

Loseblatt # 2

UMWELTLEISTUNGEN VON AGROFORST- SYSTEMEN

Wolfgang Zehlius-Eckert, Penka Tsonkova, Christian Böhm



Umwelleistungen von Agroforstsystemen

Autoren

Wolfgang Zehlius-Eckert, Penka Tsonkova, Christian Böhm

Anschriften und Kontaktdaten

Dr. Wolfgang Zehlius-Eckert, TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung, Emil-Ramann-Straße 6, 85354 Freising
zehlius@tum.de

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 Umwelleistungen 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.

Freising, den 21.12.2020

INHALTSVERZEICHNIS

Abbildungsverzeichnis	2
Tabellenverzeichnis	3
Zusammenfassung	4
1 Einführung	5
2 Umwelleistungen von Agroforstsystemen	6
2.1 Boden	7
2.1.1 Erosionsminderung	7
2.1.2 Nährstoffhaushalt	8
2.1.3 Humusbildung	9
2.1.4 Bodenverdichtung	10
2.2 Klimarelevante Gase	10
2.2.1 Wegfall von Bearbeitungsdurchgängen und Betriebsmitteleinsatz wie Düngern ..	11
2.2.2 Sequestrierung im Holz (oberirdische Biomasse)	11
2.2.3 Sequestrierung in den Wurzeln (unterirdische pflanzliche Biomasse)	12
2.2.4 Sequestrierung im Boden (Humusbildung)	12
2.2.5 Zwischenfazit	13
2.2.6 Agroforstsysteme auf Grünland	14
2.2.7 Einfluss weiterer Treibhausgase: Lachgas und Methan	14
2.2.8 Fazit	15
2.3 Wasser	16
2.3.1 Oberflächengewässer	16
2.3.2 Grundwasser	24
2.3.3 Bodenwasserhaushalt	27
2.4 Biodiversität	27
2.4.1 Artenvielfalt und Individuendichten	28
2.4.2 Artenzusammensetzung	31
2.4.3 Charakterische Arten der Agrarlandschaft	33
2.4.4 Seltene Arten, Verantwortungsarten	34
2.4.5 Bedeutung von Agrarholzstreifen für den Biotopverbund	35
2.4.6 Faktoren, die die Artenzusammensetzung und die Bedeutung von Agrarholzstreifen für die biologische Vielfalt beeinflussen	37
2.4.7 Fazit und Empfehlungen	39
2.5 Landschaftsbild	40
3 Erkennbare Tendenzen zu den Umwelleistungen von Agroforstsystemen	42
4 Möglichkeiten zur Optimierung der Umwelleistungen	42
Literatur	43

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Reduzierung der Windgeschwindigkeit in einem Agroforstsystem mit unterschiedlich breiten Ackerstreifen	8
Abbildung 2: Vergleichbare Struktur bei Kurzumtriebshecken in Agroforstsystemen (links) und naturnahen Hecken (Landschaftselement; rechts).....	9
Abbildung 3: Über Blattstreu eingetragene Nährstoffmenge in einem Agroforst-Gehölzstreifen sowie im Randbereich angrenzender Ackerkulturbereiche (nach Mirck et al. 2015).....	9
Abbildung 4: Luftleitfähigkeit des Bodens am Standort Messen in verschiedenen Tiefen (Meyer et al. 2011)	10
Abbildung 5: Modellierete Einträge von Stickstoff und Phosphor in die deutschen Fließgewässer (Quelle: Umweltbundesamt 2016)	17
Abbildung 6: Reduzierung des Eintrags von Sediment, Nitrat-N und Phosphor im Oberflächengewässer durch einen Schutzstreifen mit Gehölzen (nach Lee et al. 2003)	18
Abbildung 7: Festgestellte Nitratkonzentrationen auf einem Acker und in je einem Grabenrandstreifen mit (grüne Punkte) und ohne Agroforstsystem (blaue Punkte) (Quelle: Böhm & Domin 2018, Folie 22)	18
Abbildung 8: Konzentration an Nitratstickstoff im Grundwasser eines Agroforstsystems in Brandenburg in Abhängigkeit der angebauten Kultur	26
Abbildung 9: Potenzial an Vogelarten in modernen Agroforstsystemen im Vergleich zu ausgeräumten, Intensiv-Agrarlandschaften	31
Abbildung 10: Pflanzenartenzahlen und Zusammensetzung mit ökologischen Gruppen eines Energieholzstreifens (Alter: 3 Jahre) im Vergleich mit einer Hecke (Alter: 8 Jahre) und mit Ackerflächen.....	32
Abbildung 11: Anteil der Befragten, die bestimmte Landschaftselemente oder -eigenschaften positiv bewerten (nach Wöbse 2003, 248).....	40
Abbildung 12: Simulation der Veränderung einer ausgeräumten Agrarlandschaft durch die Etablierung von Energieholzstreifen (oben links: Ausgangssituation, oben rechts: 5 % Gehölzanteil; unten links: 10 % Gehölzanteil; unten rechts: 20 % Gehölzanteil; Quelle: Härtl 2016)	41
Abbildung 13: Ergebnis der Befragung zur Beurteilung eines zunehmenden Gehölzanteils in der Landschaft (Quelle: Härtl 2016, 50)	41

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Faktoren, die die Kohlenstoffbindung im organischen Bodenkohlenstoff beeinflussen	13
Tabelle 2: Faktoren, die die Filterleistung von Pufferstreifen mit Gehölzen an Gewässern für Nährstoffe beeinflussen	20
Tabelle 3: Artenzahlen auf Kurzumtriebsplantagen im Vergleich zu angrenzenden Ackerflächen	28
Tabelle 4: Beispiele für Vogelartenzahlen in verschiedenen Agroforst-Versuchsflächen mit Energieholzstreifen (nur im Agroforstsystem brütende Arten; Quellen: Blei et al. 2011, Bärwolff et al. 2012, Krechel et al. 2013); AFS = Agroforstsystem; KUP = Kurzumtriebsplantage; n.b. = nicht bearbeitet; - = keine entsprechende Vergleichsfläche vorhanden	30
Tabelle 5: Liste der Vogelarten, die regelmäßig in Energieholzstreifen erwartet werden können; h = Art ist mit hoher Stetigkeit zu erwarten (Orientierungswert: > 66 %); m = Art ist mit mittlerer Stetigkeit zu erwarten (Orientierungswert: 34-66 %)	32
Tabelle 6: Faktoren, die die Biodiversität in Agrarholzstreifen beeinflussen.....	38
Tabelle 7: Übersicht über die Umweltleistungen typischer moderner Agroforstsysteme auf Standorten mittlerer Bodenfeuchte (mäßig feucht bis mäßig trocken); die Umweltleistungen beziehen sich z. T. nur auf die Gehölzkulturfläche	42
Tabelle 8: Optimierungsmaßnahmen für Agroforstsysteme zur Steigerung der positiven Umweltwirkung, die ggf. unter Berücksichtigung des jeweiligen Schutzzieles als zusätzliche Auflage gelten können	43

ZUSAMMENFASSUNG

Agroforstsysteme (AFS) auf landwirtschaftlichen Flächen bieten eine Fülle von positiven Umweltwirkungen gegenüber der aktuell noch dominierenden intensiven Landbewirtschaftung mit ihren strukturarmen Landschaften. Diese positiven Umweltwirkungen im Vergleich zum aktuell verbreiteten Reinkulturanbau rechtfertigen eine zusätzliche Honorierung der landwirtschaftlichen Betriebe, die solche Systeme einführen, und die Anerkennung als Maßnahme der produktionsintegrierten Kompensation (PIK). Trotz vieler zusammenfassender Studien, die die positiven Umweltwirkungen dieser Systeme betrachtet haben, fehlt bislang eine ausreichend konkretisierte und differenzierte Übersicht über die positiven Umweltwirkungen von Agroforstsystemen, die als Grundlage für eine angemessene Honorierung der Landwirte verwendet werden kann. Aufgabe dieser zusammenfassenden Arbeit war es,

- die bislang bekannten Umweltwirkungen solcher Systeme im Vergleich zur aktuell vorherrschenden intensiven Landbewirtschaftung mit Reinkulturen zusammenzustellen,
- die Faktoren zu identifizieren, die Art und Ausmaß der Umweltwirkungen von AFS beeinflussen,
- Tendenzen zu Art und Ausmaß der Umweltwirkungen von AFS in Abhängigkeit von den identifizierten Faktoren abzuleiten (wo dies den Autor*innen möglich war, sind abschließend Hypothesen zum Umfang und/oder dem Einfluss bestimmter Faktoren auf die Umweltleistungen formuliert)

Dazu wurde eine Literatursichtung von v. a. neueren Arbeiten durchgeführt. Schwerpunkt lag auf landwirtschaftlich geprägten, silvoarablen Agroforstsystemen. Analysiert wurden Wirkungen auf die Schutzgüter Boden, Wasser, Klima, Biodiversität und Landschaftsbild. Die Ergebnisse dieser Literaturarbeit bestätigt das Potenzial von Agroforstsystemen zur Steigerung der ökologischen Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Nutzung. Qualitativ zusammengefasst wird dies am Ende dieser Analyse. Die Arbeit zeigt aber auch, dass bei der Konzeption von Agroforstsystemen eine sorgfältige Planung, die auch die Umweltwirkungen einbezieht, erforderlich ist, um sicherzustellen, dass dieses Potenzial optimal ausgeschöpft wird und es nicht zu negativen Umweltwirkungen kommt, die ebenfalls möglich sind. Hinweise auf Faktoren, die bei der Konzeption von Agroforstsystemen bezüglich der Umweltwirkungen berücksichtigt werden sollten finden sich bei den einzelnen, schutzgutbezogenen Kapiteln. Darüber hinaus werden am Ende dieser Zusammenstellung Vorschläge unterbreitet, wie die positiven Umweltwirkungen von Agroforstsystemen durch gezielte ergänzende Maßnahmen gesteigert werden können.

1 EINFÜHRUNG

Charakteristisch für die aktuell dominierende Landwirtschaft ist eine intensive Nutzung der Flächen in Verbindung mit einem hohen Produktionsmitteleinsatz zur Gewährleistung möglichst hoher Erträge. Seitens der Gesellschaft besteht begründeter Bedarf an Veränderungen in der Landwirtschaft, die die ökologische Nachhaltigkeit ihrer Wirtschaftsweise erhöht. Maßnahmen, die durch eine veränderte Bewirtschaftung zusätzliche Leistungen für die Erhaltung der Ressourcen Boden und Wasser, für den Klimaschutz sowie zur Förderung der biologischen Vielfalt auf landwirtschaftlich genutzten Flächen erbringen, sind daher von großem gesellschaftlichem Interesse.

Gehölzstrukturen spielen in der konventionellen Landwirtschaft keine erwähnenswerte Rolle. Gehölzstrukturen weisen auf landwirtschaftlichen Nutzflächen jedoch zahlreiche positive Umweltwirkungen auf, weshalb sie in Agrarräumen zumeist einen besonderen Schutzstatus genießen. Diese Umwelleistungen sind in vielerlei Hinsicht mit denen agroforstlicher Gehölzkulturen vergleichbar. Die Etablierung von Agroforstsystemen auf konventionell bewirtschafteten Flächen stellt daher eine Aufwertung dieser Ackerstandorte bezüglich ihrer Umwelleistungen dar. Die geringe Bewirtschaftungsintensität der Gehölzkulturen sowie deren Wechselwirkung mit den angrenzenden Ackerkulturflächen führen zu einer Umweltentlastung der konventionell bewirtschafteten landwirtschaftlichen Fläche, ohne dass wesentliche Ertragseinbußen zwingend in Kauf genommen werden müssen. Der Umfang der ökosystemaren Dienstleistungen, die mit der Etablierung von Agroforstsystemen bereitgestellt werden können, wird nachfolgend dargestellt. Er geht nach Auffassung der Autor*innen über die an die Landbewirtschaftung gesetzten Mindestanforderungen der guten fachlichen Praxis deutlich hinaus.

Die positiven Umweltwirkungen von Agroforstsystemen (AFS) im Vergleich zum aktuell verbreiteten Reinkulturanbau rechtfertigen eine zusätzliche Honorierung der landwirtschaftlichen Betriebe, die solche Systeme einführen. Sie rechtfertigen auch die Anerkennung als Maßnahme der produktionsintegrierten Kompensation (PIK), über die sich Umweltentlastungsmaßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen umsetzen lassen, ohne dass diese aus der Nutzung genommen werden müssen. Mit Hilfe von PIK ist es möglich, ökologische Vorteilswirkungen unter besonderer Berücksichtigung agrarstruktureller Belange – wie es gemäß §15 Abs. 3 BNatSchG gefordert wird – zu schaffen.

Die Wechselwirkungen zwischen der Gehölzkultur und den landwirtschaftlichen Kulturen bzw. der Tierhaltung können sich in unterschiedlicher Weise auf die Umweltwirkungen solcher Systeme auswirken. Das Ausmaß der positiven Umweltwirkungen sollte aber zumindest näherungsweise bekannt sein, um eine angemessene Honorierung der landwirtschaftlichen Betriebe bzw. einen angemessenen Biotopwert festlegen zu können. Die vorliegende Zusammenstellung hat daher die Aufgabe:

- die bislang bekannten Umweltwirkungen solcher Systeme im Vergleich zur aktuell vorherrschenden intensiven Landbewirtschaftung mit Reinkulturen zusammenzustellen,
- die Faktoren zu identifizieren, die Art und Ausmaß der Umweltwirkungen von AFS beeinflussen,
- Tendenzen zu Art und Ausmaß der Umweltwirkungen von AFS in Abhängigkeit von den identifizierten Faktoren abzuleiten; wo dies den Autor*innen möglich war, sind abschließend Hypothesen zum Umfang und/oder dem Einfluss bestimmter Faktoren auf die Umwelleistungen formuliert

Dieser Leistungskatalog beschreibt auch im Wesentlichen bereits die Gliederung der weiteren Ausführungen. Bei der Bewertung der Umwelleistungen von Agroforstsystemen ist der Referenzbezug

von entscheidender Bedeutung. Da es sich bei den hier behandelten Agroforstsystemen um ein landwirtschaftliches Landnutzungssystem handelt (erste Schwerpunktsetzung, forstwirtschaftlich geprägte Systeme werden hier nicht betrachtet), müssen deren Umweltleistungen jenen anderer landwirtschaftlicher Bewirtschaftungspraktiken gegenübergestellt werden.

Aufgrund des großen Flächenanteils von Ackerflächen an der landwirtschaftlichen Nutzfläche und der hohen Relevanz einer Verbesserung der ökologischen Nachhaltigkeit im Ackerbau liegt der Schwerpunkt dieser Ausführungen bei sogenannten silvoarablen Systemen, also bei Agroforstsystemen im Ackerbau (zweite Schwerpunktsetzung) und bei sogenannten Alley-Cropping-Systemen, also Agroforstsystemen, bei denen die Gehölzkulturen streifenförmig in die ackerbauliche Kultur integriert sind (dritte Schwerpunktsetzung). Bei diesen streifenförmigen Agroforstsystemen werden wiederum v. a. zwei wichtige Grundtypen betrachtet, Agroforstsysteme mit Energieholzstreifen (Anbau schnellwachsender Baumarten) und Agroforstsysteme mit Baumstreifen (Anbau von Bäumen im langem Umtrieb oder zur Produktion von Früchten) (vierte Eingrenzung), weil diese beiden modernen Systeme derzeit am besten untersucht sind. Dabei sind Pufferstreifen an Gewässern und Windschutzstreifen eingeschlossen.

Silvopastorale Agroforstsysteme, also Agroforstsysteme auf Grünland werden aber immer wieder angesprochen, wo dies möglich und sinnvoll ist. Für andere, komplexere oder speziellere Systeme (z. B. syntropische Landwirtschaft, Keyline Design) sind den Autor*innen bislang keine ausreichenden wissenschaftlichen Untersuchungen für die gemäßigten Breiten bekannt oder es fehlen die zeitlichen Ressourcen, um entsprechende Aussagen bereits hier aufzunehmen.

Die beiden oben genannten Grundtypen von Alley-Cropping-Systemen werden zunächst in einer aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes minimalistischen Form der Analyse zugrunde gelegt:

- Agroforstsystem mit Energieholzstreifen: Energieholzstreifen mit einem oder wenigen Klonen von Pappel, Weide und/oder Robinie (das sind zurzeit die gängigsten Arten in solchen Systemen), ohne Saum.
- Agroforstsystem mit Bäumen: Baumstreifen mit 2 m Breite, eingesät mit gängiger Saatmischung für die Landwirtschaft (z.B. Zwischenfrüchte oder Blümmischung) oder Grünlandstreifen, der ein- bis zweimal im Jahr gemäht oder gemulcht wird.

Hintergrund für dieses Vorgehen ist, dass zunächst geprüft werden soll, was Agroforstsysteme bereits ohne ergänzende Maßnahmen zur Optimierung der Umweltwirkungen an Umweltleistungen erwarten lassen. Zum Teil werden Hinweise gegeben, wie die Umweltwirkungen verbessert werden können. Eine systematische Ausarbeitung und Detaillierung dieser Hinweise muss aber einer überarbeiteten Fassung überlassen bleiben.

2 UMWELTLEISTUNGEN VON AGROFORSTSYSTEMEN

Aufgrund verschiedener Publikationen kann von positiven Umweltleistungen durch Agroforstsysteme bei folgenden Schutzgütern und Umweltwirkungen der intensiven Landwirtschaft gerechnet werden, die im Folgenden analysiert werden¹:

- Boden
 - Erosion durch Wind und Wasser
 - Nährstoffhaushalt

¹ Die Auflistung erhebt noch keinen Anspruch auf Vollständigkeit.

- Humushaushalt
- Bodenverdichtung
- Klima
 - Freisetzung des Treibhausgases Kohlendioxid
 - Freisetzung des Treibhausgases Lachgas
 - Freisetzung des Treibhausgases Methan
- Wasser
 - Sedimenteintrag in Oberflächengewässer
 - Nährstoffeinträge (Stickstoff, Phosphor) in Oberflächengewässer
 - Pflanzenschutzmitteleinträge in Oberflächengewässer
 - Verschärfung der Hochwassergefahr
 - Nährstoffeinträge (Schwerpunkt: Stickstoff) in das Grundwasser
 - Pflanzenschutzmitteleinträge in das Grundwasser
- Biologische Vielfalt
 - Reduzierung der Artenzahl
 - Reduzierung der Individuenzahl und/oder Biomasse der vorkommenden Arten
 - Reduzierung der Zahl und Häufigkeit typischer Agrarlandschaftsarten
 - Reduzierung der Zahl und Häufigkeit seltener Arten
 - Beeinträchtigung des Biotopverbundes in Agrarlandschaften
- Landschaftsbild
 - Reduzierung der Vielfalt, Eigenart und Schönheit der Landschaft
 - Landschaftsbeeinträchtigungen durch technische Elemente wie Leitungstrassen, gewerbliche Gebäude u. ä.

2.1 Boden

2.1.1 Erosionsminderung

Agroforstsysteme tragen zu einer effizienten Reduzierung der Windgeschwindigkeit bei und sind daher geeignet, Bodenerosion durch Wind zu vermeiden oder zumindest deutlich zu mindern. Besonders groß ist der windreduzierende Effekt bei mehrreihigen Gehölzstreifen und kurzen bis mittleren Umtriebszeiten, da die Bestandsdichte dann zumeist höher und somit der Windschutz stärker ausgeprägt ist. Die regelmäßige Anordnung von Gehölzstreifen wie sie für Agroforstsysteme typisch sind, trägt zusätzlich zu einer flächigen Reduzierung der Windgeschwindigkeit bei. In einem untersuchten Agroforstsystem betrug die mittlere Windgeschwindigkeit in 96 m, 48 m und 24 m Entfernung 85 %, 54 % und 45 % des Freilandwindes. Erosionsrelevante Windereignisse wurden

sogar um 41 %, 89 % und 96 % reduziert (Abb. 1). Ausführliche Untersuchungsergebnisse zeigen beispielsweise Böhm et al. (2014). Weitere Ergebnisse enthält [Loseblatt # 3](#).

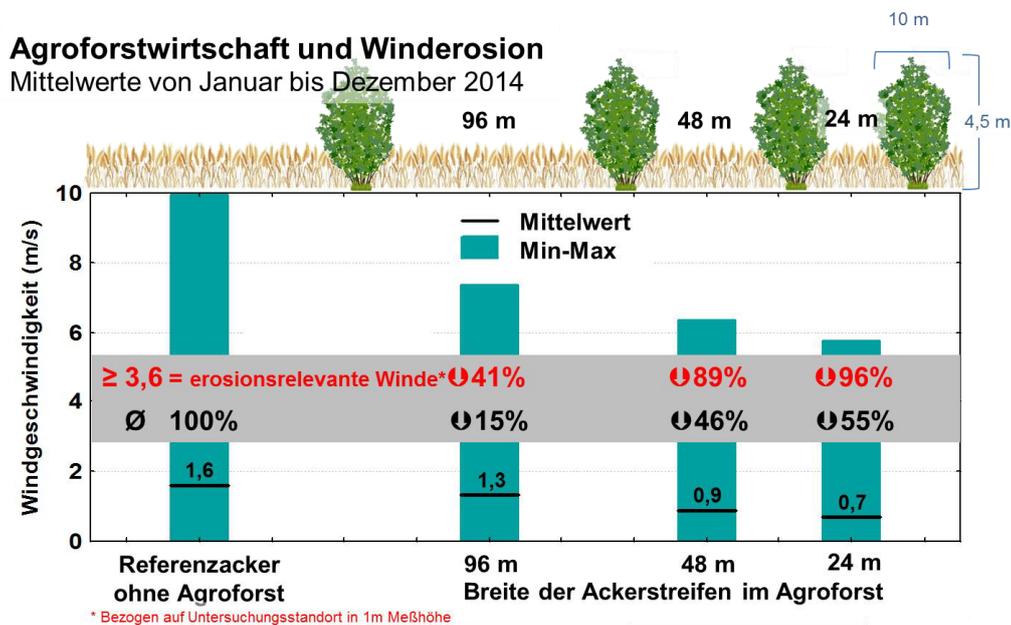


Abbildung 1: Reduzierung der Windgeschwindigkeit in einem Agroforstsystem mit unterschiedlich breiten Ackerstreifen

Illner und Gandert (1956) ermittelten hinter einer 6 m hohen, naturnahen Hecke ebenfalls eine signifikante Verminderung der Windgeschwindigkeit. Typische schleswig-holsteinische Wallhecken, die regelmäßig alle 7 bis 12 Jahre auf den Stock gesetzt werden und eine Höhe von 7 bis 12 m erreichen, schützen etwa 120 bis 200 m breite Felder (Knauer 1993). Die Windschutzwirkung zwischen streifenförmig angelegten Gehölzkulturen mit höherer Bestandsdichte in Agroforstsystemen und naturnahen Hecken ist also durchaus vergleichbar.

Vergleichbares gilt bezüglich der Schutzwirkung gegenüber Wassererosion. Hecken schwächen Regengüsse stark ab, wodurch das Abfließen des Wassers und damit der Bodenabtrag verhindert oder zumindest stark vermindert wird (Wendt 1951). Die Schutzwirkung der Hecken wird durch eine Verkürzung der Hanglänge (Reduzierung der Wassermenge und Abflussgeschwindigkeit) erreicht, das Abstoppen von Wasserabflüssen durch den von Gehölzen durchwurzelten Bodenstreifen (Lfl 2005).

Mittels regelmäßig angeordneter Gehölzstreifen, wie sie in Agroforstsystemen üblich sind, lässt sich die Hanglänge verkürzen und somit das Erosionspotential effektiv reduzieren. Bezüglich Agroforstwirtschaft konnte dies in verschiedenen Studien belegt werden (z.B. Udawatta et al. 2002, Palma et al. 2007, Sagemann 2010, Kotremba et al. 2016). Die drei erstgenannten Studien, wovon die letzten beiden mit Modellierungen arbeiteten, konnten Erosionsreduktionen von bis zu 90 % auf der Ebene des einzelnen Schlages ermitteln, in Abhängigkeit von der Breite der Streifen, dem Abstand der Streifen und der Positionierung am Hang.

2.1.2 Nährstoffhaushalt

Gehölzstreifen in Agroforstsystemen werden in der Regel nicht gedüngt. Der erntebedingte Nährstoffentzug bei agroforstlicher Nutzung ist aufgrund des geringen Nährstoffgehaltes des Holzes gering. Eine kompensierende Düngung wird – wenn überhaupt – lediglich einmal in 2 bis 3 Jahrzehnten notwendig sein. Die Nährstoffeffizienz auf Agroforstflächen ist folglich höher als auf konventionell bewirtschafteten Ackerflächen.

Bei kurzen bis mittleren Umtrieben ist die Struktur des Gehölzstreifens mit naturnahen Hecken vergleichbar (Abb. 2), so dass von ähnlichen Größenordnungen bezüglich der anfallenden Blattstreuemenge auszugehen ist. Über die Blattstreu gelangen Nährstoffe auch in die Randbereiche der angrenzenden Ackerkulturflächen (Knauer 1993; siehe Abb. 3). Die Menge des Laubeintrages ist bei gleicher Gehölzhöhe mit jener von naturnahen Hecken vergleichbar.



Abbildung 2: Vergleichbare Struktur bei Kurzumtriebshecken in Agroforstsystemen (links) und naturnahen Hecken (Landschaftselement; rechts)

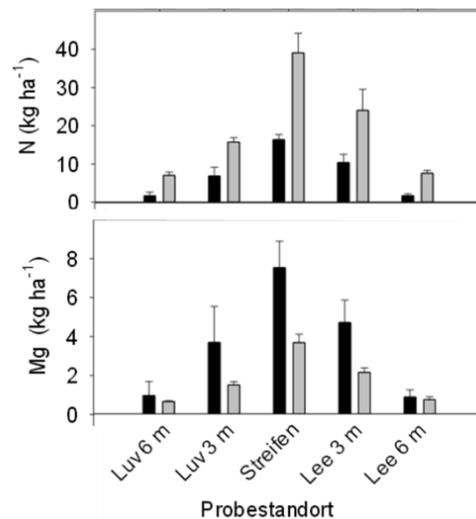


Abbildung 3: Über Blattstreu eingetragene Nährstoffmenge in einem Agroforst-Gehölzstreifen sowie im Randbereich angrenzender Ackerkulturbereiche (nach Mirck et al. 2015)

2.1.3 Humusbildung

Nach Weber (2003) kommt es im Inneren von Hecken aufgrund des Blattstreufalls und der fehlenden Bodenbearbeitung zu einer nennenswerten Humusanreicherung. Die Blattstreuemenge ist unter naturnahen Hecken mit jener unter agroforstlichen Gehölzkulturen (kurz- bis mittelfristiger Umtrieb) vergleichbar. So kommt es auch unter agroforstlich genutzten Gehölzkulturflächen mittel- bis langfristig zu einer Steigerung des Bodenumusgehaltes. In Mecklenburg-Vorpommern konnte beispielsweise bei auf Ackerböden stockenden Weiden- und Pappelbeständen nach sechsjährigem Wachstum im Vergleich zu einer Kontrollfläche eine Kohlenstoffanreicherung von 3,8 bis 4,8 t ha⁻¹ in 0-10 cm Bodentiefe nachgewiesen werden (Kahle und Boelcke, 2004).

