Schlussbericht

zum Vorhaben

Thema: Nachhaltige Erzeugung von Energieholz in Agroforstsystemen

Teilprojekt 3: Standort Niedersachsen; Strukturvielfalt und Biodiversität

Zuwendungsempfänger:

Julius Kühn-Institut Bundesforschungsinstitut für Kulturpflanzen (JKI) – Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde

Unterauftragnehmer:

Johann Heinrich von Thünen-Institut Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei

Förderkennzeichen:

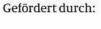
22000412

Laufzeit:

1.April 2012 - 31. August 2015

Monat der Erstellung:

01/2016





aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages

Das diesem Bericht zugrundeliegende Vorhaben wurde aufgrund eines Beschlusses des Deutschen Bundestages mit Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) über die Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) als Projektträger des BMEL für das Förderprogramm Nachwachsende Rohstoffe unterstützt. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Datum der Veröffentlichung: 25.7.2016



Autoren

JKI

Justine Lamerre
Maren Langhof
Kati Sevke-Masur
Kai-Uwe Schwarz
Georg von Wühlisch
Anita Swieter
Jörg Michael Greef

ΤI

Jens Dauber
Felix Hirschberg
Ineke Joormann
Naemi Krestel
Daniel Masur
Christopher Reith

Unter Mitarbeit von

JKI

Heike Meyer

Annette Feige

Anja Voges

ΤI

Katja Steininger

Andrea Kremling

Inhaltsverzeichnis Abkürzungsverzeichnis.....

A	bkürzur	gsverzeichnis	1
1	Ziele		3
	1.1	Aufgabenstellung	3
	1.2	Stand der Wissenschaft und Technik	3
	1.3	Zusammenarbeit mit anderen Stellen	6
2	Erge	bnissdarstellung	7
Ε	rzielte E	rgebnisse des Teilprojekts "Strukturelle Vielfalt"	7
	2.1	Beschreibung der Versuchsflächen	7
	2.1.1	Design der Anlagen in Wendhausen und Mariensee	7
	2.1.2	Pruchtfolge und Ackerstreifenbewirtschaftung in Wendhausen	8
	2.1.3	B Design der Baumstreifen in Wendhausen und Mariensee	10
	2.1.4	Wetter- und Bodenbedingungen	11
	2.2	Meteorologische Erhebungen in Wendhausen	15
	2.2.1	Messsensoren und –aufbau	15
	2.2.2	2 Analysen der Mikroklimadaten	17
	2.2.3	B Ergebnisse und Diskussion	18
	2.3	Einfluss der Bäume in der Übergangszone	27
	2.3.1	Reduzierung der Globaleinstrahlung	27
	2.3.2	2 Laubbedeckung	29
	2.4	Bodenkundliche Messungen in Wendhausen	31
	2.4.1	Bodenleitfähigkeit	31
	2.4.2	Bodenchemische Untersuchungen in Abhängigkeit der Entfernung vom Baumstre32	ifen
	2.5	Biodiversität	34
	2.5.1	Brutvogelkartierung	34
	2.5.2	P. Begleitvegetation	40
	2.6	Ertragserfassungen	43
	2.6.1 Reih	Wachstumserfassung der Pappeln in Wendhausen in Abhängigkeit enposition	
	2.6.2	Ertragserfassung für Weiden- und Pappelklone in Wendhausen und Mariensee	51
	2.6.3 Abha	B Kulturentwicklung und räumliche Verteilung der Ackererträge und Kornfeuchtigke ängigkeit des Abstands von den Baumstreifen in Wendhausen	
	2.7	Biomasse- und Energieproduktion des Gesamten Systems	79
	2.7.1	Ertragsdatensammlung im Ackerstreifen	79
	2.7.2	P. Ertragsdatensammlung der Baumstreifen	81
	2.7.3	Systemdefinition für die Bewertung	81
	2.7.4	Diskussion der Biomasse- und Energieproduktion des Gesamten Systems	84

Erzielte Ergebnisse des Teilprojekts "Funktionelle Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen" 8
2.8 Baumstreifen im Agroforstsystem als Lebensraum für epigäische Arthropoden 8
2.8.1 Bedeutung von Baumstreifenvarianten und Rotationszyklen für epigäisch Arthropoden am Standort Wendhausen8
2.8.2 Bedeutung der Baumartenwahl für epigäische Arthropoden am Standort Dornburg 8
2.8.3 Vergleich der Nutzung von Baumstreifen und seminatürlichen Landschaftselemente als Überwinterungshabitat9.
2.9 Raum-zeitliche Muster der Verteilung und Aktivitätsdichte von epigäischen Arthropode im Agroforstsystem
2.9.1 Austausch von epigäischen Arthropoden zwischen Baumstreifen und Ackerstreifen ir Jahresverlauf
2.9.2 Vergleich der Wirkung von Baumstreifen und seminatürlich strukturierten Feldränder auf die Aktivitätsdichte von Arthropoden in Wintergerste10
2.10 Indikatoren von Ökosystemdienstleistungen im Agroforst-system
2.10.1 Prädation von Ackerwildkrautsamen im Agroforstsystem
2.10.2 Fraßaktivität bodenlebender Organismen im Agroforstsystem11
2.10.3 Aktivität von Regenwürmern im Agroforstsystem
2.10.4 Bonitierung von Blattläusen, Blattlausmumien und natürlichen Gegenspielern 11
2.10.5 Prädation von Ackerwildkrautsamen und Fliegenpuppen in Winterweizen ir Agroforstsystem und auf konventionellen Schlägen12
2.10.6 Zur ökonomischen Bedeutung der ökosystemaren Dienstleistungen und der Dis Services durch Schädlingsbefall
3 Literaturverzeichnis
4 Anhang
4.1 Luftbilder
4.2 Lage der Ausschnitte in der Referenzfläche
4.3 Brutvogelkartierung
4.4 Daten der Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit
4.5 Ergebnisse der statistischen analysen
4.6 Ernährungstypen der Carabidae
Verwertung
5 Optionen zur Verbesserung der Systemproduktivität
5.1 Streifenorientierung und -länge14
5.2 Rotationszyklen der Baumstreifen
5.3 Breite und Gestaltung der Baumstreifen
5.4 Ackerstreifenbreite
5.5 Weitere Überlegungen15
6 Optionen zur Förderung der Biodiversität in und durch Agroforstsysteme
7 Weitere notwendige Forschung
Erkenntnisse von Dritten

eröffentlichungen1	52

<u>Abkürzungsverzeichnis</u>

3j-RZ 3-jähriger Rotationszyklus 6j-RZ 6-jähriger Rotationszyklus

AB Ackerbohne

ACS Alley Cropping-System

AIC Akaike Information Criterion

AZ Ährenanzahl pro m²

α Regression Koeffizientβ Regression Koeffizient

BBCH Biologische Bundesanstalt, Bundessortenamt und CHemische

Industrie

B_{KONT} Biomasseproduktion der Kontrolle Variante
 B_{ASP} Biomasseproduktion der Aspen Variante
 B_{Aspen} Biomasseproduktion der Aspenbäume

BHD Brusthöhendurchmesser

°C Grad Celsius
cm Zentimeter
dt Dezitonne

E 14% Ertrag korrigiert zu 14 % Kornfeuchtigkeit

E Rohertrag von dem Mähdrescher gemessen

EC Soil apparent electrical conductivity
EC25 Bodenleitfähigkeit korrigiert zu 25 °C

ε Residueng Gramm

GPS Global Positioning System

GJ Gigajoules
h Baumhöhe
hl Hektoliter
ha Hektar

km/h Kilometer pro Stunde

k Anzahl der geschätzten Parameter

kg Kilogramm

KG Gesamtkorngewicht
KF Kornfeuchtigkeit
k.A. Keine Angaben

KUP Kurzumtriebsplantage

LF Luftfeuchtigkeit

L_{KONT} Biomasseproduktion der Leereihen der Kontrolle Variante
L_{ASP} Biomasseproduktion der Leereihen der Aspen Variante

m Meter

mm Millimeter

mS m⁻¹ Millisiemens pro Meter

M Mittlerer Bereich der Ackerstreifen

M_{KONT} Biomasseproduktion der mittleren Reihen der Kontroll-Variante
M_{ASP} Biomasseproduktion der mittleren Reihen der Aspen-Variante

Ma Mais

n Stichprobenumfang

nEC25 Normierte Bodenleitfähigkeit korrigiert zu 25°C

pET Potentielle Evapotranspiration

REF Referenzfläche

σ Standardabweichung

SG Sommergerste
SE Standardfehler
TM Trockenmasse

T Tag

Temp Lufttemperatur

TKG Tausendkorngewicht

W_{KONTt} Biomasseproduktion der Luvreihen der Kontroll-VarianteW_{ASP} Biomasseproduktion der Luvreihen der Aspen-Variante

1 Ziele

1.1 AUFGABENSTELLUNG

Agroforstwirtschaft wurde von Nair (1993) als die bewusste Kombination von Pflanzen/Tierproduktion und Bäumen im räumlichen Wechsel definiert. In einem Agroforstsystem können Wechselwirkungen zwischen den Komponenten auf unterirdischen und oberirdischen Ebenen auftreten, die die Systemproduktivität positiv oder negativ beeinflussen (Jose et al. 2004). Die Besonderheit dieses Systems in den gemäßigten Zonen ist, dass eine neue Konkurrenzzone im Übergangsbereich zwischen Baum- und Ackerstreifen auftritt (Thevathasan und Gordon 2004), wo sich die negativen Wechselwirkungen konzentrieren. Die Produktivität in Agroforstsystemen wird sich nur erhöhen, wenn die positiven Wirkungen insgesamt größer sind als die negativen (Cannell et al. 1996).

Hier wurde das Zusammenspiel abiotischer und biotischer Parameter für die Produktivität des Gesamtsystems untersucht. Dabei galt es darzustellen, inwieweit insbesondere die Baumreihen in den Randbereichen von den modifizierten Umweltfaktoren in höherem Maße profitieren als die mittleren Baumreihen. Die landwirtschaftlichen Kulturen werden in den Randbereichen dagegen aufgrund der Konkurrenzeffekte der angrenzenden Bäume in ihrer Wuchsleistung beeinträchtigt werden, was in den vorausgegangenen Untersuchungen bereits gezeigt werden konnte. Hier galt es darzustellen, inwieweit die Konkurrenzeffekte auf den Ackerstreifen mit zunehmender Entfernung zu den Bäumen geringer werden und die von den Bäumen ausgehenden Schutzfunktionen als Folge von Veränderungen im Mikroklima (Wind-, Verdunstungsschutz) überwiegen und gegebenenfalls umschlagen in positive Effekte für die Ackerkulturen und für die Produktivität des Gesamtsystems.

Die Modifikation des Mikroklimas wurde mit den Parametern Wind, Temperatur und Luftfeuchtigkeit untersucht. Der Verlauf des Schattens wurde ebenfalls gemessen und die Laubbedeckung beobachtet. Eine Maßzahl der Produktivität ist die Ertragsleistung der einzelnen Komponenten: Baum und Ackerkulturen. Aufgrund unterschiedlicher Produkte in einem Agroforstsystem (Energieholz, Nahrungs-, Futtermittel) werden die Erträge in Energiegehalte konvertiert, um die annuellen und mehrjährigen Kulturen miteinander zu vergleichen. Die Nährstoffverfügbarkeit sowie –anreicherung im Baumstreifen, Randbereich und Ackerkulturen wurde ebenfalls verglichen.

Weiterhin wurde die Bedeutung von Baumstreifen für die Erhaltung und Förderung funktioneller Aspekte der Biodiversität vergleichend untersucht. Als Biodiversitätskriterien wurden die im vorangegangenen Projekt begonnenen Erhebungen fortgeführt. Hierzu zählen der Vogelindikator (Bestimmung der Brutvogelarten), die Quantifizierung von Nützlings-/Schädlingsbeziehungen in den Ackerstreifen am Beispiel der Blattläuse und ihrer Antagonisten sowie die Erfassung der Begleitvegetation. Weiterführend erfolgte die Erfassung von Indikatoren ökosystemarer Dienstleistungen im Agroforstsystem (Prädation von Fliegenpuppen und Samen von Segetalpflanzen; Bait-Lamina-Test zum Abbau von organischem Material im Boden durch Mikroorganismen und Invertebraten; Abschätzung der Aktivität von Regenwürmern im Boden). Die Diversität, Komposition und Aktivitätsdichte von epigäischen Arthropoden wurde in den Varianten des Agroforstsystems (Umtriebszeiten, Baumarten) erfasst und mit konventionellen Ackerschlägen sowie seminatürlichen Habitaten verglichen. Zudem erfolgte eine Erfassung der raum-zeitlichen Dynamik der Aktivitätsdichten von epigäischen Arthropoden im Agroforstsystem.

1.2 STAND DER WISSENSCHAFT UND TECHNIK

Agroforstsysteme in Europa können nach ihren Standorten in zwei Kategorien unterteilt werden: Nordeuropa und der Mittelmeerraum (Eichhorn et al. 2006). Diese Autoren betonten, dass die Systeme in Nordeuropa durch eine Begrenzung des Lichts gekennzeichnet werden, während die Systeme in Südeuropa oft durch die Verfügbarkeit von Wasser eingeschränkt sind. Agroforstwirtschaft in Deutschland wird in Form von Hecken oder Obstgärten in Verbindung mit pflanzlicher oder tierischer Produktion bereits seit längerem angewendet (Grünewald und Reeg

2009). In diesem Zusammenhang wurden Hecken etabliert, um Felder und Weiden abzugrenzen. Sie können aber auch als Windschutz nützlich sein. In der Regel werden alle sieben bis zwölf Jahre geschnitten und das Holz wird zur Wärmeerzeugung (Knauer 1993) verwendet. Solche Strukturen scheinen immer mehr zu verschwinden.

Kurzumtriebsplantagen (KUP) zeichnen sich durch eine hohe Produktivität der Baumarten, hohe Pflanzdichten und vollmechanisierte Ernten aus (Knust 2009). Hackschnitzel, die zur Wärmeerzeugung verwendet werden, sind die wichtigste Produktion solcher Plantagen. Rund 5.000 bis 6.000 Hektar KUP-Plantagen wurden in Deutschland bis zum Jahr 2012 angebaut (BMELV 2012). KUP können als Streifen in Agroforstsysteme integriert werden. Wenn diese Streifen linienförmig neben den Ackerstreifen angelegt sind, wird das System "Alley-Cropping-System" (ACS) genannt (Nair 1985).

Die Auswirkungen von Hecken n können mit denen von ACS mit KUP-Streifen verglichen werden und positiv in der Landschaft sein. Als Folge der Windgeschwindigkeitsreduzierung ist Erosionsschutz weitgehend auf Hecken zurückzuführen (Brandle et al. 2004). Solche Systeme stellen jedoch eine Modifikation des Mikroklimas dar, auch aufgrund der modifiziert einfallenden Sonnenstrahlung: eine höhere Temperatur und Luftfeuchte, sowie reduzierte Verdunstung konnten im geschützten Bereich der Hecken beobachtet werden (Cleugh 1998). Laubbäume reduzieren in ihrer direkten Umgebung den Lichteinfall während der Vegetationsperiode. Das gefilterte Licht ist reich an orange, gelb, grün und infrarot, das weniger photosynthetisch aktiv ist als rote und blaue Lichtstrahlen und mehr bei der Zellstreckung eingebunden ist (Krueger 1981). Die Blätter, die auf den angrenzenden Ackerstreifen fallen, können ebenfalls das System beeinflussen: sie können den Kohlenstoffvorrat erhöhen, aber können auch eine negative allelopathische Wirkung haben, was die Hemmung der Samenkeimung und des Pflanzenwachstums verursacht (Singh et al. 2001).

Kreutz (1952), Kort (1988), Cleugh (1998), Nuberg (1998) und Brandle et al. (2004) berichteten von der positiven Wirkung von Windschutzstreifen auf Ernteerträge, vor allem bei Winterweizen, Wintergerste, Roggen, Hirse, aber nicht bei Futtergräsern, Luzerne, Klee, Lupine und Reis. Die größte Ertragssteigerung sollte zwischen 3 und 10 h an der Lee-Seite der Ackerstreifen auftreten (wobei h die Höhe der Bäume ist) (Cleugh 1998). Chirko et al. (1996) berichteten allerdings über die negativen Auswirkungen des reduzierten Lichts auf den Weizenertrag in Nordchina, während Brenner et al. (1995) von positiven Auswirkungen in halbtrockenen Klimazonen berichtet. Somit können, in Abhängigkeit von der Region und der Kulturkombination, verschiedene Schatteneffekte auf die Produktivität erwartet werden. Im Allgemeinen ist es in gemäßigten Klimaregionen immer noch ein negativer Faktor, kann aber durch Design und Pflege, wie zum Beispiel Beschneiden, minimiert werden (Jose et al. 2004). Die Windreduktion würde aber auch die Wege für Pollen und Krankheitserreger ändern. In Kombination mit höherer Luftfeuchte könnten sich Krankheitserreger und Schädlinge an der Leeseite erhöhen (Cleugh 1998; Brandle et al. 2004). Die meisten Insekten würden den geschützten Bereich bevorzugen, weil sie dort leichter fliegen können und mehr Nahrung und Lebensraum finden (Pasek 1988). Diese Situation könnte in Nord-Deutschland, vor allem in Jahren mit hohen Niederschlägen, auftreten und zu einer verzögerten Trocknung von Getreide vor der Ernte führen und folglich zu höherer Kornfeuchte (Roeser 1995).

Tsonkova et al. (2012) schlug vor, dass ähnliche Biomasseerträge wie für KUP-Plantagen, für Baumstreifen erwartet werden können, auch wenn der Ertrag pro Hektar geringer sein wird, weil weniger Land mit Bäumen bepflanzt ist. Die Spezifität der Baumstreifen in einer ACS ist, dass die Anzahl der äußeren Reihen verglichen mit einer KUP-Plantage relativ hoch ist. Die äußeren Reihen der Baumstreifen haben weniger Konkurrenz und können daher ein besseres Wachstum zeigen, wie Gamble et al. (2014) feststellte. Schattenintoleranz bei Pappeln ist tatsächlich allgemein bekannt (Farmer 1963) und mehrere Autoren erwähnten bereits den positiven Effekt im Triebdurchmesser der Pappeln bei Erhöhung des Pflanzenabstands (Cannell 1980; Auclair und Bouvarel 1992a; DeBell et al. 1996; Benomar et al. 2012).

Trotz dieser Veränderungen der Produktivität wurde von vielen Autoren eine höhere Produktivität in Agroforstsystemen im Vergleich zu Reinkultursystemen nachgewiesen (Graves et al. 2007; Dupraz and Liagre 2008). Ein Indikator, um die Produktivität zu vergleichen, ist das Land Equivalent Ratio (LER), das von Mead and Willey (1980) entwickelt wurde. Wenn dieses

Verhältnis über 1 liegt, ist das Agroforstsystem produktiver als das Reinkultursystem. Im Bericht von Tsonkova et al. (2012) lagen die LER der ACS in unterschiedlichen Studien zwischen 0,98 und 2.40.

Dank der neuen Strukturelemente in der ACS ist die Lebensraumvielfalt erhöht (Tsonkova et al. 2012). Dies könnte die Artenvielfalt verbessern, insbesondere in kleinen KUP-Strukturen (Baum et al. 2009), wie KUP-Streifen in ACS (Tsonkova et al. 2012). Darüber hinaus können Baumstreifen zu Biotopverbunden und Ökosystemleistungen beitragen (Glemnitz et al. 2013). Durch die größere Strukturvielfalt, schlugen Stamps and Linit (1998) vor, könnte die Agroforstwirtschaft helfen, die Insektenvielfalt zu erhöhen und damit Schädlingsprobleme zu reduzieren. Gruß and Schulz (2008) beobachteten darüber hinaus eine Zunahme der Brutvögel über mehrere Jahre nach der Etablierung einer KUP. Laut Quinkenstein et al. (2009) wird Kohlenstoff im ACS sequestriert und im Boden gespeichert, während die Nitratauswaschung durch die Anwesenheit der Baumstreifen reduziert wird (Dimitriou et al. 2009).

Auch wenn ACS mit Energieholz und Agroforstsysteme im Allgemeinen viele Vorteile darbieten, sind die meisten Felder in Deutschland experimentell. Kröber et al. (2008) regten an, dass andere Energiepflanzen wie Mais für Biogas oder Raps/Weizen für Biokraftstoffe von Landwirten im Vergleich zu KUP bevorzugt werden, weil die Anbautechniken bereits bekannt sind und diese Kulturen kein langfristiges Einarbeiten in die Materie erfordern. Als weitere Hemmschwelle für die Adoption von ACS wurde der Wissensmangel (z.B. Baumsortenauswahl, Etablierung, Bewirtschaftung) bei den Landwirten und Beratern aufgeführt (Doyle und Waterhouse 2008), aber auch der Mangel an klaren Regelungen im Hinblick auf Direktzahlungen und weitere Förderung (Dupraz et al. 2004). Diese Studie soll Praktikern Antworten über die Produktivität der einzelnen Komponenten sowie des Gesamtsystems ACS geben. Außerdem soll es weitere Empfehlungen geben, um optimierte Agroforstsysteme zu gestalten.

Agroforstsysteme auf landwirtschaftlichen Flächen haben eine lange Tradition in Mittel- und Nordeuropa, wurden aber von der modernen Land-und Forstwirtschaft nicht gefördert und sind daher fast verschwunden (Eichhorn et al. 2006). Das Wiederaufleben solcher Systeme durch den Energieholzanbau bietet eine Chance für die ländliche Entwicklung und die Förderung von Biodiversität in der Agrarlandschaft (BfN 2010, Ruark et al. 2006, Quinkenstein et al. 2009). Die Bewertung der Bedeutung und Effizienz von Agroforstsystemen, im Sinne einer innovativen Technologie und Agrarumweltmaßnahme zur Reduktion von Treibhausgasemissionen und Förderung der Biodiversität und ökosystemarer Dienstleistungen ist eine wichtige Aufgabe für die Agrarforschung (Dupraz et al. 2005, Pretty et al. 2010).

Für viele Agroforstsysteme sind fördernde Eigenschaften für die Umwelt, Biodiversität und ökosystemare Dienstleistungen bekannt (Burgess 1999, Jose 2009, Palma et al. 2009, Dauber et al. 2010, Rowe et al. 2011). Die erhöhte strukturelle Heterogenität und eine höhere pflanzliche Diversität, der Schutz vor Wind und Wettereinflüssen, die Funktionen als Ausbreitungskorridor sowie als Rückzugs-, Nahrungs-, Überwinterungs- und Vermehrungshabitat führen meist zu einer höheren Vielfalt und Dichte an Invertebraten und Vögeln in für den Windschutz angelegten Baumstreifen (Johnson und Beck 1988, Brandle et al. 2004). Ob all diese Habitatfunktionen auch auf Baumstreifen zur Energieholzproduktion zutreffen gilt es zu prüfen, da der konkrete Einfluss auf die Biodiversität und Ökosystemaren Dienstleistungen von der jeweiligen Habitatqualität der Gehölzstreifen abhängt (Capel 1988, Gruppe et al. 1999, Ulrich et al. 2004, Wöllecke und Elmer 2008).

Aus dem Feldstreifenanbau (alley cropping) von Gehölzen in temperierten Breiten sind zumeist positive Einflüsse auf die Biodiversität, insbesondere auf die Vielfalt epigäischer Arthropoden bekannt (Stamps et al. 2002, Akbulut et al. 2003, Röhricht et al. 2007, Wöllecke und Elmer 2008). In Dänemark wurde eine Erhöhung der Diversität und Aktivität von Blattlausparasitoiden durch Kurzumtriebshecken im Ökologischen Landbau nachgewiesen (Langer 2001). Es wird meist davon ausgegangen, dass eine Erhöhung der Biodiversität auch zu einer Erhöhung der Nützlinge im System und damit zu einer stärkeren Schädlingskontrolle in den Ackerkulturen führt (Altieri und Nicholls 2004). Bisherige Ergebnisse hierzu sind aber widersprüchlich (Stamps und Linit 1998, Burgess 1999, Kohli et al. 2007). Der Windschutz kann zu einer Akkumulation von fliegenden und vertrifteten Arthropoden auf der Leeseite der Baumreihen führen (Pasek 1988). Dies betrifft

sowohl Pflanzenschädlinge als auch deren Gegenspieler, so dass die Baumreihe den Befall und dessen natürliche Regulation moduliert (Dix und Leatherman 1988, Pasek 1988). Raum-zeitliche Muster im Blattlausbefall, zusammen mit lokalen Variationen im Mikroklima und der Bodenfeuchte, beeinflussen das Auftreten und die Aktivitätsdichten von Raubarthropoden wie z.B. den Laufkäfern (Thomas et al. 2001, Winder et al. 2005, Holland et al. 2007). Ein erhöhtes Nektarangebot durch Blühpflanzen in den Baumstreifen könnte sowohl Blattlausparasitoide als auch aphidophage Schwebfliegen positiv beeinflussen (Haenke et al. 2009, Vollhardt et al. 2010). Kenntnisse über solche räumliche Dynamik von Invertebraten liefern essentielle Informationen für das Schädlingsmanagement und die nachhaltige Förderung von Biodiversität in Äckern (Holland et al. 2005). Entscheidend für die erfolgreiche Kontrolle von Schädlingen durch natürliche Gegenspieler ist das räumliche Arrangement der Quellhabitate und deren Einfluss auf die jahreszeitlich frühe Besiedelung der Ackerkulturen (Bianchi et al. 2010). Die Identifizierung von direkten und indirekten Einflussparametern der Baumstreifen auf die Dynamik von Laufkäfern und anderen Invertebraten liefern wichtige Grundlagen für das Management von Agroforstsystemen (Thomas et al. 2001). Das Aufdecken von Zusammenhängen zwischen Schädlings-Nützlings Dynamiken und Interaktionen im Feldstreifenanbau, deren Einfluss auf Erträge sowie monetäre Bewertungen der ökosystemaren Dienstleistung liegen bislang jedoch kaum vor (Porter et al. 2009). Perry et al. (1996, 1999) haben eine Methode zur räumlich expliziten Analyse solcher Zusammenhänge entwickelt, die u.a. von Holland et al. (2005) und Thomas et al. (2001) schon erfolgreich für Agrarsysteme eingesetzt wurde. Eine Methodik zur Quantifizierung des ökonomischen Wertes Ökosystemarer Dienstleistungen, basierend auf experimentellen Ansätzen und ökonomischem Wertetransfer, wurde für den Vergleich von ökologischem und konventionellem Anbau entwickelt (Sandhu et al. 2008, Sandhu et al. 2010) und auch schon auf Agroforstsysteme übertragen (Porter et al. 2009).

