

Loseblatt # 6

CO₂-BINDUNG DURCH AGROFORST-GE- HÖLZE ALS BEITRAG ZUM KLIMASCHUTZ

Penka Tsonkova, Christian Böhm



CO₂-Bindung durch Agroforst-Gehölze als Beitrag zum Klimaschutz

Autoren

Penka Tsonkova, Christian Böhm

Anschriften und Kontaktdaten

Dr. Penka Tsonkova, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Bodenschutz und Rekultivierung, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus
e-mail: penka.tsonkova@b-tu.de

Dr. Christian Böhm, Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg, Fachgebiet Bodenschutz und Rekultivierung, Konrad-Wachsmann-Allee 6, 03046 Cottbus
e-mail: boehmc@b-tu.de

Forschungsprojekt

"Innovationsgruppe AUFWERTEN – Agroforstliche Umweltleistungen für Wertschöpfung und Energie"

Projektlaufzeit: 01.11.2014 bis 31.07.2019

URL: <http://agroforst-info.de/>

Förderung und Förderkennzeichen:

Die Förderung des Projektes erfolgte durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) innerhalb des Rahmenprogramms Forschung für Nachhaltige Entwicklung (FONA)

Förderkennzeichen: 033L129

Die Verantwortung für den Inhalt dieses Loseblattes liegt bei den Autoren.

Cottbus, den 29.10.2020

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis.....	2
Tabellenverzeichnis	2
Zusammenfassung	3
1 Einleitung	4
2 Methodik.....	6
2.1 Agroforstsystembeispiele.....	6
2.2 Ermittlung des CO ₂ -Bindungspotenzials in der ober- und unterirdischen Holzbiomasse der Agroforstsystembeispiele.....	8
2.2.1 Beispiel I: Schnellwachsende Agroforstgehölze mit kurzen Umtriebszeiten.....	8
2.2.2 Beispiel II: Schnellwachsende Agroforstgehölze mit längeren Umtriebszeiten	9
2.2.3 Beispiel III: Agroforstgehölze mit langen Umtriebszeiten.....	10
2.2.4 Weitere Faktoren zur Quantifizierung der CO ₂ -Bindung.....	10
2.4 Ermittlung des Substitutionseffektes.....	11
2.4.1 Energiesubstitution	11
3 Klimaschutz durch Agroforst-Gehölze.....	14
3.1 Diskussion zu Anbau und Verwertung holzartiger Biomasse (CO ₂ -Substitution).....	14
3.2 Substitutionseffekt und CO ₂ -Bindung in der Gehölz-Biomasse von Agroforstsystemen (jährlicher Vergleich)	17
4 Szenario Agroforstwirtschaft auf 50 % der ackerbaulich genutzten Flächen in Deutschland ...	21
5 Schlussfolgerungen	23
Literatur	23

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Beispiele für unterschiedlich gestaltete Agroforstgehölzstreifen	7
Abbildung 2: CO ₂ -Bindung und -Freisetzung der holzartigen Biomasse je Hektar Agroforstfläche im Agroforstsystembeispiel I mit 10 % Gehölzflächenanteil (Die Werte für extensive Bewirtschaftung basieren auf Kanzler und Böhm (2020)).....	18
Abbildung 3: CO ₂ -Bindung und -Freisetzung der holzartigen Biomasse je Hektar Agroforstfläche in den Agroforstsystembeispielen II und III mit 10 % Gehölzflächenanteil (Die Werte für extensive Bewirtschaftung basieren auf Kanzler und Böhm (2020)).....	19

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Durchschnittliche Mittelwerte (MW) und Standardfehler (\pm SF) von Baumhöhe und Brusthöhendurchmesser (BHD) von vier Windschutzhecken mit Pappeln in Nordbrandenburg (n = 146).....	9
Tabelle 2: Parameter für die Berechnung der CO ₂ -Bindung in der ober- und unterirdischen Holzbiomasse in Abhängigkeit der Agroforstsystembeispiele	10
Tabelle 3: Vergleich der THG-Emissionen der Stromerzeugung aus KUP-Hackschnitzeln und jener aus fossilen Quellen (nach Strohm et al. 2012)	13
Tabelle 4: CO ₂ -Bindung in der ober- und unterirdischen Biomasse der Agroforstgehölze (t CO ₂ -Äq ha ⁻¹ Gehölzfläche a ⁻¹).....	20
Tabelle 5: CO ₂ -Bindungspotential durch die ober- und unterirdische Biomasse der Agroforstgehölze bei Unterstellung des Szenarios: Agroforstsysteme auf 50 % der ackerbaulich genutzten Fläche Deutschlands mit 10 % Gehölzflächenanteil und einem Agroforstsystemverhältnis von 50 % (Beispiel I), 30 % (Beispiel II) und 20 % (Beispiel III) in Millionen t CO ₂ -Äq Gehölzfläche a ⁻¹	22
Tabelle 6: CO ₂ -Bindungs- und Vermeidungspotential durch Agroforstgehölze; bei Unterstellung des Szenarios: Agroforstsysteme auf 50 % der ackerbaulich genutzten Fläche Deutschlands mit 10 % Gehölzflächenanteil und einem Agroforstsystemverhältnis von 50 % (Beispiel I), 30 % (Beispiel II) und 20 % (Beispiel III) in Millionen t CO ₂ -Äq Gehölzfläche a ⁻¹	22

ZUSAMMENFASSUNG

Durch den Anbau von Agroforstsystemen auf landwirtschaftlichen Flächen können insbesondere die Gehölze eine Kohlenstoff-Senke darstellen und somit einen erheblichen Beitrag zum Klimaschutz leisten. Dieses Potenzial wird aktuell in politischen Strategien nur ungenügend bzw. gar nicht berücksichtigt. Das Ziel dieser Studie war es, den Beitrag von streifenförmigen Agroforstsystemen zur CO₂-Bindung in der Holzbiomasse als Teil der agroforstlichen Umweltleistungen aufgrund von Literaturdaten zu quantifizieren und hierauf aufbauend das Klimaschutzpotenzial der Agroforstgehölze zu ermitteln. Für die Ermittlung des Holzvorrats wurden außer relevante Literaturdaten auch Ertragstabellen hinzugezogen sowie Erhebungen von dendrometrischen Parametern (Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser) in bestehenden Beispielgehölzstreifen durchgeführt. Die Bestimmung der stehenden Holzbiomasse basierte auf einer konservativen Herangehensweise, die bei den Agroforstsystembeispielen eher zu einer Unter- statt Überschätzung der möglichen Biomassevorräte führt. Die ermittelte jährliche CO₂-Bindung in drei Agroforstsystembeispielen variierte zwischen 5,2 und 21,6 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ in Abhängigkeit von Umtriebszeit und Verwertungsoptionen der Agroforstgehölze. Bei einer unterstellten Stromerzeugung aus Holzbiomasse anstelle von fossilen Energieträgern (70 % Steinkohle und 30 % Erdgas) betrug der errechnete Substitutionseffekt 7,9 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹.

Neben einem hohen Klimaschutzbeitrag durch das CO₂-Vermeidungs- und Bindungspotenzial der Gehölze, ergeben sich durch eine großflächige Ausweitung von Agroforstflächen (im betrachteten Beispielszenario wurde Agroforstwirtschaft auf 50 % der ackerbaulich genutzten Fläche in Deutschland angenommen) weitere Vorteile für die Landwirtschaft. So könnte beispielsweise hierdurch die Bodenerosion großflächig erheblich gemindert und die Oberflächengewässerqualität sowie die Strukturvielfalt in Agrarlandschaften deutlich verbessert bzw. erhöht werden.

1 EINLEITUNG

Die Landwirtschaft ist in besonderer Weise vom Klimawandel betroffen und ist zugleich eine bedeutende Verursacherin von Treibhausgas(THG)-Emissionen (UBA 2018a). Dementsprechend hat die Bundesregierung beschlossen, die THG-Emissionen in Deutschland im Bereich der Landwirtschaft bis 2030 im Vergleich zu 1990 um 31 bis 34 % zu reduzieren (BMU 2016). Für das Erreichen dieses Ziels ist die Anwendung von vielseitigen Strategien erforderlich.

Durch den Anbau von Agroforstsystemen, in denen landwirtschaftliche Kulturen und Gehölze (Bäume und/oder Sträucher) in Kombination angebaut werden, können insbesondere die Gehölze eine Kohlenstoff(C)-Senke auf landwirtschaftlich genutzten Flächen darstellen und somit einen erheblichen Beitrag zum Klimaschutz leisten (Montagnini und Nair 2004; Morhart et al. 2016; Mosquera-Losada et al. 2011; Nair 2009; Schoeneberger et al. 2012). Das große Potenzial der Gehölze ist derzeit vor allem im Wald erkennbar, der dann als eine effektive C-Senke fungiert, wenn er mehr CO₂ aufnimmt als er abgibt. Nach Schätzungen des Wissenschaftlichen Beirats für Waldpolitik können in Deutschland durch den Wald, seine nachhaltige Bewirtschaftung und die Holzverwendung jährlich bis zu 127 Mio. t CO₂ vermieden werden (WBAE/WBW 2016, zitiert in BMEL 2018a).

Der Gehölzflächenanteil in landwirtschaftlich geprägten Agroforstsystemen beträgt in der Regel weniger als 25 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche und ist somit im Vergleich zu Wald, wo er bei voller Bestockung 100 % beträgt, deutlich geringer. Allerdings können in Agroforstsystemen aufgrund des höheren Lichtgenusses mehr Bäume pro Flächeneinheit als im Wald angebaut werden. Auch deshalb besitzen Agroforstwirtschaftsflächen ein hohes Potenzial, um als effektive Klimaschutzmaßnahme im Agrarbereich zu fungieren. Aktuell wird dieses Potenzial in politischen Strategien jedoch nur ungenügend bzw. gar nicht berücksichtigt.

Zomer et al. (2016) haben die Rolle von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen (maximaler Gehölzflächenanteil ist 10 %) und die Bedeutung von Agroforstsystemen als C-Senke auf globaler Ebene bewertet. Nach diesen Autoren leisten Agroforstsysteme und Gehölze auf landwirtschaftlichen Flächen allgemein einen wichtigen Beitrag zur Eindämmung des Klimawandels. Jedoch werden diese weder im globalen C-Haushalt noch in den nationalen C-Bilanzierungen systematisch berücksichtigt. Die Einbeziehung von Gehölzen in die Biomasseberechnung führte nach den Autoren zu einer Erhöhung des C-Vorrats in der Biomasse um etwa 75 % im Vergleich zu einem Szenario, bei dem ausschließlich die Ackerkulturen Berücksichtigung fanden.

Agroforstsysteme können prinzipiell sehr vielfältig gestaltet sein. Häufig wird die Gestaltung durch die angestrebten Verwertungsoptionen des Holzes geprägt. Danach richtet sich u.a. die Gehölzart, die Umtriebszeit und nicht zuletzt die Pflanzdichte. Beispielsweise können Agroforstsysteme für die Produktion von Stamm- oder sogar Wertholz (z.B. Vogel-Kirsche) dienen (Morhart et al. 2016). In diesem Fall wachsen die Bäume mehrere Jahrzehnte und binden so erhebliche Mengen C in der Biomasse. Ein 20 Jahre alter Kirschbaum speichert im Schnitt 85 kg C allein in der oberirdischen Biomasse, wobei diese Menge mit zunehmendem Baumwachstum ansteigt (Morhart et al. 2016). Nach der Fällung wird dieses Holz zumeist für die Erstellung von Produkten wie Möbel u.a. genutzt, wodurch der Kohlenstoff über lange Zeiträume gebunden bleibt. Ersetzt das Holz andere Materialien, deren Herstellung energieintensiv ist, kann auch über die Materialsubstitution der THG-Ausstoß verringert werden.

Eine andere Möglichkeit der agroforstlichen Holznutzung ist der Anbau von schnellwachsenden Gehölzen (z.B. Pappeln, Weiden, Robinie oder Erle), die in kurzen Umtriebszeiten bewirtschaftet werden (Gruenewald et al. 2007). Die Holzbiomasse von schnellwachsenden Gehölzen, die in Agroforstgehölzstreifen angebaut werden, kann z.B. für die Erzeugung von Energie genutzt werden und so zur Substitution fossiler Energieträger beitragen (Bredemeier et al. 2015; Busch 2012; Gruenewald et al. 2007; Stork et al. 2014). Eine Potenzialanalyse von Stork et al. (2014) zeigte in diesem

Kontext, dass jährlich insgesamt 340.000 t Energieholz erzeugt werden könnten, wenn alle potenziell geeigneten Standorte im Einzugsgebiet der Dahme in Brandenburg für die Kurzumtriebswirtschaft genutzt würden. Die hierfür in Anspruch genommene Fläche würde lediglich 1,8 % der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche des Landes Brandenburg betragen, wobei die potentielle Erntemenge immerhin 8,5 % des brandenburgischen Defizits an Dendromasse für die Erzeugung erneuerbarer Energie bis 2030 entspricht und den Heizenergiebedarf von insgesamt 130.000 Menschen deckt (Stork et al. 2014).

Neben der Produktion von Holz bzw. Holzbiomasse hat die Implementierung von Agroforstsystemen in die praktische Landwirtschaft auch Vorteile hinsichtlich der C-Bindung im Boden, was insbesondere in tropischen Klimazonen nachgewiesen wurde (Feliciano et al. 2018). Cardinael et al. (2018) ermittelten auf globaler Ebene für die Änderungen der drei Hauptlandnutzungsformen Ackerland, Wald und Grasland in Agroforstsysteme Koeffizienten für Akkumulations- bzw. Verlustraten von im Boden gebundenem organischen Kohlenstoff (SOC). Die mittleren SOC-Koeffizienten (\pm Konfidenzintervalle) für diese drei Landnutzungsänderungen betragen jeweils $1,25 \pm 0,04$, $0,89 \pm 0,07$ und $1,19 \pm 0,10$. Diese durchschnittlichen Koeffizienten variierten jedoch stark zwischen und innerhalb verschiedener Klimazonen, Regionen und Typen von Agroforstsystemen.

In der gemäßigten Klimazone bewegte sich das Potenzial zwischen -8 und $+8 \text{ t C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, wobei der Einfluss der vorherigen Flächenbewirtschaftung eine erhebliche Bedeutung besitzt (Feliciano et al. 2018). Insbesondere auf humusarmen Rekultivierungsflächen ist das Potenzial für die C-Bindung im Boden sehr hoch. In bis zu 14 Jahre alten Kurzumtriebsplantagen aus Robinie in Brandenburg, wurde von Quinkenstein et al. (2011) eine C-Sequestrierungsrate in 0 bis 60 cm Bodentiefe von $7 \text{ Mg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Metaanalysen für die C-Speicherung im Boden unter Agroforstwirtschaft wurden von Chatterjee et al. (2018), de Stefano und Jacobson (2017) und Shi et al. (2018) durchgeführt. Die Ermittlung eines allgemein gültigen Koeffizienten ist allerdings schwierig. Für eine genauere, standort- und Agroforstsystem-differenzierte Bewertung des C-Bindungspotenzials im Boden sind entsprechend umfassende Untersuchungen auf bereits vorhandenen und neuen Agroforstflächen in Deutschland erforderlich.

