar im Rahmen von an industrielle Palmölproduzenten erteilten Konzessionen stattgefunden hat. Das entspricht nach Zahlen der indonesischen Regierung 36 % der Gesamtausdehnung der Palmölproduktion im untersuchten Zeitraum.

Für den gleichen Zeitraum haben [Carlson et al. 2013] einen noch höheren Prozentsatz der Entwaldung geschätzt: 1,7 Mha Entwaldung im Rahmen von Palmölkonzessionen im indonesischen Teil Borneos und etwa 70 % der Ausdehnung der Erntefläche in der Region [Malins 2018]. In einem späteren Artikel geben [Carlson et al. 2018] für den Zeitraum von 2000 bis 2015 eine Entwaldung von 1,84 Mha im Rahmen von Palmölkonzessionen im indonesischen Teil Borneos und 0,55 Mha in Sumatra an.

[SARvision 2011] kam zum Ergebnis, dass von 2005 bis 2010 865 000 Hektar Wald im Rahmen bekannter Palmölkonzessionen in Sarawak abgeholzt wurden, der malaysischen Provinz in Borneo, in der der Großteil der Ausdehnung des Palmölanbaus stattfindet. Das entspricht etwa der Hälfte der Zunahme der Palmölerntefläche in diesem Zeitraum³.

[Gaveau et al. 2016] kartierten die Überlappung der Entwaldung mit der Ausdehnung des industriellen (d. h. nicht von Kleinbauern betriebenen) Palmölanbaus in Borneo von 1990 bis 2015 in Intervallen von fünf Jahren. Sie weisen darauf hin, dass der überwiegende Teil der

³ Daten über die bewirtschaftete Fläche für diesen Zeitraum und diese Region wurden nicht gefunden.

Palmölplantagen in Borneo im Jahr 1973 noch Wald war; wenn der Zeitraum zwischen der Abholzung und dem Palmölanbau niedriger angesetzt wird, ergeben sich geringere Entwaldungsanteile. Ihre Ergebnisse zeigen, dass bei industriellen Palmölplantagen im indonesischen Teil Borneos etwa 42 % der Zunahme von 2010 bis 2015 Land betraf, das nur fünf Jahre zuvor noch bewaldet war; für Borneo (malaysischer Teil) betrug der Wert etwa 75 %. Bei der Bewertung wurde eine restriktivere Definition von Wald herangezogen als in der REDII; außerdem wurde nur Wald mit einem Überschirmungsgrad von >90 % berücksichtigt und Sekundärwald (d. h. Wiederaufforstungen und Buschland nach Abholzung oder Waldbrand) ausgeschlossen.

In einem späteren Artikel zeigen [Gaveau et al. 2018] für den Zeitraum von 2008 bis 2017, dass im indonesischen Teil Borneos 36 % der Ausdehnung industrieller Plantagen (wovon 88 % Palmölplantagen waren) auf Primärwald stattfanden, der im selben Jahr abgeholzt worden war, während in Borneo (malaysischer Teil) der Durchschnittswert 69 % betrug. Im indonesischen Teil Borneos korrelierte die Entwaldungsrate in den einzelnen Jahren sehr stark mit dem Preis für rohes Palmöl in der vorhergehenden Saison, während im malaysischen Teil Borneos die Korrelation schwächer war, was auf eine langfristige zentrale Planung der Entwaldung hindeutet. Die Ergebnisse zeigen, dass die Geschwindigkeit der Ausdehnung des Palmölanbaus seit ihrem Höhepunkt in den Jahren 2009 bis 2012 abgenommen hat; der Anteil, der auf Waldflächen stattfindet, ist jedoch stabil geblieben.

[Gunarso et al. 2013] haben Veränderungen der Bodenbedeckung im Zusammenhang mit der Ausdehnung des Palmölanbaus in Indonesien und Malaysia für den Runden Tisch zu nachhaltigem Palmöl (Roundtable on Sustainable Palm Oil – RSPO) analysiert. Die jüngsten von ihnen angegebenen Veränderungen betreffen Palmöflächen, die zwischen 2005 und 2010 angepflanzt wurden. Sie zeigen den prozentualen Anteil dieser Flächen, der im Jahr 2005 in unterschiedliche Landnutzungskategorien fiel. Nach Addition der Kategorien, die *eindeutig* der Definition von Wald in der Richtlinie entsprechen, ergab sich ein Mindestanteil von 37 % für die Ausdehnung auf Waldflächen in Indonesien. Zu den anderen erfassten Landnutzungskategorien gehörte jedoch auch Buschland (laut dem Artikel allgemein als Wald in schlechtem Zustand bezeichnet), das nach der Richtlinie ebenfalls unter die Definition von Wald fällt. In Indonesien fällt diese Kategorie sehr groß aus, da der Wald in der Nähe von Plantagen oft Jahre, bevor eine Plantage auf die Fläche expandiert, durch Waldbrände geschädigt wird. Wenn diese früheren Kategorien der Landnutzung als Wald gewertet werden (im Jahr 2000 können sie Wald gewesen sein), steigt der gesamte prozentuale Anteil der Entwaldung für Indonesien von 2005 bis 2010 auf etwa die 75 %, was ungefähr die Ergebnisse von [Carlson 2013] bestätigt.

Für Malaysia berichten [Gunarso et al 2013], dass von 2006 bis 2010 34 % der Ausdehnung des Palmölanbaus unmittelbar auf Waldflächen stattfand. Sie gaben jedoch auch eine beträchtliche Ausdehnung auf vegetationslosen Boden im Jahr 2006 an und vermuteten, dass ein Teil davon vegetationslos war, weil er sich im Prozess der Umwandlung von Wald zu Plantagen befand. Aus ihren ergänzenden Informationen kann entnommen werden, dass mehr als ein Drittel des im Jahr 2006 vegetationslosen Bodens sechs Jahre zuvor bewaldet war, was darauf hinweist, dass es sich wahrscheinlich um Waldflächen handelte, die für Anpflanzungen abgeholzt worden waren. Die Einbeziehung dieser Flächen würde den Anteil der mit Palmölanbau verbundenen Entwaldung in Malaysia auf bis zu 47 % steigen lassen.

Anstatt Satellitenbilder zur Identifikation früherer Bodenbedeckungen auf Flächen zu nutzen, wo Palmölplantagen in Indonesien ausgeweitet wurden, bezogen sich [Austin et al. 2017] auf vom indonesischen Umwelt- und Forstwirtschaftsministerium herausgegebene Landnutzungskarten. Sie fanden, dass nur etwa 20 % der in den Jahren 2005 bis 2015 für die Ausdehnung der industriellen Palmölproduktion genutzten Flächen fünf Jahre zuvor in diesen Karten als „Wald“ klassifiziert gewesen waren. Wald hat laut dieser Definition einen

Überschirmungsgrad von >30 % (statt >10 % wie in der Richtlinie); Buschland, das nach der Definition der Richtlinie in manchen Fällen als Wald anerkannt würde, ist nicht eingeschlossen. Weitere 40 % der Ausdehnung des Palmölanbaus fanden auf Flächen statt, die unter anderem der Landnutzungskategorie Buschland zuzurechnen sind. Aus diesem Grund kann angenommen werden, dass die Werte von [Austin et al. 2017], nämlich 20 % Ausdehnung auf Wald in den Jahren 2010 bis 2015, für die Zwecke dieses Berichts wahrscheinlich eine Unterschätzung darstellen.