Im Gegensatz zu den Tropen existieren relativ wenige Studien zum Einfluss von Agroforstsystemen in den gemäßigten Breiten auf bodenbiologische Parameter (Jose et al. 2004) und auch zum Biomasseanbau insgesamt gibt es bislang nur wenige Untersuchungen zu dessen Bedeutung für die Bodenfauna (Dauber et al. 2010). Die meisten der existierenden Untersuchungen beschäftigten sich in erster Linie mit Regenwürmern in Miscanthus oder Kurzumtriebsplantagen (Makeschin 1994; Friis et al. 1999; Tischer et al. 2006; Bellamy et al. 2009). Porter et al. (2009) ermittelten für den Anbau von "Bioenergiehecken" in einer Ackerbaulandschaft in Dänemark eine Reihe von bodenökologischen Dienstleistungen, u.a. die Mineralisierung von Pflanzennährstoffen und die Bodenbildung durch Regenwurmaktivität in den Baumreihen und den angrenzenden Äckern und Weiden. Wie für Agroforstsysteme in Honduras belegt, hat das räumliche Arrangement von Bäumen in oder am Rande von Ackerschlägen, vermittelt durch den Gehalt an organischer Substanz im Boden, einen fördernden? Einfluss auf Regenwurmpopulationen (Pauli et al. 2010). Unter den Bodentieren sind insbesondere Sekundärzersetzer Regenwürmer bedeutsame Akteure, die als Primärund Bodenfruchtbarkeit erhöhen (Curry und Schmidt 2007). Sie fördern durch Makroporen-Neubildung Transportprozesse (Schrader et al. 1995; Schrader et al. 2007), verbessern durch Bodenaggregat-Neubildung die Bodenstruktur (Flegel et al. 1998; Zhang und Schrader 1993) und reduzieren Pflanzenpathogene (Oldenburg et al. 2008).

1.3 ZUSAMMENARBEIT MIT ANDEREN STELLEN

Das hier vorgestellte Projekt war Teil des vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) geförderten Verbundprojektes AgroForstEnergie (http://www.agroforstenergie.de/de/). Im Rahmen dieses Verbundprojekts erfolgte eine enge Zusammenarbeit mit der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) und der Brandenburgische Technische Universität Cottbus-Senftenberg (BTU). Während der gesamten Laufzeit des Projektes wurde gemeinsam mit dem Deutschen Wetterdienst (DWD) an den mikroklimatischen Fragestellungen gearbeitet. Außerdem ergab sich in 2014 eine Kooperation mit dem Biomasseheizkraftwerk in Querum (Stadtteil Braunschweig) (siehe Erfolgskontrollbericht).

2 Ergebnissdarstellung

Erzielte Ergebnisse des Teilprojekts "Strukturelle Vielfalt"

(Justine Lamerre, Maren Langhof, Kati Sevke-Masur, Kai-Uwe Schwarz, Georg von Wühlisch Jörg Michael Greef)

2.1 BESCHREIBUNG DER VERSUCHSFLÄCHEN

2.1.1 Design der Anlagen in Wendhausen und Mariensee

2.1.1.1 Wendhausen

Das Alley-Cropping System (ACS) des Julius Kühn-Instituts liegt in Wendhausen (in der Nähe von Braunschweig), 85 m über NN (N 52° 19′ 54″, E 10° 37′ 52″). Ein Luftbild der Versuchsfläche ist in Anhang 4.1 dargestellt. Acht Ackerstreifen liegen zwischen neun Baumstreifen aus Pappelklonen (*Populus* spp.). Eine Referenzackerfläche ohne Baumstreifen ist südlich der ACS zu finden. Sie dient als Referenz für die Ackerstreifen. Die Baumstreifen werden im Kurzumtrieb bewirtschaftet und in zwei verschiedenen Rotationszyklen beerntet: ein 3-jähriger (3j-RZ) und ein 6-jähriger Rotationszyklus (6j-RZ). Eine Kurzumtriebsplantage (KUP), die als Referenzfläche für die Baumstreifen dient, wird in einem 3j-RZ beerntet und ist 70 x 70 m groß. Die gesamte Fläche beträgt ca. 30 ha. Die Acker- und Baumstreifen sind 225 m lang und in Nord-Süd Richtung orientiert, um einen optimierten Windschutz zu gewährleisten. Die Baumstreifen sind 12 m breit, während fünf der Ackerstreifen 48 m breit (schmale Streifen) und drei der Ackerstreifen 96 m (breite Streifen) sind. Ein 1,5 m Abstand liegt zwischen Außenbaumreihe und Feldgrenze, so dass die tatsächlichen Breiten der Ackerstreifen von Baumstamm zu Baumstamm 51 m für die schmalen Streifen und 99 m für die breiten Streifen betragen. Die Abbildung 1 verschafft einen Überblick über die Varianten der Anlage.

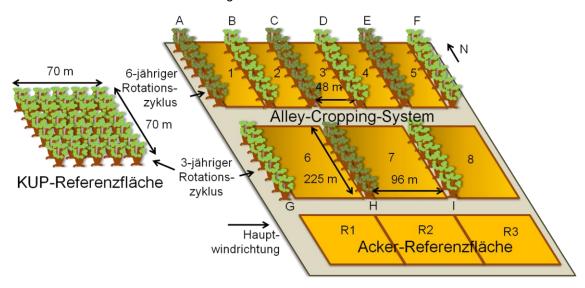


Abbildung 1: Schematische Darstellung des Alley-Cropping-Systems in Wendhausen mit 3jährigem Rotationszyklus (Baumstreifen hellgrün) bzw. 6-jährigem Rotationszyklus (Baumstreifen dunkelgrün), 2 Ackerstreifenbreiten (48 m und 96 m) sowie den Referenzflächen für Acker- und Baumstreifen (KUP: Kurzumtriebsplantage).

2.1.1.2 Mariensee

Das ACS mit Grünland liegt in Mariensee (in der Nähe von Hannover), 40 m über NN (N 52°33'52", E 9°27'53"). Ein Luftbild der Versuchsfläche ist in Anhang 4.1 dargestellt. In Mariensee

sind zwei Agroforst-Baumstreifen (1 und 2) und eine KUP-Referenzfläche mit Weiden (*Salix* spp.) und einem Baumstreifen mit verschiedenen Klonen von Aspen, Pappeln und Robinien vorhanden (siehe Abbildung 2). Die Baumstreifen, die in Nord-Süd orientiert sind, sind 10,2 m breit. Zwei Grünlandstreifen mit 48 m Breite sind vorhanden. Die Länge der Baumstreifen und Grünlandstreifen ist 135 m. Die KUP-Referenzfläche ist wie in Wendhausen 0,5 ha groß (70 x 70 m), während die gesamte Fläche weniger als 10 ha beträgt. Auf Grund der geringen Wuchsleistung und der durch Ausfälle bedingten Neupflanzungen der Baumstreifen wurde noch kein Rotationzyklus festgelegt. Allerdings werden Streifen 1 und 2 im Januar 2016 zum ersten Mal geerntet.

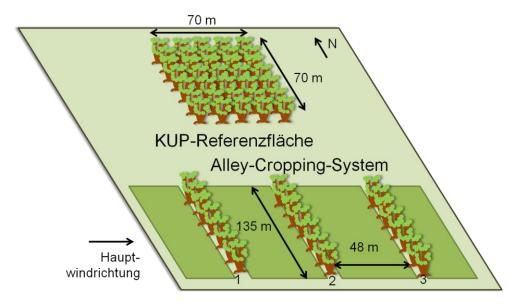


Abbildung 2: Schematische Darstellung des Alley-Cropping-Systems sowie der Referenzfläche für Baumstreifen in Mariensee (KUP: Kurzumtriebsplantage).

2.1.2 Fruchtfolge und Ackerstreifenbewirtschaftung in Wendhausen

Jeder Ackerstreifen hat eine bestimmte Fruchtfolge. Die breiten Streifen zeigen eine 3-gliedrige Fruchtfolge aus Winterraps, Winterweizen und Wintergerste. In den schmalen Streifen wurde eine 5-gliedriege Fruchtfolge angelegt: Winterraps, Winterweizen, Ackerbohne, Mais und Sommergerste.

Zwischen 2008 und 2011 wurde der Winterraps *Taurus* (Züchter Norddeutsche Pflanzenzucht Hans-Georg Lembke KG), der Winterweizen *Mulan* (Züchter NORDSAAT Saatzuchtgesellschaft), die Wintergerste *Kathleen* (Züchter Ackermann Saatzucht), der Ackerbohne *Scirocco* (Züchter Norddeutsche Pflanzenzucht Hans-Georg Lembke KG), der Mais *DKC 2960* (Züchter Monsanto Technology LLC) und die Sommergerste *Adonis* (Züchter Limagrain UK Ltd) und *Simba* (Züchter NORDSAAT Saatzuchtgesellschaft) angebaut.

Allerdings wurden die Sorten ab 2012 gewechselt, weil viele von ihnen nicht mehr verfügbar waren. Die neuen angebauten Sorten waren: der Winterraps *Visby* (Züchter Norddeutsche Pflanzenzucht Hans-Georg Lembke KG), der Winterweizen *Arezzo* (Züchter Ragt), die Wintergerste *Meridian* (Züchter KWS), die Ackerbohne *Fuego* (Züchter Norddeutsche Pflanzenzucht Hans-Georg Lembke KG), der Mais *DKC 3094* (Züchter Monsanto Technology LLC) und die Sommergerste *Kathleen* (Züchter Limagrain). Der Winterraps *Visby* wurde aufgrund seiner homogenen Abreife und hohen Ertrages gewählt. Die mehrzeilige Wintergerste *Meridian* hat eine besonders hohe Kornzahl pro Ähre und eine homogene Korn- und Strohreife. *Arezzo* ist eine begrannte Weizensorte, was weniger für Wildtiere attraktiv ist, und sie hat außerdem eine hohe Kornzahl pro Ähre und zeigt eine frühe Reife. Die Ackerbohne *Fuego* war interessant für ihren hohen Tanningehalt und der Mais *DKC 3094* für seine frühe Reife.

In Tabelle 1 sind die Positionen der unterschiedlichen Ackerfrüchte für jedes Jahr in dem Alley-Cropping-System (ACS) und der Referenzfläche dargestellt. Alle Ackerfrüchte der Fruchtfolgen wurden in jedem Jahr angebaut. Zu Beginn der Versuchsanlage in 2008 wurde nur Sommergerste angebaut, mit der eigentlichen Fruchtfolge wurde in 2009 begonnen. Um Wintergerste auf beiden Ackerbreiten anzubauen, wurde ab 2013 die Sommergerste durch Wintergerste in der 5-gliedrigen Fruchtfolge ersetzt. Aus Fruchtfolgegründen mussten in dem Jahr aber zwei Früchte gewechselt werden: Anstatt der Wintergerste wurde Winterweizen angebaut, weil nicht genug Zeit nach der Maisernte zur Aussaat blieb (siehe Tabelle 1).

Tabelle 1: Position der verschiedenen Ackerfrüchte (WR = Winterraps, WW = Winterweizen, WG = Wintergerste, AB = Ackerbohne, Ma = Mais und SG = Sommergerste) in den schmalen Streifen (1-5), den breiten Streifen (6-8) und der Acker-Referenzfläche (R1-R3)(Früchte mit * wurden getauscht).

A also votvo if a v	Erntejahr						
Ackerstreifen	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
1	SG	Ma	SG	WR	WW	AB	Ма
2	SG	AB	Ма	SG	WR	WG*	WR
3	SG	WW	AB	Ма	SG	WR	WW
4	SG	SG	WR	WW	AB	Ма	WG
5	SG	WR	WW	AB	Ма	WW*	AB
6	SG	WW	WG	WR	WW	WG	WR
7	SG	WG	WR	WW	WG	WR	WW
8	SG	WR	WW	WG	WR	WW	WG
R1	WR	WW	WG	WR	WW	WG	WR
R2	WW	WG	WR	WW	WG	WR	WW
R3	WG	WR	WW	WG	WR	WW	WG

Die Ackerfrüchte wurden konventionell bewirtschaftet, und die Bewirtschaftung jeder Ackerfrucht für ACS und Referenzfläche waren gleich. Der mineralische Dünger wurde der Genauigkeit halber mit einem pneumatischen Düngersteuer ausgebracht. Allerdings wurde auf den Feldern mit den meteorologischen Untersuchungen ein Schleuderstreuer verwendet. Die Stickstoffmengen, die auf den Winterraps, Winterweizen und Wintergerste ausgebracht wurden, sind in Tabelle 2 dargestellt.

Tabelle 2: Stickstoffmenge (t/ha) für Winterraps und Winterweizen zwischen 2008/2009 und 2013/2014 und für Wintergerste zwischen 2012/2013 und 2013/2014 (k.A.: keine Angaben).

Erntejahr	Winterweizen	Winterraps	Wintergerste
2009	k.A.	k.A.	k.A.
2010	179	239	k.A.
2011	k.A.	k.A.	k.A.
2012	202	184	k.A.
2013	188	155	148
2014	185	180	163

2.1.3 Design der Baumstreifen in Wendhausen und Mariensee

2.1.3.1 Wendhausen

Alle Bäume wurden im Frühling 2008 gepflanzt. In Wendhausen wurde die Pflanzdichte 10 000 Bäume pro Hektar gewählt. Folgende Varianten wurden angelegt (siehe Abbildung 3):

- Eine Kontroll-Variante mit 6 Pappelreihen (2 x 0,5 m);
- Eine Aspen-Variante mit einer Aspenreihe (*Populus tremula* L.) in der Mitte (2 x 3 m) anstelle der zwei mittleren Pappelreihen;
- Eine ökologische Variante (Öko-Variante) mit zwei Buschreihen anstelle von zwei Pappelreihen an der Luv-Seite.

Die Aspen sind für einen 10-jährigen Erntezyklus angelegt. In jeder Variante sind drei Pappelklone vorhanden. Diese sind jeweils hintereinander auf 25 m Länge gepflanzt: "Max" (*P. nigra* L. x *P. Maximowiczii* Henry), "Hybrid 275" (*Populus maximowiczii* Henry x *P. trichocarpa* Hook) und "Koreana" (*P. koreana* J.Rehnder x *P. trichocarpa* Hook). Diese Klone wurden wegen ihrer guten Eignung in KUP ausgewählt (Petzold et al. 2010). Die Baumstreifen wurden weder beregnet noch gedüngt. Die Ernte erfolgte in einem kombinierten Arbeitsgang mit Hilfe von einem KUP-Häcksler und wurde 2011 sowie 2014 durchgeführt.

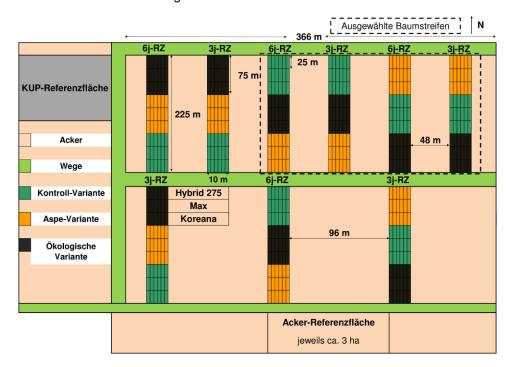


Abbildung 3: Schematische Darstellung der verschiedenen Baumstreifen-Varianten (Kontroll-, Aspen- und Ökologische Variante), Klone (Hybrid 275, Max und Koreana) und Rotationzyklen (3-jährig: 3j-RZ; 6-jährig: 6j-RZ) der Baumstreifen sowie der KUP- und Acker-Referenzflächen in Wendhausen (in dem gestrichelten Bereich sind die ausgewählten Baumstreifen für die Ertragserfassung).

2.1.3.2 Mariensee

In Mariensee wurden die Bäume im Frühling 2008 mit einer Pflanzdichte von 10 458 Bäume pro Hektar gepflanzt. Streifen 2 besteht aus drei Weidenklonen auf 15 m Länge: "Inger" (Salix triandra x S. viminalis), "Tora" (S. schwerinii x S. viminalis) und "Tordis" (S. viminalis x S. schwerinii) x S. viminalis). Aufgrund des schlechten Aufwuchses wurde der Streifen 1 in 2009 umgebrochen und neu nur mit dem Weidenklon "Tora" bepflanzt. Die Referenzfläche ist auch mit dem Klon "Tora"

bepflanzt. Streifen 1 und 2 bestehen aus den gleichen Varianten wie in Wendhausen (siehe Abbildung 4):

- Eine Kontroll-Variante mit 4 Weidendoppelreihen (0,75 x 0,75 x 1.8 m);
- Eine Aspen-Variante mit einer Aspenreihe (*Populus tremula* L.) in der Mitte (1,5 x 3,45 m) anstelle der 2 mittleren Weidendoppelreihen;
- Eine ökologische Variante (Öko-Variante) mit zwei Buschreihen anstelle einer Weidendoppelreihe an der Luv-Seite.

In 2011 wurde aufgrund des schlechten Zustandes der Weiden der Streifen 3 umgebrochen. Anstelle von Weiden wurden verschiedene Klone von Aspen, Pappeln und Robinien (A, B und C) in 3-facher Wiederholung gepflanzt, um deren Standorteignung zu prüfen.

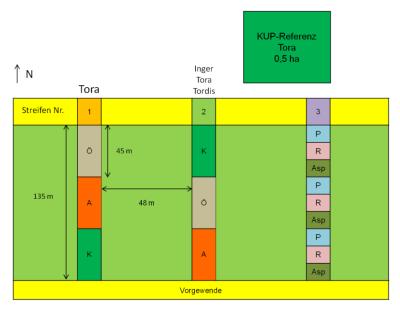
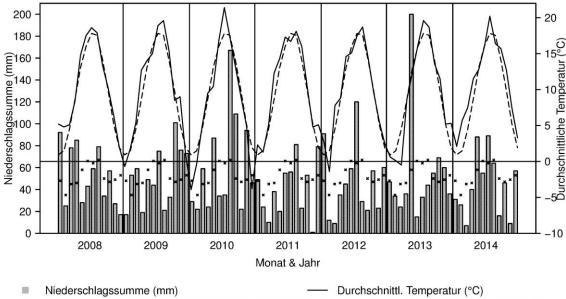


Abbildung 4: Schematische Darstellung der verschiedene Varianten und Klone in den Baumstreifen sowie der KUP-Referenzfläche in Mariensee (Ö: ökologische Variante, A: Aspen-Variante, K: Kontroll-Variante, P: Pappel, R: Robinie, Asp: Aspen).

2.1.4 Wetter- und Bodenbedingungen

2.1.4.1 Wendhausen

Die Jahresdurchschnittstemperatur für Braunschweig beträgt 9,2°C, und die Jahresniederschlagssumme 628 mm (Daten gemittelt über 54 Jahre - Braunschweig -, vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt). Die Monatsniederschlagssummen und der Monatstemperaturdurchschnitt der Jahre 2008 bis 2014 sind in Abbildung 5 dargestellt. 2013 traten die höchsten Niederschlagssummen auf, während 2011 und 2014 die niedrigsten verzeichnet wurden. Die Sommer 2009, 2010, 2013 und 2014 zeigten höhere Temperaturen als der Mittelwert von 54 Jahren. Die Winter 2009/2010 und 2010/2011 sowie das Frühjahr 2013 waren sehr kalt im Vergleich zum langfristigen Trend.



X Durchschnittl. Niederschlagssumme 1961–2014 (mm) --- Durchschnittl. Temperatur 1961–2014 (°C)

Abbildung 5: Monatliche durchschnittliche Temperatur (°C) und Niederschlagssumme (mm) von 2008 bis 2014 und die durchschnittliche Temperatur und Niederschlagssumme der Jahre 1961-2014 in Braunschweig.

Die Versuchsfläche ist im Hinblick auf die Bodenbedingungen heterogen. Der Boden im Alley-Cropping-System (ACS) setzt sich zusammen aus einem schwach schluffigen tonigen Lehm (*Tu2*, 45-65% Ton, 15-30% Schluff und 0-25% Sand, (Ad-Hoc-AG Boden 2005)) und der Boden der Acker-Referenzfläche aus einem mittel tonigen Lehm (*Lt3*, 35-45% Ton, 30-50% Schluff und 5-35% Sand,(Ad-Hoc-AG Boden 2005)). Allgemein ist das Ertragspotential des Standorts von gering bis mittel eingestuft (Sauerbeck 2008). Von Ost nach West sind drei parallele Hauptbodenzonen zu unterscheiden: eine Pelosol-Zone, eine Pseudogley-Pelosol-Zone und eine Pseudogley-Zone (siehe Abbildung 6). Südöstlich des Ackerstreifens 8 ist eine kleine Kolluvisol-Gley-Zone vorhanden und der Boden in der KUP-Referenz ist ein Pseudogley-Gley. Der genaue Bodentyp in der Acker-Referenzfläche wurde nicht analysiert.

Laut Ad-Hoc-AG Boden (2005) sind Pelosole durch einen Untergrund-Horizont mit mehr als 45% Tonanteil und Bodenrissen bei Trockenheit gekennzeichnet, während beim Pseudogley-Pelosol stehendes Wasser die Bodenschichten beeinflusst. Pseudogley-Böden und Pseudogley-Gleye durch vorübergehend stehendes Wasser mehr (insbesondere durch weisen stellenweise Grundwasser) beeinflusste Schichten mit Oxidationsspuren auf. Kolluvisol-Gleye ähneln Pseudogley-Gleyen, außer, dass der Boden meist aus sedimentiertem Oberbodenmaterial besteht, der reich an Humus ist (Ad-Hoc-AG Boden 2005). Der Boden auf der Versuchsfläche ist daher stark von hydrologischen Bedingungen beeinflusst (Sauerbeck 2008), und dies immer stärker von Ost nach West. Während Trockenperioden entstehen Risse von ca. 2 cm Breite und 30 cm Tiefe, vor allem im östlichen Teil des Versuchsfeldes. Bei Feuchtperioden entsteht eine höhere Gefahr von stehendem Wasser auf der Westseite der Fläche. Aufgrund des hohen Tonanteils und der Überschwemmungsgefahr ist das Feld im Winter nicht befahrbar, es sei denn, der Boden ist gefroren. Im Jahr 2008 vor dem Pflanzen der Bäume hatte die Hauptbodenzone (Pelosol) eine Wasserhaltekapazität von ca. 130 mm bei 1 m Tiefe und eine ausreichende Nährstoffversorgung (Sauerbeck 2008).

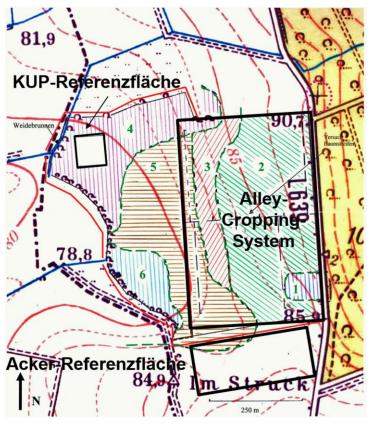


Abbildung 6: Übersichtskarte der verschiedenen Bodenzonen in Wendhausen (1: Kolluvisol-Gley; 2: Pelosol; 3: Pseudogley-Pelosol; 4: Pseudogley-Gley; 5: Pseudogley; 6 Anmoor-Gley); die Versuchsfläche liegt in der schwarzen Umrandung (Sauerbeck 2008).

2.1.4.2 Mariensee

Die Jahresdurchschnittstemperatur für Wunstorf (in der Nähe von Mariensee) beträgt 10,1 °C, und die Jahresniederschlagssumme beträgt 667 mm (Daten gemittelt über 21 Jahre – Wunstorf -, vom Deutschen Wetterdienst zur Verfügung gestellt). Die Monatsniederschlagssummen und der Monatstemperaturdurchschnitt der Jahre 2008 bis 2014 sind in Abbildung 7 dargestellt. 2008 war besonders nass, während 2011 ein besonders trockenes Jahr war. Die Winter 2011 und 2013 waren lang und kalt, während sich die Sommer 2009, 2013 und 2014 durch überdurchschnittlich hohe Temperaturen auszeichneten.

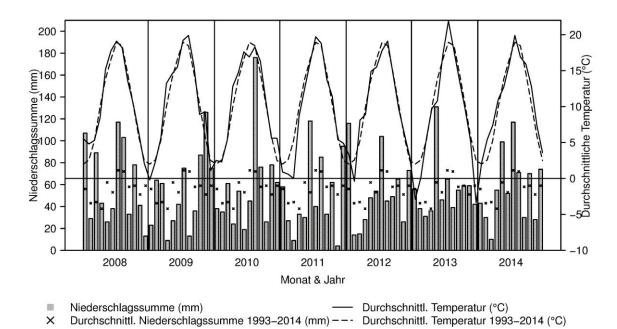


Abbildung 7: Monatliche durchschnittliche Temperatur (° C) und Niederschlagssumme (mm) von 2008 bis 2014 und die durchschnittliche Temperatur und Niederschlagssumme der Jahre 1993-2014 in Wunstorf.