Die Gehölze in Agroforstsystemen werden ausgesprochen extensiv bewirtschaftet. So kann in den Gehölzarealen auf Düngemittel und Pestizide gänzlich verzichtet oder zumindest deren Einsatz stark vermindert werden (vgl. **Loseblatt # 9**). Hierdurch können nicht nur die THG-Emissionen infolge des reduzierten Kraftstoffeinsatzes landwirtschaftlicher Maschinen und Fahrzeuge, sondern auch die Lachgasemissionen als Folge des Stickstoffeinsatzes bei der Düngung reduziert werden. Die Emissionen von klimarelevanten Gasen aus Agrarholzpflanzungen liegen nach verschiedenen Studien in der Regel deutlich niedriger als die Emissionen von annuellen Ackerkulturen (Hellebrand et al. 2008, 2010; Kern und Don 2018). Je größer der extensiv bewirtschaftete Gehölzanteil in einem Agroforstsystem ist, desto stärker dürfte folglich die Reduktion der THG-Emissionen je Flächeneinheit ausfallen (vgl. **Loseblatt # 8**).

Andererseits wurde bei der Betrachtung von traditionellen Agroforstsystemen auf globaler Ebene keine eindeutige Änderungsrichtung für die Netto-Methan (CH_4) und –Lachgas (N_2O)-Emissionen festgestellt (Kim et al. 2016). Die durchschnittlichen Emissionsunterschiede zwischen Agroforstsystemen und herkömmlichen landwirtschaftlich genutzten Flächen betragen mit Bezug auf CH_4 $-0,1 \pm 1,4 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und mit Blick auf N_2O $-2,7 \pm 10,6 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Kim et al. 2016). Die negativen Durchschnittswerte deuten jedoch darauf hin, dass die Netto-THG-Emissionen auch in diesen Agroforstsystemen kleiner ausfallen als in angrenzenden landwirtschaftlichen Feldern.

Agroforstsysteme leisten nicht nur einen Beitrag zu mehr Klimaschutz und vor allem zu mehr Klimaresilienz (vgl. **Loseblatt # 7**), sondern stellen überdies eine Vielzahl anderer Ökosystemdienstleistungen bereit. Zu nennen sind hier beispielsweise die Bodenerosionsminderung, die Verbesserung der Wasserqualität, die Erhöhung der Habitatvielfalt sowie die Aufwertung des

Landschaftsbildes (Fagerholm et al. 2016; Torralba et al. 2016; Tsonkova et al. 2012). Das Interesse an Agroforstsystemen wurde speziell im europäischen Raum zum großen Teil vor dem Hintergrund solcher Ökosystemdienstleistungen hervorgerufen. Hingegen wird – insbesondere von politischer Seite – der Möglichkeit einer durch agroforstliche Nutzung hervorgerufenen Steigerung der Flächenproduktivität häufig nachrangig Beachtung geschenkt, was mit Blick auf eine verstärkte Umsetzung in der Praxis oftmals nachteilig ist.

Die Multifunktionalität der Agroforstwirtschaft ist allgemein als überaus hoch einzustufen und sollte als Grundlage für die Bewertung einzelner agroforstlicher Umweltleistungen dienen. So ist auch in dieser Studie die Biomasseproduktion und die damit verbundene C-Senke im Kontext einer ganzheitlichen Betrachtung von Ökosystemleistungen zu sehen.

Das konkrete Ziel dieser Studie bestand darin, den Beitrag von streifenförmigen Agroforstsystemen zur CO₂-Bindung in der Holzbiomasse als Teil der agroforstlichen Umweltleistungen aufgrund von Literaturdaten zu quantifizieren und hierauf aufbauend das Klimaschutzpotenzial der Agroforstgehölze zu ermitteln. Hierbei werden ausschließlich die CO₂-Bindung in der ober- und unterirdischen Holzbiomasse sowie die Substitution von fossilen Energieträgern (Steinkohle und Erdgas) durch agroforstlich bereitgestelltes Energieholz bei der Stromerzeugung beleuchtet.

2 METHODIK

2.1 Agroforstsystembeispiele

Die CO₂-Bindung in den Agroforstgehölzflächen ist u.a. von der Baumart, der Umtriebszeit und der Pflanzdichte abhängig. In Abbildung 1 sind beispielhaft drei unterschiedliche Agroforstgehölzstreifen dargestellt. In Anlehnung an die im Forschungsprojekt AUFWERTEN entwickelte Definition für kontrollfähige Agroforstsysteme sollte die maximale Breite der Agroforstgehölzstreifen 15 m nicht überschreiten (vgl. Böhm und Tsonkova 2020; **Loseblatt # 50**).

Das Agroforstsystembeispiel I steht für Agroforstflächen, bei denen die mehrreihigen Gehölzstreifen aus schnellwachsenden Baumarten wie Pappeln und Weiden bestehen, die in kurzen Umtriebszeiten (alle 3 bis 10 Jahre) bewirtschaftet werden. Der Schwerpunkt dieses Agroforstsystemtyps liegt in der Produktion von Energieholz, was für die Erzeugung von Strom und Wärme genutzt werden kann und dabei zur Substitution von fossilen Energieträgern beiträgt. Die durchschnittliche Breite eines Agroforstgehölzstreifens dieses Beispielsystems beträgt 12 m, wobei die an beiden Seiten befindlichen Übergangsbereiche zur Ackerkultur maximal 1 m breit sind. Die Pflanzdichte ist in diesen Systemen zumeist vergleichsweise hoch und beträgt häufig über 9.000 Stück pro Hektar Gehölzfläche.

Beim Agroforstsystembeispiel II werden schnellwachsende Gehölze wie Pappeln ein- oder mehrreihig, streifenförmig gepflanzt und in längeren Umtriebszeiten (etwa 40 bis 50 Jahre) bewirtschaftet. Die Holzbiomasse bleibt somit länger stehen und der Kohlenstoff länger gebunden. Neben einer energetischen Verwertung stellt die Verwendung des Holzes für Produkte mit kurzer bis mittlerer Lebensdauer, in denen der Kohlenstoff über die Erntezeit hinaus längerfristig gebunden wird, eine interessante Verwertungsmöglichkeit dar. Auch ein kombinierter Anbau mit im Kurzumtrieb bewirtschafteten Gehölzen ist möglich, mit Blick auf die Flächenproduktivität sogar anstrebenswert. Die durchschnittliche Breite eines Gehölzstreifens beträgt in diesem Beispiel 12 m, wobei aufgrund der Tatsache, dass die Bäume zumeist nur einreihig gepflanzt wurden, an den Rändern eine breitere Extensivzone mit Brachevegetation entstehen kann. Hierdurch ist allgemein von einer Erhöhung der ökologischen Wertigkeit der Agroforstfläche auszugehen. Das Beispielsystem II ist daher einerseits produktionsorientiert, eignet sich andererseits aber ebenfalls zur Förderung von Brache- und Blüharealen und damit der biologischen Vielfalt.

Die Gehölzstreifen des Agroforstbeispielsystems III bestehen aus langlebigen Baumarten wie z.B. die Eiche. Diese Baumarten sind sowohl ökonomisch als auch ökologisch sehr bedeutsam. Der Kohlenstoff bleibt aufgrund der langen Umtriebszeiten lange in der Holzbiomasse gebunden. Je nach Verwertungsart ist darüber hinaus eine weitere, mehrere Jahrzehnte andauernde Bindung in Bauholz, Baustoffen oder anderen Nutzungsoptionen wie Holzmöbeln möglich. Für das Beispielsystem III wurde angenommen, dass einzelne Bäume aus ökologischen Gründen nicht gefällt werden und somit hohe Alter erreichen können. Insbesondere alte Eichen sind Lebensraum seltener und zum Teil stark gefährdeter Tierarten und leisten einen wichtigen Beitrag zur biologischen Vielfalt (MLUL 2018). Die durchschnittliche Breite eines Gehölzstreifens beträgt in diesem Beispiel ebenfalls 12 m, wobei sich auch hier – analog zu Beispielsystem II – eine vergleichsweise breite Extensivzone zwischen Bäumen und Ackerbereichen herausbilden kann.

Beispiel I

Agroforstgehölzstreifen aus schnellwachsenden Baumarten, die in kurzen Umtriebszeiten (3 bis 10 Jahre) bewirtschaftet werden und zu meist der Produktion von Energieholz dienen



Beispiel II

Agroforstgehölzstreifen aus schnellwachsenden Baumarten, die in mittleren bis langen Umtriebszeiten (40 bis 50 Jahre) bewirtschaftet werden und vorrangig zur Produktion von Stammholz dienen, wobei ein zusätzlicher Anbau von Energieholz ebenfalls möglich ist



Beispiel III

Agroforstgehölzstreifen aus langlebigen Baumarten, die in langen Umtriebszeiten (100 Jahre) bewirtschaftet werden und vorrangig der Produktion von Stamm- bzw. Wertholz dienen



Abbildung 1: Beispiele für unterschiedlich gestaltete Agroforstgehölzstreifen

Diese sich voneinander stark unterscheidenden drei Beispiele für Agroforstgehölzstreifen werden in dieser Studie als Grundlage für eine szenariobasierte Bewertung der CO₂-Bindung durch Agroforstgehölze genutzt. Hierbei wurden die Beispiele so gewählt, dass neben der Produktivität insbesondere auch die Förderung der biologischen Vielfalt im Fokus steht.

2.2 Ermittlung des CO₂-Bindungspotenzials in der ober- und unterirdischen Holzbiomasse der Agroforstsystembeispiele

Für die Berechnung der CO₂-Bindung in der Holzbiomasse ist es zunächst notwendig, den Holzvorrat zur Erntezeit bzw. den durchschnittlichen Holzzuwachs zu ermitteln. Hierfür wurden Ertrags tafeln sowie relevante Literaturdaten herangezogen. Zusätzlich erfolgten Erhebungen von dendrometrischen Parametern (Baumhöhe, Brusthöhendurchmesser) in bestehenden Beispielge hölzstreifen.

Die Bestimmung der stehenden Holzbiomasse basierte auf einer konservativen Herangehensweise, die bei allen Agroforstsystembeispielen eher zu einer Unter- statt Überschätzung der möglichen Biomassevorräte führt. Dies betrifft insbesondere die Beispiele II und III, bei denen die Pflanz dichte je Flächeneinheit aufgrund der vergleichsweise großen Streifenbreite deutlich höher ange setzt werden könnte. Bei Etablierung von Agroforstgehölzstreifen mit einer höheren Baumdicke bzw. der Anlage von schmaleren Streifen kann folglich ein höheres Klimaschutzpotenzial pro Flä cheneinheit erreicht werden. Allerdings fehlt es für diese Systeme an praxistauglichen Versuchs flächenergebnissen, so dass eine eher vorsichtige Schätzung durchaus angemessen erscheint. Auch die zur Verfügung stehenden Ertragstabeln spiegeln eine höhere Baumdicke, wie sie in Hecken möglich ist, nur unzureichend wider.

Wie bereits erwähnt, liegt der Schwerpunkt dieser Studie auf der Klimaschutzwirkung, die jedoch nicht losgelöst von anderen Ökosystemdienstleistungen wie die Artenvielfalt betrachtet werden sollte. Somit wurden Beispiele für Agroforstgehölzstreifen gewählt, welche in ihrer Gesamtheit ei nen Teil der agroforstlichen Multifunktionalität abbilden und eben nicht ausschließlich für die Er reichung eines Zieles (hier ein möglichst hohes CO₂-Bindungspotenzial) konzipiert wurden. Derartige Agroforstsysteme erfüllen die Anforderungen von Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen (AUKM) und könnten folglich als solche, falls eine Maßnahme für Agroforstsysteme eingeführt wird, anerkannt werden (vgl. Böhm et al. 2020a).

2.2.1 Beispiel I: Schnellwachsende Agroforstgehölze mit kurzen Um tribszeiten

Für die Bewertung der oberirdischen Biomasse im Agroforstsystembeispiel I wurden Daten von bestehenden Kurzumtriebsplantagen (KUP) in Deutschland genutzt.

Die durchschnittlichen Erträge in KUP, unter Berücksichtigung von einschlägigen Studien mit veröffentlichten Ergebnisse von 23 Versuchsstandorten, die über ganz Deutschland verteilt waren, wurden bereits für die Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019 von UBA (2019) ermittelt. Aus den Ergebnissen dieser Studien von insgesamt 62 Versuchsfeldern wurde der durchschnittliche jährliche Trockenmasseertrag von 9,05 t ha⁻¹ a⁻¹ oberirdische Holzbiomasse für KUP in Deutschland abgeleitet (UBA 2019). Auf der Basis dieser Studie wurde in der weiteren Berechnung für das **Agroforstsystembeispiel I** ein durchschnittlicher Wert für die oberirdische Biomasse in von **9 t_{atro} ha⁻¹ a⁻¹** zugrunde gelegt.

In Agroforstsystemen kann davon ausgegangen werden, dass die durchschnittlichen Holzerträge aufgrund der verbesserten Lichtverhältnisse höher als in Plantagen sind. So haben Untersuchungen im Projekt AUFWERTEN gezeigt, dass der Zuwachs von Randbäumen um ca. 20 % höher als im Inneren einer flächigen KUP ist und somit auch der flächenbezogene Gesamtzuwachs eines Agroforstgehölzstreifens des Beispiels I jenen einer Plantage übersteigt (vgl. **Loseblatt # 35**). Um diese Effekte allgemeingültig berücksichtigen zu können, sind jedoch mehr Datenuntersuchungen in Agroforstsystemen erforderlich.

2.2.2 Beispiel II: Schnellwachsende Agroforstgehölze mit längeren Umtriebszeiten

Windschutzstreifen und Uferrandbepflanzungen weisen vielerorts die Merkmale des Agroforstsystemsbeispiels II auf. Allerdings ist dessen agroforstliche Nutzung in der Regel untersagt (vgl. **Lo-seblatt # 20**), weshalb Agroforstsysteme mit schnellwachsenden Bäumen, die in Umtriebszeiten von über 20 Jahren bewirtschaftet werden, in der Praxis nicht umgesetzt wurden.