Von der JRC vorgenommene Schätzung des prozentualen Anteils der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Wald in der übrigen Welt				
	Jahr der Ausdehnung	Lateinamerika	Afrika	übriges Asien
% der weltweiten Ausdehnung des Palmölanbaus 2008-15	2008-15	9 %	3 %	5 %
Furumo und Aide 2017	2001-15	20 %		
Maaijard et al. 2018			6 %	
Vijay et al. 2016	2013	21 %	6 %	4 %
Gewichteter Durchschnitt für die übrige Welt	2013	13 %		

Wie in der Tabelle angegeben, wurden für die übrige Welt niedrigere Anteile der Ausdehnung auf Waldflächen berichtet. Nach einer Gewichtung der Ergebnisse für Lateinamerika, Afrika und das übrige Asien (ohne Indonesien und Malaysia) wurde für die Ausdehnung des Palmölanbaus auf Waldflächen ein durchschnittlicher Anteil von 13 % berechnet.

Unter Berücksichtigung der Ergebnisse der regionalen Studien über die Ausdehnung des Palmölanbaus auf Flächen mit hohem Kohlenstoffbestand in Malaysia, Indonesien und der Belege für solche Ausdehnungen in der übrigen Welt kann der von [Vijay et al. 2016] vorgeschlagene Durchschnittswert von 45 % für den Anteil der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Waldflächen insgesamt als eine gute Schätzung angesehen werden.

Anteil der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorland

	Jahre	Malaysia		Indonesien		ZEILE
% der weltweiten Ausdehnung des Palmölanbaus 2008-15	2008-15	15%		69%		16%
		übriges Malaysia	Sarawak	Indonesischer Teil Borneos	übriges Indonesien	
% der nationalen Ausdehnung 2008-15	2008-15	33%	67%	77%	23%	
Anteil der Ausweitung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen						
SARvision 2011	2005-10		32%			
Omar et al. 2010	2003-2009	30%				
Abood et al. 2014	2010			21 %*		
Austin 2017	2005-2015			>20 %		
Gunarso et al. 2013	2005-10			26%		
Miettinen et al. 2012, 2016	2007-15	42%		24%		
Miettinen et al. 2012, 2016	2010-15	36%		25%		
interpolierter weltweiter Durchschnitt 2008-15		23%				
* Anteil bekannter <i>Genehmigungen</i> für Palmölanbau auf Moorland						

[Abood et al. 2014] kamen zu dem Ergebnis, dass 21 % der bekannten konzessionierten Palmölmflächen in Indonesien sich auf Torfmoorflächen befanden, darunter 10 % auf tiefen Torfmoorflächen (>3 Meter), von denen man angenommen hätte, dass sie nach einer Verordnung der indonesischen Regierung von 1990 gegen Trockenlegung geschützt sein sollten. Zwischen 2000 und 2010 gingen nach ihren Angaben 535 000 ha Torfmoorwald verloren, was 33 % der Ausdehnung des Palmölanbaus auf konzessionierten Flächen entspricht.

[Miettinen et al. 2012, 2016] analysierten hochauflösende Satellitenbilder, um die Ausdehnung reifer Palmölplantagen auf Torfmoorflächen zwischen 1990 und 2015 nachzuerfolgen. Sie verwendeten zur Bestimmung der Torfmoorflächen das Europäische Digitale Bodenkartenarchiv (European Digital Archive of Soil Maps) der JRC und gaben an, dass die Palmölplantagen zwischen 2007 und 2015 um 1 089 000 ha auf indonesische Torfmoorflächen und um 43 000 ha auf malaysische Torfmoorflächen ausgeweitet wurden. Geteilt durch die Zunahme der reifen Palmölplantagenflächen in diesem Zeitraum⁴ ergibt sich ein Anteil für die Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen in Indonesien von 24 % und in Malaysia von 42 %. Für den letzten von ihnen beschriebenen Zeitraum von 2010-2015 betragen die entsprechenden Zahlen 25 % bzw. 36 %.

Der malaysische Palmölausschuss (Malaysian Palm Oil Board) hat eine Studie über Palmöl [Omar et al. 2010] veröffentlicht, die sich auf die GIS-Identifikation von Palmölkulturen und eine Bodenkarte des malaysischen Landwirtschaftsministeriums stützt. Sie geben an, dass der prozentuale Anteil von Palmölkulturen auf Torfmoorflächen in Malaysia von 8,2 % im Jahr 2003 auf 13,3 % im Jahr 2009 gestiegen ist, was 313 000 bzw. 666 000 ha entspricht. Im selben Zeitraum weisen ihre Daten eine Ausdehnung der gesamten Palmölanbaufläche von

⁴ Miettinen et al. haben nur reife Palmölplantagenflächen berücksichtigt, sodass es in diesem Fall angebracht ist, durch die Fläche der reifen Palmölplantagen zu teilen, statt durch die gesamte bewirtschaftete Fläche. Es wurden Daten des Foreign Agricultural Service des US Department of Agriculture über „Ernteflächen“ verwendet, die sich tatsächlich auf „erntereife bewirtschaftete Flächen“ beziehen und durch Vergleich mit anderen Angaben, wie etwa Verkaufszahlen von Ölpalmensämlingen, überprüft wurden. Die Daten der FAO sind weniger brauchbar, weil sie zum Beispiel vorübergehende Rückgänge der Erntefläche aufgrund der Überschwemmungen in Malaysia 2014/15 widerspiegeln.

3 813 000 auf 5 011 000 ha aus; somit beträgt der Anteil der Anbauausdehnung auf Torfmoorflächen 30 %.

[SARvision 2011] kam zum Ergebnis, dass von 2005 bis 2010 535 000 Hektar Torfmoorwald im Rahmen bekannter Palmölkonzessionen in Sarawak abgeholzt wurden, der malaysischen Provinz, in der der Großteil der Ausdehnung des Palmölanbaus stattfindet. Das entspricht etwa 32 % der Zunahme der Palmölerntefläche in diesem Zeitraum.⁵ Darin sind weder die Verluste an Torfmoorwald für Palmölplantagen außerhalb der konzessionierten Flächen noch die Umwandlungen von Torfmoorland erfasst, das zum Zeitpunkt der Umwandlung nicht bewaldet war.

[Gunarso et al. 2013] geben einen ungewöhnlich niedrigen Anteil für die Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen in Malaysia an (nur 6 % zwischen 2000 und 2010 laut ihren ergänzenden Informationen). Dieser Wert liegt weit unter allen anderen Schätzungen, selbst aus den malaysischen Quellen; daher wurde er nicht berücksichtigt⁶.

