EUROPÄISCHE
KOMMISSION

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 Literaturauswertung 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 Sojamoratorium 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, das 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 Zeitraum[3].

[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 Palmölflächen, 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 *Genehmigungen* für Palmölanbau auf Moorland

[Abood et al. 2014] kamen zu dem Ergebnis, dass 21 % der bekannten konzessionierten Palmölflächen 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 nachzuverfolgen. 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 Zeitraum[4] 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 berücksichtigt[6].

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 „BBSDLP“[7] des indonesischen Landwirtschaftsministeriums herangezogen wurde (H. Valin, persönliche Mitteilung, 5. Dezember 2018). Die Karte des BBSDLP enthält keine Flächen mit einer Torftiefe von weniger als 0,5 m[8], 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 BBSDLP 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 Maisernteflächen 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 Velthuizen, 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/10.1088/1748-9326/10/12/125012http://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. 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.

[Machedo 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., … Morisette, 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., Bellantonoio, M, und Hurowitz, G., The avoidable Crisis, Mighty Earth, Regnskogfondet and FERN, März 2018, http://www.mightyearth.org/avoidablecrisis/

ANHANG 2

GIS-ANALYSE

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 2005[9] 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 Torfmooratlanten 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 Torfmooratlanten 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 CO_2).

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 zusammenhängen 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:

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

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 Palmölflächen 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/10.1088/1748-9326/10/3/034017Hansen, 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

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.

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