Die Humusakkumulation in Gehölzflächen von Agroforstsystemen kann als Aufwertung der Bodenbeschaffenheit landwirtschaftlich genutzter Flächen betrachtet werden. Bei einer langfristigen (> 25 Jahre) angelegten Rotation der Gehölzflächen könnten landwirtschaftliche Kulturen von dieser Humusakkumulation auch direkt profitieren.

2.1.4 Bodenverdichtung

Auf den Gehölzkulturflächen in Agroforstsystemen werden im Etablierungsjahr bodenbearbeitende Maßnahmen durchgeführt. Auch bei der Anlage von naturnahen Hecken sind derartige Maßnahmen zumeist erforderlich. Ferner werden die Gehölzkulturflächen in den ersten ein bis zwei Jahren nach Flächenanlage zum Zwecke der Bestandespflege befahren. Anschließend erfolgt eine Befahrung lediglich in den Erntejahren. Je kürzer die Umtriebszeit ist, desto enger ist der Befahrungsintervall. Da die Erntemaßnahmen ausschließlich im Winter bei optimalerweise gefrorenem Untergrund stattfinden, ist die Bewirtschaftung der Gehölzflächen hinsichtlich der Risiken für die Bodenverdichtung deutlich günstiger als bei konventionellem Ackerbau zu bewerten. Die positiven Auswirkungen der extensiven Bewirtschaftung auf die Bodenstruktur werden zudem durch die Gehölzkulturen selbst unterstützt. Ähnlich wie in Wäldern, kommt es durch die überdauernden Gehölze, durch die eine permanente Bodenbedeckung gewährleistet ist, zu einer verstärkten Humusbildung, einer dauerhaften dynamischen Bodendurchwurzelung, der Ausbildung einer Streuschicht und damit zu einer vorteilhaften Vitalisierung des Bodenlebens. Die positive Auswirkung des Agrarholzanbaus auf die Bodenstruktur ackerbaulich genutzter Flächen wurde u.a. in Pappel- und Weidenbeständen Mecklenburg-Vorpommerns nachgewiesen (Kahle und Boelcke, 2004). Demnach wiesen die Böden nach Standzeiten zwischen 6 und 10 Jahren im Vergleich zum Anfangszustand signifikant geringere Rohdichten, eine erhöhte Porosität sowie einen signifikant höheren Anteil an Mittelporen auf. Untersuchungen von Meyer et al. (2011) belegen zudem, dass sich mit bestimmten Baumarten, die auch für Agroforstsysteme geeignet sind (z.B. Schwarzerle), schadhafte Bodenverdichtungen verbessern oder sogar beseitigen lassen. Die Abbildung 4 zeigt dies anhand der Luftleitfähigkeit des Bodens, die ein Maß für die Durchlüftung des Bodens und damit für die Regeneration des Porenvolumens ist.

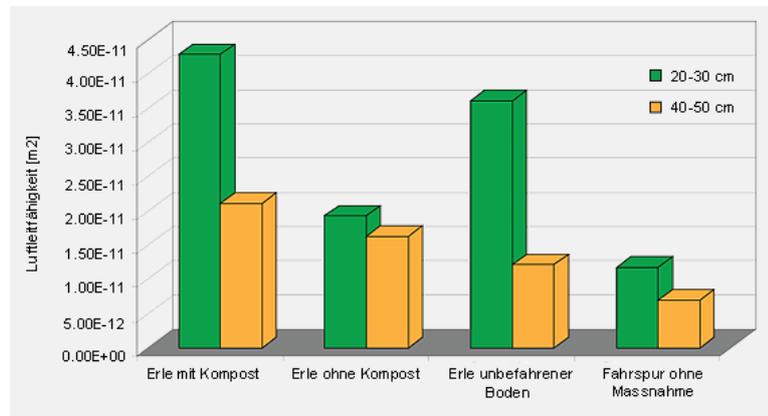


Abbildung 4: Luftleitfähigkeit des Bodens am Standort Messen in verschiedenen Tiefen (Meyer et al. 2011)

Insgesamt ist aufgrund der stattfindenden Ernten die Befahrung der Gehölzflächen in Agroforstsystemen höher als bei nicht bewirtschafteten naturnahen Hecken und somit das Verdichtungspotential als größer einzuschätzen. Im Vergleich zur konventionellen Wirtschaftsweise von Ackerkulturen ist die Befahrungsintensität der Gehölzflächen in Agroforstsystemen allerdings deutlich geringer.

2.2 Klimarelevante Gase

Agroforstsysteme können über mehrere Pfade zur Bindung von Treibhausgasen beitragen:

- Vermeidung durch Wegfall von Bearbeitungsdurchgängen und Betriebsmitteleinsatz wie Düngern,
- Sequestrierung im Holz (oberirdische Biomasse),

- Sequestrierung in den Wurzeln (unterirdische Biomasse),
- Sequestrierung im Boden (Humusbildung).

2.2.1 Wegfall von Bearbeitungsdurchgängen und Betriebsmitteleinsatz wie Düngern

Insbesondere die fehlende Düngung führt in den agroforstlich genutzten Gehölzarealen zu einer geringeren Emission von Treibhausgasen (THG) wie N_2O (z.B. Don 2015). Einige Mechanismen, durch die die Emission von THG in Agrarholzbeständen gesteuert wird, können heute als allgemein bekannt angesehen werden. Es zeigt sich, dass neben der Düngung auch bodenphysikalische und -chemische Faktoren sowie Klimafaktoren bei der Freisetzung von THG eine wichtige Rolle spielen. Genannt seien Bodentemperatur und -feuchte, pH-Wert, Sauerstoffgehalt im Boden und „natürlicher“ Stickstoffgehalt im Boden (z. B. durch Leguminosen) (Zenone et al. 2015, 525), mittelbar auch die Höhe der Niederschläge, vor allem in der Vegetationsperiode, weil dies die Bodenfeuchte beeinflusst (Don 2015). Es gibt aber weiterhin ungeklärte Emissionsspitzen bei N_2O , die weiterer Aufklärung bedürfen.

Insgesamt zeichnen sich Gehölzflächen gegenüber einjährigen Ackerkulturen schon alleine durch ihre bodenschonende Bearbeitung (Erosionsverminderung, Bodenkonservierung) und den möglichen Verzicht des Einsatzes von Düngemitteln durch ein hohes THG-Minderungspotenzial aus. Kanzler et al. (2020, 19f.) ermittelten bei einer Modellrechnung für Agroforstsysteme mit Pappeln im Kurzumtrieb (Flächenanteil 10 bzw. 20 %) bzw. mit Kirsche für die Wertholzerzeugung (Flächenanteil 4 bzw. 10 %) Entlastungen bei den *betriebsmittelbedingten Treibhausgasemissionen für den gesamten Schlag* von 3 bis 18 % (vgl. **Loseblatt # 8**). Auf den Gehölzstreifen selber ist der Entlastungseffekt wegen der geringeren Zahl von Bearbeitungsgängen und der fehlenden Düngung deutlich größer (vgl. hierzu auch Burger 2010, 117f. für den Anbau von Balsampappeln im Kurzumtrieb).

2.2.2 Sequestrierung im Holz (oberirdische Biomasse)

Darüber hinaus wird CO_2 aber auch in der oberirdischen (Holz) und unterirdischen Biomasse (Wurzeln) gebunden. Bei Agroforstsystemen mit Bäumen mit längerem Umtrieb ist das CO_2 in der *oberirdischen Biomasse* längerfristig gebunden, z. B. 60 Jahre. Springmann & Morhart (2010, 38) ermittelten in einer Modellrechnung eine durchschnittliche Kohlenstoffbindung von 31 kg bzw. eine Kohlendioxidbindung von 114 kg pro Baum und Jahr. Das entspricht bei dem von ihnen modellierten System mit 35 Bäumen und einem Flächenanteil der Baumstreifen von 15 % (ebenda, 156) einer Kohlenstoff- bzw. Kohlendioxidbindung von ca. 1 t bzw. 4 t pro ha und Jahr. Im Falle einer Verwertung als Bau- oder Möbelholz sind kumulierte Bindungszeiten von 75 bis 100 Jahren möglich (vgl. Klein & Schulz 2012, 108). Rechnet man nur die Gehölzfläche, ergibt sich eine Kohlenstoff- bzw. Kohlendioxidbindung von ca. 6,5 bzw. 26,5 t/ha und Jahr.

Beim Anbau von Gehölzen im Kurzumtrieb und einer energetischen Verwertung ist die Bindungszeit deutlich geringer. Das gebundene Kohlendioxid wird bei der Verbrennung wieder freigesetzt. Allerdings greift hier der Substitutionseffekt von fossilen Energieträgern wie Erdöl und Gas: Durch den Ersatz dieser Energieträger wird die zusätzliche Freisetzung von Kohlendioxid verhindert, was eine zusätzliche Belastung mit Treibhausgasen verhindert (vgl. **Loseblatt # 6**). Nach den Modellrechnungen von Burger (2010) kann dieser Entlastungseffekt bei ca. 18 t Kohlendioxid pro ha Gehölzfläche und Jahr liegen. Legt man die Zuwächse von Landgraf et al. (2018, 451) von 2 bis 24 t_{atro}/ha und Jahr zugrunde, nimmt einen durchschnittlichen Kohlenstoff-Anteil von 50 % am Zuwachs an, so ergeben sich je nach Standort und Gehölzarten Bindungsmengen von 3,7 bis 44 t Kohlendioxid/ha und Jahr.

2.2.3 Sequestrierung in den Wurzeln (unterirdische pflanzliche Biomasse)

Nach Quinkenstein & Kanzler (2018, 283) konnten unter unterschiedlich alten Kurzumtriebsplantagen Kohlenstoffvorräte von 1,1 bis 16 t/ha gemessen werden. Nach Nair (2011, 8) wird für die unterirdische Biomasse vielfach eine Masse angenommen, die 25 bis 40 % der oberirdischen Biomasse entspricht. Mathews (2001, zit. in Don et al. 2012, 384) und Dowell et al. (2009, 139) geben Zuwachsraten von 0,3 bis 0,6 t C/ha und Jahr für Gehölzplantagen an, die im Kurzumtrieb bewirtschaftet wurden. Das entspricht einer Kohlendioxidbindung von 1,1 bis 2,2 t/ha und Jahr. Die unterirdische Biomasse bietet damit ein weiteres Bindungspotenzial für Kohlenstoff. Dieser Kohlenstoff bildet auch bei Gehölzpflanzungen, die im Kurzumtrieb bewirtschaftet werden, einen mittelfristigen Kohlenstoffspeicher. Bei Energieholz kann es nach der Ernte der oberirdischen Biomasse zu einem Teilabbau von Wurzelteilen kommen (Kern et al. 2018, 157).

2.2.4 Sequestrierung im Boden (Humusbildung)

Für die Anrechnung von Treibhausgasreduktion auf die nationalen und internationalen Treibhausgasreduktionsziele ist die *Bindung im organischen Bodenkohlenstoff* von besonderem Interesse. Weitgehend unstrittig ist, dass es bei der Etablierung von Gehölzstreifen auf bislang ackerbaulich genutzten Böden in der Regel zu einer Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffes im oberen Bereich des Oberbodens kommt. Bereits in der Schicht von 10 bis 30 cm kann es aber zu geringeren Gehalten im Vergleich zu Ackerflächen kommen, wie Walter et al. (2014, 733) bei der Untersuchung von 16 Flächen mit Gehölzanbau im Kurzumtrieb feststellten, die ein Alter von 8 bis 35 Jahren aufwiesen und auf ehemaligen Ackerflächen etabliert worden waren.

In der genannten Untersuchung führte dies dazu, dass keine generelle Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffes im gesamten untersuchten Bodenprofil von 80 cm Tiefe nachgewiesen werden konnte. Dies ist zumindest teilweise darauf zurückzuführen, dass bei der Etablierung von Gehölzen die bodenwendende Bearbeitung bei Ackerflächen und damit der Eintrag von Ernteresten und anderen organischen Bestandteilen, die sich in der Vegetationsperiode im obersten Bodenbereich und oberhalb der Bodenoberfläche angesammelt haben, in tiefere Bodenbereiche entfällt (Walter et al. 2014, 737).

Aber auch Wechselwirkungen zwischen den Gehölzwurzeln und der bereits vorhandenen organischen Substanz in tieferen Bodenbereichen können hier zur Abnahme des organischen Kohlenstoffes führen. Upson & Burgess (2013, 51-53) fanden bei ihrer Untersuchung eines 19 Jahre alten Agroforstsystems mit Pappeln zur Stammholzerzeugung in England auf einem tonreichen Boden niedrigere Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff, vor allem in einer Tiefe von 60-105 cm. Als mögliche Erklärungen nennen sie (Upson & Burgess (2013, 55f.):

- allmähliche Oxidierung der bereits vorhandenen organischen Substanz, noch einmal gefördert durch einen stärkeren Wasserverbrauch, der vor allem auf feuchten oder wechselfeuchten Standorten die Sauerstoffversorgung tieferer Bodenschichten verbessern kann, und
- Veränderungen in der Zusammensetzung des Bodenlebens durch Einbringen von leicht abbaubarer organischer Substanz über die Wurzeln und abgestorbene Wurzelteile, die dazu führen können, dass auch abbauresistente Formen organischen Bodenkohlenstoffes verstärkt abgebaut werden.

Diesen Untersuchungen, die keinen generellen Trend zur Erhöhung des Gehaltes an organischem Bodenkohlenstoff nachweisen konnten, stehen aber Untersuchungen gegenüber, die eine klare Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffes aufzeigen. Beispielhaft genannt sei die Untersuchung von Seitz et al. (2017), die in den Streifen mit den Bäumen eine Anreicherung mit organischem Bodenkohlenstoff um 18 % in einem Alley-Cropping-System mit Apfelbäumen bis in 60 cm Tiefe,

7 Jahre nach der Etablierung, nachweisen konnten. Auf dieser Grundlage errechneten die Autor*innen eine Kohlenstoff-Akkumulationsrate von 0,86 t pro ha und Jahr bei einem Flächenanteil der Baumstreifen von ca. 20 % an der Gesamtfläche.

Bei einer Studie in Frankreich, bei der allerdings nur 2 von 5 auf Ackerflächen etablierten Agroforstsystemen mit Walnuss² bis in Bodentiefen von 60 bzw. 100 cm untersucht wurden (die übrigen Flächen nur bis in Bodentiefen von 30 cm), wurden praktisch durchgängig erhöhte Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff nachgewiesen, und zwar auch bis in Tiefen von 60 bzw. 100 cm (Cardinael et al 2017, 247). In dieser Studie konnte auch nachgewiesen werden, dass sich der Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff bei älteren Agroforstsystemen auch in den Streifen mit der einjährigen landwirtschaftlichen Kultur erhöhen kann (Cardinael et al 2017, 248f.).

2.2.5 Zwischenfazit

Die Analyse der Literatur verdeutlicht, dass es ein hohes CO₂-Vermeidungs- bzw. Bindungspotenzial durch Agroforstsysteme auf Ackerland gibt, dass das Ausmaß aber in Abhängigkeit von verschiedenen Einflussfaktoren schwankt und dass, vor allem bei der Bindung im Boden, bei ungünstigen Bedingungen zumindest vorübergehend auch eine CO₂-Freisetzung auftreten kann. Bei Energieholz kann es nach der Ernte der oberirdischen Biomasse zu erhöhten Kohlendioxidemissionen kommen (Kern et al. 2018, 158), die zumindest teilweise auch auf erhöhte Zersetzungsaktivitäten durch die höheren Temperaturen an der Bodenoberfläche und in der Folge auch in den oberflächennahen Bodenbereichen zurückzuführen sein könnten.

Tabelle 1: Faktoren, die die Kohlenstoffbindung im organischen Bodenkohlenstoff beeinflussen

Faktor	Wirkung
Klima - Temperatur und Niederschläge, auch die Kombination über den Jahresverlauf	Hohe Niederschläge, insbesondere bei hohen Temperaturen, fördern die Produktivität der Flächen. Im Unterboden können hohe Niederschläge bei hohen Tongehalten zu Wasserüberschüssen führen, die den Abbau der organischen Substanz verringern können. Beides erhöht die im Boden gebundenen Gehalte an organischem Bodenkohlenstoff.
Bodenart, Horizontabfolge und Tiefgründigkeit	Bodenarten mit hoher natürlicher Produktivität (tiefgründige, gut durchwurzelbare und gut durchlüftete Schluff- und Lehmböden mit hohen Anteilen von Ton, Mittel- und Feinschluff) fördern hohe Produktionsraten und damit eine hohe Kohlenstoffbindung im Boden. Gleichzeitig ist bei ackerbaulich genutzten Böden hier das Sättigungsdefizit für organischen Kohlenstoff besonders hoch (Wiesmeier et al. 2014, 657-659). Hohe Tongehalte im Oberboden können die Bildung langlebiger organo-mineralischer Komplexe fördern. Hohe Tongehalte im Unterboden, v. a. in Kombination mit hohen Niederschlägen können den Abbau der organischen Substanz hemmen und damit ebenfalls den Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff erhöhen. Dies kann im Falle einer Etablierung von Gehölzen aber auch dazu führen, dass dieser akkumulierte organische Bodenkohlenstoff in tieferen Schichten durch die Wechselwirkungen zwischen Gehölzwurzeln und Bodenphysik (Lockerung) und -chemie (höhere Sauerstoffgehalte, Abgabe leicht abbaubarer organischer Verbindungen) bis zu einem neuen Gleichgewicht abgebaut wird.
pH-Wert	Niedrige pH-Werte können die Produktivität reduzieren. Niedrige pH-Werte im Unterboden können die Bildung langlebiger organo-mineralischer Komplexe fördern.
Vornutzung und dadurch bedingter Ausgangsgehalt an organischem Bodenkohlenstoff	Bei bereits hohem Gehalt an organischem Bodenkohlenstoff steigt die Wahrscheinlichkeit, dass keine weitere Steigerung des Gehaltes an organischem Bodenkohlenstoffes zu erwarten ist oder dass sogar mit einer Abnahme dieses Parameters zu rechnen ist. Umgekehrt ist eine Zunahme des Parameters bei geringen Ausgangswerten wie bei Bergbaufolgegebieten oder einem intensiven Anbau von Humuszehrern wie Mais, Kartoffel oder Rüben wahrscheinlicher. Bei Fruchtfolgen mit hohem Anteil humusmehrender Kulturen wie Leguminosen oder Zwischenfrüchten und geringem Anteil von Humuszehrern sinkt die Wahrscheinlichkeit einer Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffes.
Alter der Fläche	Bei einem hohen Alter des Agroforstsystems kann mit hoher Wahrscheinlichkeit von einer erhöhten Kohlenstoffbindung im organischen Bodenkohlenstoff gegenüber einer ackerbaulichen Nutzung ausgegangen werden. Allerdings kann das Alter, bei dem es zu einer gegenüber der Vergleichsnutzung erhöhten Kohlenstoffbindung kommt, mehrere Jahrzehnte betragen.
Umtriebszeit	Lange Umtriebszeiten fördern den Gehalt an Kohlenstoff in der unterirdischen Biomasse, weil lange Umtriebszeiten zu einer erhöhten Wurzelmasse führen.

² Zwei 6 Jahre alte, zwei 18 Jahre alte Systeme und ein 41 Jahre altes System wurden untersucht.

Basierend auf der ausgewerteten Literatur (Walter et al. 2014, Smith et al. 2010 in Kombination mit Dondini et al. 2015, Wiesmeier et al. 2014) sind die in der untenstehenden Tabelle aufgeführten Faktoren zu nennen, die die Kohlenstoffbindung im organischen Bodenkohlenstoff beeinflussen. Die unter „Wirkung“ aufgeführten Wirkmechanismen sind als Hypothesen zu verstehen.

2.2.6 Agroforstsysteme auf Grünland

Im Falle von *Agroforstsystemen auf Grünland* wird allgemein davon ausgegangen, dass es insbesondere bei Gehölzbeständen, die mit Hilfe einer wendenden Bodenbearbeitung begründet werden, zunächst zu einer Humusabnahme und damit zu einer CO₂-Freisetzung kommt (z. B. Shi et al. 2013, 57; Harris et al. 2015, 30; Dowell et al. 2009, 139 f.), wobei die Ergebnisse häufig nicht signifikant sind (vgl. **Loseblatt # 4**). Walter et al. (2014, 732f.) konnten bei den von ihnen untersuchten 4 Probeflächen mit einem Alter der Gehölzpflanzung³ von 8 bis 23 Jahren keinen generellen Trend zur Abnahme des Gehaltes an organischem Bodenkohlenstoff im untersuchten Bodenprofil von 80 cm feststellen. Die geringeren Humusgehalte in den obersten 10 cm unter den Gehölzen im Vergleich zum Grünland wurden durch höhere Gehalte in den unteren Bodenbereichen kompensiert. Es konnte allerdings auch keine Zunahme beim organischen Bodenkohlenstoff festgestellt werden, was sich im Grund mit den Ergebnissen bei den Ackerflächen deckt, bei denen es bei hohen Ausgangsgehalten an organischem Bodenkohlenstoff unter Gehölzbeständen selbst nach mehr als 10 Jahren zum Teil sogar zu einer Abnahme im Vergleich zu den Ackerflächen kam (siehe oben).

2.2.7 Einfluss weiterer Treibhausgase: Lachgas und Methan

Kohlendioxid ist zwar das mengenmäßig wichtigste und auch das für den Klimawandel relevanteste Treibhausgas. Daneben verursacht die Landwirtschaft aber auch Emissionen der Treibhausgase Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O), die pro Kilogramm eine wesentlich höhere Wirksamkeit (Global Warming Potential – GWP) haben. Das CO₂-Äquivalent liegt, bezogen auf einen Zeitraum von 100 Jahren, für Methan bei 28 und für Lachgas bei 265 (Myhre et al. 2013, 731).

Das Ausmaß der *Methanemissionen* von landwirtschaftlich genutzten Böden hängt von der durch die landwirtschaftliche Kultur und die Düngung eingebrachten organischen Substanz und der Wassersättigung des Bodens ab. Bei wassergesättigten Böden und sauerstoffarmen Verhältnissen wird die Methanbildung gefördert (Schachtschabel et al. 1984, 187)⁴. Solche Verhältnisse finden sich vor allem auf Böden mit hohem Grundwasserstand und auf Tonböden bei hoher Bodenfeuchte (wechselfeuchte Böden). Die Verdichtung von tonhaltigen Böden kann wegen der erhöhten Lagerungsdichte und der damit verbundenen Reduktion des Porenvolumens und der Stauwirkung die Methanbildung, die Auflockerung solcher Verdichtungen im Umkehrschluss den Abbau von Methan bzw. eine Reduktion der Methanbildung fördern (Don et al. 2012, 386). Auf durchschnittlichen Böden mit guter Durchlüftung und ausreichendem Grundwasserabstand spielt Methan für die Treibhausgasbilanz eine untergeordnete Rolle (Don et al. 2012, 380, 385f.).

Ausschlaggebend für die Bildung von *Lachgas* ist vor allem der Nitrat-Stickstoffgehalt und der Gehalt an leicht abbaubarer organischer Substanz im Boden, der durch die Düngung, aber auch durch stickstofffixierende Pflanzen gefördert wird. Hohe Temperaturen und hohe Bodenfeuchte fördern die Bildung von Lachgas. (Schachtschabel et al. 1984, 230; Zenone et al. 2015, 525, 533; Kern & Don 2018, 324-327)

Auch wenn Gehölzstreifen gegenüber einer düngungsintensiven Ackernutzung deutlich reduzierte Lachgasemissionen aufweisen (Kern & Don 2018, 322-324), können Lachgasemissionen insbesondere in Kombination mit erhöhten Methanemissionen, wie sie beispielsweise auf Tonböden mit zeitweiser Staunässe auftreten können, die positive Kohlendioxidbilanz von Böden (im Sinne von Bindung im Boden) kompensieren oder sogar überkompensieren (Zenone et al. 2015, 532f.). Es ist

³ Bewirtschaftung im Kurzumtrieb

⁴ Für weitere Einflussfaktoren siehe z. B. Zenone et al. (2015, 525).

daher notwendig, bei der Ermittlung der Treibhausgasbilanzen des Bodens Methan- und Lachgasemissionen mit zu berücksichtigen.

2.2.8 Fazit

Auf der Grundlage der Ausführungen aus den Kapiteln 2.2.1 bis 2.2.6 lassen sich folgende Trends in Form von Hypothesen, die mehr oder weniger bestätigt sind, festhalten:

1. Durch den Wegfall von Stickstoffdüngern ist eine Entlastung bei den Lachgasemissionen zu erwarten, die auf der Gehölzfläche selber zwischen 50 % und mehr als 90 % betragen kann.
2. Die Bindung von Kohlendioxid in der oberirdischen Biomasse kann zwischen 4 und 44 t Kohlendioxid/ha und Jahr betragen, je nach Baumart und Standort. Im Falle einer Stammholzerzeugung sind diese Mengen langfristig, und zwar mindestens 50 Jahre (Produktionszeit) gebunden. Im Falle einer Verwertung als Bau- oder Möbelholz sind kumulierte Bindungszeiten von 75 bis 100 Jahren möglich (vgl. Klein & Schulz (2012, 108). Bei einer Energieholznutzung wird das Kohlendioxid bereits nach wenigen Jahren wieder freigesetzt, so dass die Bindung selber zeitlich sehr begrenzt ist. Es bleibt aber der durchaus sehr wesentliche Entlastungseffekt durch den Ersatz von fossilen Brennstoffen.
3. Die unterirdische Biomasse stellt einen weiteren Kohlenstoffspeicher dar, der mittel- bis langfristig wirkt. Bisher vorliegende Untersuchungen deuten auf ein Bindungspotenzial von 0,3 bis 0,6 t C/ha und Jahr für Gehölzpflanzungen hin, die im Kurzumtrieb bewirtschaftet werden.
4. Die Etablierung von Gehölzen auf bislang ackerbaulich, mit einjährigen Kulturen genutzten Flächen auf frischen Böden mit nicht zu hohem Ton- oder Sandgehalt lässt mit hoher Wahrscheinlichkeit eine Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffes und damit auch eine Kohlendioxidbindung erwarten. Diese Kohlendioxidbindung wird durch die Bildung von Lachgas und Methan in der Regel auch nicht kompensiert, so dass in der Summe eine positive Treibhausgasbilanz im Vergleich zur ackerbaulich genutzten Böden verbleibt. Dessen quantitativer Umfang ist aber wegen der Vielzahl der Einflussfaktoren nach wie vor schwer kalkulierbar.
5. Faktoren, die die positiven Treibhausgasbilanzen für den Boden unter bestimmten Bedingungen möglicherweise negativ beeinflussen können, sind:
 - hohe Ausgangsgehalte an Bodenkohlenstoff, ausgelöst z. B. durch hohe Tongehalte und niedrige pH-Werte im Unterboden und Fruchtfolgen mit einem hohen Anteil von Humusmehrern und einem geringen Anteil von Humuszehrern,
 - geringe Produktivität und geringes Potenzial für den Aufbau von organischem Bodenmaterial, z. B. durch geringe Bodenfeuchte, sandige Böden, niedrige pH-Werte und niedrige Temperaturen,
 - kurze Umtriebszeiten bei Gehölzen, die im Kurzumtrieb bewirtschaftet werden,
 - geringes Alter der Gehölze,
 - hohe Grundwasserstände oder Staunässe.