Für Indonesien zeigen die zusätzlichen Daten von [Gunarso et al. 2013], dass zwischen 2005 und 2010 24 % der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen stattgefunden haben und dass dieser Anteil nur auf etwa 26 % steigt, wenn die Umwandlung von Torfmooren in „vegetationslosen Boden“ einbezogen wird.

[Austin et al. 2017] geben ohne jede Korrektur für „vegetationslosen Boden“ an, dass der Anteil der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen für alle von ihnen untersuchten Zeiträume (1995-2015) in Indonesien bei etwa 20 % geblieben ist. Der Grund dafür, dass Austins Ergebnisse niedriger liegen als die anderer Autoren, besteht darin, dass die Torfmoorkarte des „BBSDL⁷“ des indonesischen Landwirtschaftsministeriums herangezogen wurde (H. Valin, persönliche Mitteilung, 5. Dezember 2018). Die Karte des BBSDL⁷ enthält keine Flächen mit einer Torftiefe von weniger als 0,5 m⁸, was zum Teil die Ursache dafür ist, dass sie 13,5 % weniger Torfmoorfläche zeigt als Karten von Wetlands International, die ihrerseits laut Felduntersuchungen wahrscheinlich die Torfmoorfläche um etwa 10-13 % unterschätzen [Hooijer und Vernimmen 2013].

Quantitative Daten zum Anteil der Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen für die übrige Welt sind nicht verfügbar. Von 2008 bis 2015 betrafen 9 % der Ausdehnung des Palmölanbaus Lateinamerika, 5 % das übrige Asien und 3 % Afrika. Es gibt bedeutende tropische Torfmoorflächen in Südamerika, vor allem in Peru, Bolivien, Venezuela und entlang des Amazonas; in diesen Gebieten wird jedoch kein Palmöl in großem Stil produziert. Die größte Torfmoorfläche der Welt befindet sich jedoch im Kongobecken. Hier ist schon mindestens eine Palmölkonzession für eine riesige Fläche erteilt worden, die 470 000 ha (d. h.

⁵ Daten über die bewirtschaftete Fläche für diesen Zeitraum und diese Flächen wurden nicht gefunden.

⁶ [Gunarso et al. 2013] weisen auf eine mögliche Erklärung hin: sie haben Anpflanzungen auf Torfmoorflächen nur als solche berücksichtigt, wenn das Land fünf Jahre zuvor feuchtes Torfmoor war; wenn es bereits trockengelegt war, wurde es als eine andere Art der Landnutzung klassifiziert, wie „vegetationsloser Boden“. Für die Umwandlung von Moorflächen in Palmölplantagen ist nicht nur die Abholzung der Bäume erforderlich, sondern auch die Anlage eines engmaschigen Netzes von Entwässerungskanälen und Bodenverdichtung, wodurch die Zeitspanne, bevor Palmölplantagen auf Satellitenbildern identifiziert werden können, länger wird. Während auf der malaysischen Halbinsel (mit wenig Torfmoorflächen) zwischen 2005 und 2010 keine Ausdehnung des Palmölanbaus auf vegetationslosen Boden stattfand, entfielen in Sarawak 37 % der Ausdehnung des Palmölanbaus auf „vegetationslosen Boden“. Zudem besteht eine hohe Umwandlungsrate von Torfmoorflächen zu „Forstwirtschaft und Plantagen“ und in folgenden Fünfjahreszeiträumen von „Forstwirtschaft und Plantagen“ zu Palmölanbau, sodass möglicherweise frühe Stadien von Palmölplantagen irrtümlich als Forstflächen oder Plantagen anderer Kulturen angesehen wurden.

⁷ Das BBSDL⁷ ist das indonesische Zentrum für Forschung und Entwicklung landwirtschaftlicher Landressourcen.

⁸ 0,5 m tropischen Torfbodens enthalten ungefähr 250-300 Tonnen Kohlenstoff je Hektar, wovon der Großteil innerhalb des ersten Jahrzehnts nach der Trockenlegung freigesetzt wird.

10 % der gesamten Palmölanbaufläche in Malaysia) umfasst; sie liegt zu 89 % auf Torfmoorland [Dargie et al. 2018]. Es ist zu befürchten, dass mehr Investitionen in die Entwicklung von Palmölplantagen auf Torfmoorflächen in Afrika und Lateinamerika fließen werden, wenn die Produktionszunahme in Südostasien geringer wird.

Wenn man den Ergebnissen von [Miettinen et al. 2012, 2016], deren Studien als die fortschrittlichsten wissenschaftlichen Arbeiten angesehen werden können, das meiste Gewicht zumisst und in der übrigen Welt keine Trockenlegungen von Torfmoorflächen für den Palmölanbau annimmt, ergibt sich ein interpolierter gewichteter durchschnittlicher Schätzwert für die Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen weltweit zwischen 2008 und 2011 von 23 %.

Zuckerrohr

Mehr als 80 % der Ausdehnung des Zuckerrohranbaus weltweit im Zeitraum von 2008 bis 2015 fanden in Brasilien statt.

[Cuypers et al. 2013] haben geschätzt, dass 36 % der weltweiten Ausdehnung des Zuckerrohranbaus zwischen 1990 und 2008 auf Flächen stattfand, die zuvor bewaldet waren. Das ist jedoch wahrscheinlich eine Überschätzung für die Zwecke der Analyse: die Entwaldung verteilt sich auf *nationaler Ebene* auf die Entwaldung für Forstzwecke, die Ausdehnung von Weideland und die Ausdehnung anderer Kulturen. Eine geringe Entwaldung wurde der Ausdehnung von Weideland zugeschrieben, da die *Nettoausdehnung* kaum ersichtlich ist. Im Gegensatz dazu, wurde eine erhebliche Ausdehnung von Zuckerrohr verzeichnet, weshalb dieser Kultur ein hoher Anteil der nationalen Entwaldung zugerechnet wurde. Die *Regionen* Brasiliens, in denen sich der Zuckerrohranbau am stärksten ausgedehnt hat, überschneiden sich jedoch nicht mit den Gebieten mit umfangreicher Entwaldung. Diese Tatsache wurde in der Analyse von [Cuypers et al. 2013] nicht berücksichtigt.

[Adami et al. 2012] berichteten, dass nur 0,6 % der Ausdehnung des Zuckerrohranbaus in Südzentralbrasilien zwischen 2000 und 2009 auf Waldflächen stattgefunden hat. Diese Region habe zwar ungefähr 90 % der Ausdehnung des Zuckerrohranbaus weltweit in diesem Zeitraum ausgemacht, aber es habe eine gewisse Ausdehnung in anderen Regionen Brasiliens stattgefunden, die von dieser Studie nicht abgedeckt wurden.

[Sparovek et al. 2008] stimmten zu, dass die Ausdehnung des Zuckerrohranbaus in Südzentralbrasilien im Zeitraum 1996-2006 nahezu vollständig auf Weideland oder andere Anbauflächen stattgefunden habe; weitere 27 % der Ausdehnung hätten jedoch in „peripheren“ Regionen um und im Amazonas-Biom, im Nordosten und im Biom des Atlantischen Regenwaldes stattgefunden. In diesen peripheren Regionen hat eine Korrelation zwischen Waldverlust pro Gemeinde und der Ausdehnung des Zuckerrohranbaus bestanden. In dem Artikel werden jedoch keine Zahlen über den Anteil der Ausdehnung auf Waldflächen angegeben.