Als Grundlage für die Ermittlung der oberirdischen Holzbiomasse für diese Studie wurden repräsentative Datenerhebungen an Windschutzstreifen genutzt. Diese erfolgten 2019 in Nordbrandenburg an vier Windschutzhecken aus Hybridpappeln, die in den 1970iger Jahren gepflanzt wurden und somit ein durchschnittliches Alter von 45 Jahren aufweisen. Erhoben wurden die dendrometrischen Parameter Brusthöhendurchmesser (BHD) und Baumhöhe. Neben Hybridpappeln wurden in diesen Hecken u.a. ebenso Eschen-Ahorn, Schwarzerle sowie Schwarzer Holunder gepflanzt. Diese Arten wurden jedoch nicht in die Erhebungen einbezogen, da die Bäume einen erwünschten Zieldurchmesser von mindestens 30 cm erreicht haben sollten, um als Stammholz genutzt werden zu können und die Sträucher keine wirtschaftliche Bedeutung als Biomasselieferant haben. Das Holz einiger Begleitarten wäre allerdings für eine energetische Verwertung geeignet. Dieses zusätzliche Nutzungspotenzial blieb in den vorgestellten Berechnungen jedoch unberücksichtigt.

Die Gesamtlänge der vier Windschutzstreifen betrug 2 km, wobei in jeder Hecke die Datenerhebung auf einer Länge von insgesamt 100 m erfolgte. Hierzu wurden fünf Abschnitte mit einer Länge von jeweils 20 m gleichmäßig über die Gesamtlänge der Hecke verteilt. Heckenlänge und -breite wurden anhand der sichtbaren Kronenbreite im Luftbild ermittelt. Die Mittelwerte und Standardfehler für die Parameter Baumhöhe und BHD der gemessenen Pappeln sind in Tabelle 1 dargestellt.

Tabelle 1: Durchschnittliche Mittelwerte (MW) und Standardfehler (\pm SF) von Baumhöhe und Brusthöhendurchmesser (BHD) von vier Windschutzhecken mit Pappeln in Nordbrandenburg (n = 146)

Heckennummer	Anzahl der Bäume auf einer Länge von 100 m	Baumhöhe MW \pm SE (m)	BHD MW \pm SF (cm)	Heckenlänge* (m)	Heckenbreite* (m)
1	32	26,64 (\pm 0,39)	48,53 (\pm 2,13)	435	14
2	46	24,16 (\pm 1,11)	41,89 (\pm 1,18)	811	14
3	35	25,82 (\pm 0,75)	55,20 (\pm 6,23)	600	10
4	33	23,44 (\pm 2,27)	72,81 (\pm 3,11)	240	15

*Heckenlänge und -breite wurden anhand der sichtbaren Kronenbreite im Luftbild ermittelt; die durch die Stämme in Anspruch genommene Gehölzstreifenbreite wurde vor Ort gemessen und beträgt im Durchschnitt 7,5 m.

Die Berechnung des Derbholzvolumens V (in m^3) erfolgte gemäß Gleichung [1] unter Berücksichtigung der Baumgrundfläche g (in m^2), der Baumhöhe h (in m) und des Formfaktors f , wobei die Baumgrundfläche nach Gleichung [2] ermittelt wurde (Kramer und Akça 2008).

$$[1] \quad V = g \times h \times f$$

$$[2] \quad g = \frac{\pi}{4} \times BHD^2$$

Auf der Grundlage dieser Daten wurde ein durchschnittliches Derbholzvolumen von $627 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$ Agroforstgehölzfläche ($\pm 79 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1}$) ermittelt, was einem jährlichen Wachstum von **$13,9 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$** für das **Agroforstgehölzbeispiel II** entspricht. Mittels der Raumdichte, einer Messgröße für das absolute Trockengewicht (atro) je Einheit Frischvolumen (Dietz 1975), wurde das Volumen in $4,86 \text{ t}_{\text{atro}} \text{ ha}^{-1}$ umgerechnet. Dieser Wert wurde für die Berechnungen in Kapitel 2.2.4 genutzt.

2.2.3 Beispiel III: Agroforstgehölze mit langen Umtriebszeiten

Für die Ermittlung der oberirdischen Holzbiomasse im Agroforstsystembeispiel III, das vorwiegend aus Eichen besteht, wurde ein Alter von 100 Jahren festgelegt. Entsprechend wurden Daten aus Ertragstafeln herangezogen. Nach Schober (1995) hat ein 100-jähriger Eichenwald der II. Ertragsklasse einen mittleren Brusthöhendurchmesser von 30,7 cm und eine mittlere Höhe von 22,8 m was eine Derbholzmasse von 290 m³ ha⁻¹ und einen jährlichen Durchschnittszuwachswert von 2,9 m³ ha⁻¹ a⁻¹ ergibt. Die II. Ertragsklasse wurde als Referenz gewählt, da sie mit den Eichenbeständen aus der dritten Bundeswaldinventur korrespondiert. Nach Thünen Institut (2012) weisen Eichenwälder mit einem mittleren Alter von 102 Jahren im Bundesdurchschnitt einen Vorrat von 305 m³ ha⁻¹ auf.

An dieser Stelle sei angemerkt, dass die Waldbestände regelmäßig durchforstet werden. Daher ist der jährliche Zuwachs bzw. die jährliche CO₂-Bindung höher als der Zuwachs, der sich entsprechend den Ertragstafeln für einen stehenden Bestand ergibt. So beträgt die im Zuge einer mäßigen Durchforstung entnommene Biomasse für das oben genannte Beispiel nach Schober (1995) jährlich 2,2 m³ ha⁻¹, wodurch sich ein altersgebundener Durchschnittszuwachs der Gesamterbholzmasse von 5,1 m³ ha⁻¹ ergibt (setzt sich zusammen aus 2,2 m³ ha⁻¹ für entnommenen Bestand und 2,9 m³ ha⁻¹ für verbleibenden Bestand). Dieser Wert liegt nach der dritten Bundeswaldinventur unter dem durchschnittlichen jährlichen Zuwachs von Eichenwäldern in Deutschland von 8,3 m³ ha⁻¹, wobei der durchschnittliche Holzzuwachs des Waldes durch die Altersstruktur und die Baumartenzusammensetzung bestimmt wird (BMEL 2018b).

Aufgrund der Datennachvollziehbarkeit wie Baumdichte, Alter und Volumen wurden die Werte nach Schober (1995) genutzt. Die entnommene Biomasse in Ertragstafeln ist allerdings nicht mehr ein Teil des Bestandes und die Substitutionseffekte dieser Biomasse konnten im Rahmen dieser Studie aufgrund der hiermit verbundenen Komplexität nicht berücksichtigt werden. Für das **Agroforstgehölzbeispiel III** wurde daher für die weiteren Berechnungen ein Derbholzvolumen von **lediglich 2,9 m³ ha⁻¹ a⁻¹** (entspricht 1,68 t_{atro} ha⁻¹) genutzt (Kapitel 2.2.4).

2.2.4 Weitere Faktoren zur Quantifizierung der CO₂-Bindung

Für die Quantifizierung der CO₂-Bindung in der ober- und unterirdischen Holzbiomasse der Agroforstsystembeispiele wurden relevante Faktoren aus der Literatur in Anlehnung an die Methodologie der IPCC (2006) herangezogen. Diese sind in Tabelle 2 aufgeführt.

Tabelle 2: Parameter für die Berechnung der CO₂-Bindung in der ober- und unterirdischen Holzbiomasse in Abhängigkeit der Agroforstsystembeispiele

Parameter	Abkürzung	Agroforstsystembeispiele			Quelle
		I	II	III	
Volumenexpansionsfaktor	VEF	-	1,47	1,37	UBA (2019)
Wurzel-Spross-Verhältnis	WSV	0,456	0,241	0,241	Mokany et al. (2006)
Raumdichte (t m ⁻³)	R	-	0,35*	0,58**	Dietz (1975)
C in der Biomasse	CB	0,45	0,5	0,5	UBA (2019)
CO ₂ Konversionsfaktor	KF	3,67	3,67	3,67	UBA (2019)

* Pappel; ** Eiche

Für das Agroforstsystembeispiel I erfolgte die Quantifizierung der CO₂-Bindung in der oberirdischen Holzbiomasse (CO₂-Bindung_{Oberirdisch} I) durch Multiplikation der Biomasse (B; ermittelt nach den Erläuterungen in Kapitel 2.2.1) mit dem in der Holzbiomasse gebundenen Kohlenstoff (CB) und dem CO₂-Konversionsfaktor (KF) [Gleichung 3]. Für die Ermittlung der CO₂-Bindung in der

unterirdischen Holzbiomasse (CO_2 Bindung_{Unterirdisch} I) wurde zusätzlich das Wurzel-Spross-Verhältnis (WSV) herangezogen [Gleichung 4].

$$[3] \quad CO_2\text{Bindung}_{\text{Oberirdisch}} I = B \times CB \times KF$$

$$[4] \quad CO_2\text{Bindung}_{\text{Unterirdisch}} I = B \times WSV \times CB \times KF$$

Bei den Agroforstsystembeispielen II und III erfolgte die Ermittlung der CO_2 -Bindung in der oberirdischen Holzbiomasse (CO_2 Bindung_{Oberirdisch} II und III) durch Multiplikation des Derbholtzvolumens in $m^3 \text{ ha}^{-1}$ (B; ermittelt nach den Erläuterungen in den Kapiteln 2.2.2 und 2.2.3) mit der Raumdichte (R), dem Volumenexpansionsfaktor (VEF), dem in der Holzbiomasse gebundenen Kohlenstoff (CB) sowie dem CO_2 -Konversionsfaktor (KF) [Gleichung 5]. Für die Quantifizierung der CO_2 -Bindung in der unterirdischen Holzbiomasse (CO_2 Bindung_{Unterirdisch} II und III) wurde ebenfalls zusätzlich das Wurzel-Spross-Verhältnis (WSV) herangezogen [Gleichung 6].

$$[5] \quad CO_2\text{Bindung}_{\text{Oberirdisch}} \text{ II und III} = B \times VEF \times R \times CB \times KF$$

$$[6] \quad CO_2\text{Bindung}_{\text{Unterirdisch}} \text{ II und III} = B \times VEF \times WSV \times R \times CB \times KF$$

2.4 Ermittlung des Substitutionseffektes

Die Nutzung von Agroforstgehölzen kann auf zwei Wegen zur Reduzierung von CO_2 -Emissionen, die aus der Nutzung fossiler Rohstoffe herrühren, beitragen (Kürsten 1998):

- Energiesubstitution → das Holz wird als Energieträger genutzt,
- Materialsubstitution → das Holz wird als Bau- und Werkstoff anstelle von Materialien verwendet, die mit einem höheren Aufwand an Energie produziert werden, wie z.B. Beton, Stahl und Kunststoffe.

2.4.1 Energiesubstitution

Der Anbau von Energiepflanzen trägt aufgrund der energetischen Verwertung der Biomasse und der damit verbundenen Substitution von fossilen Energieträgern zur Reduktion von THG-Gasen bei (Schägner 2009). Pro Tonne Hackschnitzel werden im Mittel 1.851 kg CO_2 der Atmosphäre entzogen und durch den Anbau von Agrarholz in Form von C im Holz gebunden (Rödl 2008). Im Agrarholz einer KUP werden bis zu 18.504 kg CO_2 -Äq $ha^{-1} a^{-1}$ in der oberirdischen Holzbiomasse gespeichert, die später bei der Verbrennung der Hackschnitzel wieder freigesetzt werden (Burger und Schweier 2016). Für diese Studie wurde ein durchschnittlicher Ertrag von 9 t $ha^{-1} a^{-1}$ unterstellt, woraus eine etwas niedrigerer Bindungswert von knapp 14.900 kg CO_2 -Äq $ha^{-1} a^{-1}$ in der oberirdischen und 6.777 kg CO_2 -Äq $ha^{-1} a^{-1}$ in der unterirdischen Holzbiomasse resultiert.

Im Allgemeinen wurde die Verwertung von Biomasse in der Stromerzeugung als „klimaneutral“ definiert, da das bei der Verbrennung freigesetzte CO_2 während des Pflanzenwachstums gebunden wird (Weisser 2007). Inzwischen hat sich das Verständnis durchgesetzt und wurde von vielen Studien beleuchtet, dass die Nutzung der Biomasse nur dann als klimaneutral gelten kann, wenn nur so viel Biomasse genutzt wird wie auch wieder nachwachsen kann (Quaschnig 2019). Bei nicht nachhaltiger Nutzung (Nutzung > Zuwachs) beträgt der mittlere CO_2 -Emissionsfaktor für Holz 0,395 kg $CO_2 \text{ kWh}^{-1}$ und ist damit mit dem durchschnittlichen Emissionsfaktor für Braunkohle in Deutschland von 0,364 kg $CO_2 \text{ kWh}^{-1}$ vergleichbar (Quaschnig 2019). Nach dem nationalen Inventarbericht zum Deutschen THG-Inventar betragen die bei der Verbrennung entstehenden CO_2 -Emissionen für Biomassebrennstoffe wie Brennholz und Holzabfälle im Jahr 2017 bis zu 107 t $CO_2 \text{ TJ}^{-1}$, während für Braunkohle ein Wert von bis zu 111 t $CO_2 \text{ TJ}^{-1}$ angegeben wurde (UBA 2019). Die Emissionen von Biomassebrennstoffen gehen allerdings nicht in die Gesamtmengen des THG-Inventars ein.

Beim Anbau, beispielsweise durch den Einsatz von Energie, Dünger und Pflanzenschutzmitteln, aber auch beim Transport und bei der Verwertung von Energiepflanzen werden dagegen THG-Emissionen verursacht, die in einer Treibhausgasbilanz berücksichtigt werden (Schägnier 2009). Nach einer Literaturrecherche von Djomo et al. (2011) betragen die THG-Emissionen für die Produktion von holzartiger Biomasse aus Pappel und Weide in KUP für die Energiegewinnung in Europa und den USA bis zu $10,6 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$. In Deutschland betragen die Gesamtemissionen einschließlich Anbau, Transport (bis zu 500 km) und Verarbeitung für Hackschnitzel aus KUP im Durchschnitt $7,2 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ (Fehrenbach et al. 2016). Für Pellets aus KUP sind die Werte höher und betragen $31,6 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$. Die Transportentfernung für Pellets liegt bei dieser Annahme allerdings bei bis zu 2.500 km und ist damit ebenso höher, was für eine Dezentralisierung sowohl des Gehölzanbaus als auch der energetischen Verwertung spricht.

In einem konkreten Beispiel hat Roedl (2010) mit Hilfe der Ökobilanzierung die Auswirkungen des KUP-Anbaus ohne Düngung in Ostdeutschland ermittelt. Die berechneten THG-Emissionen im gesamten Lebenszyklus für die Stromerzeugung durch Hackschnitzel aus KUP ohne Düngung betragen $6,3 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ Strom (Roedl 2010). Ein Großteil dieser THG-Emissionen sind durch den Transport und die Rodung am Ende des Lebenszyklus nach 20 Jahren entstanden. Durch die Produktion und den Transport von Pappel-Hackschnitzel sind Emissionen mit einem THG-Potenzial von $38,4 \text{ kg CO}_2\text{-Äq t}_{\text{atro}}^{-1}$ zu erwarten. Durch den Einsatz von Düngemitteln während des Agrarholzanbaus wurde in einer weiteren Studie von Rödl (2008) gezeigt, dass die Emissionen sonstiger THG, darunter N_2O , zunehmen.