Die Versuchsfläche in Mariensee liegt in einer Niederung. Die Fläche hat leichte, im Untergrund sandige Böden, die von einer Torfschicht im Oberboden überlagert sind. Wo die KUP-Referenzfläche liegt, ist als Bodentyp Niedermoor-Gley (Einheit 1, siehe Abbildung 8) vorhanden. Da die Torfschicht durch Tiefpflügen mit dem sandigen Untergrund gemischt wurde, zeigt sich ein Oxidationshorizont ab 40 cm Tiefe. Ein Teilbereich in der Mitte der ACS wurde als Erd-Niedermoor klassifiziert (Einheit 2, siehe Abbildung 8), dort ist die Torfschicht noch erhalten. Beide Bodenzonen zeigen einen sehr niedrigen pH-Wert und das Ertragspotential wurde als gering bis sehr gering eingestuft (Sauerbeck 2008).

Die Wasserversorgung auf dem Standort kann aufgrund der Grundwassernähe (ab 90 cm Tiefe) als gesichert angesehen werden, ist aber potentiell, besonders in dem Erd-Niedermoor, überflutungsgefährdet (Sauerbeck 2008). Die Versuchsfläche wird von einem Entwässerungsgraben zerschnitten (blaue Linie, siehe Abbildung 8).

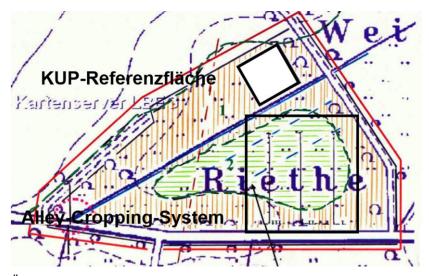


Abbildung 8: Übersichtskarte der verschiedenen Bodenzonen in Mariensee (1: Niedermoor-Gley; 2: Erd-Niedermoor); die Versuchsfläche liegt in der schwarzen Umrandung (Sauerbeck 2008).

Die mikroklimatischen, bodenkundlichen und biologischen Untersuchungen sowie die Ertragserfassung der einjährigen Kulturen fanden nur in Wendhausen statt. In Mariensee wurden aus zeitlichen Gründen nur die Erträge der Baumstreifen erfasst.

2.2 METEOROLOGISCHE ERHEBUNGEN IN WENDHAUSEN

Um das durch den Baumstreifen veränderte Mikroklima zu beschreiben, wurden vor allem Wind, Lufttemperatur, Luftfeuchtigkeit und Bodenwasserspannung bewertet.

2.2.1 Messsensoren und -aufbau

2.2.1.1 Allgemeiner Aufbau

Die folgende Abbildung 9 zeigt die Positionen aller verwendeten Sensoren in den schmalen und breiten Ackerstreifen.

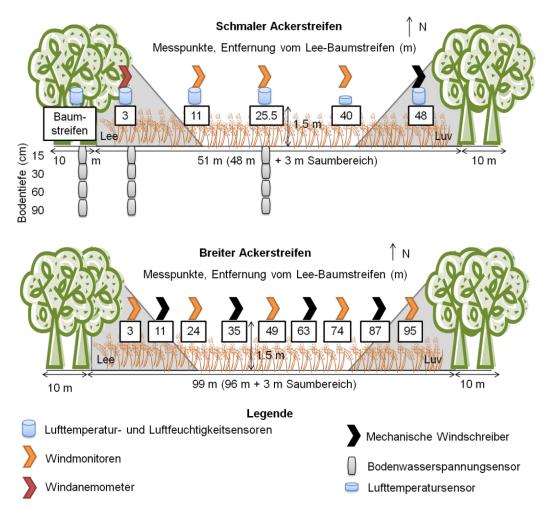


Abbildung 9: Darstellung der unterschiedlichen mikroklimatischen Messungen in den schmalen und breiten Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems.

2.2.1.2 Windprofile

Um die Windgeschwindigkeit und –richtung in den Ackerstreifen in verschiedenen Abständen zu den Baumstreifen messen zu können, wurden Windsensoren eingesetzt (siehe Abbildung 9). Insgesamt wurden 14 Windsensoren verwendet: 5 mechanische Windschreiber (Woelfe 1482, LAMBRECHT meteo GmbH, Göttingen, Deutschland), 8 Windmonitore (Model 05103, Young, Traverse City, USA) und ein Windanemometer (PESSL Instruments, Weiz, Österreich). Die Windgeschwindigkeit wurde 2013 in den schmalen und in den breiten Ackerstreifen gemessen (im Wintergerstenfeld vom 01.06.2013 bis 10.07.2013 und im Winterweizenfeld vom 25.11.2013 bis 28.12.2013). 2014 wurde der Wind nur in den schmalen Ackerstreifen gemessen (im Winterweizenfeld vom 01.05.2014 bis 14.07.2014). Die Windmonitore und mechanischen Windschreiber wurden abwechselnd installiert. Auf diese Weise wurde die Datenerfassung der verschiedenen Abstände von den Baumstreifen gewährleitet, da eine reine Kette von Windmonitoren unterbrochen wäre, sobald ein Monitor ausfällt (siehe Abbildung 9).

2.2.1.3 Lufttemperatur und -feuchtigkeit

Um die Lufttemperatur und die relative Luftfeuchtigkeit (LF) in unterschiedlichen Abständen zu den Baumstreifen im schmalen Feld sowohl von der Lee- zur Luv-Seite als auch in den angrenzenden Lee-Baumstreifen zu messen, wurden kombinierte Thermometer und Hygrometer implementiert (siehe Abbildung 9). Es wurden fünf Lufttemperatur- und LF-Sensoren (Hygroclip 2, Rotronic Messgeräte GmbH, Ettlingen), sowie ein Temperatursensor (SMT16030, Pessl Instruments, Weiz,

Österreich) verwendet. Der Temperatursensor verfügte über einen Messfehler von $0.3+0.005 \times |t_{emp}|$, wobei t_{emp} die gemessene Temperatur ist. Der LF-Sensor hatte einen Messfehler von 0,8 %. Die Lufttemperatur und die LF wurden im Sommer 2013 (im Wintergerstenfeld vom 02.06.2013 bis 11.07.2013) und im Sommer 2014 (im Winterweizenfeld vom 22.05.2014 bis 08.07.2014) gemessen. Die Messungen von Wind, Lufttemperatur und relativer Luftfeuchtigkeit wurden 1,5m über dem Boden durchgeführt.

Die Lufttemperatur, relative LF und Windgeschwindigkeit und -richtung wurden auch auf der Acker-Referenzfläche gemessen. Die Daten wurden stündlich von einem Datenlogger (iMeteos, Pessl Instruments, Weiz, Österreich) gesammelt. Um eine Vergleichbarkeit der Daten zu erreichen, wurden die Lufttemperatur- und LF-Sensoren im August 2013 kalibriert und es wurde eine Korrekturformel angewendet.

2.2.1.4 Bodenwasserzustand

Um den Bodenwasserzustand im Baumstreifen, in der Mitte der Ackerstreifen und in 3 m von den Baumstreifen entfernt vergleichen zu können, wurde die Bodenwasserspannung gemessen. Von Larson (1985) (Pessl Instruments, Weiz, Österreich) entwickelte Watermarksensoren wurden in den schmalen Ackerstreifen (3 und 25,5 m) und in der angrenzenden Lee-Seite der Baumstreifen im Jahr 2013 (im Wintergerstenfeld vom 01.06.2013 bis 11.07.2013) installiert (siehe Abbildung 9). Um das Bodenprofil zu untersuchen, wurden vier Tiefen ausgewählt: 15, 30, 60 und 90 cm.

2.2.2 Analysen der Mikroklimadaten

Die Windgeschwindigkeiten der Messpunkte in den Ackerstreifen wurden prozentual von der Windgeschwindigkeit in der Referenzfläche errechnet. Um sie miteinander zu vergleichen, wurden Lufttemperatur- und LF-Daten separat in drei Tagesperioden ausgewertet: Vormittag, Mittag und Nachmittag. Die oberen und unteren Stundengrenzen wurden für diese Zeiträume nach dem Sonnenstand ermittelt und sind in Tabelle 3 dargestellt. Die Stunden ohne Sonnenschein sind nicht mit in die Auswertung eingegangen. Zusätzlich wurden bestimmte sonnige und bewölkte Tage während der gesamten Laufzeit extra ausgewertet. Für jede Tageszeit wurde die Differenz zu den Werten der Referenzfläche berechnet.

Messperiode	Vormittag	Mittag	Nachmittag
Sommer 2013	5 - 11	12 - 14	15 - 21
Sommer 2014 (bis 1.06)	5 - 11	12 - 14	15 - 20
Sommer 2014 (von 2.06)	5 - 11	12 - 14	15 - 21

Tabelle 3: Einteilung der Stunden in Tagesperioden.

Die Lufttemperatur und LF wurden für die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration (pET) benutzt und in der von Haude (1955) entwickelte und durch (Löpmeier 1994) synthetisierte Formel 1 angewendet:

Formel 1:
$$pET = a(e_s - e)$$

wobei *a* ein empirischer monatlicher Pflanzenfaktor (hier 0,38 für den Winterweizen im Juni), *e*_s der Sättigungsdampfdruck und *e* der Dampfdruck sind (beide mit Lufttemperatur und LF berechnet). Diese pET-Berechnung erfordert den Lufttemperatur- und LF-Wert um 2:00 Uhr. Stattdessen wurden jedoch die mittlere Lufttemperatur und der LF-Wert der drei Tagesperioden verwendet. Die pET wurde also für die Vormittags-, Mittags- und Nachmittagsstunden über den gesamten Messzeitraum, und für einen sonnigen und einen bewölkten Tag im Sommer 2013 und 2014 an jedem Messpunkt berechnet. Da kein LF-Wert für die Referenzfläche im Jahr 2013 zur Verfügung stand, konnte die pET hierfür nicht berechnet werden. Darüber hinaus stand kein Faktor für Pappeln zur Verfügung, sodass die pET auch nicht für die Baumstreifen berechnet werden konnte. Ebenso konnte bei 40 m keine Berechnung durchgeführt werden, da kein LF-Wert verfügbar war.

2.2.3 Ergebnisse und Diskussion

2.2.3.1 Windprofile

Sommer 2013

Über den gesamten Messzeitraum kamen die Winde vorwiegend aus westlicher und nordwestlicher Richtung (Abbildung 10 (a)).

Die relative Windgeschwindigkeit war im schmalen Ackerstreifen niedriger als im breiten (siehe Abbildung 10 (b)). Die niedrigsten Windgeschwindigkeiten wurden direkt an der Lee-Seite der Baumstreifen beobachtet und mit größer werdendem Abstand von den Baumstreifen erhöhten sich diese schrittweise. 50 % der Windgeschwindigkeit der Referenz wurde im schmalen Ackerstreifen zwischen 11 und 25 m erreicht und bereits zwischen 3 m und 11 m im breiten Streifen. Im schmalen Ackerstreifen wurde 100 % der Windgeschwindigkeit der Referenzfläche nicht erreicht (höchste relative Geschwindigkeit: 85 %), während im breiten Ackerstreifen die Windgeschwindigkeit der Referenz bei 35 m erreicht wurde und konstant bei um die 100 % bis zum nächsten Baumstreifen blieb.

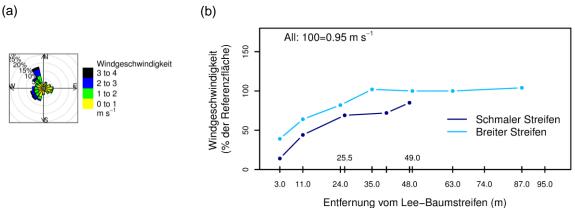


Abbildung 10: Windrosen mit prozentualem Anteil der Windgeschwindigkeiten über den gesamten Messzeitraum im Sommer 2013 (a) sowie der Windgeschwindigkeit relativ zur Referenzfläche (%) im schmalen und breiten Ackerstreifen (b). Wegen der falschen Sensorkalibrierung fielen die Messungen in 74 m und 95 m über den gesamten Messzeitraum aus.

Winter 2013

Im Winter 2013 erreichten die Winde über den gesamten Messzeitraum Windgeschwindigkeiten von 8,9 m/s, besonders aus westlicher-, südwestlicher und südlicher Richtung, (siehe Abbildung 11 (a)).

Die relativen Windgeschwindigkeiten im Winter direkt an der Lee-Seite der Baustreifen waren in der Regel höher als im Sommer (siehe Abbildung 11 (b)). Allerdings betrug die niedrigste relative Windgeschwindigkeit bei 3m im schmalen Ackerstreifen 40 % und 58 % im breiten Streifen. Im Allgemeinen waren die Geschwindigkeiten im schmalen Ackerstreifen niedriger. Die höchste relative Geschwindigkeit wurde bei 74 m im breiten Ackerstreifen (126 %) gemessen, wobei die Werte zwischen 40 und 66 % im schmalen und zwischen 58 % und 98 % im breiten Streifen schwankten.

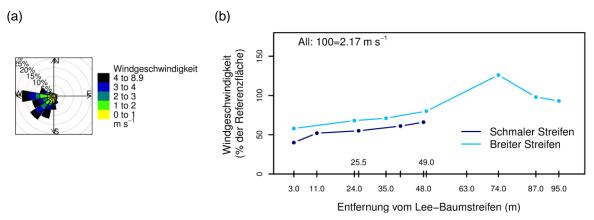


Abbildung 11: Windrosen mit prozentualem Anteil der Windgeschwindigkeiten über den gesamten Messzeitraum im Winter 2013 (a) sowie der Windgeschwindigkeit relativ zur Referenzfläche (%) im schmalen und breiten Ackerstreifen (b). Der Messpunkt bei 11 m im breiten Streifen fiel vom 25.11.13 bis 11.12.13 aus und wurde mit dem Sensor bei 63 m ausgetauscht, was zu fehlenden Werten vom 11.12.13 bis 28.12.13 bei 63 m führte.

Sommer 2014

Im Sommer 2014 kamen die Winde überwiegend aus Westen und die Geschwindigkeiten erstreckten sich von 0 bis 4.97 m/s (siehe Abbildung 12 (a)). Die Relativgeschwindigkeit lag bei 103 % direkt an der Lee-Seite und ging hoch bis zu 127 % an der Luv-Seite (siehe Abbildung 12 (b)).

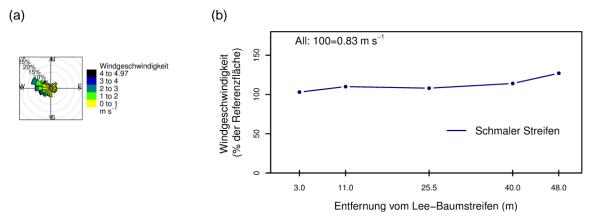


Abbildung 12: Windrose mit prozentualem Anteil der Windgeschwindigkeiten über den gesamten Messzeitraum im Sommer 2014 (a) sowie der Windgeschwindigkeit relativ zur Referenzfläche (%) im schmalen Ackerstreifen (b).

Diskussion

Die Ergebnisse zeigen, dass das Vorhandensein von Baumstreifen einen Windschutzeffekt für die Ackerstreifen hat (mehr Windschutz als die Bäume höher waren, in Sommer 2013). Böhm, Kanzler, & Freese (2014), die auch Windschutzeffekte in Alley-Cropping-Systemen (ACS) untersuchten, konnten ähnliche Ergebnisse beobachten, nämlich dass die Windgeschwindigkeitsreduzierung mit der Baumhöhe anstieg. Allerdings verlieren Pappeln im Winter ihre Blätter. Dadurch erhöht sich die Porosität der Baumstreifen, d.h. mehr Luft kann passieren. Da die Porosität die Höhe der Windgeschwindigkeitsreduktion bestimmt (Cleugh et al. 1998), ist es verständlich, dass weniger Windgeschwindigkeitsreduktion im Winter 2013 beobachtet wurde.

Mehrere Autoren, die die Wirkung von Hecken auf die Windgeschwindigkeit untersuchten, zeigten, dass die leeseitig geschützte Zone sich meist bis auf eine Distanz von 5 h erstreckt,

wobei h die Baumhöhe ist (Cleugh et al. 1998). Die Einflusszone der Hecke auf Wind reicht im Durchschnitt bis 20 h und kann bis zu 30 h erreichen (Roeser 1995; Wang and Takle 1995; Cleugh et al. 1998). Kreutz (1952) schrieb, dass 15 h eher die Basis für deutsche Bedingungen seien. Außerdem beobachtete Stoeckeler (1962) eine Wind-Reduktion > 50% bis auf eine Distanz von 10 h auf der Leeseite bei einer Heckenporosität von 50%. Während des Sommers 2013 hatten die Baumstreifen am Versuchsstandort im Durchschnitt 6 m Höhe. Nach den oben dargestellten Angaben, würde sich die geschützte Zone folglich bis 30 m im Ackerstreifen ausdehnen, eine Reduktion von 50 % bis 60 m wäre gegeben und der Windschutzeinfluss wäre bis mindestens 120 m vorhanden (dies ist mehr als die größere der beiden Ackerstreifenbreiten). Dies ist stimmig mit unseren Ergebnissen. Die Windgeschwindigkeit der Referenz (100%) wurde im breiten Ackerstreifen bei 35 m erreicht, wohingegen sie im schmalen Ackerstreifen überhaupt nicht erreicht wurde.

In unserem ACS mit Nord-Süd Ausrichtung wurde die größte Windreduktion bei Westwinden, die die Hauptwinde in den Langzeitmessungen sind, beobachtet. Dieses Ergebnis entspricht den Aussagen von Kort (1988), der ohnehin schon vorschlug, dass die Windgeschwindigkeitsreduktion optimiert wird, wenn der Streifen senkrecht zu den Hauptwinden ausgerichtet ist. Darüber hinaus bot der schmale Ackerstreifen einen besseren Windschutz als der breite Streifen. Dies ist wahrscheinlich auf die Tatsache zurückzuführen, dass die luvseitig geschützte Zone im schmalen Ackerstreifen (5h = 30m) näher an der leeseitig geschützten Zone (5h = 30m) lag als im breiten Streifen.

2.2.3.2 Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit

Die Lufttemperatur und Luftfeuchtigkeit (LF)-Ergebnisse wurden in drei Tagesperioden eingeteilt: Vormittag, Mittag und Nachmittag (siehe Tabelle 3). Die Analysen konzentrierten sich auf die Unterschiede von Lufttemperatur und LF zwischen Baumstreifen und Ackerstreifen über den gesamten Messzeitraum, aber auch im Vergleich eines sonnigen zu einem bewölkten Tag. Die Eigenschaften dieser Tage sind in Tabelle 4 dargestellt.

Tabelle 4: Meteorologische Eigenschaften der ausgewählten sonnigen und bewölkten Tage in der Referenz (* Daten vom Deutschen Wetterdienst in Braunschweig).

Jahr	Tag	Datum	Mittlere Lufttemperatur (°C)	Summe der stündlichen Globalstrahlung (W/m²)	Mittlere Wind- geschwindigkeit (m/s)
	alle	02.06 07.11.	16,6	4358*	0,93
2013	sonnig bewölkt	09.07. 25.06.	20,0 12,8	5545* 1497*	0,3 1,4
2014	alle	22.05 08.07.	15,6	4992	0,68
2014	sonnig bewölkt	05.07. 08.07.	21,0 17,7	5308 1476	0,72 0,36

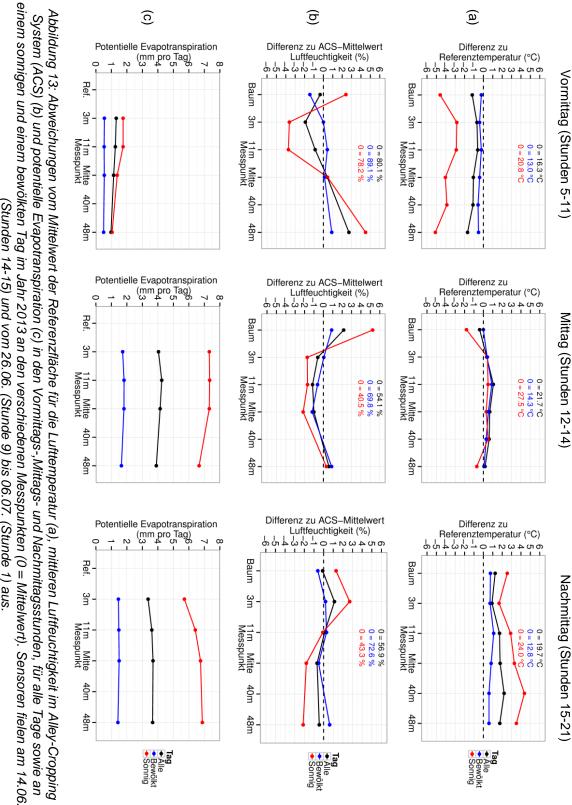
Sommer 2013

Betrachtet man die Vormittagsstunden über alle Tage, war die Temperatur in den Ackerstreifen allgemein niedriger als in der Referenzfläche (negative Abweichungen) (siehe Abbildung 13 (a)). In den Ackerstreifen war die größte negative Abweichung auf der Luv-Seite (-1,7 °C) und in den Baumstreifen (-1,2 °C). An einem bewölkten Tag waren die Temperaturen ähnlich wie in dem Alley-Cropping-System (ACS), der Referenzfläche und den Ackerstreifen (keine Abweichungen). Am sonnigen Tag jedoch wurden größere Temperaturabweichungen festgestellt. Der Punkt mit der größten negativen Abweichung zur Referenz wurde bei 48 m (-5,1 °C) gemessen, während der Punkt mit der größten positiven Differenz bei 3m gemessen wurde (-2,8 °C). Mittags konnten Abweichungen nur im Baumstreifen beobachtet werden, wo diese negativer waren als in den Ackerstreifen und in der Referenzfläche (bis -1,8 °C an dem sonnigen Tag). An sonnigen Tagen

war die Differenz bei 48 m etwas größer als bei den anderen Tagen. Am Nachmittag war die Temperatur im Ackerstreifen allgemein höher als in der Referenzfläche (positive Abweichungen). Auch hier waren am sonnigen Tag die Abweichungen zur Referenzfläche größer als am bewölkten Tag. Unter Berücksichtigung aller Tage war der kälteste Punkt (niedrigste Abweichung) an der Lee-Seite bei 3 m von den Baumstreifen (0,9 °C), und der wärmste (größte Abweichung) wurde bei 40 m (2,2 °C) gemessen. Am bewölkten Tag waren die Temperaturen im Ackerstreifen sehr ähnlich und etwas höher als in der Referenz, mit Abweichungen von 0,6 bis 1,1 °C. Am sonnigen Tag war der Temperaturverlauf ähnlich dem über alle Tage, aber die Temperaturen waren viel höher und die Unterschiede zwischen den Messpunkten waren größer (Abweichungen zwischen 1,7 und 4,4 °C).

Bezüglich der Luftfeuchtigkeit (LF) waren in den Vormittagsstunden aller Tage die Differenzen zum Mittelwert im Baumstreifen 0, negativ bei 3m (-1,9 %) und am höchsten und positiv bei 48m (2,7 %)(Abbildung 13 (b)). Am bewölkten Tag waren die Abweichungen im Baumstreifen negativ (-1,4 %) während sie in den Ackerstreifen um 0 blieben. Umgekehrt am sonnigen Tag war die höchste LF in den Baumstreifen und an der Luy-Seite bei 48 m (Abweichungen vom 2.4 bzw. 4,5 %). Die niedrigste LF (negative Abweichungen) wurden bei 3 m und 11 m an der Lee-Seite (-0,6 bzw. -3,7 %) gemessen. In den Mittagstunden war die LF im Baumstreifen allgemein höher als im Ackerstreifen. Unter Berücksichtigung aller Tage wurde die niedrigste LF bei 11 m (Abweichung von -1,1 %) gemessen, gefolgt von der mittleren bei 3 m und der höchsten in den Baumstreifen (Abweichung von 2,1 %). Am bewölkten Tag war die LF am niedrigsten in der Mitte (Abweichung von -1,2 %) und am höchsten im Baumstreifen und bei 48 m (Abweichung von 0,9 %). Wenn man nur die Werte des sonnigen Tages betrachtet, dann war die LF in den Baumstreifen am höchsten (Abweichung von 5,2 %). Die Differenz war bei 48 m 0, während die größten Abweichungen bei 3 m, 11 m (-1,7 %) und in der Mitte (-2,2 %) gemessen wurden. In den Nachmittagsstunden wurde die höchste LF über alle Tage bei 3m (1,1 %) gemessen. Die anderen Messpunkte zeigten für alle Tage Werte um den Mittelwert. Doch an sonnigen Tag waren die Werte in den Baumstreifen und bei 3 m über dem Mittelwert (1,3 bzw. 2,7 %) und sanken unter den Mittelwert bis zum Minimalwert bei 48 m (-2,1 %).

Die potentielle Evapotranspiration (pET) war in den Vormittagsstunden über den Ackerstreifen bei allen Punkten ungefähr gleich hoch (ca. 0,5 mm/T am bewölkten Tag und um 1 mm/T unter Berücksichtigung aller Tage), außer am sonnigen Tag, wo sie bei 3 m und 11 m etwas höher war (1,8 mm/T) (Abbildung 13 (c)). In den Mittags- und Nachmittagsstunden waren die Unterschiede zwischen allen Tagen und den sonnig/bewölkten Bedingungen recht bemerkenswert und deutliche Unterschiede im Ackerstreifen wurden nur an dem sonnigen Tag beobachtet. Da wurde die höchste pET bei 3 m, 11 m und in der Mitte (7,3 mm/T) gemessen, während die niedrigste bei 48 m (6,7 mm/T) gemessen wurde. Die Messwerte am bewölkten Tag reichten von 1,6 bis 1,8 mm/T in den Ackerstreifen und unter Berücksichtigung aller Tage von 3,9 bis 4,2 mm/T. Am Nachmittag wurde der umgekehrte Trend beobachtet: am sonnigen Tag war die pET am niedrigsten bei 3 m (5,7 mm/T) und stieg regelmäßig über den Ackerstreifen bis 48m an (6,9 mm/T). Doch am bewölkten Tag blieb die pET etwa bei 1,5 mm/T im Ackerstreifen. Betrachtet man alle Tage wurden die niedrigsten Werte bei 3 m errechnet (3,4 mm/T) und waren etwa bei 3,7 mm/T an den anderen Punkten.