Im Ergebnis konnte der Literatur keine adäquate quantitative Angabe über das Ausmaß der durch den Zuckerrohranbau verursachten Entwaldung entnommen werden.

Mais

Getreidearten werden üblicherweise nicht als Triebkräfte für die Entwaldung angesehen, weil ihr Anbau zum Großteil in den gemäßigten Zonen stattfindet, wo die Entwaldung im Allgemeinen mäßig ist. Mais ist jedoch eine tropische Kultur, die oft von Kleinbauern und auf Großfarmen häufig im Fruchtwechsel mit Sojabohnen angebaut wird. Zudem findet ein unverhältnismäßig großer Anteil der Ausdehnung des Maisanbaus in tropischen Gebieten statt, wo Entwaldung häufiger vorkommt und dadurch eine stärkere Kohlenstofffreisetzung verursacht wird.

% der weltweiten Ausdehnung der Maisernte Flächen 2010-15	
China	29,8%
Brasilien	11,6%
Angola	10,5%
Nigeria	9,8%
Argentinien	8,9%
Russische Föderation	7,0%
Mali	3,1%
Mexiko	1,7%
Kamerun	1,6%
sonstige Länder (zumeist Entwicklungsländer)	16%
GEWICHTETER DURCHSCHNITTSERTRAG 2010-15 (t/ha)	3,935

Die Ausdehnung in China konzentrierte sich auf Grenzertragsflächen im Nordosten des Landes [Hansen 2017], bei denen man annehmen kann, dass es sich eher um grasige Steppen als um Wald handelt. Der Ausdehnung in Brasilien und Argentinien konnte der gleiche Prozentsatz für Entwaldung zugewiesen werden wie dem Sojaanbau in Brasilien. [Lark et al. 2015] zufolge fand die Ausdehnung des Maisanbaus in den USA zwischen 2008 und 2012 zu 3 % auf Waldflächen, zu 8 % auf Buschflächen und zu 2 % in Feuchtgebieten statt. Dennoch ist es schwierig, eine Schätzung für die ganze Welt zu erstellen, ohne die Ereignisse in den einzelnen Ländern dabei zu betrachten.

Literatur

- [Abood et al. 2015] Abood, S. A., Lee, J. S. H., Burivalova, Z., Garcia-Ulloa, J., & Koh, L. P. (2015). *Relative Contributions of the Logging, Fiber, Palm oil, and Mining Industries to Forest Loss in Indonesia*. *Conservation Letters*, 8(1), 58-67. <http://doi.org/10.1111/conl.12103>
- [Adami et al. 2012] Adami, M., Rudorff, B. F. T., Freitas, R. M., Aguiar, D. A., Sugawara, L. M., & Mello, M. P. (2012). Remote Sensing Time Series to Evaluate Direct Land Use Change of Recent Expanded Sugarcane Crop in Brazil. *Sustainability*, 4, 574–585. <http://doi.org/10.3390/su4040574>
- [Agroicone 2018] Moriera, A, Arantes, S., und Romeiro, M. (2018). RED II information paper: assessment of iLUC risk for sugarcane and soybean biofuels feedstock. Agroicone, Sao Paulo 2018.
- [Austin et al. 2017] Austin, K. G., Mosnier, A., Pirker, J., McCallum, I., Fritz, S., & Kasibhatla, P. S. (2017). Shifting patterns of palm oil driven deforestation in Indonesia and implications for zero-deforestation commitments. *Land Use Policy*, 69(August), 41–48. <http://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.08.036>
- [Carlson et al. 2013] Carlson, K. M., Curran, L. M., Asner, G. P., Pittman, A. M., Trigg, S. N., & Marion Adeney, J. (2013). Carbon emissions from forest conversion by Kalimantan palm oil plantations. *Nature Clim. Change*, Download von <https://www.nature.com/nclimate/journal/v3/n3/pdf/nclimate1702.pdf>.
- [Curtis et al. 2018] Curtis, P. G., Slay, C. M., Harris, N. L., Tyukavina, A., & Hansen, M. C. (2018). Classifying drivers of global forest loss. *Science*, 361(6407), 1108–1111. <http://doi.org/10.1126/science.aau3445>
- [Cuypers et al. 2013] Cuypers, D., Geerken, T., Gorissen, L., Peters, G., Karstensen, J., Prieler, S., van Velthuisen, H. (2013). The impact of EU consumption on deforestation: Comprehensive analysis of the impact of EU consumption on deforestation. Europäische Kommission. <http://doi.org/10.2779/822269>
- [Dargie et al. 2018] Dargie, G.C., Lawson, I.T., Rayden, T.J. et al. Mitig Adapt Strateg Glob Change (2018). <https://doi.org/10.1007/s11027-017-9774-8>
- [FAOstat 2008], Ernährungs- und Landwirtschaftsorganisation der Vereinten Nationen, Durchsuchbare Datenbank von Kulturstatistiken, <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>
- [Fehlenberg et al. 2017] Fehlenberg, V., Baumann, M., Gasparri, N. I., Piquer-Rodriguez, M., Gavier-Pizarro, G., & Kuemmerle, T. (2017). The role of soybean production as an underlying driver of deforestation in the South American Chaco. *Global Environmental Change*, 45(April), 24–34. <http://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.05.001>
- [Furumo & Aide 2017] Furumo, P. R., & Aide, T. M. (2017). Characterizing commercial palm oil expansion in Latin America: land use change and trade. *Environmental Research Letters*, 12(2), 024008. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/aa5892>
- [Gaveau 2016] Gaveau, D.L.A., Sheil, D., Husnayaen, Salim, M.A., Arjasakusuma, S., Ancrenaz, M., Pacheco, P., Meijaard, E., 2016. Rapid conversions and avoided deforestation: examining four decades of industrial plantation expansion in Borneo. *Nature - Scientific Reports* 6, 32017.
- [Gaveau 2018] Gaveau, D.L.A., Locatelli, B., Salim, M.A., Yaen, H., Pacheco, P. und Sheil, D. Rise and fall of forest loss and industrial plantations in Borneo (2000–2017). *Conservation Letters*. 2018;e12622. <https://doi.org/10.1111/conl.12622>
- [Gibbs et al. 2015] Gibbs, H. K., Rausch, L., Munger, J., Schelly, I., Morton, D. C., Noojipady, P., Walker, N. F. (2015). Brazil's Soy Moratorium: Supply-chain governance is

needed to avoid deforestation. *Science*, 347(6220), 377–378. <http://doi.org/10.1126/science.aaa0181>.