Die THG-Emissionen von ungedüngten KUP in Höhe von $6,3 \text{ t CO}_2\text{-Äq TJ}^{-1}$ Strom, ermittelt von Roedl (2010), wurden von Wilhelm et al. (2015) mit anderen Ergebnissen von Ökobilanzen sowie dem Strommix in Deutschland für das Jahr 2014 verglichen. Für den Strommix betragen die Emissionen $156,2 \text{ t CO}_2\text{-Äq TJ}^{-1}$ Strom (Wilhelm et al. 2015). Im Jahr 2014 setzte sich der Strommix für die Bruttostromerzeugung aus nahezu 28 % erneuerbare Energiequellen sowie einem Mix aus nicht erneuerbaren Energiequellen (25 % Braunkohle, 19 % Steinkohle, 16 % Kernenergie, und 10 % Erdgas) zusammen (UBA 2018b). Bei Betrachtung von 100 % fossilen Energieträgern liegt das Substitutionspotenzial für die Stromerzeugung durch Holzbiomasse deutlich höher.

Entsprechend haben Strohm et al. (2012) als Referenzsystem für den Vergleich mit Stromerzeugung durch Biomasse einen Strommix aus 70 % Steinkohle und 30 % Erdgas genutzt (Tab. 3). Für diesen Mix ermittelte Bachmaier et al. (2010) THG-Emissionen in Deutschland in Höhe von **$825 \text{ g CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$** . Der Referenzwert von $825 \text{ g CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ liegt etwas über dem im Bericht der Europäischen Kommission (2010) festgelegten Vergleichswert für fossile Brennstoffe für die Ermittlung der THG-Emissionen der Stromerzeugung von $198 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$ Strom (entspricht 713 g kWh^{-1}). Der Referenzwert steht jedoch in Einklang mit anderen Studien. So haben Jonker et al. (2014) als Referenzsystem für die Stromerzeugung durch fossile Energieträger in den USA sowohl den genannten Wert von 713 als auch einen Wert von $1081 \text{ g CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ verwendet, der anhand eines Beispiel-Kohlekraftwerks in Nordwest-Europa ermittelt wurde.

Nach Strohm et al. (2012) entstehen bei der Stromerzeugung aus KUP-Pappelhackschnitzel THG-Emissionen von rund 40 bzw. $70 \text{ g CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ in Abhängigkeit des Einsatzes von Düngemitteln und unterschiedlichen Transportdistanzen (Tab. 3). Der Durchschnitt von $55 \text{ g CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ (entspricht $15 \text{ g CO}_2\text{-Äq MJ}^{-1}$) für $9 \text{ t}_{\text{atro}} \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ liegt etwas höher als die oben aufgeführten Werte der THG-Emissionen. Die Werte sind jedoch mit der aufgrund von Literaturdaten ermittelten THG-Emissionen im Lebenszyklus der Stromerzeugung aus Holzbiomasse durch Weisser (2007) zwischen 35 und $99 \text{ g CO}_2\text{-Äq kWh}^{-1}$ vergleichbar. Die THG-Emissionen bei der Holzverbrennung sind in diesen zusammengefassten Studien nicht enthalten, da sie in der Regel als klimaneutral gelten.

Tabelle 3: Vergleich der THG-Emissionen der Stromerzeugung aus KUP-Hackschnitzeln und jener aus fossilen Quellen (nach Strohm et al. 2012)

	KUP-Holz		Strommix (70% Steinkohle und 30% Erdgas)
	von	MW	
Biomasseertrag [t ha⁻¹ a⁻¹]	8	9	10
Stromerzeugung [kWh ha⁻¹ a⁻¹]	11.249	12.655	14.061
THG-Emissionen [g CO₂-Äq kWh⁻¹]	40	55	70
THG-Einsparungspotenzial [%]	95	93	92

Das THG-Einsparungspotenzial der KUP-Hackschnitzel in einem stromgeführten Biomasseheizkraftwerk (BHKW) mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 31 % liegt nach Strohm et al. (2012) zwischen 92 und 95 % (vgl. Tab. 3). Die vermiedenen THG-Emissionen können daher zwischen 755 und 785 g CO₂-Äq kWh⁻¹ liegen. Für einen Hektar Agrarholz mit einem Ertrag von 9 t_{atro} ha⁻¹ a⁻¹, wie es in der aktuellen Studie aufgrund von Literaturdaten für die Gehölzfläche im Agroforstsystembeispiel I angenommen wurde, ergibt sich hieraus ein Durchschnitt von **12.655 kWh** Strom, wobei 93 %, oder **770 g CO₂-Äq kWh⁻¹** gegenüber dem Einsatz fossiler Energieträger vermieden werden können. Für die Stromerzeugung aus Holzbiomasse des Agroforstsystembeispiels I ergibt das pro Hektar Gehölzstreifenfläche folglich ein Vermeidungspotenzial von **9,7 t CO₂-Äq ha⁻¹**.

Es gilt allerdings zu beachten, dass die Holzbiomasse weniger Energie je Masseneinheit des emittierten Kohlenstoffs im Vergleich zu fossilen Energiequellen liefert (Marland und Marland 1992; Nabuurs et al. 2017; Schlamadinger und Marland 1996). Der Substitutionseffekt der Bioenergieerzeugung kann relativ einfach mit Hilfe des Verdrängungsfaktors ermittelt werden. Der Verdrängungsfaktor für fossile Energieträger ("displacement factor for fossil fuel") gibt Auskunft über den THG-Emissionseffekt bei der Verdrängung fossiler Energiequellen durch holzartige Biomasse, wobei die CO₂-Emissionen pro Energieeinheit sowie der Wirkungsgrad des Kraftwerks berücksichtigt werden (Nabuurs et al. 2017; Schlamadinger und Marland 1996). Generell wird für Kohle angenommen, dass sie durch eine größere Menge an Biomasse substituiert werden muss. In einer Studie von Nabuurs et al. (2017) werden die Faktoren 0,63 für die Substitution von Kohle durch Holz und 0,30 für die Substitution von Erdgas durch Holz genutzt. Dagegen entsprechen bei Jonker et al. (2014), wo Kohle und Holzpellets gegenübergestellt wurden, 1 t C der Holzbiomasse 0,92 t C aus Kohle. Mitchel et al. (2012) ermittelten für ein ähnliches Strommix-Referenzsystem (71 % Kohle, 27 % Erdgas und 2 % Erdöl) einen Verdrängungsfaktor von 0,51 (1 Tonne C aus Biomasse ersetzt 0,51 Tonne C aus fossilen Energiequellen). Demnach ist die Stromerzeugung mit diesen fossilen Energieträgern nahezu doppelt so effizient wie die Stromerzeugung durch Holzbiomasse. Dennoch ist der CO₂-Ausstoß bei der Nutzung fossiler Energieträger in der Gesamtbilanz deutlich höher als bei der Nutzung von Holz. Innerhalb der fossilen Energieträger gibt es dabei Unterschiede. So ist die Reduzierung der THG-Emissionen durch die Verwendung von Bioenergie aus Holz bezüglich der Substitution von Kohle, die eine vergleichsweise geringe Nutzungseffizienz aufweist, höher als bei Stromerzeugung mittels Erdgas (Manomet 2010).

Mit Hilfe der in Nabuurs et al. (2017) angegebenen Verdrängungsfaktoren für Kohle und Erdgas (0,63 und 0,30) wurde für das Strommix-Referenzsystem (70 % Steinkohle und 30 % Erdgas) in dieser Studie ein Verdrängungsfaktor von 0,53 abgeleitet. Folglich werden in einem Hektar Agrarholz mit einem Ertrag von 9 t_{atro} ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ 4,05 t C ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ gebunden, die 2,15 t C a⁻¹ aus fossilen Energiequellen für die Produktion von Bioenergie substituieren können. Das ergibt ein Vermeidungspotenzial durch die Nutzung des Agroforstholzes von **7,9 CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹**.

Es wurde hierbei unterstellt, dass die Holzbiomasse des Agroforstsystembeispiels I nachhaltig produziert wird. Außerdem erfolgte keine Berechnung einer potenziellen Kohlenstoffschuld (siehe Kapitel 3.1).

Materialsstitution

Insbesondere das Holz, das in den Agroforstsystembeispielen II und III bereitgestellt wird, kann als Bau- und Werkstoff anstelle von Materialien verwendet werden, die mit einem höheren Aufwand an Energie produziert werden (z.B. Beton, Stahl und Kunststoffe). Um die Menge THG-Emissionen, die bei der Verwendung von Holz anstelle eines anderen Materials vermieden werden, zu quantifizieren, wird der Verdrängungsfaktor („displacement factor for products“), ein Index für die Effizienz, mit welcher die Verwendung von Biomasse die Netto-THG-Emissionen reduziert, verwendet (Schlamadinger und Marland 1996). Für die Berechnung der Kohlenstoffspeicherwirkung in Holzprodukten kann u.a. das Computermodell *WoodCarbonMonitor* angewendet werden (Rüter 2017).

Die Ermittlung der Materialsstitution erfordert weitergehende Analysen und Szenarien, die nicht Gegenstand dieses Losblattes sind.

3 KLIMASCHUTZ DURCH AGROFORST-GEHÖLZE

3.1 Diskussion zu Anbau und Verwertung holzartiger Biomasse (CO₂-Substitution)

Der Begriff Kohlenstoffschuld ("carbon debt") wurde von Fargione et al. (2008) eingeführt und bezeichnet die Freisetzung von CO₂ durch Verbrennung und Zersetzung von C in der Biomasse und im Boden nach der Umwandlung natürlicher Lebensräume in Ackerland für den Anbau von Bioenergiepflanzen. Ergebnisse dieser Studie zeigten, dass in Brasilien, Südostasien oder den USA durch die Umwandlung von Regenwäldern, Mooren, Savannen oder Wiesen in Ackerland für die Produktion von Nahrungspflanzen, die der Erzeugung von Biokraftstoffen der ersten Generation dienen, eine erhebliche Kohlenstoffschuld entsteht. So wird hierdurch 17- bis 420-mal mehr CO₂ freigesetzt als durch die jährlichen THG-Emissionsreduzierungen, die auf der Verdrängung fossiler Energiequellen durch Biokraftstoffe beruhen, eingespart wird (Fargione et al. 2008). Dagegen weisen Biokraftstoffe, die aus Abfallbiomasse oder aus Biomasse von mehrjährigen Pflanzen, die auf degradierten oder aufgegebenen landwirtschaftlichen Flächen angebaut werden, nur eine geringe oder keine Kohlenstoffschuld auf. In solchen Fällen der Biomassenutzung können mit Blick auf die Vermeidung von THG-Emissionen unmittelbare und nachhaltige Vorteile bewirkt werden (Fargione et al. 2008; Zanchi et al. 2010).

Damit Bioenergieträger über die Verdrängung fossiler Energieträger zu einer wirklichen Emissionsminderung beitragen, darf aus deren Nutzung keine Kohlenstoffschuld resultieren (acatech/Leopoldina/Akademienunion 2019). Dies wurde in zahlreichen Studien in Hinblick auf eine erhöhte Nutzung von Wäldern für die Erzeugung von Bioenergie untersucht. Hierbei relevant ist auch der Effizienzgrad bei der energetischen Verwertung des Bioenergieträgers. Wie bereits erwähnt, erfolgt die Verbrennung von Biomasse generell weniger effizient als die Verbrennung fossiler Energieträger (Mitchell et al. 2012; Nabuurs et al. 2017). Nach Nabuurs et al. (2017) wird die Kohlenstoffschuld deshalb nicht nur durch die Menge des bei der Umwandlung eines Landnutzungssystems freigesetzten CO₂, sondern auch durch die geringere Verbrennungseffizienz der Biokraftstoffe im Vergleich zu fossilen Energieträgern bestimmt.

In Abhängigkeit von den klimatischen Bedingungen und der Art der Waldbewirtschaftung, aber auch von der verwendeten Berechnungsmethodik wird die Kohlenstoffschuld sehr unterschiedlich

eingeschätzt (acatech/Leopoldina/Akademienunion 2019; Hudiburg et al. 2011; Madsen und Bentzen 2018; McKechnie et al. 2011; Mitchell et al. 2012; Nabuurs et al. 2017; Prisley et al. 2018; Schulze et al. 2012; Sterman et al. 2018a; b). So variierte die Amortisationszeit („payback time“) für das Abgleichen der Kohlenstoffschuld im Wald je nach Waldtyp zwischen 44 und 104 Jahren nach dem Abholzen – vorausgesetzt, dass die Waldfläche als solche erhalten bleibt (Sterman et al. 2018a).

Andererseits ermittelten Nabuurs et al. (2017) unter realistischen Szenarien für eine erhöhte Nachfrage an Biomasse für die Energiegewinnung in den europäischen Wäldern keine Kohlenstoffschuld. Allerdings ist eine lange Betrachtungszeit, im Vergleich mit Kohle meistens bis zu 80 Jahren, notwendig, um den Kohlenstoffvorrat, der bei einer Nichtentnahme der Biomasse vorhanden wäre, zu erreichen („carbon sequestration parity“). Die Zeitdauer steigt mit einer Reduzierung des Verdrängungsfaktors für fossile Energieträger und ist am längsten, wenn Biomasse Erdgas substituieren soll.

Für eine langfristige Kohlenstoffspeicherung im Wald ist die nachhaltige Biomassenutzung (Nutzung \leq Zuwachs) unverzichtbar. Wenn Wälder nicht genutzt werden, kann der Kohlenstoffvorrat aufgrund von natürlichem Absterben von Bäumen, Kalamitäten und Waldbränden verringert werden (Ter-Mikaelian et al. 2015). Schulze et al. (2020) zeigten, dass bei einem Nutzungsverzicht des Waldes der Beitrag zum Klimaschutz ungefähr 10-mal kleiner als bei einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Wäldern zur Produktion von Holzprodukten und Bioenergie ist. Eine intensive, nachhaltige Waldbewirtschaftung und Holznutzung kann einen effektiveren Beitrag zum Klimaschutz leisten als eine Erhöhung des Kohlenstoffspeichers im Wald durch Nutzungsverzicht (Köhl et al. 2009). Sobald die nicht genutzten Bestände eine Phase erreichen, in der sich Kohlenstoffbindung durch Biomassezuwachs und Kohlenstofffreisetzung durch den Abbau von Totholz die Waage halten, sind sie für den Klimaschutz ausschließlich als langfristiger Kohlenstoffspeicher relevant, da sie keine zusätzliche Bindung von Kohlenstoff und damit Senkenwirkung aufweisen (Köhl et al. 2009; Schlamadinger et al. 2007).