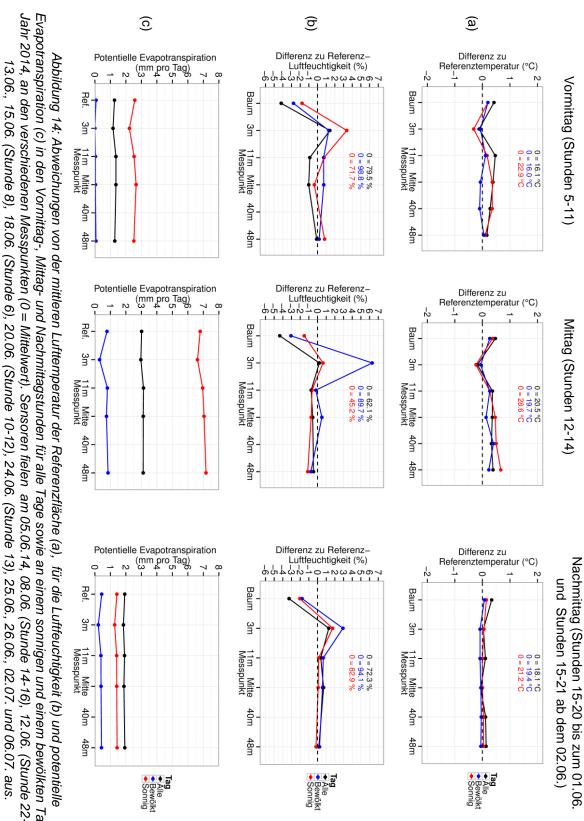
(Stunden 14-15) und vom 26.06. (Stunde 9) bis 06.07. (Stunde 1) aus.

Sommer 2014

Bei den Temperaturparametern in den Vormittagsstunden für alle Tage und dem sonnigen Tag waren die Unterschiede zur Referenz für beide Datensätze um 0 °C bei 48 m, während die höchsten Differenzen über alle Tage im Baumstreifen und bei 11 m (0,4 bzw. 0,5 °C) und die höchsten am sonnigen Tag in der Mitte der Ackerstreifen gemessen wurden (0,4 °C) (siehe Abbildung 14 (a)). Am wolkigen Tag waren alle Werte um den Mittelwert der Referenz. In den Mittagsstunden ergaben die Werte an allen Tagen, am sonnigen und bewölkten Tag in etwa die gleiche Tendenz: bei 3 m lagen die Werte um den Mittelwert der Referenz, während sie an den anderen Punkten darüber lagen. Wenn man alle Tage betrachtet, lagen die Temperaturunterschiede zwischen 11 m und 48 m um 0,3 bis 0,4 °C, während sie am sonnigen Tag von 0,2 bis 0,7 °C und am bewölkten Tag von 0,1 bis 0,4 °C reichten. Am Nachmittag waren alle Differenzen um 0 °C, außer im Baumstreifen, wo die Werte etwas höher lagen, wenn man sich alle Tage anschaut (0,3 °C).

Unter allen Bedingungen und Tagen wurden bei der LF die größten positiven Differenzen zum Referenzfläche-Mittelwert bei 3m erreicht, während die größten negativen Differenzen im Baumstreifen beobachtet wurden (Abbildung 14 (b)). In den Vormittagsstunden verliefen die drei Datensätze gleich, obwohl negative Abweichungen bei allen Tagen gemessen wurden (-4,2 % im Baumstreifen, 1.4 % bei 3m und dann schwankte es zwischen -0,9 und 0 % bis 48 m). Am bewölkten Tag war der niedrigste Differenzwert -2,8 %, der höchste 1,3 % und fiel dann von 3 m bis 48 m auf 0,2 %. Am sonnigen Tag war der niedrigste Differenzwert bei -1,8 %, am bewölkten Tag bei 3,4 % und schwankte um 0 % für den Rest des Ackerstreifens. In den Mittagsstunden zeigte der bewölkte Tag eine sehr hohe positive Abweichung bei 3 m (6,3 %), eine negative Abweichung im Baumstreifen (-3,1 %) und für den Rest des Feldes entsprachen die Werte dem Mittelwert der Referenzfläche. Alle Tage und der sonnige Tag zeigten ähnliche Differenzen zur Referenzfläche, die bei 11 m und 48 m zwischen -1,1 und -0,6 % schwankten. In den Baumstreifen wurde die größte Differenz erreicht, wenn man alle Tage betrachtet (-4,4 %), und die niedrigste an einem sonnigen Tag (-1,5 %). Bei 3 m wurden keinen Unterschiede zwischen den Ackerstreifen und der Referenzfläche festgestellt, wenn man alle Tage oder nur den sonnigen Tag beachtet. Am Nachmittag wurde die gleiche Tendenz wie am Vormittag beobachtet, wo die Differenz von jedem Datensatz sehr ähnlich war. Die größten negativen Differenzen waren -3,3, -1,8 bzw. -2,0 % und die größten positiven 1,3, 2,9 bzw. 1,7 % für alle Tage, dem bewölkten und dem sonnigen Tag. Die Differenzen über den anderen Punkten blieben in etwa bei 0 %.

Die potentielle Evapotranspiration (pET) schwankte weniger zwischen den Messpunkten, sondern mehr zwischen den Tagesbedingungen: Außer in den Nachmittagsstunden, war die pET immer höher am sonnigen als am bewölkten Tag und auch gegenüber dem Mittel über alle Tage (Abbildung 14 (c)). Eine etwas niedrigere pET wurde auch bei 3 m festgestellt. In den Vormittagsstunden war die pET um die 0 mm/T am bewölkten Tag, zwischen 1,1 und 1,3 mm/T über alle Tage und schwankte von 2,2 mm/T (3 m) bis 2, 7mm/T (Mitte) am sonnigen Tag. Am Mittag war die pET am sonnigen Tag am höchsten (ca. 7,0 mm/T bei allen Punkten). Es wurden keine Schwankungen im Ackerstreifen und keine Unterschiede zur Referenz festgestellt, wenn man alle Tage betrachtet (Werte von ca. 3,0 mm/T). Die niedrigsten pET Werte wurden am bewölkten Tag berechnet, schwankend von 0,3 mm/T (3 m) bis 0,8 mm/T (andere Messpunkte). In den letzten Stunden des Tages war die pET bei allen Tagen am höchsten (1,9 mm/T). Am bewölkten Tag war die pET am niedrigsten (im Bereich von 0,2 mm/T bei 3 m bis 0,4 mm/T für die anderen Punkte). Am sonnigen Tag streuten die Werte von 1,3 bis 1,4 mm/T.



Evapotranspiration (c) in den Vormittag-, Mittag- und Nachmittagstunden für alle Tage sowie an einem sonnigen und einem bewölkten Tag im Jahr 2014, an den verschiedenen Messpunkten (0 = Mittelwert). Sensoren fielen am 05.06.14, 08.06. (Stunde 14-16), 12.06. (Stunde 22-23),

Diskussion

Beim Betrachten der Lufttemperatur- und der relativen Luftfeuchtigkeitswerte der Ackerstreifen wurde festgestellt, dass die Unterschiede zur Referenz, aber auch zwischen den Punkten, im Jahr 2013 größer waren, wenn die Bäume am höchsten waren. Dies legt nahe, dass als Folge der Windgeschwindigkeit und der Lichtreduktion die Bäume eine Wirkung auf diese Parameter hatten. Mehrere Autoren berichteten, dass Hecken, und folglich Baumstreifen einen Einfluss auf das Mikroklima haben, im Durchschnitt bis 8 h in der Windreduktionszone (Grace 1988; McNaughton 1988; Cleugh 1998; Brandle et al. 2004). In diesem Experiment würden 8 h (h ist die Höhe der Baumstreifen) im Jahr 2013 48m entsprechen, d.h. die volle Breite der schmalen Ackerstreifen.

Wenn jedoch die stündlichen Temperatur- und Luftfeuchtigkeits (LF)-Werte über den Messzeitraum gemittelt wurden, wurden keine Unterschiede zwischen den Messpunkten beobachtet (siehe Anhang 4.4). Differenzen zwischen den Messpunkten traten auf, wenn die Werte für verschiedene Tageszeiten und andere Tagbedingungen getrennt voneinander ausgewertet wurden. Die Temperatur und LF-Werte folgten vor allem demr Verlauf des Schattens: Am Morgen, wenn die Sonne im Osten aufgeht, erhält zunächst die Lee-Seite der Ackerstreifen die Sonnenstrahlung und erwärmt sich, während die Luv-Seite sich immer noch im Schatten befindet und kühl bleibt, wie die Ergebnisse zeigten; am Mittag, wenn die Sonne im Zenit steht, gibt es kaum Schatten, und die Temperatur und Feuchtigkeit über die Breite des Ackerstreifens ist ähnlich. Am Nachmittag erstreckt sich der Schatten auf die Lee-Seite der Ackerstreifen und erklärt so die Temperaturabnahme dort, während die Temperatur auf der Luv-Seite, wo die Sonne scheint, zunimmt,. Die LF verhielt sich zur Lufttemperatur gegensätzlich. Aufgrund des wichtigen Effekts des Lichtes in Mikroklimamodifikationen waren diese Effekte an sonnigen Tagen stärker.

Diese Ergebnisse unterscheiden sich völlig von dem was Brandle et al. (2004), Cleugh (1998), Grace (1988) und McNaughton (1988) für Hecken beobachteten. Dafür gibt es mehrere Erklärungen. Cleugh (1998) deutete bereits an, dass Schatten das Aufheizen in der Ruhezone modifiziert und abhängig von der Ausrichtung des Windschutzes die Erwärmung verschoben werden kann. In diesem Fall könnte die Beschattung wichtiger für die Veränderung des Windreduktion sein. vorliegenden Mikroklimas als die lm Fall waren Windgeschwindigkeitswerte im Sommer 2013 in der Referenz in der Tat (zwischen 0,59 und 1,91 m/s) recht niedrig, da die Versuchsfläche von einem Wald und anderen Hecken umgeben ist. So wird angenommen, dass nicht die Windgeschwindigkeitsverringerung relevant für eine Änderung des Mikroklimas ist, sondern eher der Schatteneffekt. Außerdem entdeckte Bätier et al. (1967), dass die Mikroklimaveränderungen hinter einer Hecke besonders in Bodennähe erkennbar sind, aber die vorliegenden Messungen wurden bei 1,5 m Höhe über dem Boden durchaeführt.

Unterschiede zwischen den Punkten der Temperatur und LF sind nur relevant, wenn sie den Messfehler überschreiten, der für die Temperatur 0,4 °C und für die LF 0,8 % beträgt. Dies war vor allem in beiden Jahren an sonnigen Tagen der Fall, wo bis zu 4 und 5 °C Abweichungen zum Referenzwert gemessen wurden. Somit könnten die gemessenen Unterschiede in beiden Jahren das Pflanzenwachstum beeinflusst haben, da die optimale Wachstumstemperatur von Winterweizen zwischen 15 und 20 °C liegt (Diepenbrock et al. 2005). Da es jedoch nur einige Sonnentage in der Vegetationsperiode gibt, ist dieser Effekt gering. Außerdem kann diese Wirkung nicht verallgemeinert werden, da die einfallende Sonnenstrahlung und die Baumhöhe von Jahr zu Jahr unterschiedlich sind.

Die potentielle Evapotranspiration (pET) auf den Ackerstreifen folgte über den Tag den gleichen Tendenzen wie die Lufttemperatur und die LF und zeigte die höchsten Werte an sonnigen Tagen und die niedrigsten an bewölkten Tagen. Diese Feststellungen sind wiederum nicht im Einklang mit der Windschutz-Literatur, wo viele Autoren reduzierte pET-Werte hinter Hecken als Folge des Windschutzes (Cleugh 1998; Brandle et al. 2004), insbesondere bei 3h (Stoeckeler 1962) gemessen haben. Dies war in unserer Studie nur am Nachmittag bei 3 m und an sonnigen Tagen der Fall. Die Gründe für diesen Gegensatz sind ähnlich wie die, die für Temperatur und LF-Parameter vorgeschlagen werden: eine größere Wirkung der Schatten als der des Windschutzes. Im Einklang mit den vorliegenden Ergebnissen schlug Cleugh (1998) vor, dass Schatten die

Verdunstung reduzieren könnte und wies auf die Komplexität der Effekte der Mikroklimaveränderung auf die Potentialänderung bei der Verdunstung hin, während nicht nur die Änderungen von Temperatur und LF in diesem Prozess beteiligt sind, sondern auch die Änderung der Strahlung.

Die Ergebnisse sollten jedoch sorgfältig interpretiert werden. Vor allem aufgrund der Dateneinteilung in Tageszeiten wurden nicht Temperatur und LF um 2:00 Uhr verwendet (wie in der Methode von Haude (1955)), sondern die Durchschnittstemperatur und LF in den ausgewählten Stunden. Darüber hinaus hat jeder verwendete Sensor einen Messfehler, der nicht korrigiert werden kann (etwa 0,4 °C für die Lufttemperatur und 0,8% für den Parameter LF). Aus diesem Grund ist zu beachten, dass die Temperatur und LF-Werte innerhalb dieser Fehler liegen können und dadurch auch der endgültig berechnete Wert.

2.2.3.3 Bodenwasserspannung

Ergebnisse

In Abbildung 15 ist die mittlere tägliche Bodenwasserspannung des Bodenprofils dargestellt, gemessen in den Baumstreifen (a), 3 m entfernt vom Baumstreifen (b) und in Ackerstreifenmitte (c). In den Baumstreifen stieg die Bodenwasserspannung im Bodentiefenprofil vom 01.06.13 bis 11.07.13 (im Durchschnitt von 2 bis 110 cBar) in ähnlicher Weise an. Drei Meter entfernt von den Baumstreifen waren die Spannungswerte besonders hoch bei 30 cm und 60 cm Tiefe (von 0 bis 114 bzw. 72 cBar) und nur geringfügig bei 15cm (0-23 cBar). Die Bodenwasserspannung blieb um 0 cBar bei 90 cm Tiefe. In der Mitte des Ackerstreifens, 25,5 m vom Baumstreifen entfernt, erreichte die Spannung am Ende der Messperiode bei 15 cm Tiefe ihr Maximum (200 cBar) und war immer noch ziemlich hoch bei 30 cm Tiefe (101 cBar). Allerdings konnte bei 60 und 90 cm Tiefe nur der maximale Wert von 14 cBar erreicht werden. Unter dem Baumstreifen und in Ackerstreifenmitte wurden periodische Rückgänge beobachtet.

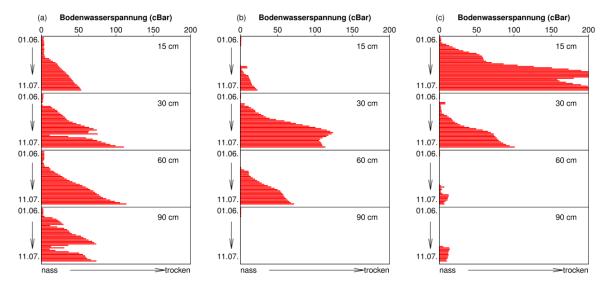


Abbildung 15: Mittlere tägliche Bodenwasserspannung (cBar) vom 01.06.13 bis 11.07.13, 15, 30, 60 und 90 cm Tiefe, gemessen in den Baumstreifen (a), in Ackerstreifen bei 3 m von der Lee-Seite der Baumstreifen (b) und in der Mitte der Ackerstreifen (c).

Diskussion

Die Bodenwasserspannung zeigt die Energie an, die für die Pflanzen benötigt wird, um Bodenwasser zu extrahieren (Webster 1966) und gibt somit in ähnlichen Bodentexturen Auskunft über das Vorhandensein von Wurzeln. Eine niedrige Bodenwasserspannung spricht für einen Boden im nassen Zustand, während ein immer höherer Wert für einen immer trockneren Boden steht. Innerhalb jeder beurteilten Tiefe unter den Baumstreifen trocknete die Erde homogen über

den Messzeitraum aus. Dies deutet darauf hin, dass die Pappelwurzeln bis mindestens 90 cm Tiefe gewachsen waren. Einige sinkende Bodenwasserspannungswerte wurden über fast den gleichen Zeitraum der Niederschläge in den oberen Bodenschichten der drei Messstellen beobachtet. Die Bodenschicht in 90 cm Tiefe unter den Baumstreifen könnte unter Einfluss des Grundwassers gewesen sein und erklärt so die Schwankungen der Bodenwasserspannung. Bei 3 m im Lee-Bereich trocknete der Boden besonders bei einer Tiefe von 30 und 60 cm aus, was auf das Vorhandensein von Wurzeln in beiden Bodenschichten zurückzuführen ist. Die sehr niedrigen Bodenwasserspannungswerte bei 15 cm lassen sich so erklären, dass die Pflanzen in der Umgebung der Sensoren während der Installation des Gerätes beschädigt wurden und somit an dieser Stelle schlecht wuchsen. In der Mitte des Ackerstreifens wurde der größte Teil des Bodenwassers bis 30 cm in der ersten Bodenschicht absorbiert. So entnahmen die Pflanzen der Wintergerste Wasser nur bis 30 cm Tiefe, aber nicht bis 60 und 90 cm, was darauf zurückzuführen ist, dass die Wurzeln bis mindestens 30 cm Tiefe reichten, aber nicht mehr bis 60 cm. Doch in der Messung bei 3 m Entfernung vom Baumstreifen konnten wir beobachten, dass bei 60 cm Tiefe der Boden austrocknete, obwohl die Wurzeln der Wintergerste diese Tiefe nicht erreichten. Dies deutet darauf hin, dass Pappelwurzeln unter der Wintergerste in dieser Tiefe, 3 m von den Baumstreifen entfernt, vorhanden waren und eine direkte Konkurrenz um Wasser und Nährstoffe mit der benachbarten Kulturpflanze darstellten.

2.3 EINFLUSS DER BÄUME IN DER ÜBERGANGSZONE

2.3.1 Reduzierung der Globaleinstrahlung

2.3.1.1 Berechnung der Daten

Die Reduzierung der Globalstrahlung in der Nähe der Baumstreifen wurde mit Hilfe des *Area Solar Radiation* tool of the *Spatial Analyst Tools* in Esri® ArcMap™ 10.2 berechnet. Bei dieser Berechnung erhält man die ankommende Lichtreduktion über die gesamte Vegetationsperiode von der Aussaat bis zur Ernte. Zunächst wurden die Baumstreifenformen im digitalen Geländemodell des Wendhausener Standortes eingebaut, ähnlich wie Wände mit definierten Höhen. Diese Höhen, sowie Ernte- und Aussaattermine, sind in Tabelle 5 dargestellt. Die Berechnung konzentrierte sich auf die Winterweizen- und Wintergerstenfelder in 2013 und 2014 in beiden Ackerstreifenbreiten. Zusätzlich wurde unter Verwendung der gleichen Eingangsparameter die einfallende Sonnenstrahlung ohne die Baumstreifen berechnet. Diese wurde als Prozentsatz der Referenzsonnenstrahlung, d.h. ohne Baumbewuchs, berechnet.

Tabelle 5: Eingangsparameter für die Sonnenstrahlungsberechnung: Baumstreifenhöhen an den Lee- und Luv-Seiten, Aussaat- und Erntetermine der Wintergerste (WG) und des Winterweizens (WW) in beiden Ackerstreifenbreiten (48 und 96 m) in 2013 und 2014.

laba	Kultur	A a la a ula ua ita	Baumstreife	nhöhe (m)	Termin	
Jahr		Ackerbreite	Lee-Seite	Luv-Seite	Aussaat	Ernte
	WW	48 m	9,4	6,8	21.09.12	05.08.13
2013	VVVV	96 m	6,8	-	21.09.12	05.08.13
2013	WG	48 m	5,8	7,3	18.09.12	17.07.13
		96 m	5,8	7,9	18.09.12	17.07.13
	WW	48 m	1,2	1,4	30.09.13	21.07.14
2014	VVVV	96 m	1,4	1,4	30.09.13	07.21.14
2014	WG	48 m	1,4	1,5	20.09.13	15.07.14
	VVG	96 m	1,4	-	16.09.13	15.07.14

2.3.1.2 Ergebnisse

Im schmalen Winterweizen Ackerstreifen war im Jahr 2013 die relative Sonnenstrahlung bei 3 m recht niedrig (54%). Bei 14 m vom westlichen Ackerrand stieg sie auf 91 % an und war in der Mitte am höchsten (98 %) (siehe Abbildung 16 (a)). Dabei wurden keine 100% erreicht. Auf der Luv-Seite bei 32 m war die Sonnenstrahlung bei 97 % und verringerte sich bei 45 m vom westlichen Ackerrand auf 80 %. Im schmalen Ackerstreifen mit Wintergerste war die Sonneneinstrahlung nicht so gering wie im Winterweizen: 67 % bei 3 m und 75 % bei 45 m vom westlichen Ackerrand. Wie im schmalen Ackerstreifen mit Winterweizen wurden auch hier nur 99 % in der Mitte erreicht. Im breiten Ackerstreifen mit Winterweizen im Jahr 2013 erreichte die Sonnenstrahlung 100 % bei 30 m vom westlichen Randstreifen bis zur nächsten Ackerstreifengrenze, da kein Baumstreifen an der Luv-Seite vorhanden war (siehe Abbildung 16 (b)). In diesem Ackerstreifen lag die relative Sonneneinstrahlung bei 3 m bei ca. 60 %. Im Vergleich dazu war die relative Strahlung im breiten Ackerstreifen mit Wintergerste 67 % bei 3 m und 77 % bei 93 m vom westlichen Ackerrand und um 100 % bei 27 m bis 63 m.

Im Jahr 2014 war die relative Sonnenstrahlung im schmalen Ackerstreifen mit Winterweizen bei 100 % in 7 m bis 43 m Entfernung vom westlichen Ackerrand (siehe Abbildung 16 (c)). Sie war auch noch recht hoch bei 3 m vom westlichen und östlichen Ackerrand: 95 bzw. 99 %. Ähnlich war es im schmalen Ackerstreifen mit Wintergerste, wobei die relative Sonnenstrahlung 100 % zwischen 8 m und 43 m erreichte und 91 bzw. 99% bei 3 m und 45 m. Im breiten Ackerstreifen mit Winterweizen erreichte die relative Sonnenstrahlung 100 % zwischen 6 m und 90 m und 98 % bei 3 m und 93 m (siehe Abbildung 16 (d)). Im breiten Ackerstreifen mit Wintergerste gab es nur einen Baumstreifen an der Lee-Seite. Die relative Sonnenstrahlung betrug hier 97 % bei 3 m und erreichte 100 % bei 7 m bis zur nächsten Ackerstreifengrenze.

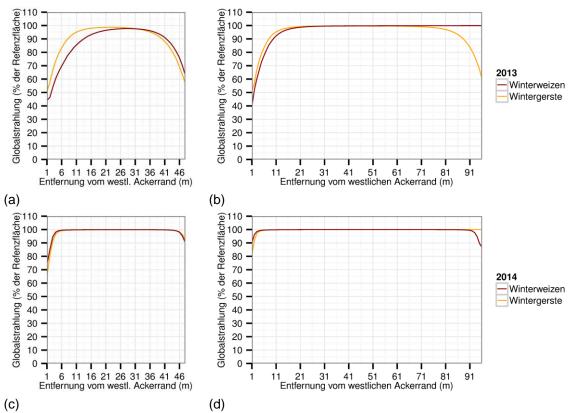


Abbildung 16: Entwicklung der relativen Globalstrahlung (in % der ankommenden Sonnenstrahlung in der Referenz) bei Wintergerste und Winterweizen vom westlichen Ackerrand im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen im Jahr 2013 und im schmalen (c) und breiten (d) Ackerstreifen im Jahr 2014.

2.3.1.3 Diskussion

Eine wichtige Wechselwirkung im Alley-Cropping-System (ACS) ist die Konkurrenz um Licht (Jose et al. 2004). Bäume beschatten die Pflanzen und dieses Phänomen nimmt mit der Baumhöhe zu. Die in dieser Studie durchgeführte Berechnung der Solarstrahlung reflektiert diese Schattenwirkung. Die Lichtreduktion trat neben den Baumstreifen auf, und besonders in 2013, da die Bäume am höchsten waren. In diesem Jahr wurde die Schattenwirkung für beide Kulturen und beide Breiten bis 20 m an der Lee- und Luv-Seite erreicht, wenn ein Baumstreifen vorhanden war, aber die größte Reduktion (> 90 % der Sonneneinstrahlung in der Referenzfläche) wurde bis zu 10 m gemessen. Der Schatten verlängerte sich weiter entfernt von der Lee-Seite des Winterweizens im schmalen Ackerstreifen wegen der höheren Baumstreifen. Darüber hinaus ist das Fehlen des Schattens auf der Luv-Seite des breiten Ackerstreifens mit Winterweizen im Jahr 2013 und des breiten Ackerstreifens mit Wintergerste im Jahr 2014 dem Fehlen der Baumstreifen geschuldet. Krueger (1981) deutete an, dass im schattigen Bereich hauptsächlich orange, gelbe, grüne und Infrarotstrahlen durchgelassen werden, die weniger photosynthetisch aktiv sind als rote und blaue Lichtstrahlen. So konnte eine potenzielle Ertragsreduktion unter Schatten zumindest im Jahr 2013, vor allem in einer Zone von 10 m, erwartet werden.