[Graesser et al. 2015] Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>

[Gunarso et al. 2013] Gunarso, P., Hartoyo, M. E., Agus, F., & Killeen, T. J. (2013). *Palm oil and Land Use Change in Indonesia, Malaysia and Papua New Guinea*. *RSPO*. <http://doi.org/papers2://publication/uuid/76FA59A7-334A-499C-B12D-3E24B6929AAE>
Ergänzende Materialien: <https://rspo.org/key-documents/supplementary-materials>

[Hansen et al. 2017] Hansen, J., M.A. Marchant, F. Tuan, und A. Somwaru. 2017. „U.S. Agricultural Exports to China Increased Rapidly Making China the Number One Market.“ *Choices*. Q2. <http://www.choicesmagazine.org/choices-magazine/theme-articles/us-commodity-markets-respond-to-changes-in-chinas-ag-policies/us-agricultural-exports-to-china-increased-rapidly-making-china-the-number-one-market>

[Henders et al 2015] Henders, S., Persson, U. M., & Kastner, T. Trading forests: Land-use change and carbon emissions embodied in production and exports of forest-risk commodities. *Environmental Research Letters*, 10(12), 125012. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/12/125012>

[Hooijer und Vernimmen 2013] Hooijer, A. und Vernimmen, R. 2013 „Peatland maps: accuracy assessment and recommendations“ Bericht von Deltares & Euroconsult Mott MacDonald für Implementation of Agentschap NL 6201068 QANS Lowland Development edepot.wur.nl/251354

[Jusys 2017] Jusys, T. (2017) A confirmation of the indirect impact of sugarcane on deforestation in the Amazon, *Journal of Land Use Science*, 12:2-3, 125-137, DOI: 10.1080/1747423X.2017.1291766

[Lark et al. 2015] Lark, T.J, Salmon, M.J, & Gibbs, H. (2015). Cropland expansion outpaces agricultural and biofuel policies in the United States. *Environmental Research Letters*. 10.1088/1748-9326/10/4/044003.

[LCAworks 2018] Strapasson, A., Falcao, J., Rossberg, T., Buss, G., und Woods, J. Land use Change and the European Biofuels Policy: the expansion of oilseed feedstocks on lands with high carbon stocks. Technical report prepared by LCAworks Ltd., in collaboration with Sofiproteol, Frankreich.

[Machado et al. 2012] Macedo, M. N., DeFries, R. S., Morton, D. C., Stickler, C. M., Galford, G. L., & Shimabukuro, Y. E. (2012). Decoupling of deforestation and soy production in the southern Amazon during the late 2000s. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 109(4), 1341-6. <http://doi.org/10.1073/pnas.1111374109>

[Malins 2017] Malins, C. (2017). For peat’s sake - Understanding the climate implications of palm oil biodiesel. Cerulogy and Rainforest Foundation Norway, London 2017. Download von <http://www.cerulogy.com/uncategorized/for-peats-sake/>

[Malins 2018] Malins, C. (2018). *Driving deforestation: the impact of expanding palm oil demand through biofuel policy*, London 2018. Download von <http://www.cerulogy.com/palm-oil/driving-deforestation>.

[Meijaard et al. 2018] Meijaard, E., Garcia-Ulloa, J., Sheil, D., Wich, S.A., Carlson, K.M., Juffe-Bignoli, D., und Brooks, T. (2018). Palm oil and biodiversity. <http://doi.org/https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.11.en>

[Miettinen et al. 2012] Miettinen, J., Hooijer, A., Tollenaar, D., Page, S. E., & Malins, C. (2012). Historical Analysis and Projection of Palm oil Plantation Expansion on Peatland in Southeast Asia. Washington, D.C.: International Council on Clean Transportation.

[Miettinen et al. 2016] Miettinen, J., Shi, C., & Liew, S. C. (2016). Land cover distribution in the peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra and Borneo in 2015 with changes since 1990. *Global Ecology and Conservation*, 6, 67–78. <http://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.02.004>

[Morton et al. 2006] Morton, D. C., DeFries, R. S., Shimabukuro, Y. E., Anderson, L. O., Arai, E., del Bon Espirito-Santo, F., ... Morissette, J. (2006). Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 103(39), 14637–14641. <http://doi.org/10.1073/pnas.0606377103>

[Omar et al. 2010] Omar, W., Aziz, N. A., Mohammed, A. T., Harun, M. H. und Din, A. K.; „Mapping of oil palm cultivation on peatland in Malaysia“, Malaysian Palm Oil Board Information series 529, MPOB TT No. 473, Juni 2010. ISSN 1511-7871.

[Page et al. 2011] Page, S.E., Morrison, R., Malins, C., Hooijer, A., Rieley, J.O. Jaujiainen, J. (2011). Review of Peat Surface Greenhouse Gas Emissions from Palm oil Plantations in Southeast Asia. *Indirect Effects of Biofuel Production*, (15), 1–77.

[Richards et al. 2017] Richards, P. D., Arima, E., VanWey, L., Cohn, A., & Bhattarai, N. (2017). Are Brazil’s Deforesters Avoiding Detection? *Conservation Letters*, 10(4), 469–475. <http://doi.org/10.1111/conl.12310>

[SARVision 2011] SARVision. (2011). Impact of palm oil plantations on peatland conversion in Sarawak 2005-2010, (Januar 2011), 1–14. <http://archive.wetlands.org/Portals/0/publications/Report/Sarvision%20Sarawak%20Report%20Final%20for%20Web.pdf>

[Searle & Giuntoli 2018] Searle, A. S., und Giuntoli, J. (2018). Analysis of high and low indirect land-use change definitions in European Union renewable fuel policy.

[Sparovek et al. 2008] Sparovek, G.; A. Barretto; G. Berndes; S. Martins; und Maule, R. (2008). „Environmental, land-use and economic implications of Brazilian sugarcane expansion 1996–2006.“ *Mitigation and Adaption Strategies for Global Change*, 14(3), S. 285.

[USDA 2008] United States Department of Agriculture Foreign Agricultural Service. Durchsuchbare Datenbank mit Daten zu Produktion, Versorgung und Verteilung von Kulturen. <https://apps.fas.usda.gov/psdonline/app/index.html#/app/advQuery>

[Vijay et al. 2016] Vijay, V., Pimm, S. L., Jenkins, C. N., Smith, S. J., Walker, W., Soto, C., ... Rodrigues, H. (2016). The Impacts of Palm oil on Recent Deforestation and Biodiversity Loss. *PLOS ONE*, 11(7), e0159668. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0159668>

[Waroux et al. 2016] Waroux, Y., Garrett, R. D., Heilmayr, R., & Lambin, E. F. (2016). Land-use policies and corporate investments in agriculture in the Gran Chaco and Chiquitano. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(15), 4021–4026. <http://doi.org/10.1073/pnas.1602646113>

[Yousefi et al. 2018] Yousefi, A., Bellantonio, M, und Hurowitz, G., The avoidable Crisis, *Mighty Earth*, Regnskogfondet and FERN, März 2018, <http://www.mightyearth.org/avoidablecrisis/>

ANHANG 2

GIS-ANALYSE

DE

DE

Verfahren

Um die Entwaldung und die damit zusammenhängenden Emissionen in Verbindung mit der Ausdehnung von Biokraftstoffkulturen seit 2008 auf Flächen mit einem Überschirmungsgrad von mehr als 10 % abzuschätzen, wurde ein Geodaten-Modellierungsansatz gewählt, der eine Entwaldungskarte von Global Forest Watch (GFW) mit Kulturartenkarten von MapSPAM und EarthStat kombiniert. Weitere Einzelheiten über den Ansatz sind im Folgenden zusammengefasst und eine Tabelle der für die Analyse verwendeten Datenquellen ist weiter unten aufgeführt. Die Analyse wurde unter Anwendung einer Pixelgröße von etwa 100 Hektar am Äquator durchgeführt.