Während die Vergrößerung des Speichers stets nur bis zu einer gewissen Grenze möglich ist, können sich die Substitutionseffekte auf eine unbegrenzte Zeit akkumulieren (Burschel et al. 1993; Schlamadinger und Marland 1996). Die Etablierung von Gehölzen in Form von Agroforstsystemen ist deshalb eine Möglichkeit für die Produktion von Holzbiomasse zur Erzeugung von Bioenergie, die nicht nur den Druck auf eine übermäßige Nutzung von Waldressourcen verringert, sondern auch zusätzliche ökologische und (sozio)ökonomische Vorteile erbringt. Der Anbau und die nachhaltige Nutzung von Agroforstgehölzen stellt eine tragfähige Alternative für die Bioenergieerzeugung im Vergleich zu einem Nutzungsverzicht, einer erhöhten Nutzung der Biomasse bestehender Wälder sowie zu einer Umwandlung von Wäldern in Landnutzungssysteme mit geringerem Kohlenstoffspeicher dar.

Zu beachten ist, dass durch eine Landnutzungsänderung die THG-Emissionen nur dann durch Bioenergie reduziert werden können, wenn die Biomasseproduktion im neu etablierten System höher als im vorherigen System ist, sodass zusätzlicher Kohlenstoff gebunden und die Emissionen aus dem Energieverbrauch ausgeglichen werden können (Searchinger et al. 2009). Nach der Umwandlung eines alten Waldes in eine KUP für die Produktion von Energieholz, das Kohle substituieren soll, kann die Kohlenstoffschuld nach 170 Jahren ausgeglichen werden; dagegen resultiert die Aufforstung von Ackerland in einer unmittelbaren Kohlenstofferrhöhung (Zanchi et al. 2010). Dabei ist der Anbau von holzartiger Biomasse für die Energieerzeugung insbesondere auf marginalen Flächen oder Ackerland mit niedrigem Kohlenstoffvorrat in der Ausgangslage vorteilhaft (Zanchi et al. 2012). So wurde die Kohlenstoffschuld innerhalb von einem Jahr nach der Aufforstung von ehemaligem Ackerland mit Bioenergiepflanzen abgegolten, da in der Anfangsphase die Kohlenstoffvorräte niedrig waren (Mitchell et al. 2012). In diesem Fall wurde nicht nur die Kohlenstoffschuld

schnell ausgeglichen, sondern auch der Kohlenstoffvorrat auf der Landschaftsebene erhöht. Agroforstsysteme werden ausschließlich auf Ackerland bzw. als lockerer Baumbestand auf Grünland etabliert, weshalb nicht mit einer wesentlichem Kohlenstoffschuld zu rechnen ist.

Durch den Anbau von Energiepflanzen auf Ackerland kann durchaus mehr C als vorher gebunden werden. Als eine Strategie zur Bekämpfung des Klimawandels ermittelten Albanito et al. (2016) auf globaler Ebene die geeigneten Flächen für die Produktion von drei Typen Bioenergiepflanzen: C4-Pflanzen wie Miscanthus, Niederwald zur Energieholzgewinnung (KUP aus Pappeln und Weiden in der gemäßigten Klimazone und Eukalyptus-Plantage in den Tropen) sowie Wald auf Ackerland, wobei durch die Etablierung mehr C als bei Ackerland gebunden werden sollte. Hierbei betrachteten sie einen Zeitraum von 20 Jahren. Sehr produktive landwirtschaftliche Flächen, die als Ackerland beibehalten werden sollten, nahmen 38 % des Ackerlandes ein. Die Mehrzahl der anderen Flächen wurde bei globaler Betrachtung insgesamt als geeignet für den Anbau von C4-Pflanzen, die das höchste Substitutionspotenzial gegenüber der fossilen Energiequelle Erdöl zeigten, ausgewiesen. Bei differenzierterer Betrachtung zeigte sich jedoch auch, dass für die kühlfeuchte Klimaregion Mitteleuropas das flächenbezogene Substitutionspotenzial von KUP gegenüber der fossilen Energiequelle Erdöl höher als jenes der C4-Pflanzen und größer als der Kohlenstoffvorrat im Wald, bei Betrachtung eines Zeitraumes von 20 Jahren nach der Aufforstung, ist (Albanito et al. 2016).

Landwirtschaftlich geprägte Agroforstsysteme bestehen nur zu einem kleinen Anteil (maximal 25 %) aus Gehölzen. Solche Mischbausysteme, in denen Lebensmittel und Energiepflanzen gleichzeitig angebaut werden, stellen eine sinnvolle Möglichkeit für die Erzeugung nachhaltiger Biomasse dar (Tilman et al. 2009). Hierbei ist zu erwähnen, dass der durch die Agroforstgehölze beanspruchte Flächenanteil auf vielen Standorten durch höhere Ackerfruchterträge teilweise oder sogar vollständig kompensiert werden kann (vgl. **Loseblatt # 35**), sodass kein zusätzlicher Nutzungskonflikt mit dem Anbau von Ackerkulturen bzw. Nahrungs- und Futtermitteln entsteht. Insbesondere die schnellwachsenden, zumeist zur Energieerzeugung genutzten Gehölze des Agroforstsystembeispiels I werden in kurzen Intervallen geerntet und zeichnen sich durch eine hohe Produktivität aus. Sie können schnell und wirksam als eine C-Senke fungieren, indem sie relativ schnell zusätzlichen C in der Holzbiomasse binden. Zwar wird der Kohlenstoff im Zuge der Verbrennung der Biomasse für die Erzeugung von Energie wieder freigesetzt, doch werden zusätzliche THG-Emissionen durch die Verbrennung von fossilen Energieträgern vermieden.

Verlinden et al. (2013) zeigten, dass schnellwachsende Gehölze einer KUP während der Etablierungsphase auch eine Netto-Kohlenstoffquelle für die Atmosphäre darstellen können, jedoch stellten sie bereits während der zweiten Vegetationsperiode eine signifikante C-Nettoaufnahme fest. Die untersuchte KUP stellte folglich bereits nach zwei Jahren eine signifikante C-Senke dar. Hierbei führte die effiziente Biomasseproduktion in dieser Studie dazu, dass die Pappeln die C-Verluste im Boden aufgrund von Landnutzungsänderungen in kurzer Zeit ausgleichen konnten (Verlinden et al. 2013). In anderen Studien wurde allerdings auch berichtet, dass es für KUP auf landwirtschaftlichen Flächen zwei oder sogar mehr als vier Jahre dauerte, bis diese zu einer jährlichen Netto-C-Senke wurden (Verlinden et al. 2013).

Die THG-Emissionen im Lebenszyklus der Biomasseproduktion hängen allgemein sehr stark von der Energieintensität des Brennstoffkreislaufs, von den Biokraftstoffeigenschaften sowie von der Anlagentechnologie und ihrem spezifischen Wirkungsgrad ab (Weisser 2007). Ein hoher Wirkungsgrad der Bioenergieerzeugung kann die Amortisationszeit für die Kohlenstoffschuld verkürzen (Lammers und Junginger 2013). Generell erreichen wärmegeführte Heizwerke und Heizkraftwerke bessere Gesamtwirkungsgrade als stromgeführte und damit auch bessere Ökobilanzen (Zimmer 2010). Burger und Schweier (2016) haben auf der Basis einer Ökobilanzanalyse gezeigt, dass der

Anbau von KUP und die Verwertung der Hackschnitzel zur Energieerzeugung vorteilhaft gegenüber dem fossilen Energieträger Heizöl ist, indem eine Netto-CO₂-Ersparnis von 13 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹ im Vergleich zu Heizöl berechnet wurde.

Für das Erreichen eines größtmöglichen Klimaschutzeffektes wurde von Steinfeld (2008) empfohlen, Agrarholz aus KUP bevorzugt im Wärmebereich oder im KWK-Bereich mit garantiert hoher Wärmenutzung einzusetzen. Das flächenbezogene THG-Minderungspotenzial für die Produktion von Elektroenergie durch Agrarholz betrug in dieser Studie zwischen 11,2 und 17,6 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹ für Anlagen mit jeweils 12 und 35 % elektrischem Wirkungsgrad (Steinfeld 2008). Für die Bestimmung des Minderungsfaktors wurde ein für Brandenburg spezifischer Substitutionsmix von 30 % Braunkohle, 60 % Steinkohle und 10 % Erdgas angenommen, was in einem spezifischen CO₂-Minderungsfaktor von **929 g kWh⁻¹** resultierte (Schägner 2008; Steinfeld 2008). Für denselben Referenzwert berechnete Schägner (2008), dass in einem 20 MW Heizkraftwerk mit einem elektrischen Wirkungsgrad von 35 % und einer Nutzung von 50 % der Abwärme pro Hektar KUP aus Pappel in Abhängigkeit des Biomasseertrages (ausgedrückt durch das Transpirationswasserangebot) zwischen 7,8 und 25 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹, vermieden werden können (Schägner 2008).

In der Studie für dieses Loseblatt wurden unter Berücksichtigung der niedrigeren Effizienz der Stromerzeugung durch Biomasse im Vergleich zum Mix aus 70 % Steinkohle und 30 % Erdgas lediglich 7,9 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹ mit Bezug auf die Gehölzfläche angenommen. Dennoch besteht das größte Vermeidungspotenzial durch Biomasse gegenüber Energiequellen mit niedriger Effizienz wie Braunkohle. Deshalb sollte Bioenergie prioritär zur Substitution von Braunkohle als Energiequelle dienen. Nimmt man auch die Produktion von Wärme in Betracht, wie es üblich in einem BHKW ist, liegt das Vermeidungspotenzial der Biomasse höher als in dieser Studie angenommen.

Bezüglich anderer Auswirkungen wie beispielsweise der Emission von Luftschadstoffen variieren die Werte der Stromerzeugung aus fester Biomasse in Abhängigkeit der Qualität der Biomasse und der Technik. Der endenergiebezogene Netto-Vermeidungsfaktor von SO₂ für feste Biomasse, ermittelt von UBA (2017a), war in der Regel leicht positiv, während Staub-, NO_x-, CO- und NMVOC-Emissionen höher als bei der verdrängten fossilen Stromerzeugung lagen, was auf den geringeren elektrischen Wirkungsgrad im Vergleich zu fossilen Großkraftwerken zurückgeführt wurde (UBA 2017a). Wichtige Auswirkungen der Biomasseverbrennung sind das Versauerungspotenzial und die Eutrophierung. Im Vergleich zum durchschnittlichen deutschen Stromerzeugungsmix sind das THG-Potenzial und das Versauerungspotenzial der Stromerzeugung aus Hackschnitzel von einer KUP ohne Düngung um 97 % bzw. 44 % niedriger, während das Eutrophierungspotenzial um 26 % höher ist (Roedl 2010).

Nicht zu vergessen ist außerdem, dass der Anbau von Gehölzen für die Produktion von Biokraftstoffen viele positive Umweltvorteile erbringt (Souza et al. 2017). Mögliche negative Auswirkungen, die durch Landnutzungsänderungen und die Intensivierung der Landwirtschaft verursacht werden, können durch eine differenzierte Landnutzung, gute fachliche Praxis, bessere Berücksichtigung des Landschaftswasserhaushaltes und biodiversitätsfreundliche Konzepte auf Feld-, Wassereinzugsgebiets- und Landschaftsebene verringert werden (Souza et al. 2017). Hierfür sind Agroforstsysteme in besonderer Weise geeignet, da sie eine kleinflächige Strukturierung landwirtschaftlicher Nutzflächen ermöglichen, wobei auch kleinräumige Standortsunterschiede besser berücksichtigt werden können.

3.2 Substitutionseffekt und CO₂-Bindung in der Gehölz-Biomasse von Agroforstsystemen (jährlicher Vergleich)

In einem Agroforstsystem des Beispiels I mit 10 % Gehölzanteil werden in der oberirdischen Biomasse der Gehölze 1,5 t CO₂-Äq ha⁻¹ Agroforstfläche a⁻¹ gespeichert (Abb. 2). Wenn diese Biomasse zur Energieerzeugung eingesetzt wird, erfolgt eine Freisetzung des gespeicherten CO₂. Durch die

Stromerzeugung mit Biomasse anstatt mit fossilen Energieträgern (70 % Steinkohle und 30 % Erdgas) entsteht jedoch ein Substitutionseffekt in Höhe von $0,8 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$ Agroforstfläche a^{-1} .

Nach der Ernte der oberirdischen Biomasse wird das CO_2 in der unterirdischen Biomasse graduell freigesetzt. Abgestorbene Pflanzenteile werden von Bodenorganismen über komplexe Nahrungsnetze zu Bodenkohlenstoff ab- und umgebaut (Schrumpf und Trumbore 2011). Im Agroforstsystembeispiel I treiben die Wurzelstöcke nach der Ernte wieder aus. Die Wurzeln leben folglich auch nach der Ernte weiter und dienen als Kohlenstoffspeicher während der gesamten Gehölznutzungsdauer von in der Regel deutlich über 20 Jahre. Dieses Potenzial wurde in dieser Studie allerdings nicht berücksichtigt, da für dieses Beispielsystem nur die Substitution betrachtet wurde.

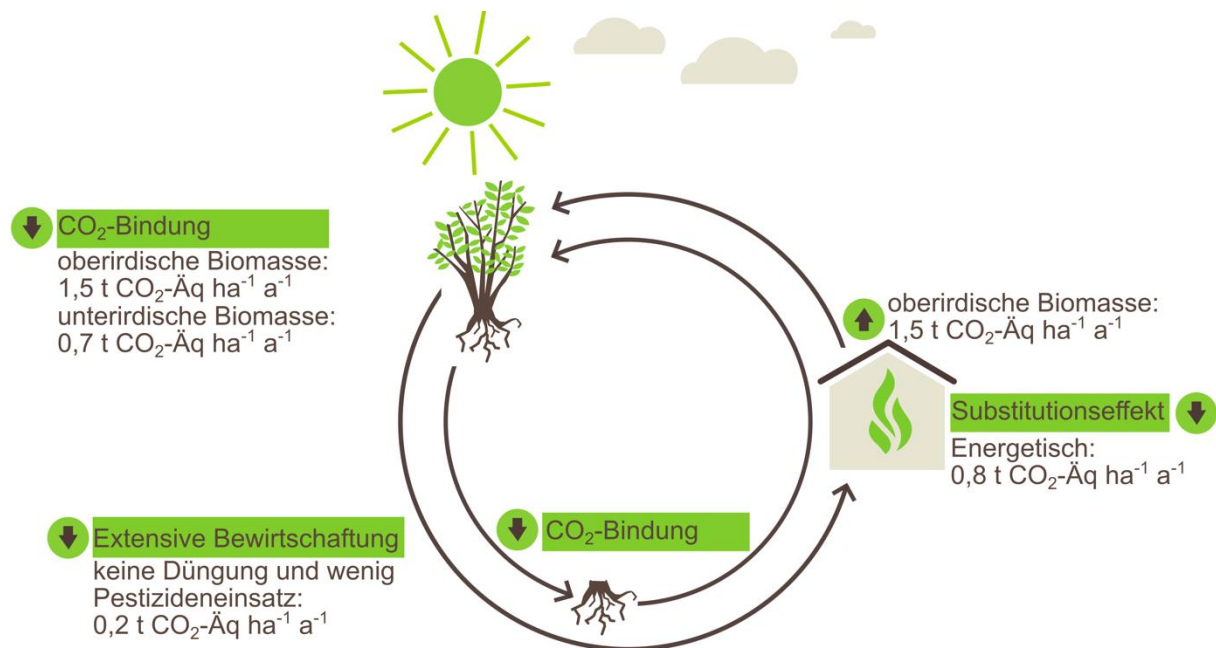


Abbildung 2: CO_2 -Bindung und -Freisetzung der holzartigen Biomasse je Hektar Agroforstfläche im Agroforstsystembeispiel I mit 10 % Gehölzflächenanteil (Die Werte für extensive Bewirtschaftung basieren auf Kanzler und Böhm (2020))

Innerhalb des Projektes AUFWERTEN wurde jedoch die Reduzierung der CO_2 -Emission aufgrund der auf Agroforstflächen zumindest partiell stattfindenden Extensivierung anhand eines Beispielszenario von Kanzler und Böhm (2020) quantifiziert (vgl. **Loseblatt # 8**). Demnach können in einem Agroforstsystem mit 10 % Gehölzflächenanteil durch die extensive Bewirtschaftung der Gehölzflächen (insbesondere durch den stark verminderten Einsatz von Düngemitteln und Pflanzenschutzmitteln) die THG-Emissionen um ca. $0,2 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$ Agroforstfläche a^{-1} gemindert werden.