2.3.2 Laubbedeckung

2.3.2.1 Erfassung der Daten

Nach dem Laubfall 2012 und 2013 wurde die Laubbedeckung auf dem Boden erfasst. Es wurden Bilder vom Boden in verschiedenen Abständen zu den Baumstreifen (ohne Wiederholung) an der Lee- und Luv-Seite der schmalen und breiten Ackerstreifen des Winterweizens und der Wintergerste gemacht, bei denen die Blattabdeckung visuell unterschiedlich auffiel. Anschließend wurde jedes Bild mit Hilfe des Programms DatInf® Measure (Datinf GmbH, Tübingen) analysiert und der Prozentsatz der Laubbedeckung auf dem Boden bestimmt.

Darüber hinaus wurden im Herbst 2012 Körbe mit 40 x 40 cm Oberfläche aufgestellt, um die Blattmenge zu schätzen, die auf die Ackerstreifen und auch innerhalb der Baumstreifen fiel. In und neben einem Baumstreifen in dem 6-jährigen Rotationszyklus (8 m Höhe) und einem Baumstreifen in dem 3-jährigen Rotationszyklus (5 m Höhe) wurden die Blätter vom 12.10.2012 bis 13.11.2012 (5 Wochen) einmal pro Woche gesammelt. Der Inhalt jeden Korbes wurde bei 60 °C bis zur Gewichtskonstanz getrocknet und anschließend gewogen.

2.3.2.2 Ergebnisse

Im schmalen Ackerstreifen mit Winterweizen wurde die höchste Laubbedeckung an der Lee-Seite beobachtet und nahm mit zunehmender Entfernung zu den Baumstreifen ab (siehe Abbildung 17 (a)). In 2012 und 2013 war die Laubbedeckung bei 3 m auf der Lee-Seite der Baumstreifen 92 % bzw. 98 %. 2012 lag sie bei 8 m bei 63 % und somit höher als 2013 bei der gleiche Entfernung (46%). 16 m von der Lee-Seite der Baumstreifen bedeckte das Laub den Boden nur im Herbst 2013. Im Jahr 2012 waren keine Daten für 43 und 48 m verfügbar und 2013 konnte dort kein Laub entdeckt werden. Im breiten Ackerstreifen mit Winterweizen wurden ähnliche Ergebnisse beobachtet, aber das Laub wurde weniger weit in den Ackerstreifen hinein geweht (siehe Abbildung 17 (b)). Es bedeckte im Jahr 2012 nur 70 % des Bodens bei 3 m, im Jahr 2013 96 % bei 3 m und 38 % bei 8 m.

Im schmalen Ackerstreifen mit Wintergerste bedeckte das Laub den Boden beider Seiten (Lee und Luv) (siehe Abbildung 17 (c)). Im Jahr 2012 konnte Laub weiter entfernt von der Luv-Seite als von der Lee-Seite beobachtet werden, 27 % bei 3 m und 76 % bei 48 m entfernt von der Lee-Baumstreifen. Im Gegensatz dazu zeigte sich im Jahr 2013 81 % Bedeckung des Laubes bei 3 m und 7 % bei 8 m von der Lee-Seite der Baumstreifen, wohingegen nur 26 % bei 48 m beobachtet wurden. Im breiten Ackerstreifen mit Wintergerste fiel nur wenig Laub an den Lee- und Luv-Seiten (36 bzw. 13 %) (siehe Abbildung 17 (d)). Deutlich mehr Laub bedeckte den Boden im Jahr 2013, jedoch nur auf der Lee-Seite (76 % bei 3 m und 14 % bei 8 m).

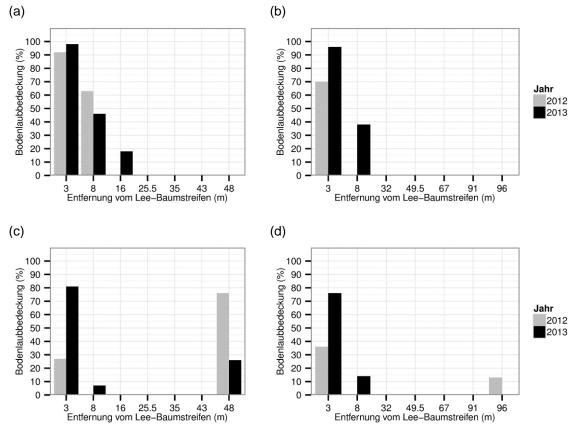


Abbildung 17: Bodenlaubbedeckung (%) im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen mit Winterweizen und im schmalen (c) und breiten (d) Ackerstreifen mit Wintergerste, erfasst im Herbst 2012 und 2013.

Auf der folgenden Abbildung 18 sind die Laubbedeckungen von 98 % und von 27 % beispielhaft dargestellt.

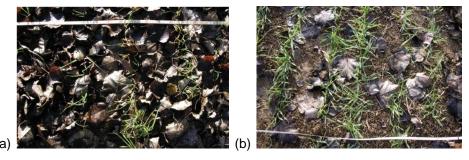


Abbildung 18: Bodendeckung des Laubes bei 3 m: 98 % (a) im schmalen Ackerstreifen mit Winterweizen 2013 und 27 % (b) im schmalen Ackerstreifen mit Wintergerste 2012.

Aus den Körben neben dem 8 m hohen Baumstreifen wurde das Gewicht der gesammelten Blätter bestimmt: 7 g/m² Trockenmasse bei 2 m Entfernung auf der Luv-Seite, 46 g/m² innerhalb der Baumstreifen (zwischen der fünften und sechsten Reihe von West nach Ost), 33g/m² bei 2 m von der Lee-Seite der Baumstreifen, und jeweils 12 und 3 g/m² bei 6 bzw. 10 m von den Baumstreifen. Im Gegenzug wurden mehr Blätter in den Baumstreifen des 3-jährigen Rotationszyklus gewogen: 56 g/m² zwischen der 5. und 6. Reihe von West nach Ost. Bei 1 m auf der Luv-Seite wurden nur 1 g/m² gemessen. Bei 1, 3 und 5 m an der Lee-Seite der Baumstreifen wurden jeweils 16, 5 und 3 g/m² Trockenmasse gewogen.

2.3.2.3 Diskussion

Pappelblätter wurden in beiden Jahren bis 8 m neben den Baumstreifen gefunden, vor allem im Jahr 2013. Die Bäume waren im Herbst 2013 kurz vor der Ernte der Baumstreifen höher als im Herbst 2012 und so fielen die Blätter weiter in den Ackerstreifen hinein. Die Pappelblätter in der vorliegenden Studie erreichten große Blattflächen von bis zu 176 cm² und einen Blattflächenindex von 2 (Daten nicht gezeigt). Diese Eigenschaft der Pappelblätter und auch ihre bekannte allelopathische Beeinflussung (Singh et al. 2001) könnten Schäden an jungen Getreide- oder Rapspflanzen verursachen, die sich gerade in dieser Zeit entwickeln. Dieser Effekt könnte besonders stark auf der aktuellen Versuchsfläche sein. In der Tat erfolgte die Aussaat wegen der schlechten Befahrbarkeit ab Oktober vor dem Laubfall.

2.4 BODENKUNDLICHE MESSUNGEN IN WENDHAUSEN

2.4.1 Bodenleitfähigkeit

2.4.1.1 Erfassung der Daten

Nach der Getreideernte wurde in 2013 die Bodenleitfähigkeit (EC) in Millisiemens pro Meter (mS/m) in allen Ackerstreifen und in der Referenzfläche gemessen. Der Sensor EM38 (Agri Con GmbH, Ostrau, Deutschland) mit integriertem GPS-Gerät wurde angewendet. Die EC wurde anschließend auf 25 °C (EC $_{25}$) korrigiert. Da die absoluten EC $_{25}$ -Werte nicht direkt vergleichbar waren, wurden die Daten aller Felder, die mit derselben Pflanzenart angebaut wurden, gemittelt und durch diesen Mittelwert dividiert, um normalisierte Werte zu bekommen (nEC $_{25}$). Letztendlich wurde mit Geostatistical Analyst in ArcMap ESRI® TM 10.2 eine *Kriging*-Interpolation Karte der nEC $_{25}$ Daten berechnet.

2.4.1.2 Ergebnisse

In Tabelle 6 sind die Mittelwerte der EC₂₅ dargestellt und die Bodenleitfähigkeit auf 25°C korrigiert. Je nach Kulturpflanze unterschieden sich die EC₂₅. Werte deutlich.

Tabelle 6: Mittlere EC₂₅-Werte der Messpunkte unter gleichen Kulturen.

Ackerstreifen und Referenzfläche Nr.

Ackerfrucht	Ackerstreifen und Referenzfläche Nr. (siehe Abbildung 1)	EC ₂₅ (mS/m)
Raps	3, 7, C2	30,72
Winterweizen	5, 8, C3	25,51
Wintergerste	2, 6, C1	63,27
Ackerbohne	1	30,97
Mais	4	71,88

Die

Abbildung 19 zeigt die Karte der interpolierten nEC₂₅.Daten. Innerhalb eines Feldes konnte im Allgemeinen eine hohe Heterogenität des Bodens über die gesamte Fläche (Daten schwankten zwischen 0,35 und 1,36) beobachtet werden. Darüber hinaus wurden nach der Interpolation die drei Hauptbodenzonen Pelosol, Pseudogley-Pelosol und Pseudogley-Gley in dem Alley-Cropping-System (siehe Abbildung 6) wieder in einem Ost-West Gradient identifiziert. Auch die Kolluvisol-Gley Zone wurde im Südosten des Ackerstreifens 8 erkannt.

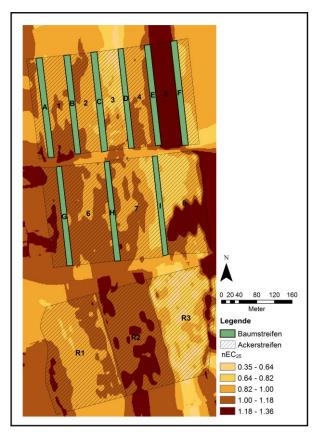


Abbildung 19: Karte der interpolierten normalisierten Bodenleitfähigkeit, Werte korrigiert bei 25°C (nEC₂₅) über das gesamte Alley-Cropping-System und die Referenzfläche in Wendhausen (die Klassen, entsprechend der Farben, repräsentieren den Bereich von einer Standardabweichung von 0,18).

2.4.1.3 Diskussion

Der EC gibt Informationen über Bodenunterschiede, die durch Bodenfeuchtigkeit, Porengröße und Verteilung, Temperatur des Bodenwassers und die Menge an Kolloiden und ihre Zusammensetzung (McNeill 1980) beeinflusst werden. Darüber hinaus wird dieser Parameter ebenfalls stark von der Bodentemperatur, Schüttdichte und Bodentextur (insbesondere Tongehalt) beeinflusst (Sudduth et al. 2001; Domsch und Giebel 2004). Die dargestellte Karte gibt damit wichtige Informationen über die Verteilung der Bodenunterschiede auf der Versuchsfläche.

2.4.2 Bodenchemische Untersuchungen in Abhängigkeit der Entfernung vom Baumstreifen

2.4.2.1 Methoden

Nach der Ernte in 2013 sowie im Frühjahr (vor der Düngung) und nach der Ernte in 2014 wurden Bodenproben im Baumstreifen H und Ackerstreifen 7 entnommen (siehe Abbildung 1). Es wurde in drei verschiedene Orte beprobt: in der Mitte des Ackerstreifens, in der Mitte des Baumstreifens und im Randbereich (3 m vom Baumstreifen H). An jeden Ort wurden vier Parzellen von je 40 m² (4 x 10 m) eingemessen. Je Parzelle erfolgten drei bis vier Einstiche für drei Tiefenbereiche: 0-10, 10-30 und 30-60 cm. Aus den drei bis vier Einstichen wurden Mischproben für die einzelnen Tiefenbereiche gebildet. Anschließend wurden aus jeder Mischprobe verschiedene Parameter im Labor untersucht. Aus dem frischen Material wurde nach der Extraktion mit einer Calcium-Chlorid Lösung der verfügbare mineralisierte Stickstoff (N_{min}: Nitrate NO₃ + Ammonium NH₄) nach der Skalar Methode (DIN EN ISO 13395 und 11732) bestimmt.

Die Gesamtstickstoff- (N) und Kohlenstoffbestimmung (C) wurde nach der Dumas-Methode analysiert. Die Konzentration an Phosphor (P) und Kalium (K) wurde mit dem ICP Spektrometer (iCAP 6000, Thermo Scientfic) nach einer Calcium-Acetat-Lactat Extraktion bestimmt (Hoffmann 1991). Die Konzentrationen von N und C wurden für 100 g trockenen Boden berechnet, während die Konzentrationen von P, K und N_{min} für 100 kg trockenen Boden berechnet wurden. Anschließend wurden diese Werte für jeden Nährstoff über die drei Zeitpunkte der Probenahme gemittelt. Innerhalb jeder Tiefe wurden für jeden Parameter die Mittelwerte zwischen der Ackermitte, Randbereich und Baumstreifen mit dem *Tukey*-Test des Pakets *nparcomp* (Konietschke et al. 2015) in R auf signifikante Unterschiede getestet.

2.4.2.2 Ergebnisse

In der Tabelle 7 sind die Ergebnisse der bodenchemischen Analysen jeweils für die Ackerstreifenmitte, den Baumstreifen und Randbereich (3 m vom Baumstreifen) dargestellt. Bezüglich des Stickstoffs (N) ist eine Abnahme der Konzentration über das Bodenprofil gleichermaßen in den drei Bereichen festzustellen. Allerdings sind die Unterschiede zwischen den Bereichen innerhalb jeder Tiefe anders. Im Oberboden (0-10 cm) befand sich der signifikant höchste Wert im Ackerstreifen, während in der Bodentiefe 10-30 cm der höchste Wert in dem Baumstreifen vorhanden war (die Werte vom Ackerstreifen und Randbereich waren ähnlich). In dem unteren Boden (30-60 cm) waren die niedrigsten Werte im Ackerstreifen und die höchsten im Randbereich.

In der oberen Bodenschicht war der Kohlenstoffgehalt (C) in den drei Bereichen ähnlich. Dieser Gehalt war insgesamt niedriger in der Tiefe 10-30 cm, besonders im Randbereich. Allerdings war der C-Gehalt im Ackerstreifen in den unteren Bodenschichten wieder höher und sogar signifikant höher als im Baumstreifen und Randbereich.

Die Konzentration des verfügbaren mineralisierten Stickstoffs (N_{min}) war in den Bodenschichten 0-10 und 10-30 cm signifikant am niedrigsten im Randbereich, während sie im Ackerstreifen und Baumstreifen ähnlich war. Im unteren Boden war die niedrigste Konzentration im Acker- und Baumstreifen.

Über alle Bodenprofile war die niedrigste Phosphor (P)-Konzentration im Ackerstreifen, signifikant selbst im Unterboden. Die höchste P-Konzentration war in den drei Tiefen im Randbereich zu finden. Die Kalium (K)-Gehalte waren in den Tiefen 0-10 und 30-60 cm im Baumstreifen am höchsten (aber nicht signifikant), gefolgt von dem Randbereich und den Ackerstreifen. In der Tiefe 10-30 cm war die höchste Konzentration im Randbereich, sogar signifikant unterschiedlich zu der niedrigsten im Ackerstreifen.

Tabelle 7: Mittelwert ± Standardfehler (über Wiederholungen und Probenahmedatum) für die untersuchten bodenkundlichen Nährstoffe Stickstoff (N), Kohlenstoff (C), verfügbarer mineralisierter Stickstoff (N_{min}), Phosphor (P) und Kalium (K) in den drei beprobten Tiefen sowie in den drei untersuchten Bereichen (Ackerstreifenmitte, Baumstreifen und Randbereich).

Verschiedene Buchstaben innerhalb jeder Tiefe zeigen den statistisch signifikanten Unterschied mit einem 0,05 Wahrscheinlichkeitsniveau.

Nährstoff		N (g in 100	C (g in 100	N _{min} (g in	P (g in 100	K (g in 100
Boden- tiefe	Bereich	g trockener Boden)	g trockener Boden)	100 kg trockener Boden)	kg trockener Boden)	kg trockener Boden)
	Ackerstreifen	0,247 ± 0,003 b	2,611 ± 0,005 a	1,186 ± 0,137 a	5,127 ± 0,410 a	15,615 ± 0,309 a
0-10 cm	Baumstreifen	0,235 ± 0,002 a	2,654 ± 0,039 a	1,003 ± 0,143 a	5,938 ± 0,400 a	17,615 ± 1,208 a
	Randbereich	0,234 ± 0,004 a	2,540 ± 0,075 a	0,525 ± 0,039 b	6,040 ± 0,556 a	17,588 ± 1,293 a
	Ackerstreifen	0,190 ± 0,005 ab	2,067 ± 0,063 ab	0,516 ± 0,011 a	4,365 ± 0,277 a	8,915 ± 0,367 a
10-30 cm	Baumstreifen	0,198 ± 0,002 a	2,117 ± 0,019 a	0,506 ± 0,038 a	4,780 ± 0,472 a	9,803 ± 0,577 ab
	Randbereich	0,186 ± 0,006 b	2,027 ± 0,018 a	0,381 ± 0,010 b	4,807 ± 0,468 a	10,080 ± 0,407 b
	Ackerstreifen	0,113 ± 0,003 a	2,795 ± 0,424 a	0,163 ± 0,006 a	1,709 ± 0,556 a	4,985 ± 0,179 a
30-60 cm	Baumstreifen	0,119 ± 0,003 ab	1,870 ± 0,171 b	0,169 ± 0,002 a	3,240 ± 0,293 b	5,797 ± 0,746 a
	Randbereich	0,126 ± 0,005 b	2,021 ± 0,150 b	0,187 ± 0,006 b	2,817 ± 0,156 b	5,212 ± 0,122 a

2.4.2.3 Diskussion

Es kann aus diesen Ergebnissen entnommen werden, dass es allgemein Unterschiede in der Nährstoffverteilung zwischen Baumstreifen, Ackerstreifen und Randbereich gab. Die niedrigen Nund N_{min} -Konzentrationen im Randbereich lassen sich auf eine eventuell geringere Düngung in diesem Bereich, wo die Maschinen schlechter hinkommen, zurückführen. Im Ackerstreifen dagegen waren die höchsten N und N_{min} Konzentrationen zu sehen, wo es keine Behinderung der Düngung gab. Der C-Gehalt war nur in der Bodenschicht 10-30 cm im Baumstreifen höher. Allerdings hätte man eine höhere C-Konzentration über das gesamte Bodenprofil aufgrund des Laubes erwartet. Man kann vermuten, dass die höheren P- und K-Gehalte im Randbereich und Baumstreifen ein Effekt des Pappellaubes sind, die mit diesen Nährstoffen angereichert sind.

2.5 BIODIVERSITÄT

2.5.1 Brutvogelkartierung

2.5.1.1 Methoden

Die ornithologische Erfassung erfolgte durch Hören und Sichtbeobachtung während der Begehungen. Die jeweilige Begehung erfolgte als Transektmuster, das eine vollständige Durchmusterung des Untersuchungsraumes ermöglichte. Der Brutvogelbestand wurde durch fünf Begehungen in den frühen Morgenstunden zwischen Ende März und Mitte Juni 2013 (26.03., 23.04., 15.05., 04.06., 12.06.2013, siehe Tabelle 8), und zwischen Ende März und Mitte Juni 2014 (27.03., 23.04., 14.05., 30.05., 12.06.2014, siehe Tabelle 8) erfasst. Es wurden alle Vögel mit territorialem oder brutbezogenem Verhalten (z.B. Balzflüge, Gesang, Nestbau, Fütterung) kartiert. Zusätzlich wurden nahrungssuchende und fliegende Tiere erfasst. Dabei wurden Bewohner des

Offenlandes, bzw. Halboffenlandes, wie Wiesenvögel sowie Acker- und Grabenbrüter, aber auch gehölzbewohnende Singvögel kartiert.

Das Untersuchungsgebiet wurde bei jeder Begehung in Streifen abgelaufen, die ca. 50 m zu beiden Seiten gut einsehbar waren. Das Untersuchungsgebiet umfasste die Versuchsflächen in Wendhausen (Gehölzstreifen und Ackerstreifen, ca. 20 ha) und die umgebende Agrarlandschaft (insgesamt 100 ha). Die festgestellten Vogelarten wurden mit GPS-Koordinaten entsprechend ihres Auftretens in einer Karte dokumentiert. Je Kontrollgang wurde eine Karte erstellt und zu einer Tagesliste zusammengefasst.

Auswertungen von Beobachtungszeit, Verhalten (Gesang, Füttern u.a.), Direktbeobachtungen, Habitatanforderungsprofil/Strukturangebot etc. ermöglichten die jeweilige Statusableitung. Methodisch lehnt sich die Erfassung eng an die Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands (Südbeck et al. 2005) an. Eine Wertung als Brutvogel erfolgt, wenn ein konkreter Brutnachweis vorliegt (Nestfund, fütternde Altvögel, Verleiten), wenn während der fünf Begehungen mindestens drei Nachweise in räumlicher Nähe gelangen oder bei zwei Nachweisen mindestens einer mit Revier anzeigendem Verhalten innerhalb artspezifisch festgelegter "Kernbrutzeiten", in denen kaum Durchzügler oder umherstreifende Vögel zu erwarten sind (zu den artspezifischen Wertungsgrenzen s. Südbeck et al., 2005), beobachtet wurde. Die ermittelten Revierdaten der Brutvögel wurden auf einer georeferenzierten Karte digitalisiert und GIS-technisch bearbeitet. Die GIS-Arbeiten wurden von Stefan Mecke und Gabriele Lohß (Thünen-Institut, Institut für Biodiversität) unterstützt.

Tabelle 8: Termine der Brutvogel-Erfassungen 2013 und 2014 sowie Wetterbedingungen

Datum	Wetter	Temp. (°C)	Wind	Bemerkungen
26.03.2013	klar, heiter, sonnig	3	kein Wind	
23.04.2013	sonnig, leicht wolkig	14	windig	15 Wissenschaftler auf Versuchsfläche
15.05.2013	sonnig, klar	16	kein Wind	2 Traktoren auf dem Feld
04.06.2013	sonnig, leicht wolkig	13	leicht windig	
12.06.2013	sonnig, klar	18,5	kein Wind	einige Wissenschaftler auf Feldern
27.03.2014	klar, sonnig	5,5	kein Wind	
23.04.2014	klar, sonnig	12	kein Wind	
14.05.2014	sonnig, ein paar Wolken	10	windig	
30.05.2014	sonnig	15	kein Wind	
12.06.2014	sonnig, klar	16	kein Wind	

2.5.1.2 Ergebnisse der Brutvogelkartierung

Nachfolgend findet sich eine alphabetische Auflistung aller Vogelarten (inkl. Überflieger), die im Rahmen der Brutvogelerfassungen in 2013 und 2014 im Untersuchungsgebiet Wendhausen angetroffen wurden (Tabelle 9). Nach dem deutschen Artnamen folgt der wissenschaftliche Name. Es schließen sich Angaben zum Status (Brut- oder Gastvogel) im Untersuchungsgebiet, Angaben zur Häufigkeitsklasse in Deutschland für den Zeitraum 1980-2005 (Südbeck et al. 2005) an. In der letzten Spalte findet sich der Rote-Liste-Status (RL D) mit der Einstufung nach der "Roten Liste der Brutvögel Deutschlands" (4. Fassung, 30.11.2007)" (Südbeck et al. 2007).

Aufgabenstellung war die Habitatnutzung und Revierverteilung der Freiflächenbrüter und Gehölz gebundenen Brutvogelarten zu ermitteln. Im Zuge der Brutvogelkartierung und aller weiteren Begehungen wurden sämtliche Gastvögel (Nahrungsgäste, Überflieger) mit erfasst. Die Lage der Reviere aller Brutvogelarten, die in 2013 und 2014 in Wendhausen beobachtet wurden, sind in Anhang 4.3 dargestellt.