- Bei der Etablierung von Agroforstsystemen auf Grünland besteht die Gefahr eines vorübergehenden Abbaus von Bodenkohlenstoff, insbesondere, wenn die Begründung des Gehölzbestandes über einen Umbruch des Grünlandes erfolgt. Bei Berücksichtigung auch der tieferen Bodenbereiche unterhalb einer Tiefe von 30 cm, fällt der Verlust aber nicht so groß aus, wie bislang angenommen. Bei älteren Agroforstsystemen (älter als 15 Jahre) und der Berücksichtigung der tieferen Bodenbereiche lässt sich in der Regel keine Abnahme gegenüber der Grünlandnutzung feststellen.

2.3 Wasser

Die Ergebnisse des ersten Monitorings von 2015 zur Überprüfung, inwieweit die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie für einen guten ökologischen und chemischen Zustand der Oberflächengewässer sowie einen guten mengenmäßigen und chemischen Zustand des Grundwassers in Deutschland erreicht werden (BMUB & UBA 2016, 18-21), zeigt nach wie vor einen hohen Handlungsbedarf auf:

- Nur 8,2 % der deutschen Fließgewässer befinden sich in einem guten oder sehr guten ökologischen Zustand, fast 90 % der Fließgewässer befinden sich in einem mäßigen, unbefriedigenden oder schlechten ökologischen Zustand. An zweiter Stelle der wichtigsten Gründe für diesen Befund stehen die Nährstoffeinträge aus der Landwirtschaft und der Abwasserreinigung.
- Während der mengenmäßige Zustand der Grundwasserkörper mit über 95 % als gut eingestuft wird, ist der chemische Zustand zu 36 % als schlecht eingestuft. Hauptursache ist hier das Nitrat, das im Wesentlichen aus der Landwirtschaft stammt.

In der zweiten Jahreshälfte 2019 hat die Europäische Kommission Deutschland noch einmal ermahnt, das Urteil des Europäischen Gerichtshofes vom Juni 2018 umzusetzen, das einen Verstoß Deutschlands gegen die Nitratrichtlinie festgestellt und Deutschland verpflichtet hatte, Mängel bei den ergriffenen Maßnahmen zur Beseitigung der Verstöße zu beseitigen⁵. Laut Pressemitteilung der EU-Kommission weist in einigen Bundesländern mehr als 30 Prozent des Grundwassers Werte von mehr als 75 mg Nitrat pro Liter auf (erlaubt sind 50 mg).

Diese einleitenden Ausführungen sollen klarmachen, dass der Zustand der deutschen Fließgewässer und des deutschen Grundwassers nach wie vor Defizite bezüglich der Qualität aufweisen und dass die Landwirtschaft zur Beseitigung dieser Defizite in bestimmten Teilbereichen einen wesentlichen Beitrag leisten muss. Die nachfolgende Darstellung soll zeigen, welchen Beitrag Agroforstsysteme hier leisten können.

2.3.1 Oberflächengewässer

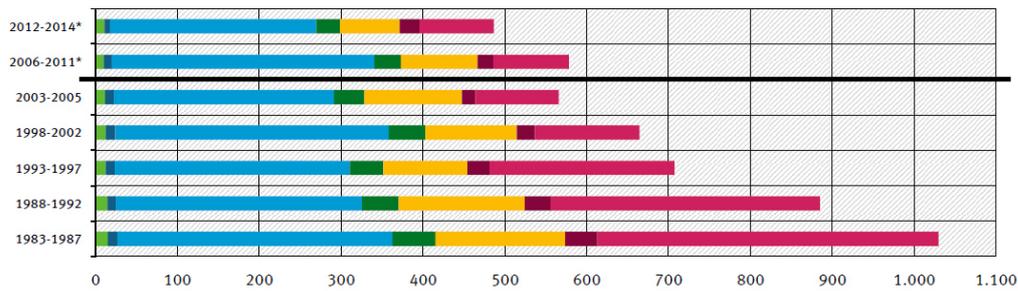
2.3.1.1 Einleitung

Die Abbildung 5 zeigt die Eintragspfade von Stickstoff und Phosphor in die Oberflächengewässer, ermittelt über Modellberechnungen mit dem Modell MoRE bzw. MONERIS (Fuchs et al. 2010, 2017). Sie verdeutlicht, dass für den Zeitraum 2012-2014 von Stickstoffeinträgen von etwa 500 kt pro Jahr in die deutschen Oberflächengewässer ausgegangen wird, wobei die Eintragspfade Erosion, Oberflächenabfluss, Grundwasser und Drainagen, an denen die Landwirtschaft hohe Anteile hat, etwa 350 kt und damit etwa 70 % abdecken. Beim Phosphor geht man von etwas über 20 kt/Jahr aus, wobei etwa 50 % über die genannten, stark von der Landwirtschaft gespeisten Pfade kommen. Die Wirksamkeit von Agroforstsystemen zur Reduzierung der Nährstoffeinträge über diese vier Eintragspfade wird nachfolgend dargelegt.

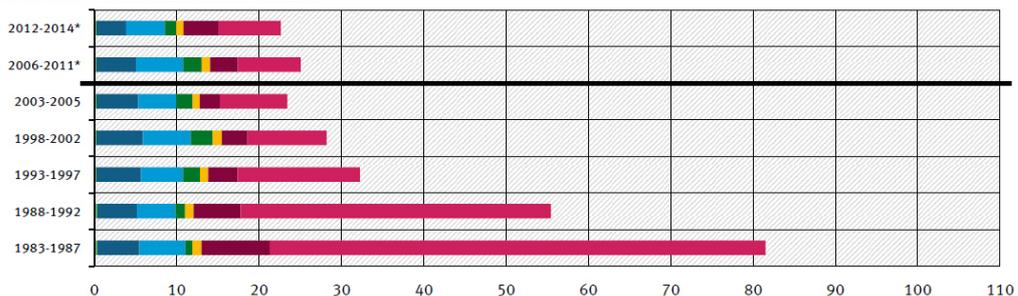
⁵ https://ec.europa.eu/germany/news/20190725-nitrat_de; abgerufen am 9.06.2020

Stickstoff- und Phosphoreinträge aus Punktquellen und diffusen Quellen in die Oberflächengewässer in Deutschland

Gesamtstickstoffeinträge in Kilotonnen/Jahr



Gesamtphosphoreinträge in Kilotonnen/Jahr



atmosphärische Deposition Erosion Grundwasser Oberflächenabfluss Drainagen urbane Gebiete Punktquellen

Daten gerundet; *zum Teil neue Datengrundlagen und verändertes methodisches Vorgehen, daher nur bedingt mit Vorjahreszeitraum vergleichbar

Quelle: Umweltbundesamt 2016

Abbildung 5: Modellierete Einträge von Stickstoff und Phosphor in die deutschen Fließgewässer (Quelle: Umweltbundesamt 2016)

2.3.1.2 Eintrag von Nährstoffen und Bodenteilchen (Sedimente)

Ablaufendes Oberflächenwasser transportiert je nach Hangneigung, Bodenart, Bodenbedeckung usw. Bodenteilchen, daran anheftende Stoffe sowie gelöste Substanzen und bringt diese bei fehlenden Schutzstreifen in benachbarte Fließgewässer ein (Knauer 1993). Knauer & Mander (1989) ermittelten die Filterwirkung verschiedener Biotope unter anderem bezüglich Stickstoff und Phosphor. Die natürlichen und naturnahen Saumbiotope verminderten den Phosphorgehalt um 95 bis 100 % und der Gesamtstickstoffgehalt des Oberflächengewässers wurde um bis zu 80 % reduziert. Für agroforstlich nutzbare Gehölzstreifen an Fließgewässern wurden ähnliche Ergebnisse berichtet (Borin et al. 2010, Lee et al. 2003). Andere Studien konnten ebenfalls eine hohe Rückhalteleistung für den oberirdischen Nährstoffeintrag in die Gewässer bzw. eine hohe Reduktionsleistung für den Nährstoffaustrag (aus den landwirtschaftlichen Flächen) nachweisen, der je nach Bedingungen und Studie zwischen 56 % und 98 % beim Nitrat bzw. Gesamtstickstoff (in der Regel war Nitrat in den Studien die dominante Stickstoffform) und zwischen 50 % und 85 % beim Gesamtphosphor lag (Osborne & Kovacic 1993; Borin et al. 2010, 106; Hénault-Ethier et al. 2019). Abbildung 6 zeigt die Verringerung des Eintrages von Sediment, Nitrat-N und Phosphor im Gewässer mittels eines Schutzstreifens aus Bäumen und Rutenhirse am Beispiel der nordamerikanischen Studie von Lee et al. (2003).

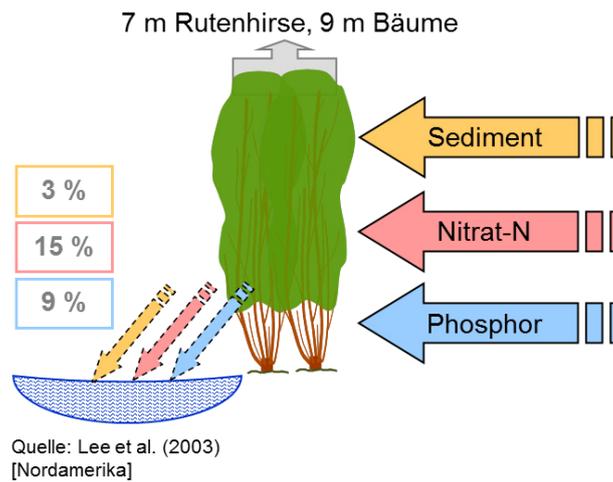


Abbildung 6: Reduzierung des Eintrags von Sediment, Nitrat-N und Phosphor im Oberflächengewässer durch einen Schutzstreifen mit Gehölzen (nach Lee et al. 2003)

Ein zweiter Eintragspfad von Nähr- und Schadstoffen in Oberflächengewässer ist der Transport dieser Stoffe über den oberflächennahen Grundwasserstrom (Interflow). Eine beispielhafte Untersuchung an einem Graben in Brandenburg zeigt, dass Gehölzstreifen an Gewässern dazu beitragen können, den Eintrag von Nitrat in Oberflächengewässer gegenüber Grabenränder ohne Bäume stark zu reduzieren (siehe Abb. 7; **Loseblatt # 5**). Während am Grabenrand ohne Bäume im oberflächennahen Grundwasserstrom meist 40 bis 80 mg Nitrat/l Wasser gemessen wurden, lag der Nitratwert bei dem Grabenrand mit Bäumen über den größten Teil der Messperiode (Juni 2017 bis Mai 2018) bei 0 oder nahe 0 mg Nitrat/l Wasser.

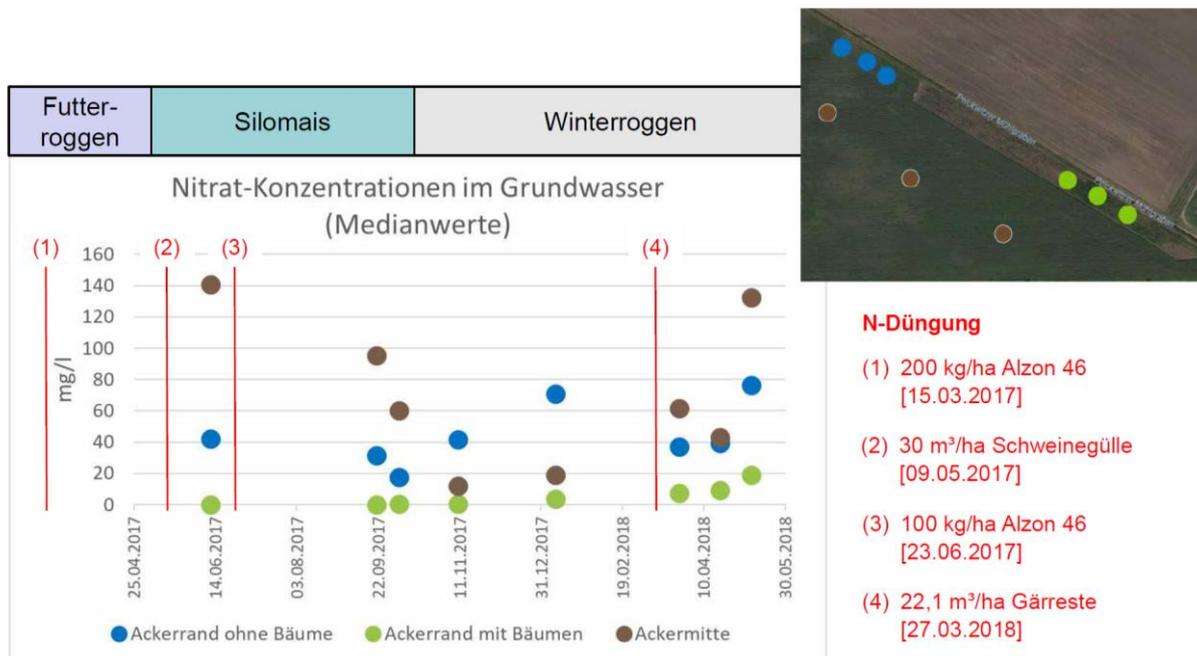


Abbildung 7: Festgestellte Nitratkonzentrationen auf einem Acker und in je einem Grabenrandstreifen mit (grüne Punkte) und ohne Agroforstsystem (blaue Punkte) (Quelle: Böhm & Domin 2018, Folie 22)

Das Ergebnis dieser Untersuchung wird durch andere Untersuchungen gestützt, bei denen Reduktionsraten von 40 bis 100 % im Nitratgehalt und z. T. auch ähnlich hohe Reduktionsraten bei anderen Nährstoffen (z. B. gelöstes Phosphat) des oberflächennahen Grundwassers festgestellt wurden (Osborne & Kovacic 1993, 251 f.; Borin et al 2010, 106; Hénault-Ethier et al. 2019; Christen & Dalgaard 2013, 56)

Bezüglich der Nitratentfernungseffizienz (prozentuale Reduktion des ursprünglichen Nitratgehaltes im oberflächennahen Grundwasser pro m Pufferstreifen) stellten Sabater et al. (2003, 24, 26, Abb. 2) eine breite Streuung von 0 bis 30 % pro Meter Pufferstreifen auf verschiedenen Probestflächen fest, die über Europa verteilt waren. Saisonal wurde auf 3 von 8 Probestflächen mit gehölzbestandenen Pufferstreifen sogar Nitrat in das Grundwasser abgegeben, v. a. im Frühjahr und im Herbst, was mit den Phasen zusammenfällt, wo die mikrobielle Aktivität im Boden bereits einsetzt bzw. noch vorhanden ist, die Gehölze aber noch bzw. nur noch wenig Nährstoffe aufnehmen. Da die absoluten Nitratgehalte im oberflächennahen Grundwasser auf den 3 betroffenen Probestflächen aber sehr gering waren ($\leq 0,5$ mg/l), kann es sich nur um geringe Nitratmengen gehandelt haben, die auf diesen Flächen ausgetragen wurden. Lamersdorf & Schulte-Bisping (2010, 19) konnten bei Ihren Untersuchungen einer Kurzumtriebsplantage lediglich einen Austrag von 1 kg Stickstoff pro ha und Jahr über das Sickerwasser feststellen bei einer jährlichen Stickstoffmineralisation von ca. 70 kg pro ha und einem Input von 106 kg Stickstoff pro ha über den Laubfall.

Die Zahlen verdeutlichen, dass die Spanne der Nitratgehaltreduktion sehr groß ist und eben auch phasenweise geringe Austräge stattfinden können. Das hängt zum einen damit zusammen, dass hier mindestens zwei verschiedene Prozesse beteiligt sind, der Abbau von Nitrat durch Denitrifikation zu anderen Stickoxiden und schließlich zu molekularem Stickstoff und die Aufnahme von Nitrat durch die Pflanzen (Sabater et al. 2003, 28 und dort zitierte Literatur).

Bei der *Denitrifikation* kann als ein Zwischenprodukt auch das flüchtige Klimagas *Lachgas* entstehen, was die Gefahr birgt, zwar das Nitrat aus dem Wasser zu entfernen, dadurch aber die Klimagasemissionen aus der Landwirtschaft zu erhöhen. Dieser Aspekt wurde beispielsweise von Davis et al. (2019) am Beispiel von sog. „saturated riparian buffer“ (wörtlich übersetzt: wassergesättigte Fließgewässerpuffer) bearbeitet, bei denen das Wasser aus Drainagen vor dem Eintritt in das Fließgewässer in den oberflächennahen Boden- bzw. Grundwasserkörper geleitet wird. Dabei stellten sie fest, dass die Lachgasemissionen aus dieser speziellen Pufferform nur in einem von 6 Jahre signifikant größer als bei normalen Pufferstreifen waren und dass der Lachgasgehalt des Sickerwassers aus diesen Pufferstreifen nicht höher war als der des Wassers aus den Drainagen selber. Gleichzeitig waren die indirekten Lachgasemissionen aus den Vorflutern, in die die Drainagen entwässerten, signifikant niedriger als bei Vorflutern, bei denen das Drainagewasser direkt in die Vorfluter entwässerte (Abschätzung über Modellierung) (Davis et al. 2019, 266f.).

Von dem durch die Pflanzen aufgenommenen Nitrat wird ein Teil des Stickstoffes über die absterbende Biomasse im Winterhalbjahr wieder dem Boden zugeführt. Bei den Gehölzkulturen in Agroforstsystemen geschieht dies vor allem über die Blätter. Seitz et al. (2017) stellten in einem siebenjährigen Agroforstsystem mit Apfelbäumen (15 m Abstand zwischen den Baumreihen, Flächenanteil der Baumreihenstreifen 22 %) eine jährliche Akkumulation von 91 kg Stickstoff pro ha Agroforstsystem fest, wobei die Akkumulation ausschließlich in der Baumreihe erfolgte. Die Autor*innen stufen diese Akkumulationsrate als ungewöhnlich hoch ein und vermuten eine Stickstoffaufnahme aus dem Sickerwasser auf den angrenzenden Ackerflächen (siehe auch Kap. 2.3.2).

Dieser organisch gebundene Stickstoff kann dann über die Zersetzung und die Humusbildung im Boden gespeichert werden und damit die im Boden gespeicherte Stickstoffmenge erhöhen. Je nach Temperatur und Bodenfeuchte und der davon abhängigen Aktivität des Bodenlebens kann dieser im Humus gebundene Stickstoff aber vor allem in den Übergangsjahreszeiten, mit zunehmend milderen Winter aber möglicherweise auch im Winter wieder freigesetzt werden. Böhm & Kanzler (2018, 248f.) stellten bei Ihren Untersuchungen des Sickerwassers unter Energieholzstreifen allerdings im Winterhalbjahr keine gegenüber dem Sommerhalbjahr erhöhten Nitratwerte fest.

Osborne & Kovacic (1993, 249-251) stellten bei ihren Untersuchungen erhöhte Phosphor-Konzentrationen im oberflächennahen Grundwasserstrom unter Pufferstreifen mit ca. 40 Jahre alten Gehölzstreifen im Vergleich mit einem Puffer mit Gräsern oder einem ackerbaulich genutzten

Streifen fest, und dies vor allem im Winterhalbjahr zwischen November und Mitte April. Sie führten dies auf eine Anreicherung des Phosphors und die Gefahr der Wiederabgabe ab einem gewissen Anreicherungsgrad zurück (vgl. auch Christen & Dalgaard 2013, 56 und dort zit. Literatur). Beim Stickstoff trat dieses Phänomen nicht auf.

Einem möglichen Sättigungseffekt kann aber durch Pufferstreifen entgegengewirkt werden, deren Aufwuchs genutzt wird, weil hierdurch Nährstoffe entzogen werden (vgl. hierzu die Vorschläge von Christen & Dalgaard 2013, 59 ff.). Jug et al. (1999, 78f.) stellten Stickstoffentzüge von 20 bis 50 kg und Phosphorentzüge von 3 bis 15 kg pro ha und Jahr durch die Ernte fest, Lamersdorf & Schulte-Bisping (2010, 18f.) ermittelten 12 kg Stickstoffentzug pro ha und Jahr.

Einflussfaktoren auf die Reinigungsleistung von Pufferstreifen mit Gehölzen

Verschiedene Autor*innen haben die Bedeutung der Vegetation des Pufferstreifens untersucht. Während Osborne & Kovacic (1993, 252) eine stärkere Reduktion im oberflächennahen Grundwasser (60 cm Abstand von der Geländeoberfläche) unter Gehölzen (Schwarzpappel und Silberahorn) als unter Gräsern (Rohrgranzgras) feststellten, ergaben sich in der Studie von Sabater et al. (2003), die allerdings auch Probeflächen über ein großes geographisches Gebiet verglichen (von Spanien bis Polen), keine statistisch absicherbaren Korrelationen zwischen der Art des Vegetationspuffers (Gehölzstreifen vs. krautig-grasige Pufferstreifen) und der Reduktionsleistung im Nitratgehalt. Allerdings wird der Befund der letztgenannten Autor*innen durch weitere Arbeiten bestätigt (z. B. Schmitt et al. 1999; King et al. 2016, 1247 und dort zitierte Literatur; Hénault-Ethier et al. 2019). Möglicherweise spielt hier die standort- und witterungsabhängig variierende Bedeutung der beiden oben erwähnten Mechanismen für die Nitratreduktion eine Rolle (siehe dazu auch Hypothesen weiter unten).

Basierend auf der ausgewerteten Literatur (Osborne & Kovacic 1993; Sabater et al. 2003; King et al. 2016; Ferro et al. 2019) sind die in der Tabelle 2 aufgeführten Faktoren zu nennen, die die Filterleistung von Pufferstreifen mit Gehölzen an Gewässern für Nährstoffe beeinflussen. Die unter „Wirkung“ aufgeführten Wirkmechanismen sind als Hypothesen zu verstehen.

Tabelle 2: Faktoren, die die Filterleistung von Pufferstreifen mit Gehölzen an Gewässern für Nährstoffe beeinflussen

Faktor	Wirkung
Temperatur	Mit steigender Temperatur steigt, ausreichendes Wasserangebot vorausgesetzt, die Denitrifikation und damit auch die Reinigungsleistung von Pufferstreifen bezüglich Nitrat an Gewässern. Dieser Vorgang ist (weitgehend) unabhängig von der Art der Vegetation. Während der Vegetationsperiode steigt mit der Temperatur auch die Produktion von pflanzlicher Biomasse und damit die Nährstoffaufnahme durch die Vegetation.
Bodenwassergehalt	Mit zunehmendem Bodenwassergehalten und damit reduzierenden Verhältnissen im Boden steigt die Denitrifikation und damit auch die Reinigungsleistung für Nitrat. Gleichzeitig erhöht dies aber auch die Gefahr, dass gut lösliches Phosphat freigesetzt und in das oberflächennahe Grundwasser ausgewaschen und anschließend in die Oberflächengewässer eingetragen wird.
Nitratgehalt	Bei hohen Nitratgehalten kann die Nitratreduktionseffizienz (prozentuale Reduktion des Nitrats pro m Pufferbreite) abnehmen (Sabater et al. 2003, 27f.). Aber auch bei sehr niedrigen Nitratgehalten kann die Reduktionseffizienz reduziert sein (King et al. 2016, 1250), was aus Sicht des Gewässerschutzes aber weniger problematisch ist.
Gehalt an gelösten organischen Substanzen	Mit steigenden Gehalten an gelösten organischen Substanzen im Grundwasser steigt die Denitrifikationsrate. Allerdings müssen gewisse Mindestgehalte an gelöster organischer Substanz gegeben sein, damit es zu einer Zunahme der Denitrifikationsrate mit steigendem Gehalt an gelöster organischer Substanz kommt. (King et al. 2016, 1250)
Hydraulischer Gradient (Gefälle des Grundwasserspiegels)	Mit zunehmendem Grundwasserspiegelgefälle sinkt die Reduktionsrate des Nitratgehaltes, weil die Verweilzeit des Wassers im Pufferstreifen sinkt.
Hangneigung und Schlaggröße der angrenzenden Flächen	Der Oberflächenabfluss nimmt mit zunehmender Hangneigung und Schlaggröße zu. Damit steigt die Gefahr, dass der sich bildende Wasserstrom auch durch den Pufferstreifen nicht ausreichend gebremst wird.