In den Agroforstsystembeispielen II und III sind die Möglichkeiten für den Einsatz von Biomasse vielfältiger, was auch die Quantifizierung der C-Speicherung erschwert. Das CO_2 wird – wie auch bei dem Beispiel I – zunächst in der Biomasse der Agroforstgehölze gebunden. Da die Umtriebszeiten mit 45 bis 100 Jahren deutlich länger als in Beispielsystem I sind, ist auch die Bindungsdauer im stehenden Holz länger. Die CO_2 -Bindung entspricht bei einem Gehölzflächenanteil von 10 % bis zu $1,3 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$ Agroforstfläche a^{-1} in der oberirdischen und bis zu $0,3 \text{ t CO}_2\text{-Äq ha}^{-1}$ Agroforstfläche a^{-1} in der unterirdischen Biomasse (Abb. 3). Bei einer stofflichen Verwendung des Holzes wird in der Regel der im Holz gebundene Kohlenstoff ja nach Lebensdauer des Produktes kurz- bis langfristig gespeichert. Im Zuge einer Kaskadennutzung können die Holzabfälle nach dem Ende der Produktlebensdauer einer energetischen Verwendung zugeführt werden (Schrägner 2008).

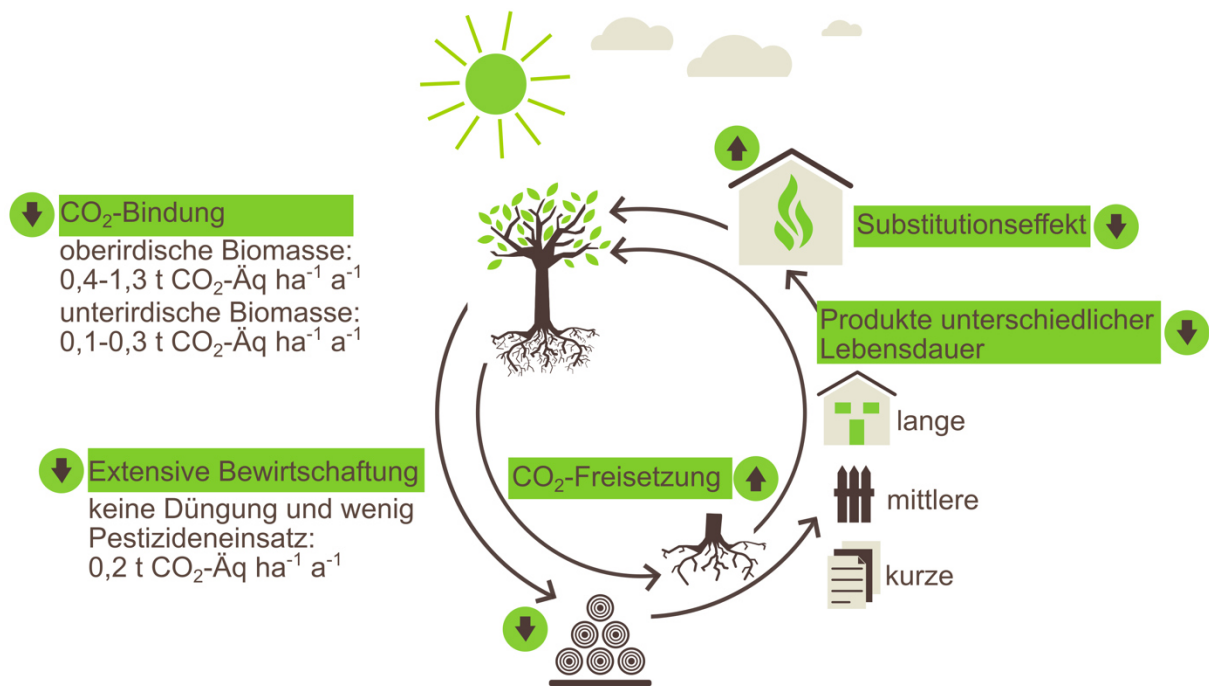


Abbildung 3: CO₂-Bindung und -Freisetzung der holzartigen Biomasse je Hektar Agroforstfläche in den Agroforstsystembeispielen II und III mit 10 % Gehölzflächenanteil (Die Werte für extensive Bewirtschaftung basieren auf Kanzler und Böhm (2020))

Das Potenzial für Substitutionsvorteile hängt von der Qualität des Rohmaterials und der effizienten Nutzung von Holzbiomasse während des Lebenszyklus ab. Die Emissionsreduzierung pro Biomasseeinheit ist im Allgemeinen höher, wenn durch die geerntete Biomasse sowohl Material als auch Energieträger substituiert werden können, das heißt, wenn das Holz – wie bereits erwähnt – im Zuge einer Kaskadennutzung zunächst als Material verwendet und anschließend energetisch verwertet wird (Pingoud et al. 2010).

Dementsprechend kann das Substitutionspotenzial einschließlich der Materialsubstitution erheblich sein. Sathre und O’connor (2010) integrierten in einer Metaanalyse Daten aus 21 internationalen Studien, um die Verdrängungsfaktoren von Holzprodukten zu ermitteln, die anstelle von Nichtholzmaterialien eingesetzt werden. Die Verdrängungsfaktoren variierten zwischen -2,3 und 15,0, wobei die meisten im Bereich zwischen 1,0 und 3,0 lagen. Der durchschnittliche Verdrängungsfaktor betrug 2,1, was darauf hinweist, dass für jede Tonne Kohlenstoff, welche in Holzprodukten, die anstelle von Nichtholzprodukten eingesetzt werden, gebunden ist, eine durchschnittliche Reduzierung der THG-Emissionen von ungefähr 2,1 t C auftritt. Das entspricht einer Reduzierung der CO₂-Äq von ca. 3,9 t pro t_{atro} Holz (Sathre und O’connor 2010).

Die größten Vorteile hinsichtlich der Reduzierung von THG-Emissionen werden durch die Herstellung und Verwendung von Produkten wie Strukturplatten und Schnittholz erreicht (Chen et al. 2018). Die Produktion von Zellstoff und Papier erhöht dagegen die THG-Emissionen. Die Erhöhung ist darauf zurückzuführen, dass die Herstellung von Zellstoff- und Papierprodukten relativ emissionsintensiver ist und Papier und Papierprodukte die kürzeste Halbwertszeit aufweisen (Chen et al. 2018). Unter Verwendung des Verdrängungsfaktors und unter Berücksichtigung aller in einem bestimmten Land hergestellten und geernteten Holzprodukte sowie erzeugter Bioenergie kann ermittelt werden, wie der notwendige Anstieg der Holznutzung sein muss, um eine neutrale CO₂-Bilanz zu erreichen (Seppälä et al. 2019; nicht Gegenstand dieser Studie).

In jedem Fall hängt das Substitutionspotenzial stark von der Zeitperspektive ab. Je länger der betrachtete Zeithorizont ist, desto größer ist die Wahrscheinlichkeit, dass der Substitutionseffekt vorteilhafter gegenüber einer C-Sequestrierung in der Biomasse ist (Marland und Marland 1992).

Die ermittelte jährliche CO₂-Bindung in den drei Agroforstsystembeispielen variiert zwischen 5,2 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ in Agroforstsystembeispiel III und 21,6 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ in Agroforstsystembeispiel I (Tab. 4). Aufgrund des schnellen Wachstums und der hohen Baumdichte (über 9.000 Bäume pro Hektar Gehölzfläche) ist die Gesamtspeicherung im Agroforstsystembeispiel I, auf das Jahr bezogen, am höchsten. Im Gegensatz dazu weist das Agroforstsystembeispiel III aufgrund des langsameren Wachstums und der geringeren Bestandesdichte (rund 300 Bäume pro Hektar Gehölzfläche) die niedrigste CO₂-Bindung je Jahr auf. Das jährliche Bindungspotenzial kann – wie in dieser Studie – unabhängig von den Umtriebszeiten der Gehölze betrachtet werden. Denn auch das Agroforstsystem des Beispiels I kann prinzipiell über einen Zeitraum von 100 Jahren genutzt werden, insbesondere, wenn die Gehölzstreifen nach einer Gesamtnutzungsdauer von z.B. 20 Jahren auf der Fläche rotiert werden. Da – zumindest gegenwärtig – die Biomasse von Agroforstsystembeispiel I vornehmlich energetisch verwertet wird, steht hier allerdings das Substitutionspotenzial fossiler Energieträger und nicht die CO₂-Bindung im Fokus (vgl. Kap. 4).

Tabelle 4: CO₂-Bindung in der ober- und unterirdischen Biomasse der Agroforstgehölze (t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹)

Agroforstsystem	Oberirdisch	Unterirdisch	Gesamt
	t CO ₂ -Äq ha ⁻¹ Gehölzfläche a ⁻¹		
Beispiel I schnellwachsende Gehölze in kurzen Umtriebszeiten (ca. 5 Jahre)	14,9	6,8	21,6
Beispiel II schnellwachsende Gehölze in längeren Umtriebszeiten (ca. 45 Jahre)	13,2	3,2	16,3
Beispiel III Langlebige Gehölze in langen Umtriebszeiten (ca. 100 Jahre)	4,2	1,0	5,2

Als Vergleich sei das von Aertsens et al. (2013) auf der Basis von Literaturdaten ermittelte durchschnittliche Bindungspotenzial von Agroforstsystemen in Europa in Höhe von 2,75 t C ha⁻¹ a⁻¹ (10,08 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹) angeführt. In dieser Studie wies das Agroforstsystem das größte C-Speicherungspotenzial unter den untersuchten Nutzungsvarianten (Agroforst, Hecken, reduzierte Bodenbearbeitung und Zwischenfruchtanbau) auf und wurde auf europäischer Ebene als eine effektive Maßnahme für den Klimaschutz empfohlen. Laut einer umfangreicheren Studie von Kay et al. (2019) können Agroforstsysteme je nach Ausgestaltung zwischen 0,09 und 7,29 t C ha⁻¹ a⁻¹ (0,33 und 26,75 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹) in den Gehölzen binden. Folglich könnten in Europa durch die Etablierung von Agroforstsystemen auf dazu geeigneten Flächen in Abhängigkeit vom Agroforststyp zwischen 7,78 und 234,85 Millionen t CO₂-Äq a⁻¹ in den Gehölzen gebunden werden (Kay et al. 2019).

Die Ermittlung der Werte in dieser Studie, insbesondere bezüglich der Agroforstsystembeispiele II und III basiert auf einer konservativen Herangehensweise. Die durchschnittlichen Erträge im Agroforstsystembeispiel II werden aufgrund der Streifenbreite, die anhand der sichtbaren Kronenbreite im Luftbild ermittelt wurde, unterschätzt. Der hohe Anteil an nicht bestockten Flächen in den zugrunde gelegten Gehölzstreifen mit einer durchschnittlichen Breite von 12 m hat jedoch einen höheren positiven Effekt auf die Biodiversität sowie andere Ökosystemleistungen. Bei einem stärker produktionsorientierten Agroforstsystem können die Streifen auch eine deutlich kleinere Breite aufweisen, was pro Flächeneinheit zu einer höheren Holzmenge führt. Außerdem kann in diesen Agroforstsystemen eine Begleitart, z.B. für die Produktion von Energieholz, parallel zu den Stammholz- und Wertholzbäumen gepflanzt und in kurzen Intervallen geerntet werden, wodurch das CO₂-Bindungspotenzial dieser Systeme nochmals gesteigert werden kann. In den hier vorgestellten Berechnungen wurde lediglich die Biomasse der Hauptbaumart betrachtet.

Bezogen auf den Hektar Gehölzfläche wurde für das Agroforstsystembeispiel II am Ende der Umtriebszeit ein Holzvorrat von über 600 m³ ermittelt. Das Ergebnis ist vergleichbar mit Werten für Hecken in Agrarlandschaften in Südbrandenburg (vgl. Böhm et al. 2020b; **Loseblatt # 20**), liegt allerdings höher als das durchschnittliche Derbholumen in deutschen Wäldern von 330 m³ ha⁻¹ (unter Berücksichtigung aller Altersgruppen und aller Baumarten) gemäß der dritten Bundeswaldinventur (Thünen Institut 2012). Die Werte für das Agroforstsystembeispiel II sind mit dem Derbholumen älterer Wälder in Deutschland vergleichbar. Ein maximales durchschnittliches Derbholumen bis 550 m³ pro ha wurde in Schleswig-Holstein für über 150 Jahre alte Wälder ermittelt (Thünen Institut 2012). Das höhere Biomassenvolumen von Baumhecken in Agrarlandschaften im Vergleich zu Wäldern beruht auf der höheren Stammzahl je Gehölzbodenfläche infolge der vorteilhafteren Lichtverhältnisse.

Die Bewirtschaftung von diesen Systemen kann mit der Bereitstellung von Ökosystemleistungen wie Erosionsminderung und Biomasseproduktion verbunden werden (vgl. **Loseblatt # 20**). Allerdings sind für eine profitable Heckennutzung höhere Erzeugerpreise für die Holzprodukte sowie die Entwicklung regionaler Konzepte für eine innovative Holznutzung notwendig. Die Anerkennung von Agroforstsystemen als Agrarumwelt- und Klimamaßnahme (AUKM) könnte die Wirtschaftlichkeit in der Etablierungsphase dieser Systeme verbessern (Böhm et al. 2020a).

4 SZENARIO AGROFORSTWIRTSCHAFT AUF 50 % DER ACKERBAULICH GENUTZTEN FLÄCHEN IN DEUTSCHLAND

In 2016 betrug die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland 16,7 Millionen Hektar (BMEL 2017). Von dieser Fläche wurden 11,8 Millionen Hektar als Ackerland, 4,7 Millionen Hektar als Grünland und 0,2 Millionen Hektar als Dauerkulturen genutzt (BMEL 2017).