Tabelle 9: Artenliste der im Rahmen der Brutvogelkartierung beobachteten Vogelarten

Deutscher	Wissenschaft-	Status	Rote	Häufigkeits-	Beoba in	chtet
Name	licher Name		Liste	klasse 2007	2013	2014
Amsel	Turdus merula	В	+	h	Х	Х
Bachstelze	Motacilla alba	В	+	h	Х	Х
Blässhuhn	Fulica atra	В	+	h	Х	Х
Blaumeise	Parus caeruleus	В	+	h	Х	Х
Bluthänfling	Carduelis cannabina	G	V	h	Х	-
Buchfink	Fringilla coelebs	В	+	h	Х	Х
Buntspecht	Dendrocopos major	G	+	h	Х	-
Dorngras- mücke	Sylvia communis	В	+	h	Х	х
Eichelhäher	Garrulus glandarius	В	+	h	Х	-
Feldlerche	Alauda arvensis	В	3	h	Х	Х
Feldschwirl	Locustella naevia	В	3	mh	Х	-
Feldsperling	Passer montanus	В	V	h	Х	Х
Fitis	Phylloscopus trochilus	В	+	h	х	х
Flussregen- pfeifer	Charadrius dubius	G	3	S	х	-
Gartengras- mücke	Sylvia borin	В	+	h	X	х
Gelbspötter	Hippolais icterina	В	+	h	Х	х
Girlitz	Serinus serinus	В	+	h		Х
Goldammer	Emberiza citrinella	В	+	h	Х	Х
Graugans	Anser anser	G	+	mh	Х	Х
Graureiher	Ardea cinerea	G	+	mh	Х	
Grünfink	Carduelis chloris	В	+	h	Х	Х
Grünspecht	Picus viridis	G	3	mh	Х	-
Hauben- taucher	Podiceps cristatus	В	V	S	Х	-
Heckenbrau- nelle	Prunella modularis	В	+	h	х	х
Kiebitz	Vanellus vanellus	В	2	mh	Х	Х
Kleiber	Sitta europaea	В	+	h	Х	Х
Kohlmeise	Parus major	В	+	h	Х	Х
Kolkrabe	Corvus corax	G	+	S	Х	-
Kormoran	Phalacrocorax carbo	G	+	mh	Х	-
Kuckuck	Cuculus canorus	G	V	mh	Х	Х
Lachmöwe	Larus ridibundus	G	+	h	Х	-
Mauersegler	Apus apus	G	+	h	Х	-

Mäusebussard	Buteo buteo	G	+	mh	X	
Mehlschwalbe	Delichon urbicum	G		h		
Mönchsgras-			v	11	X	Х
mücke	Sylvia atricapilla	В	+	h	Х	Х
Nachtigall	Luscinia megarhynchos	В	+	h	X	X
Neuntöter	Lanius collurio	В	+	h	Х	Х
Nilgans (++Neozoe++)	Alopochen aegyptiaca	В		nb	х	-
Pirol	Oriolus oriolus	В	V	mh	Х	Х
Rabenkrähe	Corvus corone	G	+	h	Х	Х
Rauch- schwalbe	Hirundo rustica	G	V	h	Х	Х
Reiherente	Aythia fuligula	В	+	S	Х	-
Ringeltaube	Columba palumbus	G	+	h	х	Х
Rotkehlchen	Erythacus rubecula	В	+	h	х	Х
Rotmilan	Milvus milvus	G	+	mh	Х	Х
Saatkrähe	Corvus frugilegus frugilegus	G	+	mh	-	х
Schafstelze	Motacilla flava	В	+	h	х	Х
Schwarz- specht	Dryocopus martius	G	+	mh	х	-
Singdrossel	Turdus philomelos	В	+	h	Х	Х
Sprosser	Luscinia Iuscinia	В			Х	-
Star	Sturnus vulgaris	G	+	h	Х	Х
Stockente	Anas platyrhynchos	В	+	h	Х	Х
Sumpfrohr-	Acrocephalus	В	+	h	х	X
sänger	palustris					
Turmfalke	Falco tinnunculus	G	V	mh	X	-
Wachtel	Coturnix coturnix	В	3	S	X	-
Waldschnepfe	Scolopax rusticola	G	V	mh	X	-
Weidenmeise	Parus montanus	В	+	h	X	Х
Wendehals	Jynx torquilla	В	1	S .	Х	-
Wiesenpieper	Anthus pratensis	В	V	h	Х	Х
Zaunkönig	Troglodytes troglodytes	В	+	h	-	X
Zilpzalp	Phylloscopus collybita	В	+	h	Х	Х
Rote Liste-Kateg						
unc	n Aussterben bedroht (> d die Art ist global im Bes	tand g	jefährde	t)		
2 sta Bes	rk gefährdet (> 50% standsentwicklung bzw. u				Europa und	negative
	ährdet (Arten mit r aaltungszustand in Europa	negati a wäh		estandsentwicklun Wintermonate)	g bzw. ungi	instigem
	ht gefährdet				-	
	rwarnliste					
Status Pri	at vogol					
	itvogel hrungsgast/Zugvogel					
Häufigkeitsklass	<u> </u>					

es	extrem selten, mit geographischer Restriktion
SS	sehr selten (< 1.000 Brutpaare = BP)
S	selten (1.000-10.000 BP)
mh	mittelhäufig (10.000-100.000 BP)
h	häufig (>100.000 BP)
nb	nicht bewertet

Aufgrund der unterschiedlichen Habitatnutzung der untersuchten Vogelarten wurden diese in Freiflächenbrüter, bzw. Offenlandcharakterarten (Feldlerche, Kiebitz, Sumpfrohrsänger, Wachtel, (Wiesen)-Schafstelze, Wiesenpieper) und gehölzgebundene Brutvogelarten unterteilt. Im Untersuchungsgebiet wurden von den Offenlandcharakterarten folgende Reviernachweise bzw. Brutpaar-Anzahlen in 2013 und 2014 festgestellt (Tabelle 10):

Tabelle 10: Brutvögel – bewertungsrelevante Offenlandcharakterarten.

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Reviernachweis 2013	Reviernachweis 2014
Feldlerche	Alauda arvensis	Х	Х
Girlitz Serinus serinus		-	Х
Kiebitz	Vanellus vanellus	Х	Х
Schafstelze	Motacilla flava	Х	Х
Sumpfrohrsänger	Acrocephalus palustris	-	х
Wachtel	Coturnix coturnix	Х	-
Wiesenpieper	Anthus pratensis	Х	-

Für alle anderen Brutvogelarten einschließlich der Gehölzcharakterarten konnten folgende Nachweise erbracht werden (

Tabelle 11).

Tabelle 11: Brutvögel – alle Arten, einschließlich Gehölzcharakterarten

Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name	Reviernachweis 2013	Reviernachweis 2014	
Amsel	sel Turdus merula		Х	
Bachstelze	Motacilla alba	х	Х	
Blässhuhn	Fulica atra	х	х	
Blaumeise	Cyanistes caeruleus	х	Х	
Buchfink	Fringilla coelebs	х	Х	
Dorngrasmücke	Sylvia communis	х	Х	
Feldschwirl	Locustella naevia	x	-	
Feldsperling	Passer montanus	х	Х	
Fitis	Phylloscopus trochilus	Х	х	
Gartengrasmücke	Sylvia borin	х	X	
Gelbspötter	Hippolais icterina	х	Х	
Goldammer	Emberiza citrinella	x	X	
Grünfink	Carduelis chloris	х	X	
Haubentaucher	Podiceps cristatus	х	-	
Heckenbraunelle	Prunella modularis	x	X	
Kleiber	Sitta europaea	х	X	
Kohlmeise	Parus major	х	Х	
Kuckuck	Cuculus canorus	х	X	
Mönchsgrasmücke	Sylvia atricapilla	Х	X	
Nachtigall	Luscinia megarhynchos	Х	х	
Neuntöter	Lanius collurio	х	Х	
Nilgans (++Neozoe++)	Alopochen aegyptiacus	Х	-	
Pirol	Oriolus oriolus	X	X	
Reiherente	Aythya fuligula	X	-	
Rotkehlchen	Erithacus rubecula	X	X	
Singdrossel	Turdus philomelos	X	X	
Sprosser	Luscinia luscinia	X	-	
Stockente	Anas platyrhynchos	Х	-	
Sumpfrohrsänger	Acrocephalus palustris	Х	-	
Weidenmeise	Poecile montana	х	Х	
Wendehals	Jynx torquilla	х	-	
Zaunkönig	Troglodytes troglodytes	-	х	
Zilpzalp	Phyloscopus collybita	х	х	

Bei der Brutvogelkartierung in Wendhausen im Jahr 2013 konnten insgesamt 37 Brutvogelarten mit insgesamt 210 Revieren nachgewiesen werden. Ähnliche Beobachtungen wurden auch in den Jahren 2008 (36 Brutvogelarten) und 2009 (33 Brutvogelarten) gemacht, sodass die avifaunistische Artenvielfalt in etwa gleichgeblieben ist, sich jedoch deutlich mehr Brutpaare auf den Versuchsflächen und den umgebenden Strukturen angesiedelt und ihr Revier bezogen haben. In 2014 konnten insgesamt 30 Arten nachgewiesen werden. Die Revieranzahl lag mit 210 Revieren im Jahr 2013 deutlich höher als im Untersuchungsjahr 2014, hier konnten 172 Reviere belegt werden.

2.5.1.3 Diskussion

Durch die linienförmigen Energieholzpflanzungen und deren unterschiedlichen Nutzungs- und Vegetationsstrukturen konnte die avifaunistische Artenvielfalt in den letzten Jahren verbessert werden. Dies lässt sich auf die Vegetations- und Strukturzunahme in den Gehölzpflanzungen zurückführen, da nun auch andere Vogelarten dort ideale Brut- und Nistbedingungen vorfinden.

Mit zunehmendem Alter der Energieholzstreifen ändert sich die Zusammensetzung der Avifauna. Bei vogelkundlichen Untersuchungen über den Zeitraum von 13 Jahren in Hessen nahm die Anzahl der Brutvögel langfristig zu und auch die Brutpaardichte stieg an, was auch auf der Versuchsfläche in Wendhausen im Laufe der Untersuchungsjahre zu erkennen ist (Gruß & Schulz 2008). Die Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaften hat sich geändert. Bei Zunahme höher wüchsiger Bestände werden jedoch die Offenlandarten nach und nach verschwinden und die Wald- und Gehölzarten zunehmen (Schulz et al. 2008). Langfristig werden sich das zunehmende Alter und die zunehmende Vegetationshöhe der Energieholzstreifen eher negativ auf die Offenlandcharakterarten auswirken, da sich das Lebensraumpotenzial für diese Arten verändert. Die Energieholzflächen können für die Offenlandarten nur temporär eine Kompensation übergenutzter Agrarflächen darstellen.

Durch die Integration von einheimischen Strauch- und Baumarten in den linienförmigen Energieholzpflanzungen (ökologische Variante) konnten ein erweitertes Nahrungsspektrum, aber auch durch vielfältige Strukturkomplexe zusätzliche Reviermöglichkeiten und unterschiedliche Nischennutzungen geschaffen werden. Für Brutvögel ist das strukturelle Angebot in den Randzonen der Energieholzstreifen sehr wichtig. Dies führt zu einer Positivwirkung für die avifaunistische Artenvielfalt und damit für die lokale Biodiversität in der Agrarlandschaft. Es sind deutlich mehr Brutvogelarten der Wald- und Gehölzarten in den Energieholzstreifen anzutreffen als zu Beginn und während der Etablierungsphase in den Jahren 2008 und 2009.

Zu Beginn des Jahres 2014 wurden alle Energieholzstreifen zeitgleich geerntet, sodass für die zu erwartenden Brutvogelpaare eine schlagartig veränderte Situation eingetreten ist. Dies war deutlich zu erkennen anhand der verschobenen Artenzusammensetzung und den rückläufigen Revieren. Diese Befunde sprechen für einen positiven Effekt der Baumstreifen auf die Brutvögel. Im Laufe der nächsten Jahre wird sich die Situation wieder ändern, sobald die Energieholzpflanzen nachgewachsen sind und zunehmend Strukturreichtum, Schutz und Deckung bieten. Aber auch die Nist- und Brutmöglichkeiten, sowie hohe Sitzwarten werden für bestimmte Vogelarten wieder gegeben sein und die Anzahl der Reviere wird zunehmen. Die höchsten Artund Individuendichten von Brutvögeln konnten in 2- bis 5-jährigen Kurzumtriebsplantagen ermittelt werden (Gruß & Schulz 2008). Um dauerhaften Lebensraum für Vogelarten der offenen bis halboffenen Feldflur zu schaffen, sind möglichst kurze Umtriebszeiten zu favorisieren (Schulz et al. 2008).

2.5.2 Begleitvegetation

2.5.2.1 Methoden

Die Begleitvegetation wurde im Frühjahr 2013 und 2014 in 3 m² Parzellen bonitiert, die dieselben Abstände zu den Baumstreifen wie die Ernteparzellen aufwiesen (siehe Abbildung 28). In allen Baumstreifen (außer D in 2013) der Anlage sowie in den schmalen und breiten Wintergerste-Ackerstreifen im Alley-Cropping-System und in der Wintergerste-Referenzfläche (siehe Tabelle 1 für Position) wurde der Begleitwuchs bestimmt und der Bedeckungsgrad nach der Schätzskala

von Braun-Blanquet (1951) bewertet. Arten mit Deckungsgraden "r" (< 1 % Deckung), "+" (bis 1 % Deckung) und "1a" und "1b" (bis 5 % Deckung) wurden als "Nichtkonkurrenten" bzw. nicht als Unkräuter bewertet. Wildpflanzenarten mit. Deckungsgraden > "1" (> 5 % Deckung) wurden dagegen als "Konkurrenten" und somit als Unkräuter eingestuft.

2.5.2.2 Ergebnisse und Diskussion

2.5.2.3 Bonitur 2013

In Abbildung 20 ist die Artenzahl der Begleitflora in den Baumstreifen und in den drei Wintergersteschlägen dargestellt. Die größte Artenvielfalt wurde in den Baumstreifen gefunden; die niedrigste in der Referenzfläche. Die Erkenntnis, dass die Vielfalt der Begleitflora in den Agroforststreifen erhöht ist, steht im Einklang mit den Ergebnissen der ersten Projektphase.

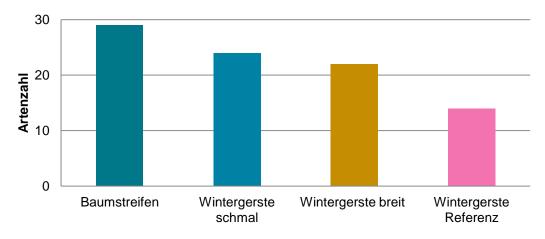


Abbildung 20: Artenzahl der Begleitvegetation in den Baumstreifen und in den schmalen und breiten Wintergerste-Ackerstreifen im Alley-Cropping-System und in der Wintergerste-Referenzfläche in 2013.

In Abbildung 21 ist die Anzahl der Arten nach ihrem Bedeckungsgrad dargestellt. In den Baumstreifen waren überwiegend Arten mit sehr niedrigem Bedeckungsgrad zu finden ("Nichtkonkurrenten"). In den zwischen den Baumstreifen gelegenen Wintergersteschlägen waren Arten mit einem Bedeckungsgrad von maximal 2 zu finden. Die höchsten Bedeckungsgrade (76-100 % Deckung) erreichten einzelne Arten auf dem Wintergerste Referenzschlag. Nur vier Arten wurden gleichzeitig in der Referenz- und in der Agroforstfläche gefunden: Klettenlabkraut (*Galium aparine* L.), Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense* L.), Ackerfuchsschwanzgras (*Alopecurus myosuroides* Huds.) und Schlitzblättriger Storchschnabel (*Geranium dissectum* L.). Die Begleitflora der Referenzfläche setzte sich hauptsächlich aus Gräsern und Distelarten zusammen. Sechs von diesen Arten wurden auch in den Baumstreifen beobachtet. Fast alle Arten, die in den Wintergerste-Agroforstschlägen vorkamen (hauptsächlich Zweikeimblättrige), waren auch in den Baumstreifen vertreten. Sechs Jahre nach der Einbringung der Baumstreifen war demnach kein erhöhter Unkrautdruck in den Ackerkulturen zu beobachten.

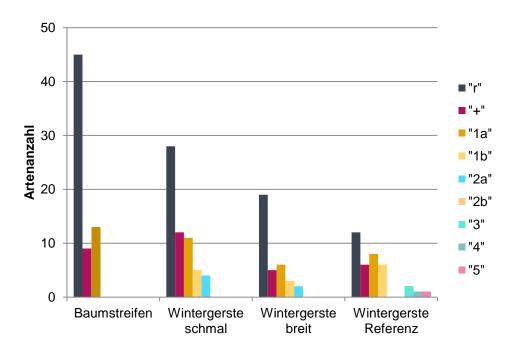


Abbildung 21: Anzahl Arten und Deckungsgrade in den Baumstreifen A-I und in den schmalen und breiten Wintergerste-Ackerstreifen im Alley-Cropping-System und in der Wintergerstereferenzfläche in 2013 (r: < 1 % Deckung; +: bis 1 %; 1: bis 5 %; 2: 5-25 %; 3: 26-50 %; 4: 51-75 %; 5: 76-100 %).

2.5.2.4 Bonitur 2014

Allgemein war die Artenvielfalt in den Baumstreifen am größten (siehe Abbildung 22). Die meisten Arten in den Baumstreifen hatten einen niedrigen Bedeckungsgrad (unter 1%). In den Agroforstschlägen wurden mehr Arten als in der Referenzfläche gefunden. Wie in den Baumstreifen hatten die meisten Arten sowohl in den schmalen als auch den breiten Wintergersteschlägen nur einen geringen Bedeckungsgrad. Vier Arten wurden gleichzeitig in dem Agroforst Wintergersteschläge und in dem angrenzenden westlichen Baumstreifen gefunden. Diese Arten sind allgemeine Ackerunkräuter: das Ackerfuchsschwanzgras (Alopecurus myosuroides Huds), die Ackerkratzdistel (Cirsium arvense L.), das Kletten-Labkraut (Galium aparine L.) und die Kohl-Gänsedistel (Sonchus olecarus L.). Bis auf das Kletten-Labkraut hatten diese Arten in den Ackerflächen Bedeckungsgrade von weniger als 1 % bis 3 %. Also galten diese drei Unkräuter, wie in 2013, nicht als Konkurrenten für die Wintergerste. In 2014 konnten sich die Unkräuter nach der Baumernte anfangs ausbreiten, da wieder Platz und Licht vorhanden waren. Nachdem die Bäume heran gewachsen waren, wurde das Unkraut erneut in den Baumstreifen unterdrückt, sodass es sich trotz anfänglich guter Wachstumsbedingungen insgesamt nicht stark ausbreiten konnte. Problematisch stellte sich das Kletten-Labkraut dar. Es trat auf der Ackerfläche mit bis zu 50 % Bedeckungsgrad auf und fand sich mit geringerem Bedeckungsgrad auch in den Baumstreifen wieder. Das Kletten-Labkraut sollte daher weiterhin beobachtet werden, inwieweit es sich in den nächsten Jahren als Problemunkraut darstellt.

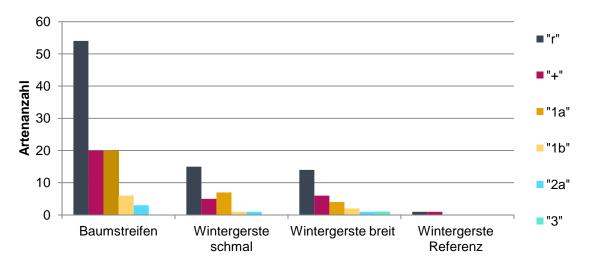


Abbildung 22: Anzahl Arten und Deckungsgrade in den Baumstreifen und in den schmalen und breiten Wintergerste-Ackerstreifen im Alley-Cropping-System und in der Wintergerste-Referenzfläche in 2014 (r: < 1 % Deckung; +: bis 1 %; 1a: 1-3%, 1b: 3-5 %; 2a: 5-15 %; 3: 26-50 %).

2.6 ERTRAGSERFASSUNGEN

2.6.1 Wachstumserfassung der Pappeln in Wendhausen in Abhängigkeit der Reihenposition

2.6.1.1 Erfassung und Auswertung der Wachstumsparameter

Für die Erfassung der Wachstumsparameter der Baumstreifen in Wendhausen, wurde beschlossen, sich auf den Klon "Max" in der Aspen-Variante und Kontroll-Variante zu konzentrieren. Dieser Klon wurde aufgrund seiner hohen Erträge, geringer Krankheitsanfälligkeit und hoher Überlebensrate ausgewählt (Lamerre et al. 2015). Die ökologische Variante wurde nicht gemessen, weil sich die Büsche nicht gut etablierten und folglich der Einfluss zwischen den Streifen nicht homogen und konsistent war. Lediglich die Baumstreifen C bis F wurden bewertet (siehe Abbildung 1), sowie die KUP-Referenzfläche. Zum Zeitpunkt der Studie im Jahr 2013 waren die Baumstreifen im 6-jährigen Rotationszyklus (6j-RZ) noch nicht beerntet worden, während die Baumstreifen im 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ) bereits einmal beerntet worden waren.

Um das Wachstum der Bäume zu untersuchen, wurden mehrere Messungen im Wintern 2009/10, 2013/14 und 2014/15 in den Lee-, mittleren und Luv-Reihen der Kontroll- und Aspen-Variante der Baumstreifen C bis F (siehe Abbildung 9) durchgeführt. Es wurde der Brusthöhendurchmesser (BHD) auf 1,30 m über dem Boden bei allen Trieben von 20 Bäumen pro Baumreihe mit einer digitalen Schieblehre (Alpha-Tools, Deutschland, 0,1 cm Genauigkeit) gemessen. Darüber hinaus wurden die Triebhöhen bei ausgewähltem BHD in jeder Baumreihe mit einem Teleskop-Stab (mEssfix, Nedo, Schweiz, 1 cm Genauigkeit) gemessen und die Anzahl der Triebe von 20 Bäumen pro Reihe wurde gezählt. Die gleichen Parameter wurden in der KUP-Referenzfläche an 56 Bäumen gemessen.

Zum Testen der signifikanten Unterschiede von BHD und Triebanzahl in den verschiedenen Reihenpositionen der Baumreihen (Lee-, mittlere und Luv-Seite und für die 3j-RZ zusätzlich die KUP-Referenzfläche) in beiden Varianten (Kontroll- und Aspen-) wurden lineare *mixed effects* Modelle mit der Software R (R Core Team, 2014) angewendet (*Random*-Faktoren: Baumnummer und Streifennummer für BHD und Streifennummer für Triebanzahl). Der BHD wurden mit normal verteiltem Fehler (package "nlme", Pinheiro et al (2014)) und die Triebanzahl mit Poissonverteiltem Fehler und log link (package "glmmADMB", (Skaug et al. 2012)) angepasst. Für die 3j-RZ und die 6j-RZ wurden separate Analysen durchgeführt. Die Modellresiduen wurden graphisch auf Normalverteilung und Varianzhomogenität überprüft, und die Triebzahl wurde

ebenso auf *Overdispersion* überprüft. Da sie nicht normalverteilt waren, wurden die Residuen des BHD von 2014 in 3j-RZ und 6j-RZ log-transformiert, während die Daten des Jahres 2013 in 3j-RZ doppelt log-transformiert wurden, gefolgt von einer umgekehrten Quadrat-Transformation. Anschließend wurden *Post-Hoc* Vergleiche mit 95 %-Konfidenzintervall für die Differenz der Mittelwerte ("Tukey" Test) ausgeführt unter Verwendung der Funktion "glht", im "multcomp" - Package (Hothorn et al. 2008) in R (R Core Team 2014), mit einer Wahrscheinlichkeit für die Ablehnung der Nullhypothese von 0,05.

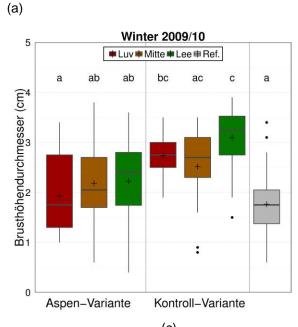
Die Triebhöhen wurden mit dem BHD in linear *mixed effects* Modellen korreliert. Es wurde ein Modell pro Baumreihen in jeder Variante und jedem Rotationszyklus erstellt (Lee-, mittlere- und Luv-Reihen der Kontroll- und Aspen-Varianten; zusätzlich beim 3j-RZ, die KUP-Referenzfläche). Als *Random*-Faktoren wurden die Baumnummern innerhalb der Baumstreifennummern ebenfalls ausgewählt. Die Analyse wurde mit der Software R (R Core Team 2014) durchgeführt. Für jedes Winterperiode (2009/10, 2013/14 und 2014/15) und jeden Rotationszyklus (3j- und 6j-) wurden separate Analysen durchgeführt. Um die Korrelation zwischen der Höhe und dem BHD zu beurteilen, wurde ein pseudo-R² in Form von R² einer Regression zwischen vorhergesagten und beobachteten Werten berechnet. Das R² wurde zunächst mit dem Parameterkoeffizienten für feste Effekte und dann mit dem für feste und *Random*-Effekte berechnet.

2.6.1.1 Ergebnisse für Brusthöhendurchmesser

Im Winter 2009/10 wurden die Daten auf den Rotationszyklus nicht unterschieden, da noch keine Ernte stattgefunden hatte. Die signifikanten höheren BHD wurden in den Reihen der Lee-Seite der Kontroll-Variante (3,1 cm) beobachtet, während die niedrigste in der KUP-Referenzfläche gemessen wurde (1,8 cm) (siehe Abbildung 23 (a)). Im Allgemeinen war die Datenspannweite in der Aspen-Variante größer und die Werte niedriger als in der Kontroll-Variante.

Hinsichtlich 2013/14 wurden zwei unterschiedliche Spannweiten im BHD in Abhängigkeit vom Rotationszyklus beobachtet (siehe Abbildung 23 (b)). Es konnten jedoch keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Im 3j-RZ lagen die Werte meist zwischen 1 und 3 cm. In diesem Rotationszyklus lagen die höchsten BHD in den äußeren Reihen der Kontroll-Variante (an der Lee- und Luv-Seite jeweils 2,6 und 2,5 cm). Die in der Referenzfläche gemessenen BHD waren ähnlich den mittleren Reihen der Kontroll- und Aspen-Variante (etwa 2,2 bis 2,3 cm). In der Aspen-Variante wurden die höchsten BHD in den Luv-Reihen (2,5 cm) gemessen. Im 6j-RZ waren die meisten Werte im Bereich von 4 bis 8 cm. In der Aspen-Variante waren die BHD im Allgemeinen höher als in der Kontroll-Variante. Dort lagen sie in den Lee-Reihen (6,6 cm), während in der Kontroll-Variante die höchsten BHD in den Luv-Reihen (6,4 cm) beobachtet wurden. Die niedrigsten BHD wurden in der Mitte der Kontroll-Variante (5,0 cm) gemessen.

In 2014/15 lagen die Werte in beiden Zyklen bei etwa 1 cm. Im 3j-RZ waren die BHD in den Luv-Reihen signifikant größer (in beiden Varianten 1,1 cm) als die in den mittleren Reihen (in beiden Varianten 0,9 cm) (siehe Abbildung 23 (c)). Im 6j-RZ waren die Messwerte in den mittleren Reihen der Kontroll-Variante die kleinsten (0,9 cm) und signifikant verschieden von denen in den Luvreihen (1,2 cm) und den Lee-Reihen der Aspen-Variante (1,1 cm).