Faktor	Wirkung
Bodenart	Mit zunehmendem Tongehalt der angrenzenden Flächen steigt der Oberflächenabfluss. Bei Böden mit hohem Tongehalt ist auch die Ausfilterung von Phosphor aus erodiertem Bodenmaterial geringer, weil Phosphor bevorzugt an Tonminerale gebunden wird und diese feinen Bodenteilchen im Wasser gelöst sind und mit dem Wasser durch den Pufferstreifen transportiert werden können (Christen & Dalgaard 2013, 56).
Alter des Pufferstreifens	Gehölzbestandene Pufferstreifen erreichen ihre volle Stickstoffreduktionskapazität offenbar erst nach einigen Jahren (King et al. 2016, 1248). Andererseits besteht die Gefahr, dass bei alten Gehölzen die Phosphorrückhalteleistung abnimmt.
Breite des Streifens	Nach verschiedenen Autor*innen nimmt die Pufferleistung mit der Breite zu (z. B. King et al. 2016, Ferro et al 2019)
Art der Vegetation	Während einige Autor*innen höhere Rückhalte- bzw. Reduktionsleistungen für Nährstoffe bei Gehölz-bestandene Pufferstreifen feststellten, konnten andere Autor*innen keine Unterschiede zwischen Pufferstreifen mit verschiedene Vegetation feststellen oder sogar eine reduzierte Pufferleistung bei Gehölz-bestandene Pufferstreifen (siehe Diskussion im Text). Denkbar ist auch, dass die Artenzusammensetzung der Gehölzvegetation die Nitratreduktionsleistung beeinflusst, wenn beispielsweise Arten wie die Schwarzerle, die eine Symbiose mit stickstoffbindenden Bakterien eingeht und damit ihren Stickstoffbedarf nicht mehr aus dem Boden bzw. dem Grundwasser decken muss. Phosphor in seiner schwer löslichen Form und andere, an Bodenteilchen gebundene Stoffe werden in den Pufferstreifen in der Regel gut ausgefiltert und zurückgehalten. An Ton gebundene Phosphate bleiben aber im Oberflächenabflusswasser gelöst (siehe oben unter Bodenart) und werden dann mit dem durchfließenden Oberflächenwasser, das nicht versickert, in die Oberflächengewässer transportiert. Bei sehr dichter Vegetation (z. B. Grünland oder dichte Röhricht- und Seggenbestände) und gut durchlässigen Böden wird der Wasserstrom stärker gebremst und es kann ein größerer Anteil versickern. Soweit dieses Wasser schwer lösliches Phosphat enthält, wird dies dann stärker zurückgehalten als bei kompakten Böden und weniger dichter Vegetation. (vgl. Abu-Zreig et al. 2003)
Nutzung	Durch die nutzungsbedingte Entnahme von Biomasse werden wichtige Nährstoffe wie Stickstoff und Phosphor entnommen, was die Gefahr einer Übersättigung mit den Nährstoffen reduziert und die Rückhalteleistung erhöhen kann. Gleichzeitig wird dadurch die Vegetationsdichte erhöht, was die Infiltrationsleistung erhöhen kann, wenn dies nicht, bedingt durch Verdichtung über den Maschineneinsatz überkompensiert wird.
Drainagen	Bleiben vorhandene Drainageleitungen bei der Einrichtung von Pufferstreifen an Gewässern unangetastet, können diese die Nährstoffe unter dem Pufferstreifen direkt in das Oberflächengewässer eintragen. Dies führt zu einer weitgehenden Unwirksamkeit des Pufferstreifens, wenn die Drainagerohre nicht durch eindringende Wurzeln verstopft werden. (z. B. Groh et al. 2019)

Hypothesen

Auf der Grundlage der obigen Ausführungen lassen sich folgende Trends in Form von Hypothesen, die mehr oder weniger bestätigt sind, festhalten:

- Günstig für die Anlage von Pufferstreifen sind warme Lagen mit mittlerem Grundwasserstand bei geringem Gefälle des Grundwasserleiters und -spiegels. Bei hohem Grundwasserstand steigt zwar die Denitrifikation, aber damit auch die Gefahr der Auswaschung von Phosphat in gut löslicher Form.
- Ein Teil der reduzierten Denitrifikation bei mittlerem Grundwasserstand kann über die Stickstoffaufnahme durch starkwüchsige Vegetation ausgeglichen werden. Durch die Ernte des Aufwuchses kann dieser Effekt verstärkt werden. Im Falle von Gehölzen kann die Umtriebszeit diesbezüglich durch die Anpassung an die Wachstumskurve optimiert werden. Die volle Stickstoffreduktionsleistung erreichen Pufferstreifen mit Gehölzen daher erst ab einem gewissen Alter.
- Wenn Denitrifikation der dominante Mechanismus der Nitratreduktion im oberflächennahen Grundwasser ist, sind die Unterschiede in der Nitratreduktionsleistung zwischen verschiedenen Vegetationstypen im Pufferstreifen gering. Wenn die Aufnahme von Nitrat durch die Vegetation eine wichtige Rolle spielt, sind Gehölze aufgrund ihrer größeren Biomasseproduktion

anderen Vegetationstypen überlegen. Bei schwankendem Grundwasserspiegel oder wechselfeuchten Böden auf staunassen Standorten und damit in Abhängigkeit von Witterungsschwankungen und Jahreszeit kann die Bedeutung der beiden Mechanismen schwanken.

- Nähr- und Schadstoffe, die an erodierte Bodenteilchen gebunden oder im Oberflächenabfluss gelöst sind, werden durch dichte Vegetation stärker reduziert als durch weniger dichte.
- Die Breite der Pufferstreifen darf nicht zu gering sein. Unter 5 m dürfte die Reinigungsleistung vor allem bei angrenzend stark geneigten Flächen in der Regel gering bleiben (z. B. Hénault-Ethier et al. 2019, 360; Ferro et al 2019, 285). Je nach Ausgangssituation können aber auch deutlich breitere Pufferstreifen erforderlich sein für eine substanzielle Reduktion der Nitratlast des oberflächennahen Grundwassers (z. B. King et al. 2016, 1247).
- Optimierte Pufferstreifen enthalten mehrere Streifen oder Elemente, z. B. eine ungenutzte bzw. nur einmal am Ende der Umtriebszeit genutzte Gehölzreihe, eine im Kurzumtrieb genutzte Zone und eine aus Gräsern oder Kräutern bestehende Zone, die ebenfalls genutzt werden kann (Christen & Dalgaard 2013, 59-63; siehe auch z. B. Osborne & Kovacic 1993, Jaynes & Isenhardt 2019 sowie ZAK et al. 2019 für weitere Vorschläge).

2.3.1.3 Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer

Auch der Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Oberflächengewässer kann durch Pufferstreifen reduziert werden. So stellten Borin et al. (2010, 106, 108 f.) eine Reduktion des Gehaltes an Herbiziden im *oberflächennahen Grundwasserstrom* um 55 bis 95 % fest, je nach Inhaltsstoff. Auf geneigten Flächen fanden Schmitt et al. (1999) bei ihrer experimentellen Studie Reduktionen von 5 bis 83 % bei verschiedenen Pflanzenschutzmitteln durch *oberflächliche Filterung* mittels Grasstreifen, die z. T. auch junge Gehölze enthielten, die aber keinen Einfluss auf die Minderungsleistung hatten. Dabei wurden die Pflanzenschutzmittel, die an Sedimente gebunden waren, in Ihrer Menge stärker reduziert. Die Metastudie von Zhu et al. (2019) ermittelte eine durchschnittliche Reduktion bei Pflanzenschutzmitteln im Oberflächenabfluss durch entlang von Konturlinien oder Gewässern etablierte Pufferstreifen mit Gehölzen von 60 % (35 Studien, ermittelt aus Abb. 9).

Otto et al. (2008) untersuchten in einer experimentellen Studie den Einfluss verschiedener Faktoren auf die Reduktion der Konzentration und der Menge von 2 im Maisanbau eingesetzten Herbiziden (Metachlor und Terbutylazin) durch Vegetationsstreifen (reine Grasstreifen und Streifen mit Gras und Gehölzen; Breiten von 3 und 6 m) in einem schwach geneigten Gelände (Gefälle von 1,8 %) in Nordostitalien (Poebene bei Padua). Sie fanden eine Reduktion des Austrages dieser Stoffe durch Oberflächenabfluss von 74 bis 99 %. Lediglich der 3 m breite Streifen mit Gehölzen zeigte eine schlechte Wirksamkeit. Hier wurden sogar erhöhte Austräge festgestellt (Otto et al. 2008, Tab. 1 auf S. 78), was eigentlich nur auf eine Akkumulation der Stoffe bei früheren Verlagerungsereignissen zurückzuführen sein kann.

Ein dritter Pfad, über den Gehölze den Eintrag von Pflanzenschutzmitteln in Gewässern reduzieren, ist die *Filterung von Einträgen über die Luft*. Laut Reichenberger et al. (2007, 17) empfiehlt die Focus-Arbeitsgruppe der EU-Kommission zu Möglichkeiten der Minderung des Eintrages von Pflanzenschutzmitteln in Gewässern folgende Minderungsfaktoren anzusetzen: 25 % bei unbelaubten Gehölzen, 50 % bei weitgehend belaubtem Zustand und 90 % bei voll belaubtem Zustand. Die Minderungsleistung wird allerdings auch durch die Art der Gehölze beeinflusst. Ein Einfluss der Wuchshöhe ist anzunehmen, vor allem bei hoher Windstärke.

Als **wichtige Faktoren**, die die Austragsmenge beeinflussen, sind laut den zitierten Autor*innen und weiterer Literatur die Intensität und Menge des Niederschlages, die Bodenbedeckung des Ackerschlagens zum Zeitpunkt des Niederschlagsereignisses, die Bodenart, die Art des Pflanzenschutzmittels sowie Breite, Dichte und Art der Vegetation bzw. Bodenbedeckung (z. B. Laubschicht) auf dem Vegetationsstreifen. Als weiterer Faktor ist die Hangneigung der angrenzenden Flächen

und ggf. auch des Pufferstreifens zu vermuten, da mit zunehmender Hangneigung der Umfang der transportierten Materialien und des Oberflächenabflusses zunimmt.

Laub kann die Bindung von Pflanzenschutzmitteln fördern, weshalb Gehölze in solchen Streifen dazu beitragen können, den Austrag in Oberflächengewässer zu reduzieren. Die Wirksamkeit der Vegetationsstreifen verbessert sich mit der Zeit, geeignetes Management der Streifen vorausgesetzt (Mahd der Grasstreifen zur Sicherung einer dichten Grasbedeckung, Vermeidung einer zu starken Beschattung der Grasstreifen durch die Gehölze durch eine geeignete Gehölzartenwahl). (Otto et al. 2008, 81)

Reichenberger et al. (2007, 12-14) konnten bei ihrer Auswertung verschiedener Studien zeigen, dass vor allem die Reduktionsleistung bei Pflanzenschutzmitteln, die an Bodenteilchen gebunden sind, die Reinigungsleistung sehr stark durch die **Breite des Pufferstreifens** beeinflusst wird. Ab Pufferbreiten von 8 m kann mit einer fast 100%igen Reinigungsleistung für diese Pflanzenschutzmittel gerechnet werden. Bezogen auf alle Pflanzenschutzmittelgruppen war die Variationsbreite der Ergebnisse aber sehr groß, was die Reduktionsleistung in Abhängigkeit von der Breite betrifft, was mit stoffspezifischen Eigenschaften und weiteren Variablen zusammenhängen dürfte, die sich auf die Reduktionsleistung auswirken.

2.3.1.4 Reduktion des Oberflächenabflusses

Eine weitere positive Wirkung von Agroforstsystemen ist die Reduktion des Oberflächenabflusses, was zu einer Minderung von Hochwasserereignissen beitragen kann. Otto et al. (2008) ermittelten bei ihrer Studie auch den Oberflächenabfluss, um die Austragsmenge der Pflanzenschutzmittel ermitteln zu können. Dabei wurde eine Reduktion des Oberflächenabflusses von 36 bis 87 % gegenüber den Versuchsflächen ohne Vegetationsstreifen über die gesamte Untersuchungsperiode festgestellt. Die geringste Reduktionsleistung zeigte der 3 m breite Streifen mit Gehölzen, die höchste Reduktionsleistung der 6 m breite Streifen mit einer Gehölzreihe. Auch hier ist zu berücksichtigen, dass die Untersuchung in einem schwach geneigten Gelände durchgeführt wurde und dass auf stärker geneigten Hängen mit einer geringeren Reduktion des Oberflächenabflusses zu rechnen ist.

Eine Studie, die unter anderem die Veränderungen des Oberflächenabflusses eines ackerbaulich genutzten Hanges von 180 m Länge (durchschnittlich 12 % Gefälle, Pararendzina aus Löss, Kulturen Mais und Winterweizen) bei einem Starkregenereignis von 83 mm in drei Stunden durch Gehölzkomponenten in unterschiedlicher Ausprägung modellierte (Werthholzstreifen, Energieholzstreifen, Randstreifen am Hangfuß, Gehölzstreifen am Oberhang; Anteil der Gehölzfläche an der Gesamtfläche von 11 bis 31 %, Variation von Streifenbreiten und Abständen), kam zu dem Ergebnis, dass der Oberflächenabfluss um bis zu 48 % reduziert werden kann. Bei Übertragung auf ein beispielhaft ausgewähltes Kleinzugsgebiet (Kraichgau in Baden-Württemberg, Weiherbachgebiet,) mit 6 km² Fläche ergaben sich bei Etablierung von Gehölzstreifen mit Pappel auf 10 % der Fläche und den am stärksten erosionsgefährdeten Stellen Reduktionen im Oberflächenabfluss von 25 %. (Sagemann 2010)

Udawatta et al. (2002, 1218) stellten eine Reduktion um bis zu 23 % in ihrer experimentellen Studie in den USA fest. Allerdings waren Konturstreifen mit Gräsern in der Reduktion des Oberflächenabflusses noch effektiver. Hier wurden Reduktionen um bis zu 29 % erreicht. Eine Reduktion des Oberflächenabflusses zur Minderung von Hochwasserereignissen ist besonders wichtig bei Starkniederschlägen. In der Studie von Udawatta et al. (2002, 1219) lag die Reduktionsleistung durch Agroforststreifen bezüglich des Oberflächenabflusses bei den drei stärksten Niederschlagsereignissen über die gesamte Untersuchungsperiode von 3 Jahren (1998 bis 2000) noch bei 11 %. In der Studie von Otto et al. (2008, Tab. 1) wurden bei dem Regenereignis mit der größten

Niederschlagsmenge (84 mm) und der höchsten Niederschlagsintensität (13 mm/Stunde) noch Reduktionsleistungen zwischen 31 und 83 % erreicht (Regenereignis am 19.07.2002), wobei hier wieder zu bedenken ist, dass der untersuchte Hang eine sehr geringe Neigung aufwies.

Entscheidende Wirkungsmechanismen für die Reduktion des Oberflächenabflusses sind die Hinderniswirkung durch die Vegetation und die Förderung der Versickerung durch die Bodenlockerung, die durch die Wurzeln von Gehölzen und Krautschicht, die Humusbildung sowie durch die Förderung von Regenwürmer zu erwarten ist. Faktoren, die das Ausmaß der Oberflächenabflussminderung beeinflussen, sind die Breite der Gehölzstreifen, die Dichte der Vegetation in der Krautschicht, Bodenart und Bodenaufbau (z. B. wasserundurchlässige Schichten im Untergrund als mögliches Versickerungshindernis), die Hangneigung, die Lage der Streifen am Hang und die Abstände der Streifen voneinander.

2.3.2 Grundwasser

2.3.2.1 Grundwasserneubildung

Sträucher und Bäume verbrauchen aufgrund ihrer großen Blattmasse, der bereits hohen Blattmasse zu Beginn der Vegetationsperiode und der tiefer reichenden Wurzeln (Zacios et al. 2012, 22) mehr Wasser als einjährige ackerbauliche Kulturen. Dies führt zu einer geringeren Grundwasserneubildung unter Gehölzkulturen im Vergleich zu einjährigen Kulturen. Diese Verringerung der Grundwasserneubildung liegt in einer Größenordnung von 12 bis 84 % auf dem *Einzelschlag* (Zacios et al. 2012, 21f.; Schmidt-Walter & Lamersdorf 2012, 558; Petzold 2013, 86; Zacios et al. 2015, 16, Busch 2018, 239-241). Faktoren, die das Ausmaß der Reduzierung beeinflussen, sind Temperatur(summe) während der Vegetationsperiode, Niederschlagsmenge und Verteilung über das Jahr, Bodenart bzw. -textur sowie das Alter der Gehölze (Umtriebszeit) (siehe Busch 2009, Gruppen 1 und 2 bzw. L_h und L_l), ihre Dichte und ihre Wassernutzungseffizienz bzw. ihr Wasserverbrauch (Busch 2018, 243, ergänzt durch eigene Überlegungen). Geringe Niederschläge bei hohen Temperaturen in der Vegetationsperiode führen wegen der hohen Evapotranspiration der Gehölze zu einer besonders geringen Grundwasserneubildung unter Gehölzkulturen. Gehölzkulturen mit langen Umtriebszeiten, hohen Pflanzdichten und geringer Wassernutzungseffizienz bzw. hohem Wasserverbrauch verstärken den Effekt.

Für die Übertragung der Einzelschlag-bezogenen Reduktion der Grundwasserneubildung auf die *Landschaftsebene* liegen verschiedene Modellrechnungen vor. Hartwich et al. (2017, 56) ermittelten je nach Jahresniederschlagshöhe, Temperaturverlauf in der Vegetationsperiode und den Anteilen der Gehölzkulturen an der Ackerfläche (modelliert wurden Anteile von 2,5 bis 10 % der ackerbaulich genutzten Fläche⁶) Reduktionen in der Grundwasserneubildung von 0,5 bis 3 %. Bredemeier et al. (2015, zit. In Busch 2018, 242) kamen für 10 % Kurzumtriebsplantage mit 5-jähriger Rotation ebenfalls auf 3 %. Die mittlere Abnahme der Tiefenversickerung betrug 0,26 Prozentpunkte je Prozent Zuwachs an Agrarholzfläche auf Ackerstandorten, mit einer Schwankungsbreite von 0,05 und 0,60 je nach Standorteigenschaften und hydrologischer Anbindung. Die Beeinträchtigungen auf Landschaftsebene sind also relativ gering, wenn Anteile von 10 % an der ackerbaulichen Nutzung nicht überschritten werden. Bei längeren Umtriebszeiten ist mit etwas höheren Abnahmen der Grundwasserneubildung zu rechnen.

Das schließt allerdings nicht aus, dass es im Einzelfall bei sehr hohen kleinräumigen Flächenanteilen von Gehölzkulturen in der unmittelbaren Umgebung von kleinen Feuchtgebieten, Quellaustritten oder Oberflächengewässern mit geringem Wassereinzugsgebiet (*Ebene des Landschaftsauschnitts*) in Trockenphasen zu erheblichen Beeinträchtigungen dieser Lebensräume kommen

⁶ Hartwich et al. (2017, Kap. 2.2) modellierten auch noch ein Extremszenario, bei dem 100 % der für die Anlage von Kurzumtriebsplantagen geeigneten Fläche zu Kurzumtriebsplantagen umgewandelt wurde, was einem Anteil von 15 bis 99 % der ackerbaulich genutzten Fläche entsprach. Da dies aber ein aus Sicht der Autor*innen ein vielfach unrealistisches Szenario ist, wird dieses hier nicht berücksichtigt.

kann (vgl. hierzu die Ausführungen von Schmidt-Walter & Lamersdorf 2012, 556 f., die zeigen, dass die Grundwasserneubildung unter Kurzumtriebsplantagen wesentlich später im Jahr einsetzen kann als unter einjährigen ackerbaulichen Kulturen).

Fazit (Hypothesen)

- Als grobe Orientierung kann auf Landschaftsebene von einer durchschnittlichen Abnahme der Grundwasserneubildung von 0,2 bis 0,3 Prozentpunkten pro Prozent Zunahme an Agrarholzfläche im Vergleich zur Ackernutzung ausgegangen werden (Busch 2018, 243). Allerdings ist für eine umfassende Bewertung der Grundwasserneubildung in Agroforstsystemen auch eine wahrscheinliche Reduzierung der potentiellen Verdunstung zwischen den Gehölzflächen einzubeziehen, durch die der potentiell höhere Wasserverbrauch der Gehölze (teil)kompensiert werden könnte. Hierzu bedarf es weiterer Forschungsanstrengungen.
- Gehölzbestände mit langen Umtriebszeiten am Ende ihrer Umtriebszeit können in Trockenjahren problematisch werden bei ungünstiger Lage und hohen Deckungsanteilen in Landschaftsausschnitten mit Lebensräumen, die abhängig vom lokalen Grundwasserangebot sind (z. B. kleine Stillgewässer, Niedermoore und andere Feuchtgebiete).

Empfehlungen

Aufbauend auf die obigen Ausführungen lassen sich folgende Empfehlungen ableiten, um die Auswirkungen von Agroforstsystemen auf die Grundwasserneubildung zu optimieren:

- Die Etablierung von Gehölzkulturen in größerem Flächenumfang sind insbesondere in Trockengebieten problematisch, weil sie den Grundwasserhaushalt und damit die Wasserführung von Oberflächengewässern bzw. den Bodenfeuchtehaushalt erheblich beeinträchtigen können.
- Das Ausmaß der Reduktion der Grundwasserneubildung hängt von der Wassernutzungseffizienz der Gehölzarten ab. Arten mit einer hohen Wassernutzungseffizienz und geringem Wasserverbrauch in Trockenzeiten (z. B. Robinie) wirken sich geringer auf die Grundwasserneubildung aus.
- Geringe Anteile von Gehölzkulturen (weniger als 10 % der landwirtschaftlich genutzten Fläche) wirken sich nicht nennenswert auf die Grundwasserneubildung im Gesamtjahr aus.
- Gehölzkulturen mit hoher Evapotranspiration und damit geringer Grundwasserneubildung (z. B. Streifen mit schnellwachsenden Gehölzarten mit langen Umtriebszeiten, Baumpflanzungen mit hohen Pflanzdichten, Gehölzarten mit hohem Wasserverbrauch) sollten nicht in Gebieten mit ungünstiger Wasserversorgung (geringe Niederschläge, kombiniert mit hohen Temperaturen in der Vegetationsperiode, Böden mit geringer Wasserhaltefähigkeit, hoher Grundwasserabstand) etabliert werden. Dies gilt insbesondere im näheren Umfeld von kleinen Feuchtgebieten und Quellaustritten mit geringem Wassereinzugsgebiet.
- In Gebieten mit ungünstiger Wasserversorgung sollten bevorzugt Gehölzarten mit geringem Wasserverbrauch und hoher Wassernutzungseffizienz zur Anwendung kommen und die Flächenanteile der Gehölzkulturen auf Landschaftsebene geringgehalten werden.

2.3.2.2 Grundwasserqualität

Auswaschung von Nährstoffen

Bezüglich der Grundwasserqualität stellt Stickstoff in Form von *Nitrat* einer der problematischsten Elemente dar. In der Landwirtschaft wird er regelmäßig in Form von organischen oder mineralischen Düngemitteln dem Boden zugeführt. Erhöhte Nitrat-Gehalte im Grundwasser können die Gewässerökologie indirekt über den Eintrag in Oberflächengewässer beeinträchtigen, aber auch vor dem Hintergrund der Trinkwassergewinnung zu gesundheitlichen Beeinträchtigungen für den Menschen führen. Abbildung 8 zeigt die gemessene Nitratkonzentration im Grundwasser in einem Agroforstsystem in Brandenburg, welche im Bereich der ca. 10 m breiten Gehölzkulturfläche deutlich unter dem Trinkwassergrenzwert liegt. Die hohen Werte in der Mitte des 96 m breiten Ackerstreifens im Agroforstsystem im Vergleich zu der Referenzfläche spiegeln wahrscheinlich keinen systematischen Unterschied zwischen Ackerflächen in Agroforstsystemen und außerhalb wieder, sondern dürften durch Unterschiede in der Bodentextur und der dadurch bedingten Herausbildung von bevorzugten Versickerungspfaden und unterschiedlich stark durchströmten Bereichen im Grundwasserleiter verursacht sein (siehe Böhm & Kanzler 2018, 249).

Auch andere Studien zeigen, dass die Auswaschungsgefahr im Bereich der Gehölzkulturen in Agroforstsystemen deutlich geringer ist als im Bereich der Ackerkulturen (z. B. Gebel et al. 2013, Goodlass et al. 2007, Palma et al. 2007, Zacios & Zimmermann 2016, Folie 14). Die verringerte Auswaschung wird sowohl durch den fehlenden Düngemiteleintrag im Bereich der Gehölzkulturen als auch durch das ausgeprägte und tiefreichende Wurzelsystem der Gehölzkulturen bedingt, die Nitrat aufnehmen und damit dem Sickerwasser entziehen. Ein Teil des Stickstoffs wird über die Blätter im Herbst der Streuschicht am Boden zugeführt und anschließend in Form von organischen Verbindungen im Humus eingebaut (siehe hierzu die in Kap. 2.3.1 wiedergegebenen Ergebnisse von Seitz et al. 2017 zur Stickstoffakkumulation in einem sieben Jahre alten Agroforstsystem). Ein weiterer Teil wird durch die Ernte von Biomasse, mit der Nährstoffe von der Fläche exportiert werden, dem System entzogen.

Agroforstwirtschaft und Qualität von Grund- und Oberflächenwässer
Mittelwerte der Nitratkonzentration im Grundwasser von Januar bis Oktober 2014

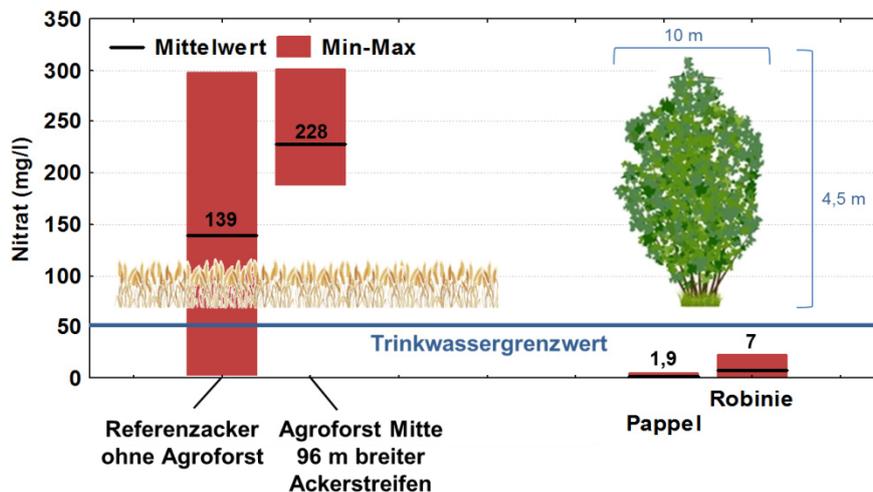


Abbildung 8: Konzentration an Nitratstickstoff im Grundwasser eines Agroforstsystems in Brandenburg in Abhängigkeit der angebauten Kultur

Erhöhte Nitrat auswaschungen sind allerdings bei der Etablierung der Gehölzstreifen und bei einer Rückumwandlung zu Acker zu erwarten (siehe Böhm & Kanzler 2018, 251 und dort zitierte Literatur).

Bei anderen Pflanzennährstoffen (Phosphor, Kalium, Magnesium, Calcium) sind die Unterschiede zwischen den Agrarholzstreifen und den Ackerflächen entweder geringer oder die ausgewaschenen Mengen sind für die Grundwasserqualität nicht sehr problematisch (siehe Böhm & Kanzler 2018).

Auswaschung von Pflanzenschutzmitteln



Zunächst ist festzustellen, dass unter Agrarholzstreifen in der Regel mit geringeren Austrägen von Pflanzenschutzmitteln zu rechnen ist. Wie Böhm und Kanzler (2018, 258) ausführen, werden Herbizide beim Agrarholzanbau primär in der Etablierungsphase eingesetzt. Der Einsatz von Insektiziden ist beim Anbau von schnellwachsenden Baumarten bislang nicht verbreitet. Auch beim Anbau von Bäumen zur Stammholzerzeugung ist in der Regel von einem geringen Bedarf an Pflanzenschutzmitteln auszugehen. Beim konventionellen Anbau von Obstbäumen ist der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln, insbesondere von Insektiziden und Fungiziden verbreiteter. Insgesamt ist aber beim Agrarholzanbau in der Regel von einem geringeren Pflanzenschutzmitteleinsatz auszugehen als bei den verbreiteten Ackerbaukulturen. Eine stärkere Differenzierung dieser Aussage durch weitere Recherchen ist anzustreben.

Unabhängig von der Höhe des Einsatzes von Pflanzenschutzmitteln ist aber davon auszugehen, dass der Austrag von Pflanzenschutzmitteln unter Agrarholz geringer ist als bei ackerbaulichen Kulturen und zwar aus folgenden Gründen (Böhm & Kanzler 2018, 258):

- Die Streuschicht unter Agrarholzbeständen trägt zur Bindung von Pflanzenschutzmitteln bei (siehe auch Otto et al. 2008, 81).
- Die dauerhaft vorhandene Vegetationsdecke fördert die Aufnahme, Speicherung und den Abbau von Pflanzenschutzmitteln.
- Geringere Sickerwassermengen unter Agrarholzbeständen führen zu geringeren Austrägen.
- Die stärkere Aufnahme von Pflanzenschutzmitteln durch die Wurzeln der Gehölze vermindern den Austrag.