Die Etablierung von Agroforstsystemen auf 50 % des Ackerlandes erfordert demnach 5,9 Millionen Hektar. Diese Fläche wird gemäß diesem Szenario allerdings im Mittel nur zu 10 % für den Anbau von Agroforstgehölzen genutzt. Folglich beträgt die durch Gehölze beanspruchte Fläche lediglich 0,59 Millionen Hektar.

Bei Annahme eines Flächenverhältnisses der drei betrachteten Agroforstsystembeispiele (vgl. Kapitel 2.1) von 50 % (Beispiel I) zu 30 % (Beispiel II) zu 20 % (Beispiel III) ergibt sich eine durchschnittliche C-Bindung von 17 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ (12 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ in der oberirdischen und 5 t CO₂-Äq ha⁻¹ Gehölzfläche a⁻¹ in der unterirdischen Biomasse).

Demnach werden in diesem Beispielszenario jährlich 10 Millionen t CO₂-Äq a⁻¹ in der Holzbiomasse der Agroforstgehölze gebunden (Tabelle 5). Das entspricht nahezu 14 % der THG-Emissionen in der Landwirtschaft aus dem Jahr 2014, welche insgesamt 72 Millionen Tonnen CO₂-Äq (8 % der THG-Emissionen in Deutschland) betragen (BMU 2016). Dabei waren die größten Emissionsquellen:

- die Lachgasemissionen als Folge des Stickstoffeinsatzes bei der Düngung (25 Millionen Tonnen CO₂-Äq),
- die Methan-Emissionen aus der Verdauung von Wiederkäuern (25 Millionen Tonnen CO₂-Äq),
- die Emissionen aus dem Gülle-Management (10 Millionen Tonnen CO₂-Äq),
- die THG-Emissionen aus dem Kraftstoffeinsatz landwirtschaftlicher Maschinen und Fahrzeuge (6 Millionen Tonnen CO₂-Äq).

Tabelle 5: CO₂-Bindungspotential durch die ober- und unterirdische Biomasse der Agroforstgehölze bei Unterstellung des Szenarios: Agroforstsysteme auf 50 % der ackerbaulich genutzten Fläche Deutschlands mit 10 % Gehölzflächenanteil und einem Agroforstsystemverhältnis von 50 % (Beispiel I), 30 % (Beispiel II) und 20 % (Beispiel III) in Millionen t CO₂-Äq Gehölzfläche a⁻¹

Agroforstsystem	Oberirdisch	Unterirdisch	Gesamt
	Millionen t CO ₂ -Äq Gehölzfläche a ⁻¹		
Beispiel I schnellwachsende Gehölze in kurzen Umtriebszeiten (ca. 5 Jahre)	4,37	1,99	6,36
Beispiel II schnellwachsende Gehölze in längeren Umtriebszeiten (ca. 45 Jahre)	2,32	0,56	2,88
Beispiel III Langlebige Gehölze in langen Umtriebszeiten (ca. 100 Jahre)	0,50	0,12	0,62

Da die oberirdische Biomasse des Agroforstsystembeispiels I in kurzen Rotationen gewonnen und gemäß den Annahmen dieser Studie für die Erzeugung von Strom eingesetzt wird, steht bei den folgenden Ausführungen zu diesem System nicht die Betrachtung der Speicherung, sondern des Energiesubstitutionspotenzials im Fokus. Auf 50 % der Gehölzfläche (295.000 Hektar), mit einem jährlichen Substitutionspotenzial von 7,9 t CO₂-Äq ha⁻¹ a⁻¹, werden 2,3 Millionen t CO₂-Äq a⁻¹ durch die Erzeugung von Strom mittels Holzbiomasse anstatt mittels Steinkohle und Erdgas vermieden (Tabelle 6).

Tabelle 6: CO₂-Bindungs- und Vermeidungspotential durch Agroforstgehölze; bei Unterstellung des Szenarios: Agroforstsysteme auf 50 % der ackerbaulich genutzten Fläche Deutschlands mit 10 % Gehölzflächenanteil und einem Agroforstsystemverhältnis von 50 % (Beispiel I), 30 % (Beispiel II) und 20 % (Beispiel III) in Millionen t CO₂-Äq Gehölzfläche a⁻¹

Agroforstsystem	Bindung (ober- und unterirdisch)	Energie-substitution	Extensivierung der Bewirtschaftung*
	Millionen t CO ₂ -Äq Gehölzfläche a ⁻¹		
Beispiel I schnellwachsende Gehölze in kurzen Umtriebszeiten (ca. 5 Jahre)	-	2,3	
Beispiel II schnellwachsende Gehölze in längeren Umtriebszeiten (ca. 45 Jahre)			1,2
Beispiel III Langlebige Gehölze in langen Umtriebszeiten (ca. 100 Jahre)	3,5	-	

*nach Kanzler und Böhm (2020)

Die größte Verringerung der THG-Emissionen kann allerdings erreicht werden, indem durch die Stromerzeugung aus Biomasse Braunkohleanlagen substituiert werden (Roedl 2010). Die Stromerzeugung durch Braunkohle im Jahr 2016 überwiegt in den Bundesländern Brandenburg, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Nordrhein-Westfalen (UBA 2017b). Demnach können in diesen Bundesländern die größten Substitutionseffekte durch die Etablierung von Agroforstsystemen gemäß des Beispiels I erreicht werden, wobei zu bedenken ist, dass lange Transportwege die CO₂-Bilanz verschlechtern können. Das CO₂-Vermeidungspotenzial bezüglich der extensiven Bewirtschaftung beträgt für alle Beispielsysteme weitere 1,2 Millionen t CO₂-Äq a⁻¹. Das CO₂-Bindungspotenzial in der ober- und unterirdischen Biomasse der Beispielsysteme II und III auf 50 % der ackerbaulich genutzten Fläche summiert sich auf 3,5 Millionen t CO₂-Äq a⁻¹ (Tab. 6).

Neben dem CO₂-Vermeidungs- und Bindungspotenzial könnten bei der Umsetzung dieses Szenarios weitere gravierende Probleme in der Landwirtschaft gemindert oder sogar gelöst werden. Zu

nennen sind hier insbesondere die hierdurch mögliche, flächige Vermeidung von Bodenerosion sowie der positive Beitrag zum Schutz der Oberflächengewässer bei fokussierter Anordnung der Gehölzstreifen an Gewässerrändern.

5 SCHLUSSFOLGERUNGEN

Diese Studie liefert einen Ansatz, den Beitrag von streifenförmigen Agroforstsystemen zur CO₂-Bindung in der Holzbiomasse als Teil der agroforstlichen Umweltleistungen zu quantifizieren und hierauf aufbauend das Klimaschutzpotenzial der Agroforstgehölze zu ermitteln. Das CO₂-Bindungspotenzial kann zwischen unterschiedlichen Agroforstsystemen erheblich variieren, was mit Hilfe der drei dargestellten Beispiele für Agroforstgehölzstreifen veranschaulicht wurde. Dienen Agroforstsysteme der Produktion von Energieholz für die Stromerzeugung (Agroforstsystembeispiel I), so ist es sinnvoll, das CO₂-Vermeidungspotenzial in Betracht zu nehmen, während bei Agroforstsystemen für die Produktion von Stamm- und Wertholz (Agroforstsystembeispiele II und III) das CO₂-Bindungspotenzial im Fokus stehen sollte.

Würden auf 50 % der ackerbaulich genutzten Flächen in Deutschland Agroforstsysteme des Beispiels I (10 % Gehölzflächenanteil) etabliert werden, so könnten durch die Stromerzeugung aus Holzbiomasse anstelle der Nutzung fossiler Energieträger (70 % Steinkohle und 30 % Erdgas) jährlich 2,3 Millionen t CO₂-Äq vermieden werden. Hierbei ist die Reduzierung der THG-Emissionen bei der Substitution von Erdgas allgemein geringer als bei Braunkohle, die eine vergleichsweise geringe Nutzungseffizienz aufweist. Demnach steigt das Vermeidungspotenzial bei der Substitution von fossilen Energieträgern mit zunehmendem Anteil an Braunkohle.

Bei der Etablierung von Agroforstsystemen der Beispiele II und III auf 50 % der ackerbaulich genutzten Flächen in Deutschland (10 % Gehölzanteil) könnten jährlich mindestens 3,5 Millionen t CO₂-Äq in der ober- und unterirdischen Biomasse der Gehölze gebunden werden. Dieses Klimaschutzpotenzial kann bei Verringerung der Streifenbreite bzw. Erhöhung der Baumdichte je Flächeneinheit sogar noch erheblich erhöht werden. Da es derzeit für diese Systeme an umfangreichen Versuchsergebnissen fehlt, erfolgte hier eine eher vorsichtige Schätzung. Weitere Analysen sollten verstärkt auch die Materialsubstitution berücksichtigen, damit das Vermeidungspotenzial von Agroforstgehölzen vollständig abgebildet werden kann.

LITERATUR

- acatech/Leopoldina/Akademienunion (2019): acatech – Deutsche Akademie der Technikwissenschaften, Nationale Akademie der Wissenschaften Leopoldina, Union der deutschen Akademien der Wissenschaften (Hrsg.): Biomasse im Spannungsfeld -zwischen-Energie--und-Klimapolitik. Strategien für eine nachhaltige Bioenergienutzung. Stellungnahme. Königsdruck – Printmedien und digitale Dienste GmbH, Berlin. 105 Seiten.
- Aertsens J., De Nocker L., Gobin A. (2013): Valuing the carbon sequestration potential for European agriculture. *Land Use Policy* 31, 584–594
- Albanito F., Beringer T., Corstanje R., Poulter B., Stephenson A., Zawadzka J., Smith P. (2016): Carbon implications of converting cropland to bioenergy crops or forest for climate mitigation: A global assessment. *GCB Bioenergy* 8, 81–95
- Bachmaier J., Effenberger M., Gronauer A. (2010): Greenhouse gas balance and resource demand of biogas plants in agriculture. *Engineering in Life Sciences* 10, 560–569
- BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2017): Daten und Fakten. Land-, Forst- und Ernährungswirtschaft mit Fischerei und Wein- und Gartenbau, Berlin

- BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018a): Klima schützen. Werte schaffen. Ressourcen effizient nutzen. Charta für Holz 2.0, Berlin
- BMEL Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (2018b): Der Wald in Deutschland. Ausgewählte Ergebnisse der dritten Bundeswaldinventur, 3. korrigierte Auflage, Zarbock GmbH & Co. KG, Frankfurt am Main
- BMU Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit (2016): Klimaschutzplan 2050. Klimaschutzpolitische Grundsätze und Ziele der Bundesregierung. Berlin
- Böhm C., Tsonkova P., Mohr T., Schröder C., Lorenz C., Ludewig M., Bösel B., Dommel J., Wagner N., Domin T. (2020a): Konzept zur Förderung von Agroforstflächen als Agrarumwelt- und Klimamaßnahme (AUKM) im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms (KULAP) des Landes Brandenburg, Cottbus, 57 Seiten
- Böhm C., Tsonkova P., Hübner R., Ehrhrit J. (2020b): Bewirtschaftung und Nutzung bestehender Heckenstrukturen in Abhängigkeit des Zieltyps und der Zielfunktion am Beispiel der Gemeinde Sonnewalde in Südbrandenburg. Loseblatt # 20, Loseblattsammlung AUFWERTEN, Cottbus
- Böhm C., Tsonkova P. (2020): Eine kontrollfähige Definition für Agroforstschläge. Loseblatt # 50, Loseblattsammlung AUFWERTEN, Cottbus
- Bredemeier M., Busch G., Hartmann L., Jansen M., Richter F., Lamersdorf N.P. (2015): Fast growing plantations for wood production – integration of ecological effects and economic perspectives. *Front Bioeng Biotechnol* 3, 72
- Burger F., Schweier J. (2016): Die Ökobilanz von Kurzumtriebsplantagen. *LWF Wissen* 79, 73–82
- Burschel P., Kürsten E., Larson B.C. (1993): Die Rolle von Wald und Forstwirtschaft im kohlenstoffhaushalt. Eine Betrachtung für die bundesrepublik Deutschland. *Forstliche Forschungsberichte Nr. 126*, München, 135 Seiten
- Busch G. (2012): GIS-based tools for regional assessments and planning processes regarding potential environmental effects of poplar SRC. *Bioenergy Res* 5, 584–605
- Cardinael R., Umulisa V., Toudert A., Olivier A., Bockel L., Bernoux M. (2018): Revisiting IPCC Tier 1 coefficients for soil organic and biomass carbon storage in agroforestry systems. *Environ Res Lett* 13, 124020
- Chatterjee N., Nair P.K.R., Chakraborty S., Nair V.D. (2018): Changes in soil carbon stocks across the forest-agroforest-agriculture/pasture continuum in various agroecological regions: a meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ* 266, 55–67
- Chen J., Ter-Mikaelian M.T., Yang H., Colombo S.J. (2018): Assessing the greenhouse gas effects of harvested wood products manufactured from managed forests in Canada. *Forestry* 91, 193–205
- de Stefano A., Jacobson M.G. (2018): Soil carbon sequestration in agroforestry systems: a meta-analysis. *Agrofor Syst* 92, 285–99
- Dietz P. (1975): Dichte und Rindengehalt von Industrieholz. *Holz Roh- Werkstoff* 33, 135–141
- Djomo S.N., El Kasmioui O., Ceulemans R. (2011): Energy and greenhouse gas balance of bioenergy production from poplar and willow: a review. *GCB Bioenergy* 3, 181–197
- Europäische Kommission (2010): EU KOM(2010)11. Bericht der Kommission an den Rat und das Europäische Parlament über Nachhaltigkeitskriterien für die Nutzung fester und gasförmiger Biomasse bei Stromerzeugung, Heizung und Kühlung. Brüssel