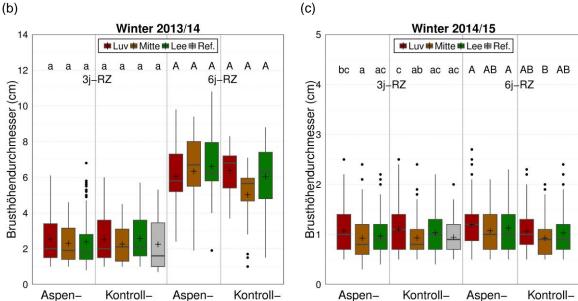


Abbildung 23: Box und Whisker Plots¹ der BHD gemessen in den Luv-, Lee- und mittleren Reihen der Baumstreifen in den Aspen- und Kontroll-Varianten, sowie in der Referenzfläche (Ref.) im Wintern 2009/10 (a), 2013/14 (b) und 2014/15 (c) in den 3-jährigen (3j-RZ) und in den 6-jährigen Rotationszyklen (6j-RZ). Verschiedene Buchstaben über jeder Box zeigen den statistisch signifikanten Unterschied mit einem 0,05 Wahrscheinlichkeitsniveau.

2.6.1.2 Ergebnisse Triebhöhen

In der Abbildung 24 sind die vorhergesagten Triebhöhen ausgewählter BHD für die verschiedenen Varianten und Rotationszyklen dargestellt (für jeden Rotationszyklus und jede Variante: Lee-, mittlere und Luv- Reihen; zusätzlich für die 3j-RZ in der Referenz). Für nahezu jedes Modell war

_

¹ Die graue dicke Linie in jeder Box stellt den Median dar, die Kreuze repräsentieren den Mittelwert, der Boden der Box ist das erste Quartil und die Oberseite der Box das dritte Quartil. Die Enden der Whisker zeigen den ± 1,5 x Interquartilbereich.

der Korrelationskoeffizient R² mit *Random*-Effekten höher als der ohne. Außerdem waren die R²-Werte > 0,80 und zeigten daher eine gute Anpassung der Daten.

Im Winter 2013/14 waren die Triebe im 3j-RZ mit BHD > 2cm am höchsten in den mittleren Reihen der Kontroll-Variante und in der Referenz, während die kleinsten in den Lee- und mittleren Reihen der Aspen-Variante lagen. Im Gegensatz dazu waren die Triebe mit BHD < 2cm in den Lee- und mittleren Reihen der Aspen-Variante höher als in der Referenz und den Luv-Reihen der Kontroll-Variante. Für die Bäume im 6j-RZ zeigten die Triebe mit ähnlichem BHD die kleinsten Höhen in den Luv-Reihen in beiden Varianten über die gesamte BHD-Spannweite. Für BHD < 4cm wurden die höchsten Triebe in den Lee-Reihen der Kontroll-Variante und den mittleren Reihen der Kontroll-Variante gefunden.

Im Winter 2014/15 wurde ein ähnlicher Trend wie in 2013/14 beobachtet. Dieser war jedoch weniger ausgeprägt, da die BHD kleinere Werte zeigten. Im 3j-RZ, für BHD < 1cm, waren die Triebe am höchsten in den Luv-Reihen der Kontroll-Variante und am kleinsten in der Referenz. Für BHD > 1cm war das Gegenteil zu beobachten: die höchsten Triebe befanden sich sowohl in der Referenz, als auch in den Lee-Reihen beider Varianten und den mittleren Reihen der Aspen-Variante. Die niedrigsten Höhen für diesen Rotationszyklus wurden für BHD > 1cm in den Luv-Reihen der beiden Varianten und mittleren Reihen der Kontroll-Variante beobachtet. Im 6j-RZ verliefen Steigungen und Schnittpunkte der verschiedenen Reihen und Varianten sehr ähnlich zueinander und die vorhergesagten Linien waren sehr nah und parallel. Nur die mittleren Reihen der Aspen-Variante zeigten etwas höhere Triebe bei BHD < 1cm und etwas kleinere bei BHD > 1 cm als die anderen Reihen.

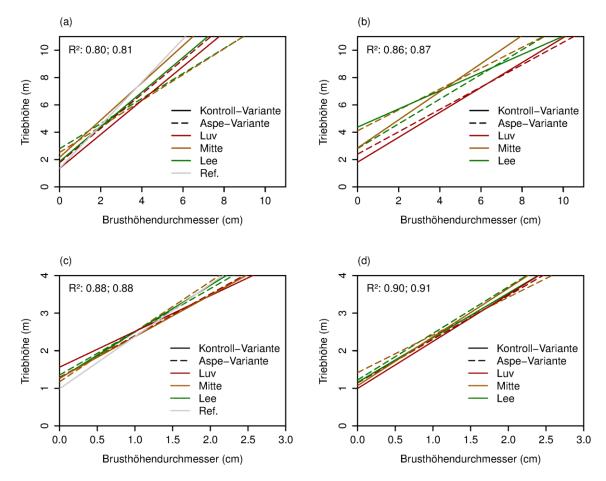


Abbildung 24: Vorhergesagte Triebhöhen (m) für mehrere BHD (cm) gemessen in Winter 2013/14 im 3-jährigen (a) und im 6-jährigen Rotationszyklus (b) und in Winter 2014/15 im 3-jährigen (c) und im 6-jährigen Rotationszyklus (d), für die Lee-, Luv- und mittleren Reihen der Kontroll- und Aspen-Variante (R²: Korrelationskoeffizient. Erstes R² von festen Effekten; zweites R² von festen und Random-Effekten).

2.6.1.3 Ergebnisse der Anzahl Triebe pro Baum

Im Winter 2013/14 hatten die Bäume im 6j-RZ deutlich weniger Triebe als die Bäume im 3j-RZ, die schon einmal geerntet wurden (rund 1,1 Triebe pro Baum im 6j-RZ und 4,2 im 3j-RZ) (siehe **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**). Im 6j-RZ wurden in der Triebzahl zwischen den Positionen der Reihe keine Unterschiede festgestellt. Doch im 3j-RZ hatten die Bäume in den Luv- und Lee-Reihen mehr Triebe (bis 5.5) als die Bäume in den mittleren Reihen, vor allem in der Kontroll-Variante (2,9). Die Referenzfläche zeigte im Durchschnitt 3,6 Triebe pro Baum. Hier konnten allerdings keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Im Winter 2014/15 zeigten die Bäume im 3j-RZ nach der Ernte aller Baumstreifen im Durchschnitt 7,1 Triebe, während die Bäume im 6j-RZ im Durchschnitt 5,9 Triebe hatten. Ähnliche Tendenzen wie im Winter 2013/14 wurden beobachtet, nämlich höhere Triebzahlen in den Luv- und Lee-Reihen (bis 8,3) in beiden Rotationszyklen und Varianten als in den mittleren Reihen (5,0 bis 6,5). Es wurden jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Reihen erkannt. Die Bäume in der Referenzfläche zeigten im Durchschnitt 7,4 Triebe, d.h. mehr Triebe als die mittleren Reihen, aber weniger als die Randreihen.

Tabelle 12: Triebzahlen pro Baum in den Luv-, mittleren und Lee-Reihen der Aspen- und Kontroll-Variante, für beide Rotationszyklen (3-jährigen:3j-RZ und 6-jährigen:6j-RZ) in Winter 2013/14 und 2014/15 (Mittelwert ± Standardfehler)(k.A.: Keine Angaben).

Variante	Reihe	20	13	2014	
variante	Keille	3j-RZ	6 j-RZ	3 j-RZ	6 j-RZ
	LUV	4,6 ± 0,4	1,1 ± 0,1	8,3 ± 0,8	5,2 ± 0,5
Aspe	Mitte	4,0 ± 0,3	1,1 ± 0,1	6,5 ± 0,5	$5,0 \pm 0,5$
	LEE	4,5 ± 0,4	1,1 ± 0,1	7,5 ± 0,5	6,5 ± 0,9
	LUV	5,5 ± 0,5	1,1 ± 0,1	6,9 ± 0,5	6,5 ± 0,5
Kontrolle	Mitte	$2,9 \pm 0,2$	1,1 ± 0,1	$5,2 \pm 0,4$	$5,7 \pm 0,4$
	LEE	4,8 ± 0,5	1,3 ± 0,1	8,2 ± 0,8	6,9 ± 0,7
KUP-Referenzfläche		3,6 ± 0,2	k.A.	7,4 ± 0,7	k.A.

2.6.1.4 Methode der Biomasseschätzung der äußeren und mittleren Baumreihen

Im Winter 2013/2014 wurde eine Biomasseschätzung in beiden Rotationszyklen (3- und 6-jährig) durchgeführt, um die Biomasseproduktion speziell in den äußeren (Lee und Luv) Reihen und den mittleren Reihen in beiden Designs (Kontroll- und Aspen-Variante) sowie in den mittleren und Lee-Reihen der KUP-Referenzfläche zu untersuchen. Da in den Lee-Reihen der Kontroll- und Aspen-Varianten ähnliche Effekte erwartet wurden, wurden die Werte dieser Reihen aus beiden Designs zusammengelegt. Das gleiche galt für die Luv-Reihen. Die mittleren Reihen der Kontroll- und Aspen-Varianten wurden allerdings getrennt voneinander gemessen. Im Gegensatz zu den vorhergehenden Messungen, bei denen nur zwei Reihen erfasst wurden, wurden nun die vier Reihen der Kontrollvariante gemessen (Lamerre et al. 2015).

Zunächst wurden die Brusthöhendurchmesser (BHD) von 40 % der Bäume gemessen und anschließend 25 Triebe ausgewählt, die die Bandbreite in der Variation der BHD darstellten. Diese Triebe wurden von Hand geschnitten (10 cm über dem Boden), gehäckselt und gewogen. Um den Wassergehalt zu bestimmen, wurde eine Probe entnommen und für mehrere Tage bei 60 °C getrocknet bis ein konstantes Gewicht erreicht war. Allometrische Gleichungen wurden angewendet, um die Triebtrockenmasse der BHD (siehe Formel 2) vorherzusagen:

Formel 2:
$$TM = \alpha x BHD^{\beta}$$

wobei TM die Triebtrockenmasse ist und α und β die Gleichungskoeffizienten. Die Modelle wurden mit Logarithmen linearisiert und die Gleichungskoeffizienten wurden dann in R (R Core Team 2014) berechnet. Anschließend wurde die TM der jeweilig gemessenen BHD vorhergesagt. Mit Hilfe der "Mean Stool" Methode, die von Hytönen, Lumme, & Törmälä (1987) beschrieben wurde, wurde die jährliche Biomasseproduktion pro Hektar für jede Reihe auf Basis der durchschnittlichen TM und der Anzahl der Triebe pro Hektar geschätzt (Lamerre et al. 2015).

Um den Effekt der Reihenposition (Lee, Mitte der Kontroll-Variante, Mitte der Aspen-Variante, Luv und zusätzlich die KUP-Referenzfläche für den 3-jährigen Rotationszyklus) auf die Biomasseproduktion zu prüfen, wurden für beide Rotationszyklen die gleichen statistischen Analysen wie für den BHD in der Software R (R Core Team 2014) durchgeführt.

2.6.1.1 Ergebnisse der Biomasseschätzung der äußeren und mittleren Baumreihen

Die geschätzten jährlichen Biomasseproduktionen für jede Reihenposition und in beiden Rotationszyklen (Lee, Mitte der Kontrollvariante, Mitte der Aspen-Variante, Luv und zusätzlich die Referenzfläche für den 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ)) sind in Abbildung 25 dargestellt.

Generell wurden die signifikant höchsten Biomasseproduktionen in beiden Rotationszyklen in den Lee-Reihen der Baumstreifen erreicht (3j-RZ: 16 t/ha/Jahr und 6j-RZ: 16,1 t/ha/Jahr), aber auch die Lee-Reihen in der Referenzfläche zeigten einen hohen Wert (13,6 t/ha/Jahr). Die Luv-Reihen zeigten nur im 3j-RZ eine sehr hohe Biomasseproduktion (15,7 t/ha/Jahr). Im 6j-RZ waren die geschätzten Werte für die Luv-Reihen (12,8 t/ha/Jahr) signifikant geringer als die Werte der Lee-Reihen, aber ähnlich mit den mittleren Reihen der Aspen-Variante (13,8 t/ha/Jahr). In diesem Rotationszyklus war die geschätzte Biomasseproduktion in den mittleren Reihen der Kontroll-Variante deutlich am niedrigsten (8,6 t/ha/Jahr) und im 3j-RZ waren die Werten der mittleren Reihen der Kontroll- und Aspen-Variante beide signifikant am niedrigsten (jeweils 8,0 und 9,6 t/ha/Jahr) (Lamerre et al. 2015).

Darüber hinaus zeigte jede allometrische Gleichung einen hohen Korrelationskoeffizienten (> 0,92), was zeigt, dass die Gleichungen den beobachteten Daten gut angepasst waren (siehe Anhang 4.5 und Tabelle 20 für die Gleichungskoeffizienten).

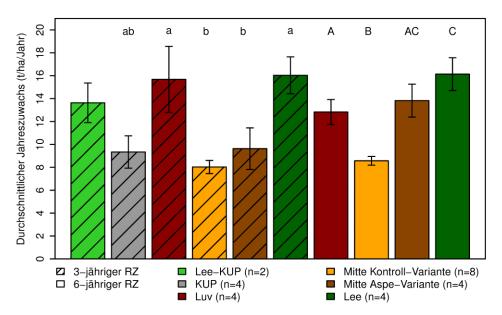


Abbildung 25: Mittlere jährliche Biomasseproduktion der Pappeln in den unterschiedlichen Reihepositionen und Varianten der Baumstreifen im Alley-Cropping-System sowie in der Referenzfläche (Mittelwert von allen Reihen ± Standardfehler). Balken mit unterschiedlichen Buchstaben sind statistisch signifikant unterschiedlich (p < 0.05) (Lamerre et al. 2015).

2.6.1.2 Diskussion

<u>Produktivität der Baumstreifen unter veränderten Wachstumsbedingungen im Alley-Cropping-</u> System und in Abhängigkeit der Rotationszyklen

Die größten Unterschiede im BHD wurden zwischen den beiden Rotationszyklen im Winter 2013/14 beobachtet. Sie waren im 6j-RZ viel größer als im 3j-RZ. Auch die Anzahl der Triebe pro Baum unterschied sich in diesem Jahr zwischen den beiden Rotationszyklen. Die Bäume im 6j-RZ zeigten meist nur einen Trieb, während die Bäume des 3j-RZ mehr als 4 Triebe pro Baum hatten. Nach der Ernte im 3j-RZ wuchsen sie in einer strauchartigen Form (Sennerby-Forsse et al. 1992). Somit kann der Unterschied zwischen den Rotationszyklen darauf zurückgeführt werden, dass ein Rotationszyklus bereits einmal geerntet wurde.

Auch wenn die Rotationszyklen unterschiedliche Strukturen präsentierten, hatte dies keine Auswirkungen auf die jährliche Biomasseproduktion der Bäume, die in beiden Rotationszyklen sehr ähnlich war. Da Auclair and Bouvarel (1992) und Herve and Ceulemans (1996) eine bessere spezifische Wachstumsleistung der schon einmal geschnittenen Bäume fanden, wurde eine größere Biomasseproduktion im 3j-RZ erwartet. Es wurde jedoch eine höhere Ausfallrate nach der

ersten Ernte beobachtet (Daten nicht gezeigt). Dies ist wahrscheinlich auf die Tatsache zurückzuführen, dass Pappeln sehr anfällig gegen Krankheiten und Schädlingsbefall sind (Dillen et al. 2011) und/oder sich die Phenolgehalte nach dem Schneiden ändern (weniger Phenole prädisponieren rote Pilze und somit Sterblichkeit) wie von Sennerby-Forsse et al (1992) angedeutet. Die Ergebnisse vom Winter 2014/15 zeigten ähnliches Nachwachsen in beiden Rotationszyklen im ersten Jahr nach der Ernte. Weitere Beobachtungen sind daher notwendig, um herauszufinden, wie der Rotationszyklus den Ertrag im Laufe der Jahre beeinflusst.

Im Allgemeinen waren in den untersuchten Jahren das Baumwachstum und die Produktion der Biomasse zwischen Rand und mittleren Reihen innerhalb des ACS und zwischen dem ACS und der KUP-Referenzfläche verschieden. Diese Effekte wurden im Jahr 2009 bereits bei den zweijährigen Bäumen bei dem BHD erkannt. Im Winter 2014/15 nach der ersten Ernte der Baumstreifen im 6j-RZ und der zweiten Ernte der Baumstreifen im 3j-RZ wurden kleine Unterschiede des BHD und der Höhe zwischen den Reihen festgestellt. Die größten Unterschiede zwischen den Reihen und Systemen wurden jedoch 2013/14 festgestellt, aber statistisch signifikante Unterschiede nur in den Wintern 2009/10 und 2014/15, in denen die numerischen Unterschiede am geringsten waren. Dieser Mangel des statistischen Effekts ist auf die große Datenspannweite in den Winterperioden 2009/10 und 2013/14 zurückzuführen.

Effekt der veränderten Wachstumsbedingungen in den Randreihen der Baumstreifen

Im Winter 2013/14 hatten die äußeren Reihen der Pappel-Baumstreifen innerhalb des Alley-Cropping-Systems (ACS) tendenziell größere Durchmesser als die mittleren Reihen. Dieses Ergebnis ist auf das größere Platzangebot neben der Ackerstreifengrenze zurückzuführen, das einen positiven Einfluss auf den Pappel-Triebdurchmesser hat (Cannell 1980; Auclair and Bouvarel 1992a; DeBell et al. 1996; Benomar et al. 2012). Die hohe Biomasseproduktion in den Randreihen ist auf die großen BHD zurückzuführen, da dieser Parameter proportional zum BHD aber auch zur hohen Anzahl der Triebe in dieser Studie war (Lamerre et al. 2015). Dieser Effekt wurde bereits bei der Untersuchung von Gamble et al (2014) unter Verwendung des gleichen Klons beobachtet. Höhere Überlebensraten der Äste bei größeren Pflanzenabständen wurde auch von DeBell et al (1996) bei den Hybridpappeln *P. trichocarpa x P. deltoides* beobachtet. Diese Ergebnisse bestätigen die Bedeutung des größeren Platzangebotes in den Randreihen als positive Auswirkung auf die Biomasseproduktion.

Licht ist auch ein wichtiger Faktor für das Pappelwachstum (Farmer 1963; International Poplar Commission 1979). Die höhere Lichtverfügbarkeit an den Randreihen führt zu einer höheren Anzahl von Trieben, aber zu niedrigen Triebhöhen, wie von Ringler et al (1997) angedeutet. Weiterhin zeigen Pappeln eine hohe apikale Dominanz und neigen sich in Richtung Licht (Phototropismus) (International Poplar Commission 1979). Diese Reaktion wurde ebenfalls auf dem Versuchsfeld (Daten nicht gezeigt) beobachtet, was die Bedeutung des Lichts für die Wachstumsunterschiede zwischen den Reihen bestätigt. Dieser Effekt gilt nur für die Nord-Süd-Ausrichtung.

Auch wenn die Baumstreifen in dieser Studie nicht gedüngt wurden, rechnete man mit einer höheren Stickstoffkonzentration an den Randreihen, aufgrund der Nähe zu den gedüngten Ackerstreifen und dem gelegentlichen Einsatz von Schleuderdüngerstreuer (Lamerre et al. 2015). Stickstoff sollte die Pappelbiomasseproduktion positiv verstärken, wie Curlin (1967), Liu and Dickmann (1992), Heilman and Fu-Guang (1993) and Hofmann-Schielle et al (1999) berichteten. Letztere Autoren fanden jedoch positive Effekte auf die Biomasseproduktion eines Balsampappelklons nur in der ersten Rotationsperiode und Heilman and Fu-Guang (1993) bis zur dritten Rotationsperiode. Die Wirkung der Düngung unterscheidet sich mit den Standortmerkmalen (Kauter et al. 2003). Darüber hinaus sollten nach Wuehlisch and Chauhan (2011) Pappeln in der Lage sein, mit Hilfe von endophytischen Bakterien Stickstoff zu binden. So kann man davon ausgehen, dass die Wirkung von Stickstoff minimal war im Vergleich zu den positiven Wirkungen von Licht und Raum, da die mittleren Reihen der Aspen-Variante keinen Dünger erhalten haben und trotzdem viel Biomasse produzierten.

In 2013/14 neigten die Lee-Reihen im 6j-RZ dazu, etwas mehr Biomasse zu produzieren und zeigten größere BHD als die Luv-Reihen. Durch gelegentlich höhere Temperaturen kann ein

günstiges Pappelwachstum in den Lee-Reihen angenommen werden, welches zu einer höheren Wachstumsrate und höherem Blattflächenindex beitragen würde (Grace 1988). Umgekehrt würden höhere Windgeschwindigkeiten an der Luv-Seite, höhere Transpirationsraten der Bäume verursachen (Taylor et al. 2001). Auch eine mögliche Beschädigung der Blattoberhaut (Dixon and Grace 1984) wäre möglich, welche ein langsameres Wachstum der Bäume dort erklären würde. Im 3j-RZ wurden in den Luv-Reihen höhere Durchmesser als in den Lee-Reihen beobachtet, was sich jedoch mit den bisherigen Ergebnissen widerspricht und auf Schatteneffekte zurückzuführen sein könnte. Die Windgeschwindigkeitsreduktion spielte eine nicht so wichtige Rolle auf der Versuchsfläche in Wendhausen, da die Winde im Allgemeinen recht mäßig waren und die bemessenen Baumstreifen sich bereits in einem Schutzgebiet befanden. Dies unterstützt den hohen Einfluss von Licht und Raum, um die vorliegenden Ergebnisse zu erklären.

Auswirkung veränderter Wachstumsbedingungen auf die mittleren Reihen der Baumstreifen

Die mittleren Reihen der Baumstreifen in der Kontroll-Variante waren von wenigen Trieben, die kleinem Durchmesser auswiesen, geprägt, was dort zu einer gemessenen niedrigen Biomasseproduktion verglichen mit den Randreihen beitrug. Das reduzierte Platzangebot im Vergleich zu den Randreihen kann diesen Effekt teilweise erklären. Da Pappeln als schattenintolerant betrachtet werden (Farmer 1963; International Poplar Commission 1979), kann die reduzierte Lichtverfügbarkeit in den mittleren Reihen dieser Variante in Verbindung mit der reduzierten Biomasseproduktion gebracht werden. Enger Platz für die Bäume bedeutet mehr Konkurrenz für andere Ressourcen, wie Wasser, welches von Ceulemans and Deraedt (1999) als relevant für das Pappelwachstum in Kurzumtriebsplantagen (KUP) bezeichnet wurde. Diese verstärkte Konkurrenz könnte auch für die geringe Biomasseproduktion in diesen Reihen verantwortlich sein. Die gleiche Erklärung kann für die Ergebnisse der KUP-Referenzfläche gegeben werden, die ähnlich den Beobachtungen in den mittleren Reihen der Kontroll-Variante waren.

In Bezug auf die Aspen-Variante war die Biomasseproduktion in den mittleren Reihen der Baumstreifen im 3j-RZ und im 6j-RZ unterschiedlich. Grund dafür könnte die Baumstreifenstruktur zum Zeitpunkt der Messung sein. Der Abstand zwischen Aspen und Pappeln ist größer, was mehr Platz für die Pappeln in den mittleren Reihen der Aspen-Variante bedeutet. Die hohe Biomasseproduktion der mittleren Reihen im 6j-RZ entspricht unseren Erwartungen, nicht aber die Ergebnisse der mittleren Reihen des 3j-RZ. Es könnte sein, dass diese Bäume nach der ersten Ernte unter der Beschattung der Aspen gelitten haben.

2.6.2 Ertragserfassung für Weiden- und Pappelklone in Wendhausen und Mariensee

2.6.2.1 Methodik in Wendhausen

Die Biomasse der Baumstreifen wurde mit dem Schätzmodell von Roehle et al. (2006) ermittelt. Dieses Modell ist in Form eines Programms über das Internet verfügbar (Roehle et al. 2014). Es implementiert eine allometrische Funktion, wie in Formel 2**Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** dargestellt, Die Koeffizienten α und β sind nicht nur mit dem BHD eingestellt, sondern auch mit den Höhen, die für 25 verschiedene BHDs bestimmt wurden. Unter Verwendung der Feldgröße und der Pflanzdichte, wurde der Stichprobenumfang für die Messung der BHD berechnet. Die gemessenen BHD und Höhen wurden in das Programm eingetragen. Als Ergebnis wird die holzartige Biomasse in t/ha sowie der jährliche Biomassezuwachs als Quotient der Gesamtbiomasse geteilt durch das Alter der Bäume errechnet.

Zunächst wurden Biomasseproduktionen der Lee-, mittleren und Luv-Reihen für die Kontroll- und Aspen- Variante, den 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ) und den 6-jährigen Rotationszyklus (6j-RZ) in den Wintern 2009/10, 2013/14 und 2014/15 separat geschätzt. Die Schätzung wurde auch für die restliche KUP-Fläche durchgeführt. Allerdings nur für den Klon "Max" in den Baumstreifen C bis F, um die Datenerfassung praktikabel zu halten und die Vergleichbarkeit zwischen den Jahren zu garantieren.