Darüber hinaus können Agrarholzstreifen dazu beitragen, die Gehalte von Pflanzenschutzmitteln im Grundwasser durch Aufnahme dieser Stoffe zu reduzieren (Lafleur et al. 2016, zit. in Böhm & Kanzler 2018, 258; Licht & Isebrands 2005, zit. in Christen & Dalgaard 2015, 57 zur Fähigkeit von Gehölzen wie Weiden und Pappeln zur Aufnahme und Immobilisierung von Schadstoffen inkl. Pflanzenschutzmitteln) und die Auswaschung dieser Stoffe im Grenzbereich von Agrarholzstreifen und angrenzender Ackerfläche zu verringern, da die Wurzeln der Gehölze in der Tiefe einige Meter unter die Ackerfläche reichen können. So stellten Borin et al. (2010, 106, 108 f.), wie oben in Kap. 2.3.1 dargestellt, eine Reduktion des Gehaltes an Herbiziden im oberflächennahen Grundwasserstrom um 55 bis 95 % fest, je nach Inhaltsstoff.

2.3.3 Bodenwasserhaushalt

Während der Bodenwassergehalt unter Agrarholzstreifen wegen der hohen Interzeption und Evapotranspiration in Trockenperioden in der Regel geringer ist als auf benachbarten Ackerflächen (Beispiel für eine Ausnahme siehe Böhm 2018, 233f.), kann der Bodenwassergehalt im Windschutz der Gehölzstreifen in Agroforstsystemen erhöht sein (Böhm 2018, 234). Wichtige Einflussfaktoren sind die Bodenartenzusammensetzung, der Witterungsverlauf (Temperatur und Niederschlag, Verteilung von Windrichtungen und Windstärke), die Lage des Gehölzstreifens zur Windrichtung, Struktur und Breite des Gehölzstreifens und die Ackerkultur. Eine ausführlichere Beschreibung kann Böhm 2018 entnommen werden.

2.4 Biodiversität

Die aktuelle, intensive landwirtschaftliche Nutzung mit ihren großen Schlägen in Deutschland und Europa ist eine der wichtigsten Ursachen für den Rückgang der biologischen Vielfalt. Das zeigt der aktuelle Bericht zur Lage der Natur in Deutschland (BMU & BfN 2020), der sich auf die Natura-

2000-Gebiete in Deutschland bezieht. Immerhin 7 von 13 identifizierten Gründen für den Rückgang für die biologische Vielfalt in Natura-2000-Gebieten stehen im Zusammenhang mit der Landwirtschaft. Erschreckend ist auch der starke Rückgang der Individuenzahlen und der Biomasse von Insekten in der Agrarlandschaft und auch in den naturnäheren Flächen, die in die Agrarlandschaft eingebettet sind (Hallmann et al. 2017, Seibold et al. 2019).

Der Nachhaltigkeitsindikator „Artenvielfalt und Landschaftsqualität“, der auf der Erfassung von 51 Vogelarten beruht, zeigt bezüglich der Agrarlandschaftsarten nach wie vor keinen positiven Trend (Statistisches Bundesamt 2018, 106). Während der Teilindikator für die Wälder zwischen 2000 und 2018 von etwa 70 % des Zielwertes auf ca. 90 % zugenommen hat, hat der Teilindikator für die Agrarlandschaft im gleichen Zeitraum von etwa 70 % auf etwa 60 % weiter abgenommen. Auch die umfassendere Analyse der Entwicklung der Vogelwelt in Deutschland im Statusbericht „Vögel in Deutschland“ von 2019 kommt für die Agrarlandschaftsarten zu dem Ergebnis, dass die Abnahme anhält (Abnahme um etwa 300.000 Paare), obwohl die Zahl der Brutvögel insgesamt in Deutschland im Zeitraum 2011 bis 2016 gegenüber dem davorliegenden Fünfjahreszeitraum um 4,3 Millionen Brutpaare angestiegen ist (Gerlach et al. 2019, 20f.).

Die Zahlen belegen eindrücklich den Handlungsbedarf bezüglich der biologischen Vielfalt in Agrarlandschaften. Nachfolgend wird dargestellt, welchen Beitrag die Gehölzkomponente in Agroforstsystemen für die Förderung der biologischen Vielfalt leisten kann.

Leider gibt es zur biologischen Vielfalt von Agroforstsystemen in Mitteleuropa bislang wenig Untersuchungen, sehr wohl aber zu Kurzumtriebsplantagen. Es werden daher nachfolgend vielfach Ergebnisse von Forschungsprojekten zu Kurzumtriebsplantagen wiedergegeben mit der Grundannahme, dass sich diese zumindest näherungsweise auf Agroforstsysteme mit Energieholzstreifen übertragen lassen. Wo es direkte Untersuchungen aus Agroforstsystemen mit Energieholzstreifen gibt, wird das gesondert hervorgehoben. Darüber hinaus gibt es am Ende jedes Unterkapitels eine kurze Einschätzung, wo ggf. Grenzen der Übertragbarkeit gesehen werden. Die Betrachtungen konzentrieren sich aus praktischen Gründen (Begrenzung des Auswertungsumfangs) auf die Artenvielfalt. Die genetische Ebene und die Ökosystemebene der biologischen Vielfalt müssen hier ausgeblendet bleiben.

2.4.1. Artenvielfalt und Individuendichten

Mehrere Studien, die Kurzumtriebsplantagen untersucht haben, weisen bei mehreren Artengruppen eine höhere Artenzahl in Kurzumtriebsplantagen als auf benachbarten Ackerflächen nach. Tabelle 3 zeigt eine Zusammenstellung einer Auswahl solcher Studien. Bei der Interpretation ist zu beachten, dass die Zahl der Probeflächen auf den Kurzumtriebsplantagen (KUP) z. T. höher lag als auf den Vergleichsflächen im Acker (z. B. Heilmann et al. 1995, 19 f.: 36 Flächen in der KUP, 5 auf Ackerflächen), so dass das Ausmaß der Differenz durch manche Zahlen sicher überzeichnet ist. Dass die Trendaussage dennoch zutrifft, belegen die Untersuchungen, die mittlere Artenzahlen vergleichen oder vergleichbare Probeflächen untersucht haben (z. B. Liesebach et al. 1999). Bei den Vögeln ist außerdem zu beachten, dass zum Teil nicht ausschließlich Brutvögel erfasst wurden, sondern auch Arten, bei denen es sich entweder um Nahrungsgäste handelt (z. B. Kohlmeise) oder bei denen offengelassen ist, ob es sich um Nahrungsgäste oder Brutvögel handelt (z. B. Schwanzmeise) (Cunningham et al. 2006).

Tabelle 3: Artenzahlen auf Kurzumtriebsplantagen im Vergleich zu angrenzenden Ackerflächen

Artengruppe/Autoren	KUP	Acker
Vögel		
Liesebach et al. 1999	12/10 ha	1,2/10 ha



Laufkäfer		
Liesebach & Mecke 2003	28 (20)	25
Schulz 2008	16-37	31-36
Spinnen		
Blick & Burger	44	59
Blick et al. 2003	80	69
Regenwürmer		
Makeschin et al. 1989, Makeschin 1994	5-8	2-4
Gefäßpflanzen		
Heilmann et al. 1995	145	17
Burger 2006	>100	6

Bei den Laufkäfern und Spinnen sind die Ergebnisse nicht einheitlich. Ein Teil der Untersuchungen wies in den Kurzumtriebsplantagen höhere Artenzahlen nach, andere Studien dagegen höhere Artenzahlen auf den Ackerflächen (Makeschin et al. 1989: 135 f.; Blick & Burger 2002: 278, 280; Blick et al. 2003: 3; Liesebach & Mecke 2003: 12; Grünwald et al. 2005: 442; Wöllecke et al. 2008: Folie 10; Schulz 2008: 13).

Ein ähnlicher Trend wie bei den Artenzahlen ist auch bei den Individuenzahlen der nachgewiesenen Tiere zu beobachten (z. B. Liesebach & Mulsow 2003; Makeschin et al. 1989: 135 f. – Regenwürmer, Weberknechte, Asseln). Auch hier sind die Ergebnisse bei den Laufkäfern und Spinnen uneinheitlich (siehe bei den Artenzahlen aufgeführte Literatur und ergänzend Makeschin et al. 1989: 135 f.). Interessant sind auch die Ergebnisse von Liesebach et al. (1999: 463-467), die bei einer breiten Auswahl von die Erdoberfläche besiedelnden Wirbelosengruppen auf einer achtjährigen Kurzumtriebsplantage weniger Individuen nachwies als auf einem Gerstenacker. Artengruppen, die auf dem Gerstenacker deutlich häufiger auftraten, waren die Milben, die Käfer und die Zweiflügler. Im Gegensatz dazu wies allerdings die frisch beerntete Kurzumtriebsplantage etwa die doppelte Individuenzahl auf wie der Gerstenacker.

Vergleichbare europäische Studien im Grünland sind sehr viel seltener und stammen nach Kenntnis der Autor*innen vor allem aus Großbritannien (Cunningham et al. 2006). Einzeluntersuchungen liegen auch aus Schweden (Weih et al. 2003) und Deutschland vor (Kroiher et al. 2008). Auch in diesen Studien wurden für die Artengruppen Vögel (Cunningham et al. 2006, 15-21), Tagfalter (ebenda, 142 f., 149 f.) und Blütenpflanzen (ebenda, 64-71; Kroiher et al. 2008, 161 f.) in den Kurzumtriebsplantagen höhere Artenzahlen und Individuendichten festgestellt als für das umgebende Grünland, allerdings vor allem in den Randbereichen der Kurzumtriebsplantagen.

Die oben im Text dargestellten Ergebnisse beziehen sich vor allem auf die Gehölz-dominierte Phase der Kurzumtriebsplantagen. Völlig anders stellt sich die Situation für die Phase unmittelbar nach der Pflanzung und der Ernte der Gehölze dar. In dieser Phase werden die Flächen gerne von Arten der Ackerbau- und extensiv genutzten Grünlandlandschaften sowie der Pionierfluren besiedelt. Beispiele für die Vögel sind Feldlerche, Grauammer, Schwarzkehlchen und Braunkehlchen, wobei von den drei letztgenannten Arten nur Einzelnachweise vorliegen (z. B. Schulz et al. 2008: 84; Groß & Schulz 2008, Cunningham et al. 2004). Damit steigt die Zahl der Arten, denen Kurzumtriebsplantagen bzw. Energieholzstreifen Lebensraum bieten können, an, wenn man den gesamten Entwicklungszyklus betrachtet, auch wenn diese Arten nur sehr kurzzeitig auftreten.

Wie die Arbeiten von Röhricht et al. (2007), Glemnitz et al. (2013), Wagener et al. (2013) und Winterling et al. (2019, Kap. 5) zeigen, lassen sich die Ergebnisse auch auf Energieholzstreifen in Agroforstsystemen übertragen (siehe auch Abb. 10 weiter unten beispielhaft für die Flora). Tabelle 4

zeigt die Artenzahlen von Vogelarten in drei Agroforstsystemen mit Energieholzstreifen. Leider fehlt in einem Fall die Vergleichszahl von den Ackerstreifen oder von angrenzenden Ackerflächen.

Tabelle 4: Beispiele für Vogelartenzahlen in verschiedenen Agroforst-Versuchsflächen mit Energieholzstreifen (nur im Agroforstsystem brütende Arten; Quellen: Blei et al. 2011, Bärwolff et al. 2012, Krechel et al. 2013); AFS = Agroforstsystem; KUP = Kurzumtriebsplantage; n.b. = nicht bearbeitet; - = keine entsprechende Vergleichsfläche vorhanden

Beispiel	Alter AFS Fläche Gehölze	Artenzahlen			Alter KUP Fläche
		Acker	Gehölzstreifen	AFS gesamt	
Scheyern (Bayern)	4jährig ca. 1,5-2 ha	1	6	6	-
Welzow (Brandenburg)	3jährig ca. 5-8 ha	1	7	8	5-7 2-5jährig 7-13 ha
Dornburg (Thüringen)	1-4jährig 5 ha	n.b.	9	n.b.	-

Als Vergleich für einen verwandten naturnahen Lebensraumtyp seien Artenzahlen für Hecken herangezogen. In den der Untersuchung von Barkow (2001, 98 f.) zugrundeliegenden 30 Hecken wurden zwischen 4 und 31 Vogelarten nachgewiesen. Die meisten Hecken (18 von 30) enthielten 10 bis 20 Arten, also 66 bis über 200 % mehr Arten. Die höheren Artenzahlen dürften vor allem auf den höheren Strukturreichtum (Bäume *und* Sträucher; größere Vielfalt an Strukturen, weil höhere Gehölzartenzahl und ggf. auch Säume) zurückzuführen sein.

Bezüglich der Individuendichten in Agroforstsystemen mit Energieholzstreifen konnten bislang ebenfalls nur Daten zu den Vögeln recherchiert werden. Die Dichteangaben in Streifen mit schnellwachsenden Baumarten von zwei Versuchsflächen (selbst berechnet nach Angaben zu Agroforstsystemen in Scheyern (Bayern) und Dornburg (Thüringen) – Krechel et al. 2013, Bärwolff et al. 2012) liegen bei ca. 40-80 Bp/10 ha Gehölzfläche. Weiden weisen in der Regel höhere Individuendichten auf als Pappeln: max. 80 Bp/10 ha im Vergleich zu maximal 45 Bp/10 ha bei Pappeln (Gruß & Schulz 2011, 200; Untersuchungen in flächigen Energieholzflächen).

Für Hecken als naturnaher Vergleichslebensraum finden sich sehr unterschiedliche Dichteangaben. Flade (1994, 236) gibt Dichten von 3,4 bis 65 Bp/10 ha an, also vergleichbare Werte wie sie für die Gehölzstreifen mit schnellwachsenden Baumarten nachgewiesen sind. Barkow (2001, 124 f.) kommt dagegen für seine Untersuchungsflächen auf 880 Bp/10 ha Heckenfläche.

Schwieriger ist die Übertragung der Ergebnisse aus flächigen Energieholzflächen auf andere Agroforstsysteme, z. B. auf Alley-Cropping-Systeme mit Stammholzerzeugung oder mit Obstbäumen. Dazu liegen bislang praktisch noch keine empirischen Untersuchungen vor, auch deshalb, weil diese Systeme in Mitteleuropa noch recht jung sind. Zu erwarten ist, dass auch hier eine Zunahme der Artenzahl auf Ebene des Gesamtschlages mit der Integration von Baumstreifen eintritt, weil mit dem Baumstreifen ein neues Habitatelement ergänzt wird (Bäume und Grasstreifen oder Streifen mit Ackerwildkraut- oder Ruderalvegetation). Ob es dabei allerdings zu ähnlichen Artensteigerungen kommt wie bei den Energieholzstreifen, muss offenbleiben, bis dazu ausreichend konkrete Untersuchungen vorliegen.

Die nachfolgende Abbildung 9 zeigt, aufbauend auf den oben zitierten Arbeiten, das Potenzial an Vogelarten, die die Gehölzstreifen von Agroforstsystemen besiedeln können. Zu beachten ist, dass die Arten nicht alle gleichzeitig in den Gehölzflächen der Agroforstsysteme zu erwarten sind (v. a. bei den Energieholzstreifen), weil sie unterschiedliche Altersklassen besiedeln. Das ist auch eine der Ursachen für die niedrigeren Artenzahlen in Tabelle 4. Die zweite Ursache liegt darin begründet, dass nicht immer alle möglichen Arten auch jeden Gehölzstreifen besiedeln werden (Zufallseffekte bei Besiedlung und Aussterben, mangelndes Besiedlungspotenzial in der umgebenden Landschaft).

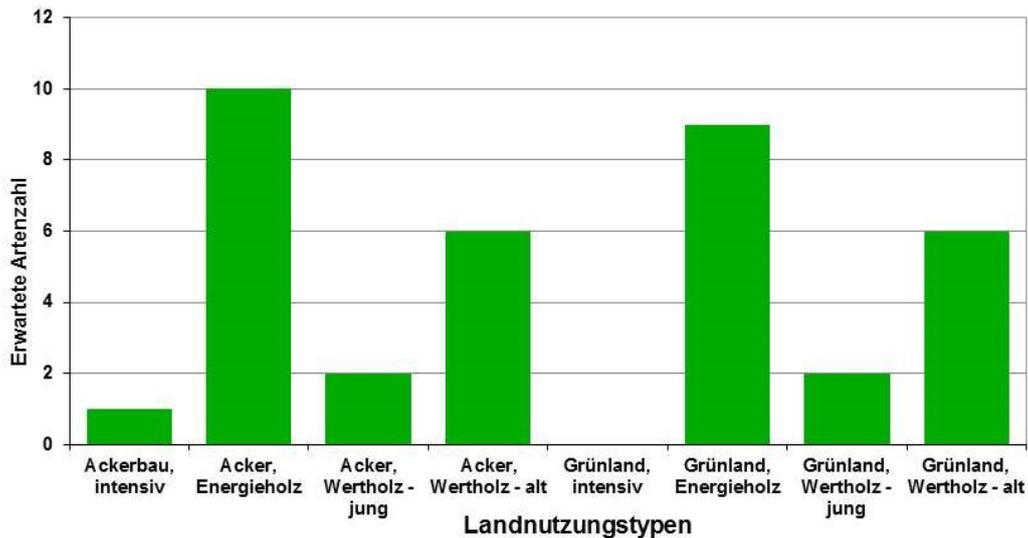
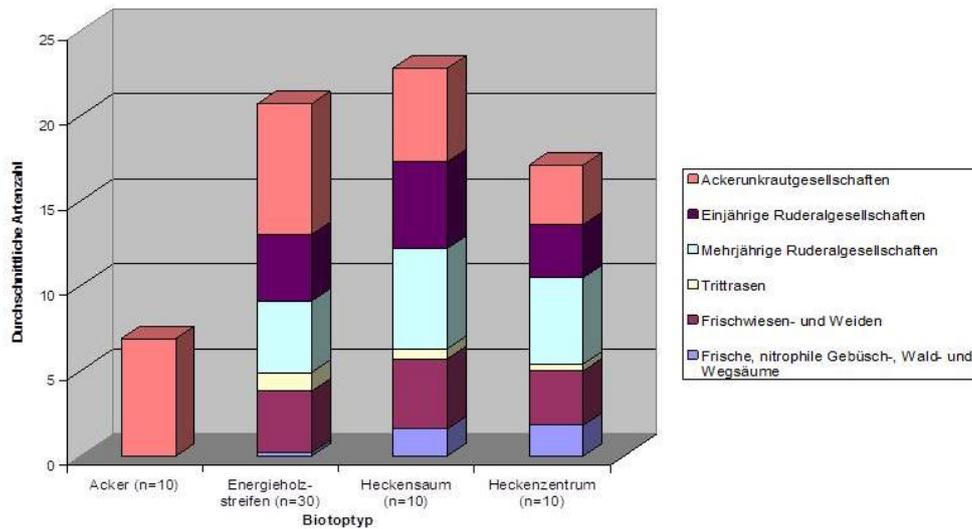


Abbildung 9: Potenzial an Vogelarten in modernen Agroforstsystemen im Vergleich zu ausgeräumten, Intensiv-Agrarlandschaften

Wie bei den Ausführungen zu den Baum-bestimmten Systemen bereits verdeutlicht, ist bei der Diskussion der Artenzahlen auch zu beachten, dass mit dem Einbringen der Gehölzstreifen nicht nur die Artenzahl gegenüber der Vornutzung erhöht wird, sondern dass sie auf Landschaftsebene (Gamma-Diversität) noch sehr viel stärker erhöht wird, weil die Gehölzstreifen eine gegenüber der landwirtschaftlich genutzten Fläche zumindest in Teilen eigenständige Lebensgemeinschaft aufweisen (siehe dazu die Ausführung zur Artenzusammensetzung im nächsten Unterkapitel).

2.4.2 Artenzusammensetzung

Wie bei Hecken setzen sich Flora und Fauna der Randzone von Kurzumtriebsplantagen bzw. von Energieholzstreifen aus einem breiten Spektrum von ökologischen Artengruppen zusammen: Arten früher Sukzessionsstadien wie Rohboden, Ackerwildkraut- und Ruderalfluren, Arten der Gras- und Hochstaudenfluren und Arten der Gehölze (vgl. hierzu beispielsweise Burger 2006: 76, 78; Groß & Schulz 2008: 78). Die untenstehende Abb. 10 zeigt einen Vergleich der Pflanzenartenzahlen von Energieholzstreifen im Vergleich mit Acker einerseits und einer noch jungen, aber gegenüber dem Energieholzstreifen älteren Hecke. Die Artenzahlen von Energieholzstreifen und Hecke sind durchaus ähnlich. Sie sind allerdings nicht voll vergleichbar, weil der Energieholzstreifen noch deutlich jünger ist.



(Quelle der Originaldaten: Röhricht et al. 2007: Tabellen A1, A2 und A4)

Abbildung 10: Pflanzenartenzahlen und Zusammensetzung mit ökologischen Gruppen eines Energieholzstreifens (Alter: 3 Jahre) im Vergleich mit einer Hecke (Alter: 8 Jahre) und mit Ackerflächen

Die Zusammensetzung mit diesen Gruppen ändert sich allerdings im Laufe der Entwicklung des Gehölzbestandes: Während am Anfang Arten der offenen Agrarlandschaft dominieren, verschiebt sich das Artenspektrum vor allem bei flächigen Gehölzbeständen mit langer Umtriebszeit zunehmend zu Arten der Wälder (Baum et al. 2012, Müller-Kroehling et al. 2012, Müller-Kroehling et al. 2020, 5f.). Es ist zu erwarten, dass dieser Trend bei Energieholzstreifen nicht ganz so ausgeprägt ist, da diese beispielsweise kein ausgeprägtes Waldinnenklima entwickeln können, das ein Teil der Waldarten benötigt.

Auf der Grundlage der Literatur (Cunningham et al. 2006: 16 und Anhang 2.1, Gruß und Schulz 2011) können die in Tabelle 5 aufgeführten Vogelarten regelmäßig in Energieholzstreifen erwartet werden (Standardartenliste). Es erfolgt eine Differenzierung nach Altersklassen, da sich diese in der Besiedlung zum Teil sehr stark unterscheiden (z. B. Sage & Robertson 1996, Cunningham et al. 2006, Gruß & Schulz 2008, 2011).

Tabelle 5: Liste der Vogelarten, die regelmäßig in Energieholzstreifen erwartet werden können; h = Art ist mit hoher Stetigkeit zu erwarten (Orientierungswert: > 66 %); m = Art ist mit mittlerer Stetigkeit zu erwarten (Orientierungswert: 34-66 %)

Arten				
Vögel	Rote Liste D	Alter: ≤ 1 Jahr	Alter: 2-5 Jahre	Alter: 6-10 Jahre
Feldlerche (Ackerbau)	3 (gefährdet)	h		
Goldammer (Ackerbau)	V (Vorwarnstufe)		h	m
Fitis			h	m
Gartengrasmücke			h	m
Amsel			h	h
Buchfink			m	h
Mönchsgrasmücke			m	h
Zilpzalp			m	h

In der Literatur finden sich gelegentlich Nachweise von feuchtigkeitsliebenden Arten wie der Rohrammer und dem Teichrohrsänger in Kurzumtriebsplantagen (Cunningham et al. 2006. Anhang 2.1.; vgl. auch Londo et al. 2005: Tab. 1 – Rohrammer-Gruppe). Auch Nachweise vom anderen Ende

des Bodenfeuchtespektrums liegen vor (z. B. Blick & Burger 2002; Röhrich et al. 2007: 53 f., 56 f.). Dabei handelt es sich vorwiegend um Nachweise auf Sand-haltigen Böden.

Es ist – wie bereits angedeutet – davon auszugehen, dass Baum-bestimmte Systeme eine andere Zusammensetzung mit ökologischen Gruppen aufweisen als die Energieholzstreifen. So werden sich echte Waldarten, die z. B. ein Bestandsinnenklima für ein Auftreten in den Gehölzstreifen benötigen, nicht in den meist sehr schmalen Streifen ohne Strauchschicht ansiedeln können. Denkbar ist, dass ein Teil dieser Arten solche Systeme mit zunehmendem Alter besiedelt, wenn die Gehölzstreifen geringe Abstände aufweisen. Außerdem wird sich beispielsweise die Zusammensetzung der Pflanzenfresser, die die Gehölze besiedeln mehr oder weniger deutlich von den Energieholzstreifen unterscheiden. Untersuchungen, die solche Hypothesen überprüfen, wären wünschenswert.

2.4.3 Charakterische Arten der Agrarlandschaft

Barkow (2001, 127, 132) nennt als *Vogelarten*, deren Vorkommen in der Agrarlandschaft sehr stark von Hecken abhängt, Neuntöter, Raubwürger, Rebhuhn, Dorn- und Klappergrasmücke, Bluthänfling, Goldammer, Gelbspötter, z. T. auch Feldsperling, Elster und Turteltaube (Ringeltaube und Buchfink sind hier weggelassen, weil es sich dabei eher um typische Waldarten handelt). Von diesen sind Goldammer und Dorngrasmücke, die beiden auch in Hecken stetigsten Arten aus dieser Gruppe, regelmäßig in Agrarholzflächen mit schnellwachsenden Arten nachgewiesen. Als weitere stetige Art in den frühen Stadien der Energieholzstreifen kommt der Sumpfrohrsänger hinzu, der als Schilf- und Hochstaudenbrüter ebenfalls als typische Agrarlandschaftsart einzustufen ist. Neuntöter und Bluthänfling sind aus Robinienbeständen nachgewiesen (Blei et al. 2011, 92), das Rebhuhn ebenfalls aus einem Agroforstsystem mit Robinien (Blei et al. 2011, 92) und aus der frühen Phase von Energieholzflächen (Krechel et al. 2013, 495, 497). Darüber hinaus nutzt die Feldlerche die frühe Phase der Energieholzflächen unmittelbar nach der Pflanzung bzw. Ernte (Gruß & Schulz 2011, 200). Diese Effekte sind nach den bisher vorliegenden Untersuchungen überwiegend auch bei den streifenförmigen Energieholzbeständen zu erwarten. Damit bieten Energieholzstreifen wichtige Lebensräume für typische Agrarlandschaftsarten unter den Vögeln.

Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens anspruchsvollerer Laufkäfer- und Spinnenarten, die auf den Ackerflächen selber nicht überlebensfähig sind (z. B. Arten von Brachen, Randstreifen, Hecken und anderen Gehölzen), erhöht sich durch die Agrarholzflächen und deren Vorkommen bereichert das Artenspektrum der Agrarlandschaft (z. B. Blick & Burger 2002, 283; Karrasch 2015 am Beispiel der Laufkäferart *Carabus auratus*).