Datenquellen

Daten über Kulturen

Gegenwärtig sind keine weltweit konsistenten Karten verfügbar, die die Ausdehnung aller Biokraftstoffkulturen im Zeitverlauf zeigen. Allerdings werden derzeit Karten für Palmöl und Sojabohnen durch die Interpretation von Satellitenbildern im Rahmen der Forschung aufgebaut. Für diese Analyse haben wir uns für die Karten für einzelne Jahre und einzelne Kulturen auf zwei Quellen gestützt: MapSPAM (IFPRI und IIASA 2016), die die weltweite Verteilung von 42 Kulturen im Jahr 2005⁹ erfasst, und EarthStat (Ramankutty et al. 2008), die Kulturen und Weideland im Jahr 2000 kartiert. Beide Quellen von Daten über Kulturen resultieren aus Ansätzen, die verschiedene räumlich ausgezeichnete Eingabedaten kombinieren, um plausible Schätzungen der weltweiten Verteilung von Kulturen zu erzielen. Die Eingabedaten umfassen Produktionsstatistiken auf Ebene von Verwaltungseinheiten (kleinere als nationale Einheiten), verschiedene Karten der Bodenbedeckung aus Satellitenbildern und Karten der Eignung für Kulturen, die auf Grundlage lokaler Landschaften, des Klimas und der Bodenbedingungen erstellt wurden.

Da weder aktuelle globale Karten für einzelne Kulturen noch konsistente Informationen über ihre Ausdehnung im Zeitverlauf vorliegen, basiert diese Analyse auf der wichtigen Grundannahme, dass die gesamte Entwaldung und die damit zusammenhängenden Treibhausgasemissionen, die in einem Gebiet seit 2008 vorkommen, auf der Grundlage des proportionalen Anteils der Anbaufläche einzelner Kulturen an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche einschließlich Weideland, die im jeweiligen Pixel der Karte vorhanden sind, spezifischen Kulturen zugeordnet werden können.

Daten über die Entwaldung

Als Grundlage unserer Analyse der Entwaldung dienten von Beobachtungen der Landsat-Satelliten abgeleitete veröffentlichte Karten des weltweiten Verlustes an Baumüberschirmung, die auf Global Forest Watch für die Jahre 2001 bis 2017 verfügbar sind. Die Daten über den Verlust an Baumüberschirmung sind mit einer Auflösung von 30 Meter bzw. einer Pixelgröße von 0,09 Hektar verfügbar. Die ursprünglichen Daten über Verluste an Baumüberschirmung von Hansen et al.(2013) unterscheiden nicht zwischen permanenter Umwandlung (d. h. Entwaldung) und temporären Verlusten an Baumüberschirmung durch Forstwirtschaft oder Waldbrände. Wir haben deshalb in unsere Analyse nur die Teilmenge der Pixel mit Verlust an Baumüberschirmung einbezogen, die in Gebiete mit rohstoffgetriebener Abholzung fallen,

⁹ Aktualisierte Daten von MapSPAM für das Jahr 2010 wurden am 4. Januar 2019 veröffentlicht, als diese Analyse gerade abgeschlossen war.

wie sie mit einer Auflösung von 10 km von Curtis et al. (2018)¹⁰. Somit wurden Gebiete, in denen andere Triebkräfte dominieren, wie Forstwirtschaft und Wanderfeldbau, aus der Analyse ausgeschlossen. Innerhalb der Klasse der *rohstoffgetriebenen Abholzung* wurden nur Pixel mit einem Baumüberschirmungsgrad von mehr als 10 % für die Analyse berücksichtigt, wobei „Baumüberschirmungsgrad“ als die Dichte des Überschirmungsgrades der Bodenfläche durch Bäume im Jahr 2000 definiert wurde. Angesichts der in der REDII einbezogenen spezifischen Kriterien (siehe oben im Abschnitt „Hintergrund“ unter Buchstaben b und c) wurden die Analyseergebnisse in Entwaldung in den Jahren 2008 bis 2015 für Flächen mit einem Baumüberschirmungsgrad von mehr als 30 % und Flächen mit einem Baumüberschirmungsgrad zwischen 10 % und 30 % aufgeteilt.

Curtis et al. (2018) haben darauf hingewiesen, dass in einer Landschaft zu jedem Zeitpunkt mehrere Triebkräfte für die Entwaldung vorhanden sein können und dass während des Untersuchungszeitraums von 15 Jahren die dominante Triebkraft unterschiedlich sein kann; ihr Modell wies nur eine dominante Triebkraft zu, die zum größeren Teil des Verlusts an Baumüberschirmung in einer Landschaft während des Untersuchungszeitraums beigetragen hatte. Eine in dieser Analyse verwendete Annahme war, dass der gesamte Verlust an Baumüberschirmung in von *rohstoffgetriebener Abholzung* dominierten Gebieten zugunsten der Ausdehnung neuer Anbauflächen stattfand. Ausgehend von dieser Annahme werden die Auswirkungen von Rohstoffkulturen in diesen Pixeln tendenziell überschätzt. Andererseits kann Landwirtschaft auch in Gebieten expandieren, die durch Wanderfeldbau oder Forstwirtschaft dominiert werden, also andere Kategorien der Karte von Curtis et al. (2018), die aus unserer Analyse ausgeschlossen wurden. Das bedeutet, dass die Methode die durch Kulturen verursachte Entwaldung unterschätzen könnte. Jedoch fallen die Flächen mit dem Fußabdruck der in diese Studie einbezogenen neun Kulturen in erster Linie in die Kategorie der rohstoffgetriebenen Abholzung; daher wurde angenommen, dass die Kulturflächen außerhalb dieser Kategorie nur kleine Flächenanteile haben würden (vgl. das folgende Kapitel über das Modell zur Zuweisung zu Kulturen) und dass deshalb der Beitrag dieser Flächen zu den Gesamtsummen klein sein dürfte.