- Fagerholm N., Oteros-Rozas E., Raymond C.M., Torralba M., Moreno G., Plieninger T. (2016): Assessing linkages between ecosystem services, land-use and well-being in an agroforestry landscape using public participation GIS. *Appl Geogr* 74, 30–46
- Fargione J., Hill J., Tilman D., Polasky S., Hawthorne P. (2008): Land clearing and the biofuel carbon debt. *Science* 319, 1235–1238
- Fehrenbach H., Köppen S., Markwardt S., Vogt R. (2016): Aktualisierung der Eingangsdaten und Emissionsbilanzen wesentlicher biogener Energienutzungspfade (BioEm). Heidelberg
- Feliciano D., Ledo A., Hillier J., Nayak D.R. (2018): Which agroforestry options give the greatest soil and above ground carbon benefits in different world regions?. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 254, 117–129
- Gruenewald H., Brandt B.K.V., Schneider B.U., Oliver B., Kendzia G., Hüttl R.F. (2007): Agroforestry systems for the production of woody biomass for energy transformation purposes. *Ecol Eng* 29, 319–328
- Hellebrand H.J., Scholz V., Kern J. (2008): Fertiliser induced nitrous oxide emissions during energy crop cultivation on loamy sand soils. *Atmospheric Environment* 42, 8403–8411
- Hellebrand H.J., Strähle M., Scholz V., Kern J. (2010): Soil carbon, soil nitrate, and soil emissions of nitrous oxide during cultivation of energy crops. *Nutr Cycl Agroecosyst* 87, 175–186
- Hudiburg T., Law B.E., Wirth C., Luysaert S. (2011): Regional carbon dioxide implications of forest bioenergy production. *Nature Climate Change* 1, 419–423
- IPCC Intergovernmental Panel on Climate Change (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. In: (Hrsg. Eggleston HS, Buendia L, Miwa K, Ngara T, Tanabe K) Volume 4. Agriculture, Forestry and Other Land Use. IGES, Hayama, Japan
- Jonker J.G.G., Junginger H.M., Faaij A. (2014): Carbon payback period and carbon offset parity point of wood pellet production in the Southeastern USA. *GCB Bioenergy* 6, 371–389
- Kanzler M., Böhm C. (2020) Vergleich von Agroforstwirtschaft und konventioneller Ackerbewirtschaftung bezüglich ihrer Energiebilanz am Beispiel vom Landwirtschaftsbetrieb Domin in Südbrandenburg. Loseblatt # 8, Loseblattsammlung AUFWERTEN, Cottbus
- Kay S., Rega C., Moreno G., den Herder M. et al. (2019): Agroforestry creates carbon sinks whilst enhancing the environment in agricultural landscapes in Europe. *Land Use Policy* 83, 581–593
- Kern J., Don A. (2018): Emissionen von klimarelevanten Gasen aus Agrarholzanpflanzungen. In: Veste M., Böhm C. (Hrsg.): Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft, Biologie - Ökologie - Management, Springer Spektrum, Berlin, Heidelberg, 315–333
- Kim D.-G., Kirschbaum, M.U.F., Beedy T.L. (2016): Carbon sequestration and net emissions of CH₄ and N₂O under agroforestry: Synthesizing available data and suggestions for future studies. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 226, 65–78
- Köhl M., Frühwald A., Kenter B. et al. (2009): Potenzial und Dynamik der Kohlenstoffspeicherung in Wald und Holz: Beitrag des deutschen Forst- und Holzsektors zum Klimaschutz. *Landbauforschung – vTl Agriculture and Forestry Research Sonderheft* 327, 103–109
- Kramer H., Akça A. (2008): Leitfaden zur Waldmesslehre, Frankfurt am Main, J. D. Sauerländer's Verlag
- Kürsten E. (1998): Agroforstwirtschaft als Möglichkeit zur Verringerung der CO₂-Belastung der Atmosphäre. In: „Tropentag“, 11./12.12. 1997, Tropenzentrum der Universität Hohenheim, 131–135

- Lamers P., Junginger M. (2013): The 'debt' is in the detail: a synthesis of recent temporal forest carbon analyses on woody biomass for energy. *Biofuels, Bioproducts, Biorefining* 7, 373–385
- Madsen K., Bentsen N.S. (2018): Carbon Debt Payback Time for a Biomass Fired CHP Plant—A Case Study from Northern Europe. *Energies* 2018 11, 807
- Manomet Center for Conservation Sciences (2010): Massachusetts Biomass Sustainability and Carbon Policy Study: Report to the Commonwealth of Massachusetts Department of Energy Resources. Walker, T. (Hrsg.) Cardellicchio P, Colnes A, Gunn J, Kittler B, Perschel R, Recchia C, Saah D, Walker T, Natural Capital Initiative Report NCI-2010- 03. Brunswick, Maine
- Marland G., Marland S. (1992): Should we store carbon in trees? *Water, Air and Soil Pollution* 64, 181–195
- McKechnie J., Colombo S., Chen J., Mabee W., MacLean H. (2011): Forest bioenergy or forest carbon? Assessing trade-offs in green- house gas mitigation with wood-based fuels. *Environ Sci Technol* 45, 789–795
- Mitchell S.R., Harmon M.E., O'Connell K.E. (2012): Carbon debt and carbon sequestration parity in forest bioenergy production. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 818–827
- MLUL Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Landwirtschaft (2018): Waldbaurichtlinie für das Land Brandenburg. Eiche. Forst Brandenburg. 10 Seiten
- Mokany K., Raison J.R., Prokushkin A.S. (2006): Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*. 12, 84–96.
- Montagnini F., Nair P.K.R. (2004): Carbon sequestration: An underexploited environmental benefit of agroforestry systems. *Agroforest Syst* 61, 281–295
- Morhart C., Sheppard J.P., Schuler J.K., Spiecker H. (2016): Above-ground woody biomass allocation and within tree carbon and nutrient distribution of wild cherry (*Prunus avium* L.) – a case study. *Forest Ecosystems* 2016, 3:4
- Mosquera-Losada M.R., Freese D., Rigueiro-Rodríguez A. (2011): Carbon sequestration in European agroforestry systems. In: Kumar B.M., Nair P.K.R. (Hrsg.) Carbon sequestration potential of agroforestry systems. Springer, Netherlands, 43–59
- Nabuurs G.-J., Arets E.J.M.M., Schelhaas M.-J. (2017): European forests show no carbon debt, only a long parity effect. *Forest Policy and Economics* 75, 120–125
- Nair P.K.R., Kumar B.M., Nair D.V. (2009): Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *J Plant Nutr Soil Sci* 172, 10–23
- Pingoud K., Pohjola J., Valsta L. (2010): Assessing the integrated climatic impacts of forestry and wood products. *Silva Fennica* 44, 155–175
- Prisley S. et al (2018): Comment on Sterman, et al (2018): 'Does replacing coal with wood lower CO₂ emissions? Dynamic lifecycle analysis of wood bioenergy'. *Environ Res Lett* 13, 128002
- Quaschnig V. (2019): Regenerative Energiesysteme. Technologie – Berechnung – Klimaschutz 10., aktualisierte und erweiterte Auflage, Carl Hanser Verlag München, 468 Seiten
- Quinkenstein A., Böhm C., Matos E., Freese D., Hüttl R.F. (2011): Assessing the carbon sequestration in short rotation coppice systems of *Robinia pseudoacacia* on marginal sites in NE-Germany. In: Kumar B.M., Nair P.K.R. (Hrsg.) Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems Opportunities and Challenges, *Advances in Agroforestry* 8, Dordrecht, 201–216

- Roedel A. (2010): Production and energetic utilization of wood from short rotation cop- pice-a life cycle assessment. *International Journal of Life Cycle Assessment* 15, 567–578
- Rödl A. (2008): Ökobilanzierung der Holzproduktion im Kurzumtrieb. Arbeitsbericht 03/2008, Johann Heinrich von Thünen Institut, Institut für Ökonomie der Forst- und Holzwirtschaft, Hamburg, Germany
- Rüter S. (2017): Der Beitrag der stofflichen Nutzung von Holz zum Klimaschutz – Das Modell WoodCarbonMonitor. Doktorarbeit. Fakultät Wissenschaftszentrum Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt. Technische Universität München. 270 Seiten
- Sathre R., O'Connor J. (2010): Meta-analysis of greenhouse gas displacement factors of wood product substitution. *Environ Sci Policy* 13, 104–114
- Shi L., Feng W., Xu J., Kuzyakov Y. (2018): Agroforestry systems: meta-analysis of soil carbon stocks, sequestration processes, and future potentials. *Land Degrad Dev* 29, 3886–3897
- Schägnier J.-P. (2008): Monetäre Bewertung ökologischer Leistungen des Agrarholzanbaus. In: Murach D., Knur L., Schultze M., DENDROM – Zukunftsrohstoff Dendromasse, Kessel, Remagen-Oberwinter, 345–370
- Schägnier J.P. (2009): Monetäre Bewertung ökologischer Leistungen des Agrarholzanbaus. In: Reeg T., Bemann A., Konold W., Murach D., Spiecker H. (Hrsg.) Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, 171–180
- Schlamadinger B., Marland G. (1996): The role of forest and bioenergy strategies in the global carbon cycle. *Biomass and Bioenergy* 10, 275–300
- Schlamadinger B., Bird N, Johns T. et al. (2007): A synopsis of land use, land-use change and forestry (LULUCF) under the Kyoto Protocol and Marrakech Accords. *Environmental Science & Policy* 10, 271–282
- Schober R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung, Frankfurt am Main, J. D. Sauerländer Verlag
- Schoeneberger M., Bentrup G., de Gooijer H. et al. (2012): Branching out: Agroforestry as a climate change mitigation and adaptation tool for agriculture. *Journal of Soil and Water Conservation* 67, 128–136
- Schrumpf M., Trumbore S. (2011): Unser wichtigster Kohlenstoffspeicher: Wie der Boden als dünne Haut der Erde globale Stoffkreisläufe und das Klima beeinflusst. Forschungsbericht 2011 - Max-Planck-Institut für Biogeochemie, Jena
- Schulze E.-D., Koerner C., Law B.E., Haberl H., Luysaert S. (2012): Large-scale bioenergy from additional harvest of forest biomass is neither sustainable nor greenhouse gas neutral. *Global Change Biology Bioenergy* 4, 611–616
- Schulze E.D., Sierra C.A., Egenolf V., et al. (2020): The climate change mitigation effect of bioenergy from sustainably managed forests in Central Europe. *GCB Bioenergy* 12, 186–197
- Searchinger T.D., Hamburg S.P., Melillo J. et al. (2009): Fixing a critical climate accounting error. *Science* 326, 527–528
- Seppälä J., Heinonen T., Pukkala T., Kilpeläinen A., Mattila T., Myllyviita T., Asikainen A., Peltola H. (2019): Effect of increased wood harvesting and utilization on required greenhouse gas displacement factors of wood-based products and fuels. *Journal of Environmental Management* 247, 580–587
- Souza G.M., Ballester M.V.R., de Brito Cruz C.H. et al. (2017): The role of bioenergy in a climate-changing world. *Environmental Development* 23, 57–64

- Steinfeld M. (2008): Ökologische Bewertung des Zukunftsrohstoffs Dendromasse. In: Murach D, Knur L, Schultze M, DENDROM – Zukunftsrohstoff Dendromasse, Kessel, Remagen-Oberwinter, 371–386
- Sterman J., Siegel L., Rooney Varga J. (2018a): Does replacing coal with wood lower CO₂ emissions? Dynamic lifecycle analysis of wood bioenergy, *Environ Res Lett* 13 015007
- Sterman J., Siegel L., Rooney Varga J. (2018b) Reply to comment on ‘Does replacing coal with wood lower CO emissions? Dynamic lifecycle 2 analysis of wood bioenergy’. *Environ Res Lett* 13 128003
- Stork M., Schulte A., Murach D. (2014): Large-scale fuelwood production on agricultural fields in mesoscale river catchments – GIS-based determination of potentials in the Dahme river catchment (Brandenburg, NE Germany), *Biomass and Bioenergy* 64, 42–49
- Stroh K., Schweinle J., Liesebach M. et al. (2012): Kurzumtriebsplantagen aus ökologischer und ökonomischer Sicht. Arbeitsberichte aus der vTI-Agrarökonomie. Braunschweig
- Ter-Mikaelian M.T., Colombo S.J., Lovekin D. et al. (2015): Carbon debt repayment or carbon sequestration parity? Lessons from a forest bioenergy case study in Ontario, Canada. *GCB Bioenergy* 7, 704–716
- Tilman D., Socolow R., Foley J.A. et al. (2009): Beneficial Biofuels—The Food, Energy, and Environment Trilemma. *Science* 325, 270–271
- Torrallba M., Fagerholm N., Burgess P.J., Moreno G., Plieninger T. (2016): Do European agroforestry systems enhance biodiversity and ecosystem services? A meta-analysis. *Agric Ecosyst Environ* 230, 150–161
- Tsonkova P., Böhm C., Quinkenstein A., Freese D. (2012): Ecological benefits provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the temperate region: a review. *Agroforest Systems* 85, 133–152
- Thünen Institut (2012): Dritte Bundeswaldinventur - Ergebnisdatenbank. <https://bwi.info>
Abgerufen am 15.07.2020
- UBA Umweltbundesamt (2017a): Emissionsbilanz erneuerbarer Energieträger. Bestimmung der vermiedenen Emissionen im Jahr 2016. *Climate Change* 23/2017. Dessau-Roßlau
- UBA Umweltbundesamt (2017b): Strommix in Deutschland. Nettostromerzeugung in Deutschland 2016 nach Primärenergieträgern
<https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/372/bilder/dateien/strommix-karte-2016.pdf>, abgerufen am 13.05.2020
- UBA Umweltbundesamt (2018a): Umwelt und Landwirtschaft. Daten zur Umwelt. Ausgabe 2018. Dessau-Roßlau
- UBA Umweltbundesamt (2018b): Entwicklung der spezifischen Kohlendioxid-Emissionen des deutschen Strommix in den Jahren 1990 – 2017. *Climate Change* 11/2018. Dessau-Roßlau
- UBA Umweltbundesamt (2019): Berichterstattung unter der Klimarahmenkonvention der Vereinten Nationen und dem Kyoto-Protokoll 2019. Nationaler Inventarbericht zum Deutschen Treibhausgasinventar 1990 – 2017 Umweltbundesamt – UNFCCC-Submission. *Climate Change* 23/2019. Dessau-Roßlau
- Verlinden M.S., Broeckx L.S., Zona D. et al. (2013): Net ecosystem production and carbon balance of an SRC poplar plantation during its first rotation. *Biomass and Bioenergy* 56, 412–422
- Weisser D. (2007): A guide to life-cycle greenhouse gas (GHG) emissions from electric supply technologies. *Energy* 32, 1543–1559

- Wilhelm E.-G., Mähler P., Nych F., Winter S. (2015): Kurzumtriebsplantagen im Spannungsfeld erneuerbarer Energien. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 47, 37–42
- Zanchi G., Pena N., Bird N. (2010): *The Upfront Carbon Debt of Bioenergy*. Joanneum Research, Graz, Austria. 54 Seiten
- Zanchi G., Pena N., Bird N. (2012): Is woody bioenergy carbon neutral? A comparative assessment of emissions from consumption of woody bioenergy and fossil fuel. *GCB Bioenergy* 4, 761–772
- Zimmer B. (2010): Ökobilanz Waldhackschnitzel. Ergebnisse aus der ökologischen Bewertung belegen: Energie aus Hackschnitzeln ist umweltfreundlich. *LWF Aktuell* 74, 22–25
- Zomer R.J., Neufeldt H., Xu J., Ahrends A., Bossio D., Trabucco A., Van Noordwijk M., Wang M. (2016): Global tree cover and biomass carbon on agricultural land: the contribution of agroforestry to global and national carbon budgets, *Sci Rep* 6, 1–12