Inwieweit ähnlich positive Effekte für typische Arten der Agrarlandschaft auch durch Agroforstsysteme mit Bäumen zu erwarten sind, die in ihrer Grundform sehr schmale Streifen von ca. 2 m haben, bedarf der wissenschaftlichen Überprüfung. Reeg et al. (2009) haben versucht, die mögliche Bedeutung von Agroforstsystemen mit Bäumen für die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Laufkäfer über Experteneinschätzungen abschätzen zu lassen. Zentraler Punkt war dabei auch die Wirkung auf typische Agrarlandschaftsarten. Legt man das in der Einleitung beschriebene „Minimalsystem“ mit 2 m Breite zugrunde, das zudem regelmäßig gepflegt wird, sind für diese beiden Artengruppen keine allzu großen positiven Wirkungen zu erwarten.

Lediglich im Vergleich zu Verbrachungs- und Aufforstungsszenarien, z. B. im Schwarzwald oder in Streuobstwiesengebieten, ergaben sich stärkere Vorteilswirkungen. Erst bei Berücksichtigung von ergänzenden Naturschutzmaßnahmen wie Unterpflanzung mit Sträuchern, Entwicklung von Säumen und Aufhängen von Nistkästen sowie einer naturschutzorientierten Optimierung des Systemdesigns (vor allem Anpassung der Abstände zwischen den Reihen) ergaben sich stärkere positive Effekte für die Artenvielfalt und auch für die Förderung typischer und zum Teil seltener Agrarlandschaftsarten.

Denkbar wäre, dass von solchen Systemen z. B. Arten wie der Ortolan profitieren könnten. Allerdings dürfte dies bei einer Art wie dem Ortolan auch Anpassungen in der ackerbaulichen Nutzung erfordern, z. B. kleinflächigerer Kulturwechsel, Integration günstiger Kulturen wie nicht zu dicht gesäter Gemenge, reduzierte Aussaatstärken von Getreide, Anlage von Blühflächen (LfU 2014, 18f.).

Bei der Betrachtung weiterer Artengruppen, z. B. von pflanzenfressenden (phytophagen) Insekten oder Bestäubern, könnte sich dieses Bild aus der Betrachtung von lediglich drei Artengruppen (Vögel, Laufkäfer, Spinnen) aber ändern. Hier bestehen noch erhebliche Wissensdefizite.

2.4.4 Seltene Arten, Verantwortungsarten

Bei der Untersuchung von Energieholzbeständen werden regelmäßig auch einzelne gefährdete Arten nachgewiesen (z. B. Burger 2006, 77; Kroiher et al. 2008, 161; Helbig & Müller 2010, 150; Gruß und Schulz 2011, 202; Blei et al. 2011; Müller-Kroehling et al. 2020, 4). Allerdings stammen die Nachweise der gefährdeten Arten überwiegend aus der Initialphase der Energieholzbestände oder aus den Phasen nach der Ernte des Holzes. Gruß & Schulz (2011, 202f.) und Blei et al. (2011, 93) weisen auch darauf hin, dass das Auftreten gefährdeter Arten meist nur dann zu erwarten ist, wenn Flächen mit hohem Besiedlungsdruck dieser Arten in der näheren Umgebung liegen. Das deutet darauf hin, dass Energieholzflächen vielfach nur suboptimale Habitate darstellen, die nur besiedelt werden, wenn die optimalen Habitate bereits alle besetzt sind. Es bedeutet auch, dass sich viele diese Arten nicht alleine auf Energieholzflächen dauerhaft etablieren werden, wenn in der Umgebung nicht noch besser geeignete Flächen vorhanden sind.

Müller-Kroehling et al (2020, 5) weisen aber auch darauf hin, dass neben dem Gefährdungsgrad auch die Verantwortlichkeit Deutschlands bei der Beurteilung der Habitatfunktion von Agrarholzflächen für naturschutzrelevante Arten berücksichtigt werden sollte. Wie sie anhand einer Meta-studie zu Laufkäfern in Energieholzbeständen zeigen, nutzen einige dieser Arten auch Energieholzbestände als Lebensraum oder als Korridor.

Darüber hinaus ist zu beachten, dass die Gehölzstreifen auch zur Verdrängung gefährdeter Arten führen können. Sieht man einmal von der möglichen direkten Inanspruchnahme naturschutzfachlich wertvoller Flächen ab, so sind folgende Beeinträchtigungen denkbar:

- Beschattung angrenzender Flächen und damit Verdrängung Licht und Wärme liebender Arten,
- verstärkte Humus- und Nährstoffanreicherung auf angrenzenden Flächen und Verdrängung von Arten, die auf nährstoffarme Verhältnisse angewiesen sind,
- Eindringen von Gehölzen mit hohem Ausbreitungspotenzial (z. B. durch Wurzelbrut) in angrenzende, naturschutzfachlich wertvolle Flächen,
- Verdrängung von Arten, die weiträumig offene Landschaften brauchen (z. B. diverse Vogelarten wie die Feldlerche, Schafstelze und Wachtel; siehe hierzu Zusammenstellung in Tröger et al. 2014, 58).

Diese möglichen negativen Folgen von Gehölzstreifen in Agroforstsystemen lassen sich aber durch geeignete Standortwahl vermeiden.

Bezüglich der Übertragung der Aussagen zu Agroforstsystemen mit Energieholzstreifen auf Agroforstsysteme mit Bäumen kann auf das vorige Unterkapitel verwiesen werden. Die zuletzt dargestellten möglichen negativen Wirkungen auf seltene Arten der Agrarlandschaft gelten grundsätzlich auf jeden Fall auch für diese Systeme.

2.4.5 Bedeutung von Agrarholzstreifen für den Biotopverbund

Dieser Aspekt soll hier in einer stark aggregierten Form wiedergegeben werden. Eine ausführlichere Beschäftigung mit dem Thema, in der auch die entsprechenden Literaturverweise zu finden sind, muss einer überarbeiteten Fassung dieses Loseblattes vorbehalten bleiben. Die Ausführungen basieren auf einer Literaturanalyse, deren Schwerpunkt bei Kleinsäugetern, Vögeln, Laufkäfern und Gefäßpflanzen lag. Auswahlkriterien für diese Schwerpunktgruppen waren neben der unterschiedlichen Mobilität, wobei jeweils Arten mit geringer Mobilität enthalten sein sollten, eine ausreichende Anzahl an publizierten Untersuchungen.

Nach Riedel et al. (1994:25 f.) kann zwischen einem engen und einem weiten Verständnis von Biotopverbund unterschieden werden. Der Biotopverbund i.e.S. beschäftigt sich nur mit der Vernetzung von gleichartigen Lebensräumen, durch die der Austausch zwischen verschiedenen Populationen sichergestellt werden soll. Dagegen werden beim Biotopverbund i.w.S. alle räumlich-funktionalen Aspekte einbezogen, die für das Überleben von Arten in der Landschaft relevant sind, also beispielsweise auch Wanderungen zwischen Teillebensräumen, wie sie beispielsweise bei Amphibien regelmäßig auftreten, oder der Wechsel zwischen Fortpflanzungs- und Nahrungshabitaten, wie er bei Vögeln und Fledermäusen weit verbreitet ist. Hier soll aus Gründen der Themeneingrenzung in erster Linie der Biotopverbund i.e.S. betrachtet werden. Erwähnt sei aber die Bedeutung linearer Gehölzstrukturen für die Flugrouten vieler Fledermausarten bei ihren Flügen von den Wochenstuben zu den Nahrungshabitaten (z. B. Motte & Libois 2002 und Entwistle et al. 1996, zit. In Davies & Pullin 2007, 339; zusammenfassend Arbeitsgemeinschaft Querungshilfen 2003, 7-11 – vor allem Kleine und Große Hufeisennase, Wimperfledermaus, Wasserfledermaus, Große und Kleine Bartfledermaus, Fransenfledermaus, Bechsteinfledermaus, Braunes und Graues Langohr, Mopsfledermaus).

Es liegt nahe, eine Biotopverbundfunktion der Gehölzstreifen in Agroforstsystemen für gehölzbetonte Lebensräume zu vermuten. An Energieholzstreifen oder auch flächigen Energieholzflächen wurde bislang durch eine Analyse der ökologischen Gruppen der nachgewiesenen Arten nur überprüft, welche Arten der Gehölzsäume und der Wälder in solchen Flächen auftreten und/oder mit welchen Individuenzahlen oder Anteilen sie in solchen Flächen vorkommen (z. B. Kroihner et al. 2008, 161f.; Baum et al. 2012; Glemnitz et al. 2013, 158; Müller-Kroehling et al. 2020, 8 und Anhang C). Es wurde aber nicht differenziert, ob sie die Gehölzbestände als Fortpflanzungslebensraum nutzen oder als Wanderkorridor.

Systematischer untersucht wurde diese Fragestellung am Beispiel der Hecken. Aufgrund der strukturellen Ähnlichkeit von Hecken mit Energieholzstreifen erscheinen die Ergebnisse dieser Untersuchungen näherungsweise auf diesen Typ von Agrarholzstreifen übertragbar, zumindest soweit es um Artengruppen geht, deren Vorkommen nicht von der floristischen Zusammensetzung der Gehölze bestimmt wird. Für die Überprüfung, ob die Gehölzstreifen in Agroforstsystemen eine Biotopverbundfunktion erfüllen, sind folgende Fragen zu klären:

1. Welche Mechanismen der Verbindungsfunktion sind zu vermuten (Funktion als Fortpflanzungslebensraum versus Funktion als Korridor für die Ausbreitung)?
2. Welchen Umfang hat die Verbundfunktion?

Belege oder Hinweise für die Nutzung von Gehölzstreifen als *Korridor* liegen für Kleinsäuger sowie einige Vogel- und Laufkäferarten vor. Bei den Kleinsäufern trifft dies beispielsweise für die Haselmaus zu. Bei den Vögeln scheinen vor allem Arten mit geringer Körpergröße von Gehölz-Korridoren und –Trittsteinen zu profitieren (z. B. Sumpf- und Weidenmeise, Schwanzmeise, Gartenbaumläufer und Kleiber), während lineare Strukturen für die Bewegung von flugstärkeren Arten wie dem Grünspecht zwischen Wäldern eine geringere Bedeutung zu haben scheinen. Bei den Laufkäfern ist eine Korridornutzung z. B. für die flugunfähige Waldart Goldglänzender Laufkäfer (*Carabus auronitens*) nachgewiesen.

Bei weiteren Arten(gruppen) ist eine Korridorfunktion zu vermuten, z. B. bei Waldfledermäusen wie der Bechsteinfledermaus, bei mobilen phytophagen Waldarten unter den Insekten (z. B. Großschmetterlinge), aber auch bei mobilen Offenlandbewohnern, die sich an Gehölzstrukturen oder an begleitenden Saumstrukturen orientieren.

Die regelmäßige Nutzung von linearen Gehölzen als *Fortpflanzungslebensraum* durch Gehölzbewohner ist beispielsweise für häufige Vogelarten wie Buchfink, Mönchsgrasmücke, Rotkehlchen und Zaunkönig belegt, die allerdings nicht nur in Wäldern auftreten, sondern ein sehr breites Spektrum von Gehölzen besiedeln. Waldarten wie Sumpfmeise, Trauerschnäpper, Kernbeißer, Eichelhäher und Kleiber treten nur vereinzelt in Hecken als Brutvögel auf. Außerdem sind 3 der 5 genannten Arten Höhlenbrüter, deren Vorkommen in Energieholzstreifen als Brutvögel nicht zu erwarten ist. Von der Haselmaus ist ebenfalls bekannt, dass sie auch in Hecken und in straßenbegleitenden Gehölzpflanzungen auftritt.

Fortpflanzungsnachweise von waldbundenen Laufkäferarten liegen beispielsweise vom Goldglänzenden Laufkäfer (*Carabus auronitens*) und dem Großen Brettläufer (*Abax parallelepipedus*) vor. Auch bei den in Hecken nachgewiesenen Waldarten unter den Gefäßpflanzen, z. B. Vielblütige Weißwurz (*Polygonatum multiflorum*) oder Gewöhnlicher Dornfarn (*Dryopteris carthusiana*), ist davon auszugehen, dass sie sich hier erfolgreich reproduzieren.

Bei vielen Studien bleibt offen, ob die nachgewiesenen Arten die linearen Gehölze nur durchwandern oder ob sie sich hier fortpflanzen können. Da beide Mechanismen zu einer Erhöhung des Austausches zwischen flächigen Gehölzbeständen im Allgemeinen und Wäldern im Besonderen führen, können auch die Ergebnisse dieser Studien als Beleg für die Biotopverbundfunktion dieser Strukturen gewertet werden. Bei einer Studie in Norddeutschland, bei der Gefäßpflanzen untersucht wurden (Wehling & Diekmann 2009), konnten 77 % der in angrenzenden Wäldern nachgewiesenen Waldarten auch in den von den Autoren untersuchten Hecken nachgewiesen werden. Besonders hohe Stetigkeiten und Entfernungen zu den Lieferbiotopen erreichten Arten mit einer hohen Lichttoleranz und einer Ausbreitung über Tiere. Was die Übertragbarkeit des hohen Anteils der Waldarten betrifft, die in Hecken nachgewiesen werden konnten, ist einschränkend zu vermerken, dass die Untersuchungsflächen aus dem atlantischen Klimabereich stammen und dieser Anteil im kontinentalen Klimabereich bzw. in Trockengebieten geringer sein könnte.

Nach einer Metastudie zur Nutzung von Energieholzflächen durch Laufkäfer (Müller-Kroehling et al. 2020) konnten 8 von 32 strikten Waldarten, also 25 %, in Energieholzflächen nachgewiesen werden. Hierbei konnten 4 dieser 8 Arten, also etwa 10 % der strikten Waldarten, in einer systematischen Literaturliteraturauswertung von Studien zur Nutzung von Hecken durch Laufkäfer, auch in Hecken nachgewiesen werden, allerdings vor allem in Hecken mit einem Alter von mindestens 10 Jahren und dann auch zum Teil nur mit geringer Auftretswahrscheinlichkeit von weniger als 33 % (Zehlius-Eckert 2014).

Fördernde Eigenschaften für die Besiedlung durch diese Arten waren bei beiden Artengruppen eine geringe Entfernung zu den Lieferbiotopen und ein hohes Alter der linearen Gehölzstrukturen. Das leitet aber bereits zum nächsten Unterkapitel über.

Die Ergebnisse aus Hecken dürften v.a. für die Laufkäfer auf *Energieholzstreifen* übertragbar sein. Bei den Pflanzen ist die Übertragbarkeit stark eingeschränkt, weil Energieholzstreifen nach derzeitigem Kenntnisstand nicht älter als 25 bis 30 Jahre werden, zumindest ein Teil der Pflanzen aber relativ lange benötigt, um in die Streifen weit genug einzuwandern, damit tatsächlich ein Biotopverbundeffekt eintritt. Ähnliches dürfte auch für andere Artengruppen mit geringer Mobilität gelten (z. B. viele Schneckenarten), es sei denn, sie werden passiv über mobilere Tiere innerhalb der Hecke verfrachtet. Bei den Kleinsäugetern ist insbesondere die *Habitatfunktion* für die Haselmaus in Frage zu stellen, weil die Art ein breites Angebot an Knospen, vor allem aber von Früchten benötigt, um überleben zu können. Bei klassischen Energieholzstreifen, die aus wenigen Arten bestehen, die alle nicht zu den bevorzugten Nahrungspflanzen der Haselmaus gehören, sind die Voraussetzung für eine Fortpflanzung der Art wahrscheinlich nicht gegeben. Als Korridor für die Ausbreitung kommen sie aber in Frage.

Bei den Vögeln wird davon ausgegangen, dass eine nennenswerte Funktion als Fortpflanzungslebensraum für Arten der Wälder bei Energieholzstreifen nicht gegeben ist oder maximal für weit verbreitete Arten mit geringer naturschutzfachlicher Relevanz. Eine Funktion als Korridor für Vogelarten mit geringer Ausbreitungsfähigkeit (siehe Liste weiter oben) ist aber zu erwarten.

Es ist auch davon auszugehen, dass Energieholzstreifen eine Funktion als Lebensraum, vor allem aber als Korridor für weitere Artengruppen, z. B. pflanzenfressende (phytophage) Insekten, haben. Vermutlich ist diese Funktion aber zumindest bei der zugrunde gelegten, minimalistischen Form von Energieholzstreifen (wenige Arten oder Klone und dabei vor allem Pappel, Weide und Robinie, kein Saum oder sonstige zusätzliche Strukturelemente) geringer als bei Hecken, die deutlich artreicher sind oder sein können.

Bei Agroforstsystemen mit Baumreihen dürfte die Biotopverbundfunktion für Waldarten unter den Laufkäfern und Gefäßpflanzen deutlich geringer sein, da das typische Bestandsinnenklima fehlt. Bei anderen Artengruppen wie den Vögeln (Korridorfunktion) und den Kleinsäugetern (ebenfalls Korridorfunktion) könnte dagegen durchaus eine ähnlich große Biotopverbundfunktion vorliegen wie bei den Hecken. Auch bei der Korridorfunktion für Insekten, die sich bei der Bewegung in der Landschaft an Gehölzstrukturen orientieren, könnte eine ähnlich hohe Biotopverbundfunktion gegeben sein. Eine systematische Literaturanalyse zur Funktion solcher Baumstreifen für den Biotopverbund und ergänzende Untersuchungen wären ausgesprochen wünschenswert.

2.4.6 Faktoren, die die Artenzusammensetzung und die Bedeutung von Agrarholzstreifen für die biologische Vielfalt beeinflussen

In Tabelle 6 sind die Faktoren zusammengestellt, die die Artenzusammensetzung und die Bedeutung von Agrarholzstreifen für die biologische Vielfalt beeinflussen. Nicht aufgeführt sind die normalen Wirkungen von Standortfaktoren, die unabhängig vom System zu erwarten sind (z. B. hohe Bodenfeuchte – feuchtigkeitsliebende Arten). Auch die in Kap. 2.4.4 beschriebenen, möglichen negativen Auswirkungen werden hier nicht thematisiert. Es wird davon ausgegangen, dass diese durch geeignete Standortwahl vermieden werden (siehe hierzu die Vorschläge in Unseld et al. 2011, 25-27). Die Ausführungen zur Wirkungsweise der Faktoren sind trotz der z. T. schon recht guten Stützung durch Forschungsergebnisse, wie bei den anderen Umweltwirkungen, als Hypothesen zu verstehen.

Tabelle 6: Faktoren, die die Biodiversität in Agrarholzstreifen beeinflussen

Faktor	Wirkung
Merkmale des Agroforstsystems	
Gehölzartenzusammensetzung	<ul style="list-style-type: none"> • Auswirkungen vor allem auf die Artenzusammensetzung mit pflanzenfressenden Arten; Arten- und Individuenzahl verschiedener Artengruppen (z. B. Vögel, Phytophage, Gefäßpflanzen) bei Weiden größer als bei Pappeln (Sage & Robertson 1996, 205-207; Schulz et al. 2008: 85; Dhondt et al. 2007, zit. in Schulz et al. 2009, 175; Sage & Tucker 1997, zit. in Schulz et al. 2009, 175; Schulz 2008, 12; Heilmann et al. 1995, 22; Kroiher et al. 2008, 162) • Fremdländische Arten wie Robinie bieten spezialisierten Phytophagen wenig Lebensraum; einzelne seltene und/oder typische Vogelarten wie Neuntöter und Bluthänfling nehmen Robinie gerne als Brutplatz an, wenn geeignete Nahrungshabitate in der näheren Umgebung liegen; Bluthänfling auf frühe Stadien nach Rückschnitt beschränkt • Förderung nährstoffliebender, konkurrenzstarker und häufiger Pflanzen bei Arten mit stickstoffreichem Laub wie Robinie und Schwarzerle • größte Artenzahlen bei Mischungen mit heimischen Arten zu erwarten
Struktur des Gehölzbestandes: durch Gehölzartenzusammensetzung, Klonzusammensetzung, Dichte der Pflanzung und Umtriebszeit beeinflusst	Beeinflusst z. B. die Vogelbesiedlung (höhere Arten- und Individuenzahlen bei Weiden als bei Pappeln wegen diverserem Strukturangebot – Gruß & Schulz 2011, 203) und die Besiedlung durch Gefäßpflanzen (Kroiher et al. 2008, 162): bei Energieholzstreifen lichte Struktur mit Vielfalt an Mikrostrukturen günstig
Breite des Streifens	Breite Streifen: <ul style="list-style-type: none"> • mindern die Einflüsse der angrenzenden Nutzung • erhöhen die Wahrscheinlichkeit, dass Waldarten die Gehölzstreifen als Korridor oder als Lebensraum nutzen können • reduzieren die Gefahr der Prädation der Gelege von hier brütenden Arten (siehe Barkow 2001, 118f. für Hecken)
Umtriebszeit (Alter der Gehölze)	<p><i>Agrarholzstreifen mit Bäumen</i> Die angestrebten Umtriebszeiten für die Wertholzerzeugung von 60-70 Jahren und das Produktionsziel, gesundes hochwertiges Holz zu erzielen, führt dazu, dass kein Totholz und keine oder wenig Höhlen entstehen. Daher ist in solche Agrarholzstreifen bei den Vögeln vor allem mit Baumfreibrütern zu rechnen, nicht mit Höhlenbrütern. Bei den Insekten fallen die Totholzbewohnenden Insekten aus, es sind vor allem Insekten zu erwarten, die an den Blättern und jungen Trieben leben und die von diesen abhängigen Arten. Die Gefahr der Verdrängung von Feldvogelarten ist vor allem in der zweiten Hälfte der Umtriebszeit hoch.</p> <p><i>Energieholzstreifen</i> Energieholzstreifen mit kurzen Umtriebszeiten fördern Arten der Agrarlandschaft wie Dorngrasmücke, Goldammer, Sumpfrohrsänger und Goldlaufkäfer (<i>Carabus auratus</i>) und verringern die Gefahr, dass Feldvogelarten, die Gehölzkulissen meiden, verdrängt werden. Energieholzstreifen mit langen Umtriebszeiten fördern die Besiedlung mit Waldarten (z. B. Buchfink, Rotkehlchen, Singdrossel), erhöhen aber auch die Gefahr der Verdrängung von Feldvogelarten, die Gehölzkulissen meiden.</p>
Alter des Gehölzstreifens	Bei alten Energieholzstreifen erhöhen sich die Chancen, dass Waldarten die Streifen als Korridor oder Fortpflanzungslebensraum nutzen. Außerdem ist davon auszugehen, dass bei älteren Gehölzstreifen die Artenzahlen bei den Arten der Gehölze höher sind, weil die Besiedlungswahrscheinlichkeit mit dem Alter steigen sollte.
Art und Intensität der landwirtschaftlichen Kultur (inkl. Fruchtfolge und Bearbeitungsdurchgängen)	Beeinflusst das Vorkommen von Arten, die den Gehölzstreifen nur als Teillebensraum nutzen, die angrenzenden (landwirtschaftlichen Nutz-)Flächen aber für andere Lebensfunktionen (z. B. als Nahrungshabitat) benötigen (Beispiele: Ortolan, Neuntöter, Ringeltaube, Laufkäferart Bunter Enghalsläufer (<i>Anchomenus dorsalis</i>))
Zusammensetzung der umgebenden Landschaft	
Entfernung geeigneter Lieferbiotope für Arten, die die Agrarholzstreifen neu besiedeln könnten (insbesondere für immobile Arten wichtig)	<ul style="list-style-type: none"> • Beeinflusst das Vorkommen von Arten, die sich in den Agrarholzstreifen fortpflanzen können (z. B. Waldarten), sowie die Biotopverbundfunktion • Beeinflusst das Vorkommen von Arten mit hoher Schutzpriorität (z. B. Grauammer, Schwarz- und Braunkehlchen) in frühen Altersphasen von Energieholzstreifen; zu klären ist, ob die Nutzung von Agroforstsystemen lediglich populationsbiologische Senken darstellen oder ob eine erfolgreiche Brut erfolgt und damit ein Beitrag zur Populationssicherung erfolgt.

2.4.7 Fazit und Empfehlungen

Gehölzstreifen mit schnellwachsenden Baumarten können ausgeräumte, intensiv genutzte Agrarlandschaften aus Sicht des Biodiversitätsschutzes bereichern. Gegenüber den in den ausgeräumten Agrarlandschaften vorkommenden Arten kommen neue Arten hinzu, die z. T. auch als charakteristische Arten der Agrarlandschaft anzusprechen sind (z. B. Goldammer, Dorngrasmücke). Die entscheidende Bedeutung der Gehölzstreifen liegt weniger darin, gefährdete Arten zu fördern, was im Einzelfall aber auch möglich ist, sondern die Artenvielfalt in der Agrarlandschaft zu erhöhen und Arten, die nicht auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen überleben können, ein Auftreten in Agrarlandschaften zu ermöglichen.

Energieholzstreifen bleiben in ihrer Bedeutung für die biologische Vielfalt dabei hinter Hecken zurück, was z. T. durch die geringe Zahl der verwendeten Gehölzarten und dem geringen Alter der untersuchten Strukturen verursacht sein dürfte. Sie stellen aber gegenüber der Ackernutzung eine erhebliche Bereicherung bezüglich der Artenzahlen dar. Außerdem lässt sich der „Abstand“ zwischen Energieholzstreifen und Hecken durch verschiedene Maßnahmen verringern, die in dieser Zusammenstellung aus zeitlichen Gründen nicht mehr im Detail dargestellt werden können, aber in Kapitel 4 in Form einer tabellarischen Auflistung enthalten sind.

Aus Sicht des Biodiversitätsschutzes günstig zu beurteilen sind breite Gehölzstreifen mit einer artenreichen Gehölzartenzusammensetzung und einer vielseitigen, in der Höhe gestaffelten Vegetationsstruktur. Eine Kombination mit Säumen oder Blühstreifen lässt eine Steigerung der Bedeutung erwarten (Schulz et al. 2010, 34-36; Hennemann-Kreikenbohm et al. 2015, 42). Für einzelne Arten wie den Ortolan können aber auch Baumreihen ohne Sträucher günstiger sein. Bei der Umtriebszeit ist ein generelles Urteil nicht möglich. Will man Agrarlandschaftsarten fördern, sind kurze Umtriebszeiten bei Energieholzstreifen z. B. günstig. Will man Waldarten fördern oder ihnen Wanderkorridore bieten, sind längere Umtriebszeiten bei Agroforstsystemen mit Energieholzstreifen angemessener. Ein hohes Alter der Gehölzstruktur (Zeitraum seit der Anlage) fördert den Artenreichtum bei den gehölzbewohnenden Arten, weil manche Arten längere Zeiträume für die Besiedlung von Gehölzbeständen in der Agrarlandschaft benötigen.

Damit kommt die umgebende Landschaft als Faktor für die Besiedlung von Agroforstsystemen ins Spiel. Das Angebot an Lebensräumen in der Umgebung und deren Entfernung zum Agroforstsystem beeinflusst, welche Arten das Agroforstsystem besiedeln. Bei einer vielfältigen Struktur der umgebenden Landschaft und dem Auftreten von entsprechenden Lebensräumen in der Umgebung des Agroforstsystems können auch Arten mit hoher Schutzpriorität Agroforstsysteme zumindest phasenweise besiedeln (z. B. Schwarz- und Braunkehlchen, Grauammer). Allerdings ist unklar, ob die Arten sich dann dort auch erfolgreich fortpflanzen und damit einen Beitrag zum Populationserhalt leisten oder ob Agroforstsysteme für einen Teil dieser Arten eventuell nur sog. Senken-Habitats darstellen, in denen Sie zwar Fortpflanzungsversuche unternehmen, diese aber nicht erfolgreich abschließen können.