Daten über Torfmoorflächen

Die Ausdehnung von Torfmoorflächen wurde anhand derselben Karten wie in [Miettinen et al. 2016] definiert, die Änderungen in der Bodenbedeckung zwischen 1990 und 2015 in den Torfmoorflächen der malaysischen Halbinsel, Sumatras und Borneos kartiert haben. Für Sumatra und Kalimantan haben Miettinen et al. (2016) Torfmoorflächen aus den Torfmooratlantiken von Wetlands International 1:700,000 (Wahyunto et al. 2003, Wahyunto et al. 2004) verwendet, wobei Torfboden wie folgt definiert wurde: aus der Ansammlung organischer Stoffe wie Pflanzenüberreste über einen langen Zeitraum gebildeter Boden. Torfboden ist im Allgemeinen das ganze Jahr über wassergetränkt oder überschwemmt, solange er nicht entwässert ist. Wie in Wahyunto und Suryadiputra (2008) umrissen sind die Torfmooratlantiken ihrerseits aus Daten aus einer Vielzahl von Quellen kompiliert, wobei vor allem Bilddaten (Daten von Satelliten, Radar und Luftbildern) sowie Datensammlungen und Bodenkartierungen zur Kartierung der Verteilung von Torfmoorflächen verwendet wurden. Für Malaysia wurden Daten über Torfmoor aus dem European Digital Archive of Soil Maps verwendet (Selvaradjou et al. 2005).

Wegen der Bedeutung von Torfmooren für die Landnutzung insgesamt und den Treibhausgas-Fußabdruck dieser Biokraftstoffkultur wurde eine spezifische Analyse zur Entwaldung durch Ausdehnung des Palmölanbaus auf Torfmoorflächen erstellt. Anhand von Daten über die

¹⁰ Eine Aktualisierung der Untersuchung von Curtis et al. (2018) ist in Arbeit, um die dominanten Triebkräfte des Verlustes an Baumüberschirmung für die Jahre nach 2015 aufzuzeigen.

Ausdehnung des industriellen Palmölanbaus von Miettinen et al. 2016 wurde der Anteil des Verlusts an Baumüberschirmung vor dem Jahr der bekannten Ausdehnung des Palmölanbaus von 2008 bis 2015 geschätzt.

Daten zu THG-Emissionen

Die Emissionen aufgrund der Entwaldung seit 2008 wurden als Verlust von Kohlenstoff aus der Biomasse über der Erdoberfläche geschätzt. Emissionen werden in der Einheit Megatonnen Kohlendioxid angegeben (Mt CO₂).

Emissionen aus dem Verlust oberirdischer Biomasse wurden durch Überlappung einer Karte des Verlusts an Baumüberschirmung (von 2008 bis 2015) mit einer Karte der lebenden oberirdischen Biomasse im Jahr 2000 berechnet. Die Biomassenkarte, die vom Woods Hole Research Center erstellt und aus Satelliten- und Feldbeobachtungen abgeleitet wurde, ist auf Global Forest Watch verfügbar. Bei dem gesamten Biomasseverlust wurde davon ausgegangen, dass es sich um bei der Abholzung in die Atmosphäre „freigesetzte“ Emissionen handelt, auch wenn es Verzögerungen im Zusammenhang mit manchen Ursachen des Baumverlustes gibt. Die Emissionen werden als „Brutto-“ statt als „Netto“-Schätzungen angenommen, das bedeutet, dass die Landnutzung nach der Abholzung und der damit zusammenhängende Kohlenstoffwert nicht berücksichtigt. Der Kohlenstoffanteil der oberirdischen Biomasse wurde mit 0,5 angesetzt (IPCC 2003); Kohlenstoff wurde mit einem Umrechnungsfaktor von 44/12 oder 3,67 in Kohlendioxid umgerechnet. Ein Vorteil der Verwendung einer pixelbasierten Waldbiomassekarte mit kontinuierlichen Werten im Vergleich zur Zuweisung kategorialer Werte für den Kohlenstoffbestand für verschiedene Bodendeckungstypen (z. B. Wald, Busch, IPCC-Tier-1-Werte usw.) besteht darin, dass die für die Schätzung des Biomasseverlustes benutzten Daten vollkommen unabhängig von der Auswahl der zur Schätzung der Bodendeckungsänderungen benutzten Bodendeckungskarte sind.

Emissionen, die mit anderen Kohlenstoffbeständen zusammenhängen, wie unterirdische Biomasse (Wurzeln), Totholz, Abfall- und Bodenkohlenstoff, einschließlich Torfzersetzung oder Waldbrände wurden aus der Analyse ausgeschlossen.

Umfang der Analyse

Der Umfang der globalen Analyse wurde durch Überlappung der Karte der rohstoffgetriebenen Abholzung (Curtis et al.2018) mit der Karte der für Biokraftstoffe relevanten Kulturen von Interesse (Palmöl, Kokosnüsse, Weizen, Raps, Mais, Sojabohnen, Zuckerrüben, Sonnenblumen und Zuckerrohr) definiert. Nur Pixel, die in einer der neun Kulturen von Interesse eingeschlossen waren und die die Karte der rohstoffgetriebenen Abholzung berührten, wurden in der Analyse berücksichtigt.

Modell für die Zuweisung zu Kulturen

Die Gesamtentwaldung und Emissionen innerhalb eines gegebenen 1-Kilometer-Pixels wurden den verschiedenen für Biokraftstoffe verwendeten Kulturen von Interesse auf der Grundlage des Verhältnisses jeder im Pixel vorhandenen Kultur („Kultur X“, z. B. Soja) zur gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, definiert als die Summe von Anbauflächen und Weideland, im Pixel zugewiesen. Auf diese Weise diente der relative Beitrag jeder für Biokraftstoff verwendeten Kultur zum landwirtschaftlichen Fußabdruck insgesamt als Grundlage für die Zuweisung des mit ihm zusammenhängenden Fußabdrucks in Form von Entwaldung und Treibhausgasemissionen innerhalb des gleichen Pixels.

Weil keine einzige, weltweit konsistente und aktuelle Karte der landwirtschaftlichen Fläche, getrennt nach Kulturen, leicht verfügbar war, haben wir ein zweistufiges Verfahren

angewendet, um einen Näherungswert für die relative Bedeutung jeder Kultur von Interesse für Entwaldung und Treibhausgasemissionen an einem bestimmten Ort zu bestimmen (Gleichung 1). Im ersten Schritt wurden Daten über die Kulturen für das letzte verfügbare Jahr (MapSPAM, Jahr 2005) verwendet, um das Verhältnis der Kultur X zur gesamten landwirtschaftlichen Fläche im Pixel zu berechnen. Im zweiten Schritt wurden Daten von EarthStat (Jahr 2000) herangezogen, um das Verhältnis der gesamten Kulturfläche zur gesamten Kulturfläche plus Weideland innerhalb eines Pixels zu berechnen. (Hier wurden Daten von EarthStat benutzt, weil MapSPAM keine Karten von Weideland enthält und auch die Ausdehnung des Weidelandes für die Dynamik der Entwaldung eine Rolle spielt.) Die Kombination dieser zwei Schritte ermöglichte es, den relativen Beitrag der Kultur X zum gesamten landwirtschaftlichen Fußabdruck in einem bestimmten Pixel angenähert zu bestimmen, auch wenn dabei verschiedene Datenquellen aus verschiedenen Zeiträumen benutzt wurden.