Für solche Arten kann auch die Art der ackerbaulichen oder Grünland-Nutzung sehr wichtig sein. Bei vielfältigen, relativ kleinräumigem Wechsel der Ackerkulturen und Grünland, einer nicht zu intensiven Bewirtschaftung bezüglich Düngung, Pflanzenschutzmitteleinsatz und Bearbeitungsdurchgängen ist die Besiedlungswahrscheinlichkeit durch solche Arten erhöht.

Bei der Etablierung von Agroforstsystemen ist durch geeignete Standortwahl und Ausgestaltung darauf zu achten, dass keine Arten der offenen Agrarlandschaft mit hoher Schutzpriorität verdrängt werden. Eine wichtige Bedeutung können v. a. Energieholzstreifen und andere Agrarholzstreifen, die strauchförmige Komponenten in ausreichendem Umfang enthalten, auch für den Biotopverbund übernehmen. Aber auch hier können bereits Baumstreifen für einzelne Arten die Durchlässigkeit der Landschaft zwischen flächigen Gehölzbeständen wie Wäldern und Feldgehölzen erhöhen.

2.5 Landschaftsbild

Diese Ausführungen zu den Auswirkungen von Agroforstsystemen auf das Landschaftsbild sind eine stark komprimierte Zusammenfassung, die nur einige wesentliche Punkte beleuchtet. Eine ausführliche Darstellung dieser und weiterer Aspekte können den **Loseblättern # 15 bis # 17** und für Energieholzflächen der Publikation von Reppin & Augenstein (2018) entnommen werden.

Gehölzstreifen stellen in ausgeräumten Agrarlandschaften eine optische Bereicherung dar (siehe dazu die Ergebnisse von Wöbse 2003, 248 in der untenstehenden Abb. 11; neuere zusammenfassende Darstellungen zur Bedeutung von Gehölzstrukturen für das Landschaftsbild z. B. bei Reeg 2009, 272-274, Borin et al. 2010, 107f. und Reppin & Augenstein 2018, 434-436). Untersuchungen zur Bedeutung der Gehölzstreifen in Agroforstsystemen oder von Kurzumtriebsplantagen für das Landschaftsbild bestätigen, dass dies auch für diese Gehölzstrukturen grundsätzlich gilt (Matros & Lohrberg 2016, 18f.; Reeg 2009, 274-277). In besonderem Maße gilt dies im Allgemeinen für ausgeräumte Landschaften.

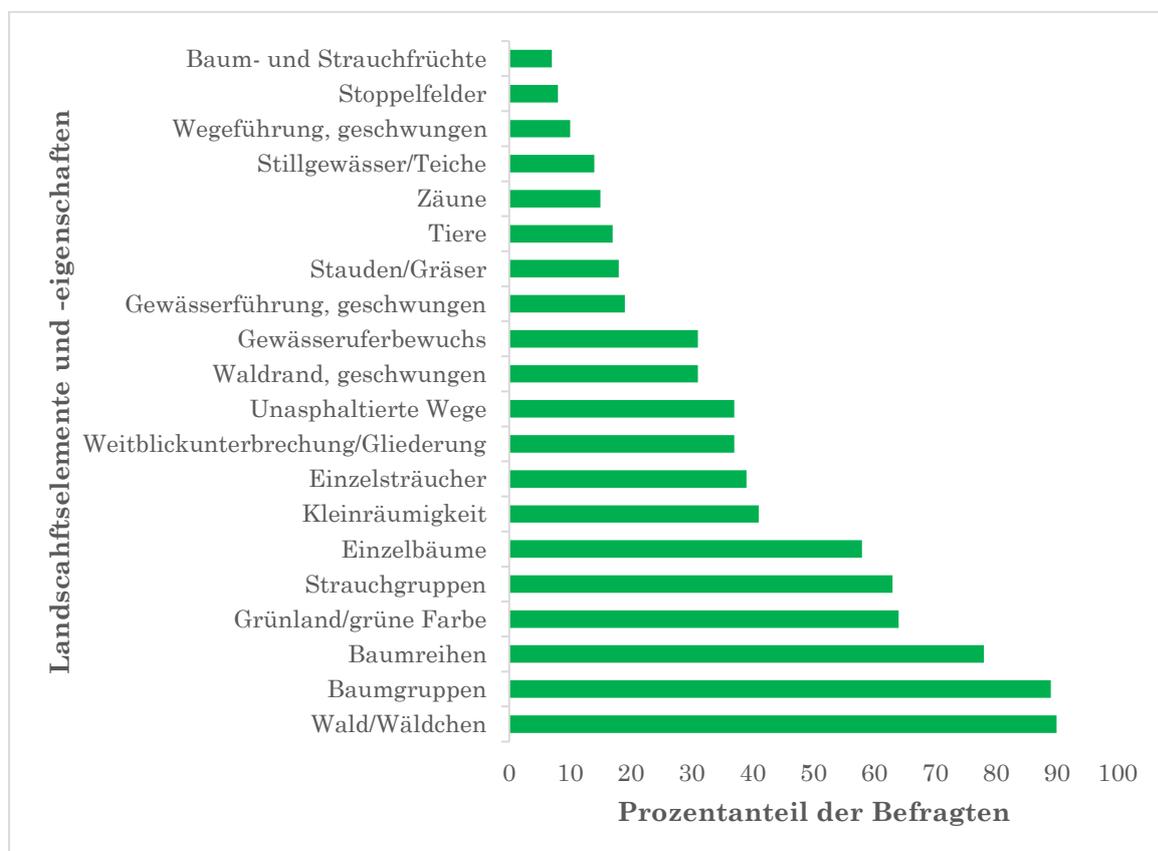


Abbildung 11: Anteil der Befragten, die bestimmte Landschaftselemente oder -eigenschaften positiv bewerten (nach Wöbse 2003, 248)

Auch eine Umfrage im Modellgebiet des Forschungsprojektes AUFWERTEN ergab, dass eine Mehrheit der Befragten Ackerbaulandschaften mit Energieholzstreifen eine höhere Wertigkeit zuordnet als den ausgeräumten Ausgangslandschaften (siehe Abb. 12 und 13) (Härtl 2016). Die Befragten hatten die Aufgabe, die vier gezeigten Bilder in eine Rangfolge zu bringen, mit dem Bild, das ihnen am besten gefiel auf Rang 1 und das Bild, das Ihnen am schlechtesten gefiel, auf Rang 4. Allerdings zeigt Abbildung 12 auch, dass die Bewertung bei einem hohen Gehalt an solchen Strukturen an Zustimmung verliert (Ränge 3 und 4 stärker vertreten).

Eindeutig positiv bewertet wurden nach der gleichen Studie die Verdeckung von ästhetisch wenig ansprechenden Bauwerken, eine Mischung mit verschiedenen Gehölzarten und eine gestaffelte

Ernte von Energieholzstreifen. Eine ausführlichere Darstellung dieser Studie findet sich in **Loseblatt # 15**.

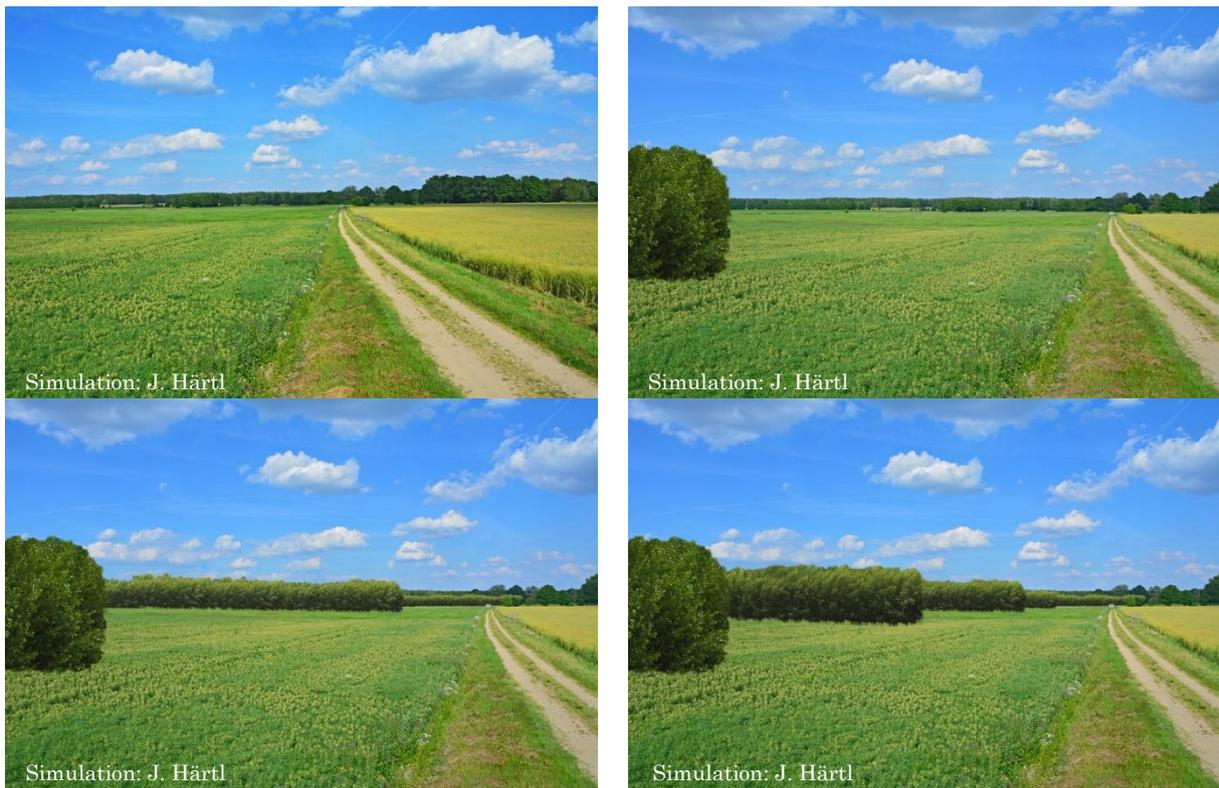


Abbildung 12: Simulation der Veränderung einer ausgeräumten Agrarlandschaft durch die Etablierung von Energieholzstreifen (oben links: Ausgangssituation, oben rechts: 5 % Gehölzanteil; unten links: 10 % Gehölzanteil; unten rechts: 20 % Gehölzanteil; Quelle: Härtl 2016)

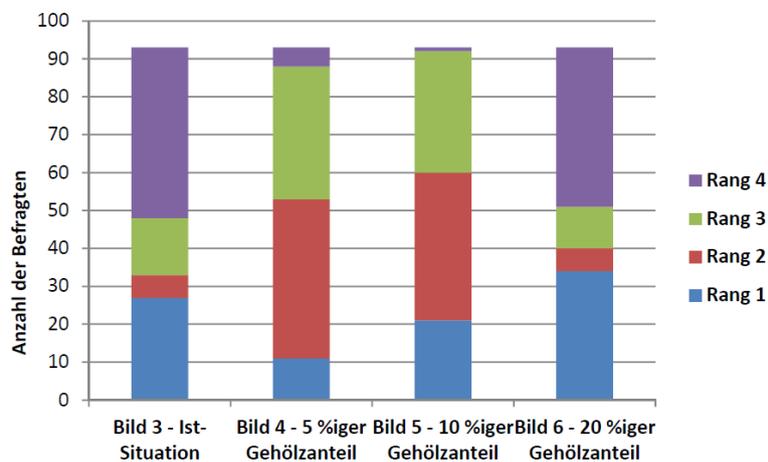


Abbildung 13: Ergebnis der Befragung zur Beurteilung eines zunehmenden Gehölzanteils in der Landschaft (Quelle: Härtl 2016, 50)

Legt man gängige Bewertungsansätze wie die von Jessel (1998), Köhler (1997) und Wöbse (2003) zugrunde, sei hier die Hypothese vertreten, dass durch die Etablierung von Energie- oder Wertholzstreifen die Wertigkeit einer Landschaft bezüglich des Landschaftsbildes von Stufe 1 oder 2 (sehr gering, gering) auf Stufe 3 (mittel) auf einer fünfstufigen Skala möglich ist. Wenn bei der Etablierung und Nutzung bestimmte zusätzliche Maßnahmen berücksichtigt werden (z. B. Verwendung mehrerer Arten, gestaffelte Ernte, ergänzende Strukturen wie blütenreiche Säume, extensive landwirtschaftliche Bewirtschaftung), sollte auch Stufe 4 (hoch) erreichbar sein.

3 ERKENNBARE TENDENZEN ZU DEN UMWELTLEISTUNGEN VON AGROFORSTSYSTEMEN

Die Umwelleistungen, die durch Agroforstsysteme bereitgestellt werden können, werden in Tabelle 7 zusammenfassend dargestellt. Hierbei wurde die Wirkung auf die einzelnen Schutzgüter möglichst differenziert bewertet, indem einzelne Aspekte des jeweiligen Schutzgutes zum Teil gesondert betrachtet wurden. Bei der Bewertung der Umwelleistungen wurden anhand der räumlichen Anordnung der Gehölzkulturen zwei Agroforsttypen unterschieden. Eine Aufgabe in der Zukunft wird sein, weitere Typen und Untertypen von Agroforstsystemen hier zu integrieren (z. B. Waldgärten, syntropische Agroforstwirtschaft, Keyline-Design). Die Wertung der Umwelleistungen bezieht sich vordergründig auf die Gehölzkulturfläche, wobei teilweise durchaus auch die angrenzenden Ackerkulturbereiche von den Umwelleistungen der Gehölzkulturen profitieren. **Die angegebene Wirkungsweise von Agroforstsystemen nimmt Bezug auf konventionell bewirtschaftete Flächen ohne Gehölzkulturen (= Referenz)** also auf ausgeräumte, intensiv landwirtschaftlich bewirtschaftete Flächen, bevorzugt Ackerbaugebiete.

Tabelle 7: Übersicht über die Umwelleistungen typischer moderner Agroforstsysteme auf Standorten mittlerer Bodenfeuchte (mäßig feucht bis mäßig trocken); die Umwelleistungen beziehen sich z. T. nur auf die Gehölzkulturfläche

Bereich	Boden				Klima	Wasser		Biodiversität		Land-schaft
Agroforsttyp	Erosionsmin-derung	Nährstoff-haushalt	Humusbil-dung	Bodenver-dichtung	Treibhaus-gase	Oberflächen-gewässer	Grundwasser	Artenvielfalt	Seltene Arten	Landschafts-bild
in Reihen/Streifen stehende Gehölze	++	+	+	++	++	++	++	+	- ¹⁾	+
einzelnd und/oder in Gruppen stehende Gehölze	+	+	+	++	+	+	++	+	- ¹⁾	+

++ starke positive Wirkungen; + deutliche positive Wirkungen; +/- neutrale Wirkungen;

- geringe Risiken; -- hohe Risiken

¹⁾ vornehmlich bei Bezug auf Offenlandarten und ohne Anwendung zusätzlicher Optimierungsmaßnahmen

4 MÖGLICHKEITEN ZUR OPTIMIERUNG DER UMWELTLEISTUNGEN

Durch bestimmte Maßnahmen und Anforderungen an die Gestaltung von Agroforstsystemen kann deren Umwelleistung noch verbessert werden. Tabelle 8 zeigt mögliche Optimierungsmaßnahmen von Agroforstsystemen und deren erwartete Effekte auf die einzelnen Schutzgüter, die entsprechend des spezifischen Schutzzieles ausgewählt werden können. In manchen Fällen können die aufgeführten Optimierungsmaßnahmen zu Zielkonflikten führen, so dass eine Priorisierung der Schutzgüter für den jeweiligen Anwendungsfall vorzunehmen ist.



Tabelle 8: Optimierungsmaßnahmen für Agroforstsysteme zur Steigerung der positiven Umweltwirkung, die ggf. unter Berücksichtigung des jeweiligen Schutzzieles als zusätzliche Auflage gelten können

Bereich	Boden				Klima	Wasser		Biodiversität		Landschaft
	Erosionsminderung	Nährstoffhaushalt	Humusbildung	Bodenverdichtung		Treibhaus-gase	Oberflächen-gewässer	Grundwasser	Artenvielfalt	
Verwendung von mind. 3 Baumarten. Eine Art darf nicht mehr als 50% der Gehölzfläche belegen								(+)		(+)
Anlage von an die Bewirtschaftung der Gehölzkulturfläche angemessenen Pufferbereiche (mind 2 m breit)								+	+	+
Anlage von an die Bewirtschaftung der Gehölzkulturfläche angepassten Blühstreifen								+	+	+
Anlage von Gehölzstreifen Oberflächengewässer								+		
Zeitlich gestaffelte Ernte der Nachbarstreifen	+							+		+
Mindestbreite der Gehölzfläche von 5 m oder mindestens 3-reihig	+							+		
Landschaftsästhetische Aufwertung durch Orientierung an bestehenden Strukturen	(-)									+
Mindestens 10 % heimische Gehölze								++		+
Kombination von Wert- und Energieholz								+	+/-	+
Lage des Agroforstsystems in der Agrarlandschaft	+							+	+	+
Integration von zusätzlichen Strukturen (z. B. Altholz, Steinhäufen) in Gehölzflächen ²⁾								+		+/-

++ starke positive Wirkungen; + deutliche positive Wirkungen; +/- neutrale Wirkungen; - geringe Risiken; -- hohe Risiken

¹⁾ Wirkung zum Teil ungenügend belegt

²⁾ Bewirtschaftung der Gehölzfläche sollte gewährleistet sein; ggf. als freiwillige Maßnahme zu betrachten

LITERATUR

Al Hussein, I. A., Röhrich, C., Ruscher, K., Lübke-Al Hussein, M. (2014): Ökologische Bewertung von Energieholzanlagen und einer Naturschutzhecke auf großen Ackerschlägen am Beispiel der Laufkäfer. *Angewandte Carabidologie* 10, 87–95.

Abu-Zreig, M., Rudra, R.P., Whiteley, H.R., Lalonde, M.N. & Kaushik, N.K. (2003): Phosphorus removal in vegetated filter strips. – *Journal of environmental quality* 32 (2), 613-619.

Arbeitsgemeinschaft Querungshilfen (2003): Querungshilfen für Fledermäuse – Schadensbegrenzung bei der Lebensraumzerschneidung durch Verkehrsprojekte. Kenntnisstand - Untersuchungsbedarf im Einzelfall – fachliche Standards zur Ausführung.

Barkow, A. (2001): Die ökologische Bedeutung von Hecken für Vögel. Dissertation, Georg-August-Universität zu Göttingen, Göttingen.

Bärwolff, M., Oswald, M., Biertümpfel, A. & Arbeitsgruppe Artenschutz Thüringen (2012): Ökonomische und ökologische Bewertung von Agroforstsystemen in der

- landwirtschaftlichen Praxis - Teilvorhaben 1: Standort Thüringen, Gesamtkoordination. Schlussbericht zum gleichnamigen Forschungsvorhaben (Kurztitel: AgroForstEnergie).
- Baum, S., Weih, M. & Bolte, A. (2012): Stand age characteristics and soil properties affect species composition of vascular plants in short rotation coppice plantations. -BioRisk \$\$: @-@. doi: 10.3897/biorisk.\$\$2699.
- Blei, P., Groß, H. & Schulz, U. (2011): Brutvogelfauna auf Robinienplantagen: Alley-Cropping-Streifen und flächiger Kurzumtrieb. Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol. 45 (2), 89-95.
- Blick, T. & Burger, F. (2002): Wirbellose in Energiewäldern, am Beispiel der Spinnentiere der Kurzumtriebsfläche Wöllershof (Oberpfalz, Bayern). - Naturschutz und Landschaftsplanung 34 (9), 276-284.
- Blick, T., Weiss, I. & Burger, F. (2003): Spinnentiere einer neu angelegten Pappel-Kurzumtriebsfläche (Energiewald) und eines Ackers bei Schwarzenau (Lkr. Kitzingen, Unterfranken, Bayern) – Arachnologische Mitteilungen 25, 1-16.
- BMUB (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit) & UBA (Umweltbundesamt) (2016): Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und nukleare Sicherheit) & BfN (Bundesamt für Naturschutz) (Hrsg., 2020): Die Lage der Natur in Deutschland - Ergebnisse von EU-Vogelschutz- und FFH-Bericht. Berlin, Bonn: BMU, BfN.
- Böhm, C. (2018): Bodenwasserhaushalt. In: Veste, M. & Böhm, C. (Hrsg.): Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management. Berlin, Springer Spektrum. S. 229-234.
- Böhm, C. & Kanzler, M. (2018): Grundwasserqualität. In: Veste, M. & Böhm, C. (Hrsg.): Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management. Berlin, Springer Spektrum. S. 245-259.
- Böhm, C., Kanzler, M. & Freese, D. (2014): Wind speed reductions as influenced by woody hedgerows grown for biomass in short rotation alley cropping systems in Germany. Agroforestry Systems, 88, 579-591.
- Böhm, C. & Domin, T. (2018): Praxis trifft auf Wissenschaft – Anbauerfahrungen und Ergebnisse aus dem Projekt AUFWERTEN. – Präsentation eines Vortrages auf dem 6. Forum Agroforstsysteme vom 9. bis 10. Oktober in Göttingen.
- Borin M, Vianello M, Morari F, Zanin G (2005): Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. Agriculture, Ecosystems & Environment 105: 101-114.
- Borin, M., Passoni, M., Thiene, M. & Tempesta, T. (2010): Multiple functions of buffer strips in farming areas. European Journal of Agronomy 32, 103-111.
- Burger, F. (2006): Zur Ökologie von Energiewäldern. In: DRL (Deutscher Rat für Landespflege) (Hrsg.): Die Auswirkungen erneuerbarer Energien auf Natur und Landschaft. Bonn, DRL. (Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege; 79) S. 74-80.
- Burger, F.J. (2010): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Dissertation an der TU München, Lehrstuhl für Holzkunde und Holztechnik. Freising-Weihenstephan.
- Busch, G. (2009): The impact of Short Rotation Coppice cultivation on groundwater recharge – a spatial (planning) perspective. – vTI Agriculture and Forestry Research 3 2009 (59), 207-222.

- Busch, G. (2018): Grundwasserneubildung. In: Veste, M. & Böhm, C. (Hrsg.): Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management. Berlin, Springer Spektrum. S. 235-245.
- Cardinaela, R., Chevalliera, T., Cambou, A., Bérale, C., Barthès, B.G., Dupraz, C., Duranda, C., Kouakouaa, E. & Chenub, C. (2017): Increased soil organic carbon stocks under agroforestry: A survey of six different sites in France. - *Agriculture, Ecosystems and Environment* 236, 243–255.
- Christen, B. & Dalgaard, T. (2013): Buffers for biomass production in temperate European agriculture: A review and synthesis on function, ecosystem services and implementation. – *Biomass & Bioenergy* 55, 53-67.
- Cunningham, M.D., Bishop, J.D., McKay, H.V. & Sage, R.B. (2004). *Arbre Monitoring - Ecology of Short Rotation Coppice*. DTI Publication URN 04/961. Department of Trade and Industry, London.
- Cunningham, M. D., Bishop, J. D., Watola, G., McKay, H. V. & Sage, R. B. (2006): The effects on Flora and Fauna of converting grassland to short rotation coppice. Forschungsbericht. URL: <http://www.bis.gov.uk/files/file30621.pdf>
- Davis, M.P., Groh, T.A., Jaynes, D.B., Timothy B. Parkin, T.B. & Isenhardt, T.M. (2019): Nitrous Oxide Emissions from Saturated Riparian Buffers: Are We Trading a Water Quality Problem for an Air Quality Problem? – *J. Environ. Qual.* 48 (2), 261-269.
- Davies, Z. G. & Pullin, A. S. (2007): Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. – *Landscape Ecology* 22, 333-351.
- Don, A. (2015): Unsichtbar und kaum vorherzusagen – wie Lachgasflüsse aus dem Boden die Klimaschutzleistung von Bioenergie bestimmen. *Wissenschaft erleben* 2015/2: 10-11.
- Don, A., Osborne, B., Hastings, A., Skiba, U., Carter, M.S., Drewer, J., Flessa, H., Freibauer, A., Hyvönen, N., Jones, M.B., Lanigan, G.J., Mander, Ü., Monti, A., Djomo, S.N., Valentine, J., Walter, K., Zegada-Lizarazu, W. & Zenone, T. (2012): Land-use change to bioenergy production in Europe – implications for the greenhouse gas balance and soil carbon. *GCB Bioenergy* 4, 372-391.
- Dondini, M., Richards, M., Pogson, M., Jones, E.O., Rowe, R.L., Keith, A.M., McNamara, N.P., Smith, J.U. & Smith, P. (2015): Evaluation of the ECOSSE model for simulating soil organic carbon under *Miscanthus* and short rotation coppice-willow crops in Britain. – *GCB Bioenergy* 8, 790-804.
- Dowell, R.C., Gibbins, D., Rhoads, J.L. & Pallardy, G. (2009): Biomass production physiology and soilcarbon dynamics in short-rotation-grown *Populus deltoids* and *P. deltoids* x *P. nigra* hybrids. *Forest Ecology and Management* 257, 134-142.
- Ferro, N.D., Borin, M., Cardinali, A., Cavalli, R., Grigolato, S. & Giuseppe Zanin, Z. (2019): Buffer Strips on the Low-Lying Plain of Veneto Region (Italy): Environmental Benefits and Efficient Use of Wood as an Energy Resource. - *Journal of Environmental Quality* 48, 280–288.
- Flade, M. (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands*. IHW-Verlag, Eching.
- Fuchs, S.; Scherer, U.; Wander, R.; Behrendt, Horst; Venohr, M.; Opitz, D.; Dr. Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F. & Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS - Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe. Dessau-Roßlau, Umweltbundesamt. (Texte; 45/2010)

- Fuchs, S., Kaiser, M., Kiemle, L., Kittlaus, S., Rothvoß, S., Toshovski, S., Wagner, A., Wander, R., Weber, T. & Ziegler, S. (2017): Modeling of Regionalized Emissions (MoRE) into Water Bodies: An Open-Source River Basin Management System. *Water* 9, 239. <https://doi.org/10.3390/w9040239>
- Gebel, M., Halbfass, F., Bürger, S., Lorz, C. (2013): Long-term simulation of effects of energy crop cultivation on nitrogen leaching and surface water quality in Saxony/Germany. *Reg Environ Change* 13:249–261
- Gerlach, B., R. Dröschmeister, T. Langgemach, K. Borkenhagen, M. Busch, M. Hauswirth, T. Heinicke, J. Kamp, J. Karthäuser, C. König, N. Markones, N. Prior, S. Trautmann, J. Wahl & C. Sudfeldt (2019): Vögel in Deutschland – Übersichten zur Bestandssituation. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Glemnitz, M., Platen, R. Krechel, R. Konrad, J. & Wagener, F. (2013): Can short-rotation coppice strips compensate structural deficits in agrarian landscapes? - *Aspects of Applied Biology* 118, 153-161.
- Goodlass, G., Green, M., Hilton, B., McDonough, S. (2007): Nitrate leaching from short-rotation coppice. *Soil Use and Management* 23, 178-184.
- Grashof-Bokdam, C.J. ; Chardon, J.P. ; Vos, C.C. ; Foppen, R. ; Wallis de Vries, M.F. ; Veen, M. van der; Meeuwsen, H.A.M. (2009): The synergistic effect of combining woodlands and green veining for biodiversity. *Landscape Ecology* 24 (8), 1105 - 1121.
- Groh, T.A., Davis, M.P., Isenhardt, T.M., Jaynes, D.B. & Parkin, T.B. (2019): In Situ Denitrification in Saturated Riparian Buffers. - *Journal of environmental quality* 48, 376-384.
- Grünewald, H., Wöllecke, J., Schneider, B. U. & Hüttl, R. F. (2005): Alley-Cropping als alternative Folgenutzung von Kippenstandorten. – *Natur und Landschaft* 80 (9/10), 440-443.
- Gruß, H. & Schulz, U. (2008): Entwicklung der Brutvogelfauna auf einer Energieholzfläche über den Zeitraum von 13 Jahren. - *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.* 42 (2), 75-82.
- Gruß, H. & Schulz, U. (2011): Brutvogelfauna auf Kurzumtriebsplantagen - Besiedlung und Habitategnung verschiedener Strukturtypen. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 43 (7), 197-204.
- Gustafsson, L. (1987): Plant conservation aspects of energy forestry: a new type of land-use in Sweden. *For Ecol Manage* 21:141-161.
- Härtl, J. (2016): Nutzerabhängige Bewertung von Landschaftsbildveränderungen durch Agroforstsysteme – bearbeitet am Beispiel einer Region in Südbrandenburg. Masterarbeit an der TU München.
- Hallmann, C., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H., Stenmans, W., Müller, A., Sumser, H., Hörren, T., Dave Goulson, D., de Kroon, H. (2017): More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. - *PLOS ONE* 12 (10): e0185809. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>
- Harris, Z.M., Spake, R. & G. Taylor (2015): Land use change to bioenergy: A meta-analysis of soil carbon and GHG emissions. – *biomass and bioenergy* 82, 27-39.
- Hartwich, J., Bölscher, J., Schmidt, M., Reinhardt-Imjela, C., Pflugmacher, C., Murach, D. & Schulte, A. (2017): Potentiale agrarer Dendromasseproduktion im Norddeutschen Tiefland unter Berücksichtigung der Wasserversorgung und Konkurrenzfähigkeit von Kurzumtriebsplantagen (AGENT). Schlussbericht zum BMEL-Projekt. Förderkennzeichen FKZ 22012410 & 22014812. Berlin. 236 S.

- Heilmann, B., Makeschin, F. & Rehfuess, K.E. (1995): Vegetationskundliche Untersuchungen auf einer Schnellwuchsplantage mit Pappeln und Weiden nach Ackernutzung. - Forstw. Cbl. 114, 16-29.
- Helbig, C. & Müller, M. (2010): Habitatqualität von Kurzumtriebsplantagen für die epigäische Fauna am Beispiel der Laufkäfer. In: Bemmann, A. & Knust, C. (Hrsg.): Agrowood - Kurzumtriebsplantagen in Deutschland und europäische Perspektiven. Berlin: Weißensee-Verlag. S. 147-152
- Hénault-Ethier, L., Lucotte, M., Smedbol, É, Gomes, M.P., Maccario, S., Laprise, M.E.L., Perron, R., Larocque, M., Lepage, L., Juneau, P. & Michel Labrecque, M. (2019): Potential Efficiency of Grassy or Shrub Willow Buffer Strips against Nutrient Runoff from Soybean and Corn Fields in Southern Quebec, Canada. - Journal of environmental quality 48, 352–361.
- Hennemann-Kreikenbohm, I., Jennemann, L., Kinast, P., Peters, W. & Schöne, F. (2015): Naturverträgliche Anlage und Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen (KUP). Berlin, Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Bosch & Partner GmbH.
- Huber, J. (2013): Regenwürmer. In: Wagener, F., Heck, P. & Böhmer, J.: Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz... - Naturschutz durch Landbau? Schlussbericht zum Forschungsprojekt ELKE III. S. 550-552.
- Illner, K., Gandert, K.-D., 1956. Windschutzhecken – Anlage, Pflege, Nutzung, Deutscher Bauernverlag, Berlin, 148 S.
- Jaynes, D.B. & Isenhardt, T.M. (2019): Performance of Saturated Riparian Buffers in Iowa, USA. - Journal of environmental quality 48, 289–296.
- Jessel, B. (1998): Das Landschaftsbild erfassen und darstellen. Vorschläge für ein pragmatisches Vorgehen. Naturschutz und Landschaftsplanung 30 (11), 356-361.
- Jug, A., Hofmann-Schiellea, C., Makeschin, F. & Rehfuess, K.E. (1999): Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. II. Nutritional status and bioelement export by harvested shoot axes. - Forest Ecology and Management 121, 67-83.
- Kahle, P., Boelcke, B. (2004): Auswirkungen des Anbaus schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb auf ausgewählte Bodeneigenschaften. In: Institut für Agrartechnik Bornim e.V. (Hrsg.) Energieholzproduktion in der Landwirtschaft – Potenzial, Anbau, Technologie, Ökologie und Ökonomie. Bornimer Agrartechnische Berichte 35, Institut für Agrartechnik Potsdam-Bornim, 99-108.
- Kanzler, M., Böhm, C. & Domin, T. (2020): Vergleich von Agroforstwirtschaft und konventioneller Ackerbewirtschaftung bezüglich Energiebilanz und bewirtschaftungsbedingter Treibhausgasemission am Beispiel des Landwirtschaftsbetriebes Domin in Südbrandenburg. Abschlussbericht des Forschungsprojektes "Innovationsgruppe AUFWERTEN – Agroforstliche Umweltleistungen für Wertschöpfung und Energie" (FKZ: 033L129), Loseblatt # 8.
- Karrasch, M. (2015): Bedeutung von Kurzumtriebsplantagen als Lebensraumelement des bedrohten Großlaufkäfers *Carabus auratus* in einer landwirtschaftlich geprägten Landschaft. Masterarbeit an der TU München, Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung. Freising-Weihenstephan.
- Kern, J., Germer, S., Ammon, C., Balasus, A., Bischoff, W.-A., Schwarz, A., Manfred Forstreuter, M. & Kaupenjohann, M. (2018): Environmental Effects over the First 2½ Rotation Periods of a Fertilised Poplar Short Rotation Coppice. - BioEnergy Research 11:152–165.

- Kern, J. & Don, A. (2018): Emissionen von klimarelevanten Gasen aus Agrarholzanpflanzungen. In: Veste, M. & Böhm, C.: Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management. Berlin, Springer Spektrum. S. 315-333.
- King, S. E., Osmond, D. L., Smith, J., Burchell, M. R., Dukes, M., Evans, R. O., Knies, S. & Kunickis, S. (2016): Effects of Riparian Buffer Vegetation and Width: A 12-Year Longitudinal Study. - *Journal of environmental quality* 45, 1243–1251.
- Klein, D. & Schulz, C. (2012): Die Kohlenstoffbilanz der Bayerischen Forst- und Holzwirtschaft. Abschlussbericht eines Forschungsvorhabens, gefördert vom Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Freising, Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- Knauer, N. (1993): Ökologie und Landwirtschaft. Stuttgart.
- Knauer, M., Mander, Ü. (1989): Untersuchungen über die Filterwirkung verschiedener Saumbiotope an Gewässern in Schleswig-Holstein. 1. Mitt.: Filterung von Stickstoff und Phosphor. *Z. f. Kulturtechn. u. Landentw.* 30: 365-376.
- Köhler, B. (1997): Bewertung des Landschaftsbildes. *NNA-Berichte* 10 (3), 23-33.
- Kotremba, C., Scheer, D., Trapp, M., Thomas, K. (2016): Hochauflösende GIS-basierte Bodenabtragsmodellierungen für ausgewählte Agrarstandorte in Rheinland-Pfalz. *Bodenschutz* 2/2016: 46-56.
- Krechel, R., Schulze, M., You, A. & Luer, C. (2013): Vögel. In: Wagener, F., Heck, P. & Böhmer, J.: *Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz - Naturschutz durch Landbau? Schlussbericht zum Forschungsprojekt ELKE III. Birkenfeld.* S. 475-549.
- Kroiher, F., Bielefeldt, J., Bolte, A. & Schuler, M. (2008): Die Phytodiversität in Energieholzbeständen – erste Ergebnisse im Rahmen des Projektes NOVALIS. *Archiv f. Forstwesen u. Landsch.ökol.* 42 (4), 158-165.
- Lamersdorf, N. & Schulte-Bisping, H. (2010): Bodenökologie. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU (Hrsg.): *Kurzumtriebsplantagen - Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft.* Steinbacher Druck, Osnabrück. S. 14-25.
- Landgraf, D., Bärwolff, M., Burger, F., Pecenka, R., Hering, T. und Schweier, J. (2018): Produktivität, Management und Nutzung von Agrarholz. In: Veste, M. & Böhm, C.: *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management.* S. 447-510. Berlin, Springer Spektrum.
- Lee, K. H., Isenhardt, T. M., Schultz, R. C. (2003): Sediment and nutrient removal in an established multi-species riparian buffer. *Journal of Soil and Water Conservation* 58: 1-8.
- LfL – Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (2005): *Hecken, Feldgehölze und Feldraine in der landwirtschaftlichen Flur.* Lfl-Information, 11. Auflage
- LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt; Hrsg.) (2014): *Der Ortolan in Bayern – Landwirte und Naturschützer gemeinsam für den Erhalt einer Charakterart.* Augsburg: LfU.
- Liesebach, M. (2006): Aspekte der biologischen Vielfalt in Kurzumtriebsplantagen. In: *Anbau und Nutzung von Bäumen auf Landwirtschaftlichen Flächen.* 1. Fachtagung, Tharandt, 2006. Hrsg: Bemann, A., Franke, E., Technische Universität Dresden.
- Liesebach, M., Mulsow, H., Rose, A. & Mecke, R. (1999): Ökologische Aspekte der Kurzumtriebswirtschaft. In: N. N.: *Modellvorhaben „Schnellwachsende Baumarten“ – zusammenfassender Abschlussbericht.* Münster, Landwirtschaftsverlag. S. 455-473. (Schriftenreihe „Nachwachsende Rohstoffe; 13)

- Lieseback, M. & Mecke, R. (2003): Die Laufkäferfauna einer Kurzumtriebsplantage, eines Gesteckers und eines Fichtenwaldes im Vergleich. – *Die Holzzucht* 54, 11-15.
- Lieseback, M. & Mulsow, H. (2003): Der Sommervogelbestand einer Kurzumtriebsplantage, der umgebenden Feldflur und des angrenzenden Fichtenwaldes im Vergleich. – *Die Holzzucht* 54, 27-31.
- Londo, M, Dekker, J. & Keurs, W. Ter (2005): Willow short-rotation coppice for energy and breeding birds: an exploration of potentials in relation to management. – *Biomass & Bioenergy* 28, 281-293.
- Makeschin, F. (1994): Soil ecological effects of energy forestry. *Biomass Bioenergy* 6, 63-79
- Makeschin, F., Rehfuess, K.E., Rüschi, I., Schörry, R. (1989): Anbau von Pappeln und Weiden im Kurzumtrieb auf ehemaligem Acker : standörtliche Voraussetzungen, Nährstoffversorgung, Wuchsleistungen und bodenökologische Auswirkungen. - *Forstwiss Centralbl* 108(3):125-143.
- Matros, J. & Lohrberg, F. (2016): Eine Plantage als Park? Begleitforschung zur Beerntung einer Kurzumtriebsplantage im Waldlabor Köln. – *Naturschutz und Landschaftsplanung* 48 (1), 15-21.
- Meyer, C., Lüscher, P., Schulin, R. (2011): Schwarzerlen fördern die Regeneration verdichteter Böden.
http://www.waldwissen.net/technik/holzernte/boden/wsl_bodenregeneration_erlen/index_DE, abgerufen am 11.09.2016.
- Mirck, J., Böhm, C., Kanzler, M., Freese, D. (2015): Blattstreumengen in Gehölzstreifen und angrenzenden Ackerbereichen innerhalb eines Agroforstsystems. In: Kage, H, Sieling, K., Francke-Weltmann, L. (Hrsg.): Multifunktionale Agrarlandschaften – Pflanzenbaulicher Anspruch, Biodiversität, Ökosystemdienstleistungen. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften (Tagungsband)* 27, 219-220.
- Müller-Kroehling, S., Burmeister, J. & Hammerl, R. (2012): KUPs als Lebensraum für Waldarten - Gemeinsame Auswertung zweier Vergleichsstudien über die Laufkäferfauna in Kurzumtriebsplantagen, Acker- und Waldflächen. - *LWF aktuell* 92, 34-37.
- Müller-Kroehling, S., Hohmann, G., Helbig, C., Liesebach, M., Lübke-Al Hussein, M., Al Hussein, I.A., Burmeister, J., Jantsch, M.C., Zehlius-Eckert, W. & Müller, M. (2020): Biodiversity functions of short rotation coppice stands - results of a meta study on ground beetles (Coleoptera: Carabidae). - *Biomass and Bioenergy* 132, 105416.
<https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2019.105416>.
- Myhre, G., D. Shindell, F.-M. Bréon, W., Collins, J., Fuglestedt, J., Huang, D., Koch, J.-F., Lamarque, D., Lee, B., Mendoza, T., Nakajima, A., Robock, G., Stephens, T., Takemura & Zhang, H., (2013): Anthropogenic and Natural Radiative Forcing. In: *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA. pp. 659–740. doi:10.1017/ CBO9781107415324.018.
- Nair, P.K.R. (2011): Methodological Challenges in Estimating Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems. In: Kumar, B. M. & Nair, P.K.R. (eds.): *Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems – Opportunities and Challenges*. S. 3-16. Dordrecht, Heidelberg, London, New York: Springer.
- Osborne, L.L. & Kovacic, D.A. (1993): Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology* 29, 243-258.

- Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G. & Di Guardo, A. (2008): Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. - *Chemosphere* 71, 74–82.
- Palma JHN, Graves AR, Burgess KJ, Keesman KJ, van Keulen H, Mayus M, Reisner Y, Herzog F (2007) Methodological approach for the assessment of environmental effects of agroforestry at the landscape scale. *Ecol Eng* 29:450–462.
- Petzold, R. (2013): Standortsökologische Aspekte und Anbaupotenziale von Kurzumtriebsplantagen in Sachsen. Dissertation, Technische Universität Dresden, Fakultät Umweltwissenschaften.
- Quinkenstein, A. & Kanzler, M. (2018): Wirkung von Agrargehölzen auf den Bodestoffhaushalt. In: Veste, M. & Böhm, C.: *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management*. Berlin, Springer Spektrum. S. 273-313.
- Reeg, T., Oelke, M. & Konold, W. (2009): Moderne Agroforstsysteme in Deutschland – naturschutzfachliche Bewertung, Akzeptanz, historische Hintergründe und Auswirkungen auf das Landschaftsbild. In: Spiecker, H., Mathias Brix, M., Bender, B., Chalmin, A., Möndel, A., Mastel, K., Vetter, R., Unseld, R., Kretschmer, U., Reeg, T., Oelke, M. & Konold, W.: *agroforst - Neue Optionen für eine nachhaltige Landnutzung. Abschlussbericht des Projektes agroforst (FKZ 0330621)*. S. 191-316.
- Reichenberger, S., Bach, M., Skitschak, A. & Frede, H.-G. (2007): Mitigation strategies to reduce pesticide inputs into ground- and surface water and their effectiveness; A review. - *Science of the Total Environment* 384, 1–35.
- Reppin, N. & Augenstein, I. (2018): Zur Gestaltung von Agrarholzflächen unter landschaftsästhetischen Gesichtspunkten. In: Veste, M. & Böhm, C. (Hrsg.): *Agrarholz – Schnellwachsende Bäume in der Landwirtschaft. Biologie, Ökologie, Management*. Berlin, Springer Spektrum. S. 433-445.
- RIEDEL, B., PIRKL, A. & THEURER, R. (1994): Planung von lokalen Biotopverbundsystemen. Bd. 1: Grundlagen und Methoden. München, Bayerisches Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. (Materialien; 31/1994)
- Röhricht, Ch., K. Ruscher, S. Kiesewalter, I. A. Al Hussein, B. Zöphel (2007): *Feld-streifenanbau*. Dresden, Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft. (Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft; 25/2007).
- Sabater, S., Butturini, A., Clement, J.-C., Burt, T., Dowrick, D., Hefting, M., Maitre, V., Pinay, G., Postolache, C., Rzepecki, M. & Sabater, F. (2003): Nitrogen Revival by Riparian Buffers along a European Climatic Gradient: Patterns and Factors of Variation. *Ecosystems* 6, 20-30.
- Sage, R., Robertson, P. (1996): Factors affecting songbird communities using new short rotation coppice habitats in spring. – *Bird Study* 43, 201-213.
- Sagemann, S. (2010): *Wie wirken sich Agroforstsysteme für den Boden- und Gewässerschutz, insbesondere im Hinblick auf den zunehmenden Energiepflanzenanbau aus? – Masterarbeit an der TU München, Lehrstuhl für Strategie und Management der Landschaftsentwicklung und Fachgebiet für Hydrologie und Flussgebietsmanagement*. Freising-Weihenstephan.
- Schachtschabel, P., Blume, H.-P., Hartge, K.-H. & Schwertmann, U. (1984): *Lehrbuch der Bodenkunde*. 11. neu bearb. Aufl. Stuttgart, Ferdinand Enke Verlag.
- Schmidt-Walter, P. & Lamersdorf, N. (2012): Biomass Production with Willow and Poplar Short Rotation Coppices on Sensitive Areas – the Impact on Nitrate Leaching and Groundwater Recharge in a Drinking Water Catchment near Hanover, Germany. *Bioenerg. Res.* 5, 546-562.

- Schmitt, T.J., Dosskey, M.G. & Hoagland, K.D. (1999): Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetations, Widths and Contaminants. *J. Environ. Qual.* 28, 1479-1489.
- Schulz, U. (2008): Ökologisch-faunistische Bewertung von Kurzumtriebsplantagen. Präsentation eines Vortrages auf der NABU-Fachtagung „Kurzumtriebsplantagen: Ein sinnvoller Beitrag zum Umwelt- und Naturschutz?“ am 12.11.2008 in Berlin.
- Schulz, U.; Brauner, O.; Gruß, H.; Neuenfeldt, N. 2008. Vorläufige Aussagen zu Energieholzflächen aus tierökologischer Sicht. In: *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* 42 (2), S. 83-87.
- Schulz, U., Brauner, O. & Gruß, H. (2009): Animal diversity on short rotation coppices – a review. *Landbauforschung - vTI Agriculture and Forestry Research* 3/2009 (59), 171-182.
- Schulz, U.; Brauner, O.; Gruß, H.; Mannherz, C. (2010): Zoodiversität - Förderung der Tierwelt auf Kurzumtriebsplantagen. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU (Hrsg.): *Kurzumtriebsplantagen - Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft*. Steinbacher Druck, Osnabrück. S. 32-43.
- Schulz, B., Ehlers, S., Lang, J. & Büchner, S. (2012): Hazel dormice in roadside habitats. - *PECKIANA* 8, 49–55.
- Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarlı, A., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.-D., Vogt, J., Wöllauer, S. & Weisser, W.W. (2019): Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. – *Nature* 574, 671-674.
- Seitz, B., Carrard, E., Burgos, S., Tatti, D., Herzog, F., Jäger, M. & Sereke, F. (2017): Erhöhte Humusvorräte in einem siebenjährigen Agroforstsystem in der Zentralschweiz. – *Agrarforschung Schweiz* 8 (7-8), 318-323.
- Shi, S., Zhang, W., Zhang, P., Yu, Y. & Ding, F. (2013): A synthesis of change in deep soil organic carbon stores with afforestation of agricultural soils. - *Forest Ecology and Management* 296, 53–63.
- Smith J, Gottschalk P, Bellarby J, Chapman, S., Lilly, A., Towers, W., Bell, J., Coleman K, Nayak, D., Richards M, Hillier J, Flynn H, Wattenbach M, Aitkenhead M, Jagadeesh, Y., Farmer J, Milne, R., Thomson, A., Evans, C., Whitmore, A., Falloon, P. & Smith, P. (2010): Estimating changes in national soil carbon stocks using ECOSSE. I. Model description and uncertainty in national scale simulations of Scotland. - *Climate Research*, 45, 179–192.
- Springmann, S. & Morhart, C. (2010): Wertholzträger und Kurzumtriebsplantagen als potenzielle Kohlenstoffsinken. In: Spiecker, H., Springmann, S., Morhart, C., Konold, W., Oelke, M., Mastel, K. & Seidl, F.: *Multifunktionale Bewertung von Agroforstsystemen. Schlussbericht des gleichnamigen, von der Deutschen Bundesstiftung Umwelt geförderten Forschungsvorhabens*. Freiburg. S. 38-40.
- Statistisches Bundesamt (Hrsg.) (2018): *Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2018*. Wiesbaden: Statistisches Bundesamt (Destatis).
- Tröger, M., Maik Denner, M., Glaser, T. (2014): *Entwicklung einer Methodik zur Beurteilung der Eignung von Ackerflächen für Kurzumtriebsplantagen im Einklang mit dem Naturschutz – getestet am Beispiel des Landkreises Görlitz*. Dresden: Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie (LfULG). (Schriftenreihe des LfULG; Heft 7/2014)
- Udawatta RP, Krstansky JJ, Henderson GS, Garrett HE (2002): *Agroforestry Practices, Runoff, and Nutrient Loss: A Paired Watershed Comparison*. *J. Environ. Qual.* 31:1214–1225

- Unsel, R., Reppin, N., Eckstein, K., Zehlius-Eckert, W., Hoffmann, H. & Huber, T. (2011): Leitfaden Agroforstsysteme - Möglichkeiten zur naturschutzgerechten Etablierung von Agroforstsystemen. Freising.
- Wagener, F., Heck, P. & Böhmer, J. (Hrsg.; 2013): Nachwachsende Rohstoffe als Option für den Naturschutz - Naturschutz durch Landbau? Schlussbericht zum Forschungsprojekt ELKE III. Birkenfeld.
- Walter, K., Don, A. & Flessa, H. (2014): No general soil carbon sequestration under Central European short rotation coppices. – *GCB Bioenergy* 7, 727–740.
- Weber, H. E. (2003): Gebüsche, Hecken, Krautsäume. Ökosysteme Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht. - Stuttgart; Hohenheim (Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co.). - 229 S.
- Wehling, S. & Diekmann, M. (2009): Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. – *Biological Conservation* 142, 2522–2530.
- Weih, M., Karacic, A., Munkert, H., Verwijst, T. & Diekmann, M. (2003): Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). *Basic Appl. Ecol.* 4 (2), 149-156.
- Wendt, H. (1951): Der Einfluß der Hecken auf den landwirtschaftlichen Ertrag. *Erdkunde* 5: 115-125.
- Wiesmeier, M., Hübner, R., Spörlein, P., Geuß, U., Hangen, E., Reischl, A., Schilling, B., von Lützow, M. & Kögel-Knabner, I. (2014): Carbon sequestration potential of soils in southeast Germany derived from stable soil organic carbon saturation. - *Global Change Biology* 20, 653–665.
- Wiesmeier, M., Mayer, S., Burmeister, J., Hübner, R. & Kögel-Knabner, I. (2020): Feasibility of the 4 per 1000 initiative in Bavaria: A reality check of agricultural soil management and carbon sequestration scenarios. – *Geoderma* 369, 114333.
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114333>
- Winterling, A., Blumenthal, B., Brandhuber, R., Burmeister, J., Höge, H., Jacob, I., Kistler, M., Kreuter, T., Marx, M., Björn Mehlhaff, B., Walter, R., Wiesmeier, M. (2019): Agroforstsysteme zur Energieholzerzeugung im ökologischen Landbau. Freising-Weihenstephan: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft. (LfL-Schriftenreihe; 7/2019)
- Wöbse, H. H. (2003): Landschaftsästhetik - Über das Wesen, die Bedeutung und den Umgang mit landschaftlicher Schönheit. Stuttgart, Ulmer.
- Wöllecke, J., Schneider, B. U. & Grünwald, H. (2008): Die Bedeutung von Schnellwuchsplantagen und Alley-Cropping für Flora und Fauna. Vortrag auf der 3. Fachtagung der BMBF-Verbundprojekte agroforst, Agrowood und DENDROM vom 28. bis 30. April 2008 in Cottbus.
- Zacios, M., Niederberger, J., Seidel, H., Schulz, C., Zimmermann, L. & Burger, F. (2012): Hydrologische und ökologische Aspekte bei Kurzumtriebsplantagen – ökologisch wertvoll: KUPs liefern mehr als nur nachwachsende Energie. *LWF aktuell* 90/2012, 21-23.
- Zacios, M., Kozák, J., Wöllhaf, S. & Zimmermann, L. (2015): Gewässer- und Bodenschutz mit KUP – Das Beispiel Kaufering zeigt: Kurzumtriebsplantagen reduzieren Stoffeinträge in Grund- und Oberflächengewässer und schonen gleichzeitig den Ackerboden. *LWF aktuell* 105/2015, 14-19.
- Zacios, M. & Zimmermann, L. (2016): Einsatz von Agrarholzsystemen im angewandten Gewässerschutz am Beispiel einer Kurzumtriebsfläche in einem Trinkwasserschutzgebiet. Präsentation eines Vortrages auf dem 5. Forum Agroforstsysteme am 30.11. und 1.12.2016 in Senftenberg.

- Zak, D., Stutter, M., Jensen, H.S., Egemose, S., Carstensen, M.V., Audet, J., Strand, J.A., Feuerbach, P., Hoffmann, C.C., Christen, B., Hille, S., Knudsen, M., Stockan, J., Watson, H., Heckrath, G. & Kronvang, B. (2019): An Assessment of the Multifunctionality of Integrated Buffer Zones in Northwestern Europe. - *Journal of environmental quality* 48, 362–375.
- Zehlius-Eckert, W. (2014): The potential function of short rotation coppice strips for ground beetles (Coleoptera, Carabidae). Poster for the 2nd European Agroforestry Conference in Cottbus from the 4th tot the 6th June 2014.
- Zenone, T., Zona, D., Gelfand, I., Gielen, B., Camino-Serrano, M., & Ceulemans, R. (2015): CO₂ uptake is offset by CH₄ and N₂O emissions in a poplar short-rotation coppice. - *GCB Bioenergy* 8, 524–538.
- Zhu, X. Liu, W., Chen, J., Bruijnzeel, L.A., Mao, Z., Yang, X., Cardinael, R. & Meng, F.-R., Sidle, R.C., Seitz, S., Nair, V.D., Nanko, K., Zou, X., Chen, C. & Jiang, X.J. (2019): Reductions in water, soil and nutrient losses and pesticide pollution in agroforestry practices: a review of evidence and processes. - *Plant Soil* 453, 45–86. <https://doi.org/10.1007/s11104-019-04377-3>