Gleichung 1:

$$\frac{\text{MapSPAM Kultur X (2005)}}{\text{MapSPAM gesamte Kulturfläche (2005)}} \times \frac{\text{EarthStat gesamte Kulturfläche (2000)}}{\text{EarthStat gesamte Kulturfläche + Weideland (2000)}} = \frac{\text{Kultur X}}{\text{Kulturfläche + Weideland}}$$

Endgültige Berechnungen

Nachdem die Karten zur Zuweisung der Kulturen für jede Biokraftstoffkultur von Interesse erstellt waren, wurden die gesamte Entwaldung und die Treibhausgasemissionen mit dem Anteil der Kultur X in jedem 1-Kilometer-Pixel multipliziert und die weltweiten Gesamtstatistiken berechnet, aufgeteilt auf Entwaldung und Emissionen auf Land mit einem Überschirmungsgrad der Baumschicht von mehr als 30 % und Land mit einem Überschirmungsgrad zwischen 10 und 30 %.

Die GIS-Ergebnisse zeigen die in den acht Kalenderjahren von 2008 bis 2015 beobachtete Entwaldung, die unterschiedlichen Kulturen zugeordnet werden kann. Um festzustellen, welcher Prozentsatz der Ausdehnung einer Kultur mit Entwaldung in Zusammenhang steht, wurde die gesamte während dieser Jahre von Entwaldung betroffene Fläche durch die entsprechende Zunahme der Anbaufläche geteilt. Um zu berücksichtigen, dass eine Kultur auch dann Entwaldung verursachen kann, wenn zwar ihre gesamte Anbaufläche weltweit zurückgeht, sie aber in einigen Ländern zunimmt, wurden die Anteile anhand der *Bruttozunahme* der Anbaufläche weltweit berechnet, worunter die Summe der Zunahmen der Anbaufläche in den Ländern zu verstehen ist, in denen sie nicht abgenommen hat.

Darüber hinaus wurden die Daten über Ernteflächen angepasst, um Informationen zu den bewirtschafteten Flächen zu erhalten: für einjährige Kulturen wurde angenommen, dass die Zunahme der Anbaufläche der Zunahme der Erntefläche entspricht. Für (semi-)permanente Kulturen wurde der Anteil der Anbaufläche berücksichtigt, der nicht abgeerntet wurde, weil die Pflanzen die Erntereife noch nicht erreicht hatten. Zuckerrohr muss alle fünf Jahre neu angepflanzt werden, aber es wird nur vier Mal geerntet, weil es nach dem ersten Jahr noch nicht reif ist. Ölpalmen werden ungefähr alle 25 Jahre neu gepflanzt und tragen in den letzten 22 Jahren Früchte.

Für die meisten Kulturen wurde die Datenbank [FAOstat 2008] herangezogen, in der die Erntefläche in jedem Kalenderjahr dargestellt ist. Nur für Palmöl wurden Daten aus [USDA 2008] ausgewählt, weil hier Daten über alle reifen Palmöflähen angegeben werden, einschließlich der Jahre, in denen die Ernte wegen Überschwemmungen unmöglich war. Die Datenbank enthält auch mehr Länder für diese Kultur.

Tabelle: Übersicht über die Datenquellen in der GIS-Analyse des WRI.

Datenmaterial	Quelle
Wald- und Torfmoorfläche	
Baumüberschirmung 2000	Hansen et al. 2013
Moorflächen	Miettinen et al. 2016
Entwaldung	
Verlust an Baumüberschirmung	Hansen et al. 2013 (+ jährliche Aktualisierungen auf GFW)
Rohstoffgetriebene Abholzung	Curtis et al. 2018
Ausdehnung des Palmölanbaus 2000-2015 (für die Schätzung der Entwaldung auf Moorflächen)	
Indonesien, Malaysia	Miettinen et al. 2016
THG-Emissionen	
Oberirdische Biomasse	Zarin et al. 2016
Daten über den Umfang von Kultur- und Weideflächen	
MapSPAM (physische Ausdehnung)	IFPRI und IIASA 2016
EarthStat	Ramankutty et al. 2008

Literatur

Curtis, C., C. Slay, N. Harris, A. Tyukavina, M. Hansen. 2018. „Classifying Drivers of Global Forest Loss.“ *Science* 361: 1108-1111. doi: 10.1126/science.aau3445.

Graesser, J., Aide, T. M., Grau, H. R., & Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017. <http://doi.org/10.1088/1748-9326/10/3/034017>Hansen, M. P. Potapov, R. Moore, M. Hancher, S. Turubanova, A. Tyukavina, D. Thau, S. Stehman, S. Goetz, T. Loveland et al. 2013. „High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change.“ *Science* 341: 850-853. doi: 10.1126/science.1244693.

International Food Policy Research Institute (IFPRI) und International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA). 2016. „Global Spatially-Disaggregated Crop Production Statistics Data for 2005 Version 3.2“, *Harvard Dataverse* 9. doi: 10.7910/DVN/DHXBJX.

IPCC 2003: Penman J., M. Gytandky, T. Hiraishi, T. Krug, D. Kruger, R. Pipatti, L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, Ngara, K. Tanabe et al. 2003. „Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry.“ *Institute for Global Environmental Strategies for the IPCC*. Japan.

Miettinen, J., C. Shi und S. C. Liew. 2016. „Land Cover Distribution in the Peatlands of Peninsular Malaysia, Sumatra, and Borneo in 2015 with Changes since 1990.“ *Global Ecology and Conservation* 6: 67–78. doi: [10.1016/j.gecco.2016.02.004](https://doi.org/10.1016/j.gecco.2016.02.004)

Ramankutty, N., A. Evan, C. Monfreda, und J. Foley. 2008. „Farming the planet: 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000.“ *Global Biogeochemical Cycles* 22. doi:[10.1029/2007GB002952](https://doi.org/10.1029/2007GB002952).

Selvaradjou S., L. Montanarella, O. Spaargaren, D. Dent, N. Filippi, S. Dominik. 2005. „European Digital Archive of Soil Maps (EuDASM) – Metadata on the Soil Maps of Asia.“ *Amt für amtliche Veröffentlichungen der Europäischen Gemeinschaften*. Luxemburg.

Wahyunto, S. Ritung, H. Subagjo. 2003. „Maps of Area of Peatland Distribution and Carbon Content in Sumatra, 1990-2002.“ *Wetlands International – Indonesia Programme & Wildlife Habitat*. Canada.

Wahyunto, S. Ritung, H. Subagjo. 2004. „Maps of Area of Peatland Distribution and Carbon Content in Kalimantan, 1990-2002.“ *Wetlands International – Indonesia Programme & Wildlife Habitat*. Canada.

Zarin, D., N. Harris, A. Baccini, D. Aksenov, M. Hansen, C. Azevedo-Ramos, T. Azevedo, B. Margono, A. Alencar, C. Gabris et al. 2016. „Can Carbon Emissions from Tropical Deforestation Drop by 50 % in 5 Years?“ *Global Change Biology* 22: 1336-1347. doi: [10.1111/gcb.13153](https://doi.org/10.1111/gcb.13153)