Jede Reihe hatte eine Breite von 2 m und eine Länge von 50 m (0,01 ha). Jeweils zwei Baumstreifen wurden im gleichen Rotationszyklus (C und E für den 6j-RZ, D und F für den 3j-RZ)

beerntet. Die KUP-Referenzfläche wurde ebenfalls mit einem Reihenabstand von 2 m angelegt. Die Pflanzdichte betrug 2 x 0,5 m in der Reihe (10.000 Bäume pro Hektar). Angenommen wurden eine homogene und sehr geringe Sterblichkeitsrate sowie ein Fehler von 10 %. In Anbetracht dieser Eingabeparameter betrug die Stichprobengröße 20 Bäume pro Reihe. Anschließend wurden die Daten gesammelt und die Biomasse-Produktion berechnet. Darüber hinaus wurden acht Aspen zufällig ausgewählt, geschnitten und im Winter 2013/14 gewogen, um die Biomasseproduktion der Aspen (B_{ASP}) zu schätzen. Um den Wassergehalt zu bestimmen, wurde eine Probe pro Baum bei 60°C getrocknet, bis ein konstantes Gewicht erreicht war und die erhaltenen Trockengewichte wurden gemittelt.

Um die Biomasseproduktion einer Reihe zu schätzen, wurden die folgenden Gleichungen verwendet:

• Biomasseproduktion der Kontroll-Variante (B_{KONT}):

Formel 3:
$$B_{KONT} = \frac{L_{KONT} + 4 \times M_{KONT} + W_{KONT}}{6}$$

• Biomasseproduktion der Aspen-Variante (B_{ASP}):

Formel 4:
$$B_{ASP} = \frac{L_{ASP} + 2 \times M_{ASP} + B_{Aspen} + W_{ASP}}{6}$$

wobei L_{KONT} , M_{KONT} und W_{KONT} für die Biomasseproduktion (t/ha) der Lee-, mittleren -und Luv-Reihen der Kontroll-Variante stehen. L_{ASP} , M_{ASP} und W_{ASP} stehen für die Biomasseproduktion (t/ha) der Lee-, mittleren- und Luv-Reihen der Aspe-Variante, während B_{Aspen} die Biomasseproduktion (t/ha) der Aspen darstellt.

2.6.2.2 Ergebnisse und Diskussion für Wendhausen

Die holzigen Trockenmassen, die in den unterschiedlichen Rotationszyklen und Varianten des Alley-Cropping-Systems (ACS) sowie in der Kurzumtriebsplantage (KUP)-Referenzfläche produziert wurden, sind in Tabelle 13 dargestellt. Vom Winter 2009/10 bis 2013/14, mit Ausnahme von 2010/11 im 3j-RZ, wurde die höchste Menge an Holzbiomasse in beiden Rotationszyklen im Alley-Cropping-System (ACS), vor allem in der Kontroll-Variante, verzeichnet. Im Winter 2014/15 wurde weniger Holzbiomasseproduktion in der ACS als in der Referenz geschätzt. In der Summe aller Jahre und auch jährlich wurde im 6j-RZ etwas mehr Biomasse, vor allem in der Kontroll-Variante, produziert. Die durchschnittliche Biomasseproduktion der Aspen in der Aspen-Variante betrug 4,5 t/ha/Jahr (Lamerre et al. 2015).

Tabelle 13: Holzige Trockenmasse (t/ha) der verschiedenen Varianten in beiden Rotationszyklen (RZ; 6-jährig:6j; 3-jährig:3j) in der Alley-Cropping-System (ACS) und der KUP-Referenzfläche (Ref.) (k.A.: Keine Daten).

Rotationszyklus		3j-RZ		_	6	-RZ
System	ACS		Ref.		Δ	cs
Variante		Mantaall			A	Mantaall
Periode	Aspe-	Kontroll-		Periode	Aspe-	Kontroll-
2009	4,2	5,9	3,5	k.A.	k.A.	k.A.
2011-2013	21,7	25,3	23,6	2009-2013	42,4	44,7
2014	10,7	10,0	13,8	2014	11,4	12,8
Summe	36,6	41,2	40,8	Summe	53,9	57,5
Jährliches Wachstum	7,32	8,25	8,17	Jährliches Wachstum	8,98	9,59

Im Allgemeinen produziert die Kontrollvariante mehr Biomasse als die Aspen-Variante. Grund dafür ist die geringe Produktivität der Aspen pro Hektar verursacht vor allem durch ihre geringe Pflanzdichte. Darüber hinaus haben Aspen ein anderes Wachstumsmuster. Ein erheblicher Biomassezuwachs wurde zuerst im achten bis zehnten Jahr des Wachstums dokumentiert (Liesebach et al. 1999). Im 6j-RZ wurde mehr Biomasse als im 3j-RZ erzielt. Diese Ergebnisse weichen ab von unseren Ergebnissen der Biomasseschätzung, vor allem weil eine andere Methode der Schätzung verwendet wurde. Mit dem Vergleich der Rotationszyklen muss jedoch vorsichtig umgegangen werden, weil das Jahr 2010 nur mit dem durchschnittlichen jährlichen Wachstum geschätzt wurde und nicht mit Messwerten.

2.6.2.3 Methodik in Mariensee

Weiden

Die Biomasseschätzung der Weiden in den Streifen 1 und 2 sowie in der KUP-Referenzfläche in Mariensee wurde im Frühling 2013 und 2014 durchgeführt (siehe Abbildung 2 für die Nummerierung). 2013 waren die Bäumen im Streifen 1 vier Jahre alt, bzw. 5 Jahre in 2014. Die Bäume im Streifen 2 und in der KUP-Referenzfläche waren 2013 5 Jahre alt bzw. 6 Jahre in 2014. Die Biomasseschätzung wurde nur in der Kontroll-Variante und für den Klon Tora durchgeführt. Der Biomasseschätzer für Weide, von der TU-Dresden entwickelt, wurde hier angewendet. Das Programm ist online verfügbar. Ähnlich wie für den Pappel-Schätzer wurden bestimmte Parzellengröße und Ausfallraten gewählt, um den Stichprobenumfang zu berechnen. Diese Daten sind in der Tabelle 14 dargestellt.

Tabelle 14: Stichprobenumfang zur Bestimmung der Brusthöhendurchmesser für die Ertragsschätzung der Weiden in Mariensee.

Parzelle zu schätzen	Breite (m) Länge (m)		Ausfallrate	Stichprobenumfang	
Streifen 1	10	40	Homogen und sehr	81 Bäume	
Streifen 2	10	20	niedrig (5-10 %)	81 Bäume	
KUP-Referenzfläche	70	70	Homogen und niedrig (15-20 %)	169 Bäume	

Die BHD der Triebe wurden in den Streifen 1, 2 und in der KUP-Referenzfläche in den mittleren Reihen gemessen. Die Werte wurden in die Web-Applikation eingefügt und der durchschnittliche Jahreszuwachs ermittelt. Es wurden zwei Stichproben gezogen, für die der Jahreszuwachs berechnet wurde, außer für die KUP-Referenzfläche. Diese zwei Werte wurden anschließend gemittelt. Der mittlere Jahreszuwachs von 2013 wurde anschließend aufsummiert, um die Biomasseproduktion von 2008 bis 2013 (5 Wachstumsperioden) darzustellen.

Aspe-, Robinie- und Weideklon

In 2011 wurde auf Grund des schlechten Zustands der Weiden der Streifen 3 umgebrochen. Anstatt Weiden wurden verschiedene Klone (A, B und C) von Aspen, Pappeln und Robinien in 3-facher Wiederholung gepflanzt, um deren Anpassung an den Standort zu prüfen. Verschiedene Parameter wurden bei den jungen Aspen, Pappeln und Robinien in 2013 gemessen: Brusthöhendurchmesser, Höhe sowie die Anzahl fehlender Bäume.

2.6.2.4 Ergebnisse und Diskussion in Mariensee

Weiden

In Abbildung 26 ist die Biomasseproduktion der Weiden von 2008 bis 2014 auf der Agroforstfläche in Mariensee dargestellt. Über die Jahre wurde die höchste Biomasse in Streifen 1 produziert. Die niedrigste wurde in Streifen 2 beobachtet.

Streifen 1 wurde 2009 aufgrund zu vieler Pflanzenausfälle komplett neu gepflanzt, während in Streifen 2 nur die Fehlstellen aufgrund von Verbiss insbesondere bei den Klonen Tordis und Inger nachgepflanzt wurden. Diese unterschiedlichen Behandlungen zwischen den Streifen in der Etablierungsphase wirkten sich stark auf die berechnete Biomasseproduktion aus. Im Allgemeinen schien Tora am besten für die Bedingungen in Mariensee geeignet zu sein (visuelle

Beobachtung). Der Streifen 1 und die KUP-Referenzfläche zeigten eine ähnliche Biomasseproduktion bis 2013, allerdings nicht mehr in 2014. Dieser Effekt könnte mit dem unterschiedlichen Alter der Bäume erklärt werden. Der Pflanzverband war anscheinend nicht geeignet, um hohe Wachstumsraten bei der Weiden auch nach 6 Jahren zu gewährleisten. Die Ernte der Baumstreifen wurde aufgrund schlechter Wetterbedingungen (warmer Winter in 2013/14, Befahrbarkeit der Fläche war nicht gegeben) um ein Jahr auf den Winter 2015/16 verschoben.

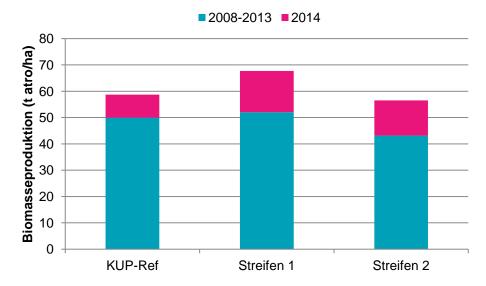


Abbildung 26: Biomasseproduktion der Weiden in Mariensee von 2008 bis 2014 in den Baumstreifen 1 und 2 des Alley-Cropping-Systems und in der Kurzumtriebsplantage (KUP)-Referenzfläche (Ref)(nur Kontroll-Variante und Klon Tora).

Aspen-, Robinie- und Pappelklone

Die Ergebnisse der Messungen der verschiedenen Klone in Streifen 3 von 2013 sind in Abbildung 27 dargestellt. Die Aspenklone zeigten die größten Durchmesser und Höhen und die niedrigsten Ausfälle, besonders für Klon B. Die Robinienklone schienen am wenigsten für den Standort geeignet zu sein. Sie wiesen die kleinsten Durchmesser und Höhen auf und hatten sehr hohe Ausfälle bei allen Klonen. Unter den Pappeln zeigte Klon A die gleiche Höhe und den gleichen Durchmesser wie Klon C, hatte aber weniger Ausfälle. Der Pappelklon B hatte die kleinsten Durchmesser und Höhen und verzeichnete den höchsten Ausfall.

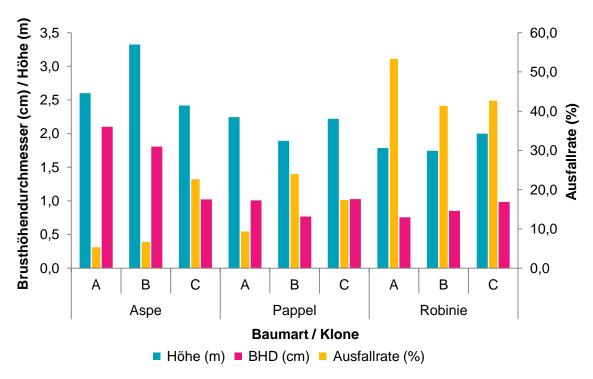


Abbildung 27: Brusthöhendurchmesser, Höhen und Ausfall der Aspen -, Pappeln - und Robinienklone in Streifen 3 in Mariensee.

2.6.3 Kulturentwicklung und räumliche Verteilung der Ackererträge und Kornfeuchtigkeit in Abhängigkeit des Abstands von den Baumstreifen in Wendhausen

2.6.3.1 Methoden zur Erfassung der Bestandesentwicklung für die Ackerkulturen

Um die Effekte vom ACS in Bezug auf Ertragskomponenten, Pflanzenentwicklung, Blattlausbefall und Qualitätsparameter zu bestimmen, wurden im Jahr 2013 Messpunkte entlang eines Transektes zwischen zwei benachbarten Baumstreifen festgelegt. Die Messpunkte auf der Lee-Seite lagen bei 3 und 8 m, in der Mitte der Ackerstreifen bei 16, 25,5 und 35 m im schmalen und 32, 49,5 und 67 m im breiten Ackerstreifen. Auf der Luv-Seite lagen die Messpunkte bei 43 und 48 m im schmalen und 91 und 96 m im breiten Streifen (siehe Abbildung 28). Für das Jahr 2014 wurden im schmalen und im breiten Ackerstreifen nur die Messpunkte auf der Lee-Seite (3 und 8 m) und eines Messpunktes in der Mitte der Ackerstreifen ausgewertet.

Diese Transekte wurden 4 Mal innerhalb eines Ackerstreifens wiederholt. In 2013 wurden zwei Transekte vor Klon Max neben der Kontroll-Variante und zwei neben der Aspen-Variante installiert. Nach der Baumernte in Januar 2014 wurde der Klon-Effekt nur noch als minimal betrachtet. Die 4 Wiederholungen wurden deshalb in 2014 nur noch neben der Kontroll-Variante installiert (um den Effekt der verbliebenen Aspe zu vermeiden), allerdings verteilt neben den drei Klonen. In der Acker-Referenzfläche wurden die gleichen Messungen in beiden Jahren an vier ausgewählten Messpunkten in der Mitte des Feldes durchgeführt.

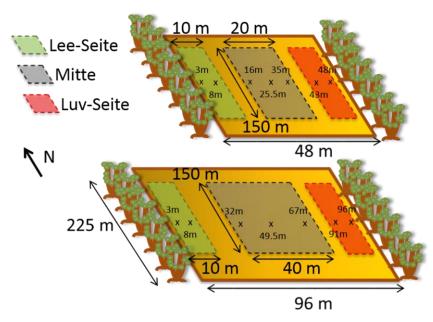


Abbildung 28: Schematische Darstellung der Messpunkte für die Parameter Pflanzenentwicklung, Blattlausbefall, Ertragskomponenten und Qualität in den schmalen und breiten Ackerstreifen (Entfernungen sind vom Lee-Baumstreifen gerechnet).

Pflanzenentwicklung, Blattlausbefall und Qualitätsparameter

Während der Vegetationsperioden 2013 und 2014 wurden die Entwicklungsstadien von Winterweizen und –gerste an mehreren Terminen nach der BBCH Skala von Meier (1997) bestimmt. Darüber hinaus wurden an einem bzw. zwei Terminen im Jahr, je nach Befall, Blattläuse auf zehn Halmen (Ähre und Fahnenblatt) gezählt. Zusätzlich wurden Mumien (parasitierte Blattläuse) und andere nützliche Insekten gezählt. Als Qualitätsparameter, welches entscheidend für den Preis von Getreide ist, wurde das Hektolitergewicht der Proben, die direkt vom Mähdrescher kamen, bei jeder Spur gemessen (drei Wiederholungen pro Spur). Um das Hektolitergewicht zu bestimmen, wurde ein bekanntes Volumen mit Körnern gefüllt und gewogen (Egger 1989).

Ertragskomponenten

2013 und 2014 wurden kurz vor der Ernte 0,5 m² Kleinparzellen an den Messpunkten (siehe Abbildung 28) geerntet. Von jeder Probe wurde die Anzahl der Ähren pro m² (AZ) bestimmt. Außerdem wurde das Gewicht aller Körner (KG) erfasst. Das Tausendkorngewicht (TKG) wurde am durchschnittlichen Gewicht dreier Teilmengen von je 100 Körnern ermittelt. Der Wassergehalt jeder einzelnen Kornprobe wurde durch Trocknen bei 105 °C bis zur Gewichtskonstante ermittelt. Das KG und TKG jeder Probe wurde auf 14 % Kornfeuchtigkeit mit der Formel 5 berechnet.

Formel 5: E 14% =
$$\frac{(\frac{100-KF}{100})\times E}{100-0.14}$$

Wobei E 14 % der auf 14% KF korrigierte Ertrag ist, E der gemessene Rohertrag und KF der gemessene Kornfeuchtigkeitsgehalt (%).

Um die Beziehung des AZ oder TKG mit dem KG statistisch zu bestimmen, wurden Lineare Regressionen verwendet. Lineare *mixed effects* Modelle und das package "nlme" der Software R (R Core Team 2014) (Pinheiro et al. 2014) wurden angewendet, um AZ und TGK als erklärende Variablen für den KG mit und ohne Interaktionen anzupassen. Die Ackerstreifen-Kennnummern (1 bis 8, siehe Abbildung 1) wurden als *Random*-Effekt einbezogen. Die *Akaike Information Criterion* (AIC, Akaike, 1978) jedes Modells wurde nach Formel 6 berechnet:

Formel 6:
$$AIC_R = n \log \frac{\sum \varepsilon^2}{n} + 2k$$

wobei n die Probengröße, ϵ die Residuen und k die Anzahl der geschätzten Parameter ist. Für jedes berechnete Modell wurde der AIC-Wert berechnet und das Modell mit dem niedrigsten AIC-Wert (am meisten geeignet) ausgewählt.

Die Normalverteilung und Homogenität der Residuen wurden graphisch überprüft. Varianzanalysen wurden durchgeführt, um die Hauptwirkungen von AZ und TKG und ihre Wechselwirkungen zu KG zu testen. Das Signifikanzniveau wurde auf 0,05 festgelegt. Diese Analyse wurde für jede Getreideart (Winterweizen und Wintergerste) eines jeden Jahres (2013 und 2014) durchgeführt, zum einen für den gesamten Datensatz und dann getrennt voneinander Lee- und Luv-Seite und mittlere Punkte (siehe Abbildung 28). Allerdings wurden die Punkte der schmalen und breiten Ackerstreifen zusammengelegt.

2.6.3.2 Ergebnisse der Kulturentwicklung

<u>Pflanzenentwicklung</u>

In Tabelle 15 sind die Entwicklungsstadien an verschiedenen Tagen für die schmalen und breiten Ackerstreifen des Winterweizens und der -gerste dargestellt. Nur die Messpunkte bei 3 m von der Lee- und Luv-Seite der Baumstreifen und die in der Mitte der Ackerstreifen sind dargestellt. An den anderen Messpunkten der Transekte hatten die Pflanzen ungefähr die gleiche Entwicklung wie an den Mittelpunkten (Daten sind nicht aufgeführt).

Die Entwicklung der Winterweizen- und Wintergerstepflanzen auf der Lee- und Luv-Seite war im Allgemeinen im Vergleich zu den Pflanzen in der Mitte der Ackerstreifen und der Referenzfläche. Verzögert. Jedoch waren die Unterschiede zwischen den Messpunkten in beiden Jahren klein. Die größten Unterschiede wurden im Jahr 2014 im schmalen Ackerstreifen mit Winterweizen (20.05.14) sowie im schmalen Ackerstreifen mit Wintergerste (20.05.14; 12.06.14) gemessen.

Tabelle 15: Entwicklungsstadien nach der BBCH Skala an mehreren Terminen bei 3 m von der Lee- (Lee) und Luv-Seite (Luv) sowie in der Mitte der schmalen und breiten Ackerstreifen für Winterweizen und Wintergerste im Alley-Cropping-System und auf der Referenzfläche (RF)(k.A.: keine Angaben).

			2013	3		2014			
Ackerfrucht	Datum	3m (Lee)	Mitte	3m (LUV)	RF	Datum	3m (Lee)	Mitte	RF
	24.04	22	24	22	25	16.04.	30	32	32
Winterweizen	21.05.	37	38	37	38	20.05.	54	59	58
schmal	26.06.	65	65	66	67	12.06.	75	75	75
	04.07.	74	75	75	75	01.07.	85	85	85
	24.04.	23	23	k.A.	25	16.04.	30	31	32
Winterweizen	21.05.	38	38	k.A.	38	20.05.	53	59	58
breit	26.06.	67	68	k.A.	67	12.06.	74	75	75
	04.07.	75	75	k.A.	75	01.07.	85	85	85
	18.04.	24	25	24	25	16.04.	30	31	32
Wintergerste	21.05.	50	51	50	51	20.05.	60	69	70
schmal	20.06.	75	76	75	75	12.06.	78	83	86
	04.07.	85	87	85	85	-	-	-	-
Wintergerste breit	18.04.	23	24	24	25	16.04.	31	33	32
	21.05.	49	51	50	51	20.05.	70	71	70
	20.06.	76	76	75	75	12.06.	85	85	86
	04.07.	85	87	85	85	-	-	-	-

Blattlausbefall, Blattlausmumien und Nützlinge

Im Winterweizen im Jahr 2013 wurden im Ackerstreifen bei der ersten Zählung am 18.06. viele Blattläuse auf 10 Halmen beobachtet (von 61,5 Blattläuse bei 45 m bis 174,3 Blattläuse auf 10 Halmen bei 3 m im schmalen Ackerstreifen, Daten nicht aufgeführt). Doch nach dem Einsatz eines Insektizids (Pirimor®, Syngenta) wurden fast keine Blattläuse mehr bei der zweiten Zählung (02.07.13) beobachtet. Einige Blattlausmumien und Nützlinge (hauptsächlich Marienkäfer und deren Larven, Florfliegen und deren Larven und Schwebfliegen) wurden in den Ackerstreifen an beiden Tage beobachtet, jedoch nur maximal 3 an einer Stelle (Mittelwert von 4 Wiederholungen an 10 Halmen).

Im Ackerstreifen mit Wintergerste wurden ebenfalls bei der ersten Zählung (18.06.13, Abbildung 29 (a)) einige Blattläuse in beiden Ackerstreifenbreite gezählt (von 1,3 bis 13,0 Blattläuse auf 10 Halmen). Hier wurde kein Insektizid angewendet und die Bevölkerung wuchs, vor allem bei 3 m neben den Baumstreifen, sowohl auf der Lee- und Luv-Seite in beiden Ackerstreifen (schmal und breit) und erreichte eine Bevölkerung von 88,3 Blattläuse auf 10 Halmen bei der zweiten Zählung (02.07.13, Abbildung 29 (b)). Bei beiden Zählungen wurden einige Blattlausmumien und Nützlinge

auch neben den Baumstreifen beobachtet, nicht aber an den anderen Messpunkten im Ackerstreifen und in der Referenzfläche.

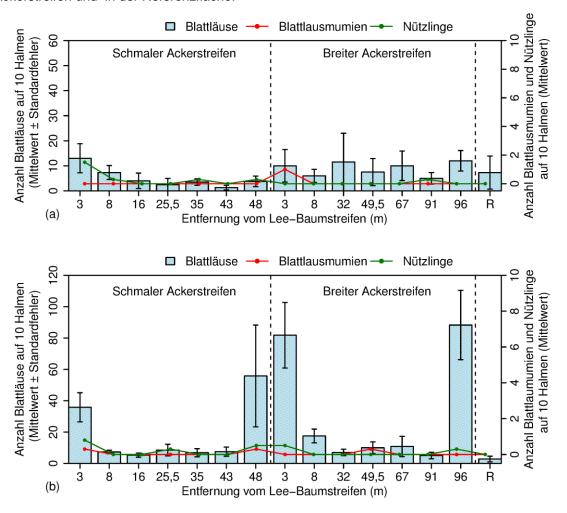


Abbildung 29: Mittelwert der Zählungen von Blattläusen (± Standardfehler), Mumien und Nützlingen an 10 Halmen in unterschiedlichen Abständen von der Lee-Seite der Baumstreifen in der Wintergerste in den schmalen und breiten Ackerstreifen als auch in der Referenz (R) am 18.06.13 (a) und 02.07.13 (b).

Im Jahr 2014 blieben die Blattlauspopulationen in beiden Ackerstreifen (schmal und breit) neben den Baumstreifen und in Streifenmitte für Winterweizen und Wintergerste sehr klein (Daten nicht dargestellt). Die Anzahl von Blattläusen reichte in der Wintergerste von 0,5 bis 3,3 und von 0,5 bis 2,3 auf 10 Halmen im Winterweizen.

<u>Hektolitergewicht</u>

In Abbildung 30 ist die Entwicklung des Hektolitergewichtes in 2013 und 2014 für beide Getreidearten und beide Ackerstreifenbreiten des Alley-Cropping-Systems (ACS) sowie für die Referenzfläche dargestellt. Der Winterweizen zeigte höhere Werte als die Wintergerste (jeweils um 80 bzw. 60 kg/hl). Im Jahr 2013 waren die Werte für jede Kultur niedriger als im Jahr 2014 (bei Winterweizen rund 81 kg/hl im Jahr 2013 und 86 kg/hl im Jahr 2014 und bei Wintergerste rund 61 kg/hl im Jahr 2013 und 65 kg/hl im Jahr 2014). In beiden Jahren war der Verlauf des Hektolitergewichts von der Lee- zur Luv-Seite bei beiden Getreiden und bei beiden Streifenbreiten unterschiedlich. Für 2014 wurden diese Unterschiede nicht beobachtet, wohingegen im Jahr 2013 niedrigere Hektolitergewichte neben den Baumstreifen als in Feldmitte gemessen wurden. Für den Winterweizen im Jahr 2013 wurde in der ersten Mähdrescherspur des schmalen Ackerstreifens

auf der Lee-Seite der Minimalwert (77,1 kg/hl) gemessen, während der Maximalwert (82,6 kg/hl) in der mittleren Spur des breiten Streifens gemessen wurde. Die Werte für die Referenzfläche lagen leicht über dem Maximalwert vom ACS (82,8 kg/hl). Der niedrigste Wert in der Wintergerste im Jahr 2013 wurde ebenfalls in der ersten Spur des breiten Ackerstreifens gemessen (57,9 kg/hl), während der höchste Wert in der Mitte des schmalen Streifens gemessen wurde (63,8 kg/hl). In der Referenzfläche war das Hektolitergewicht leicht unter dem höchsten Wert vom ACS (63,4 kg/hl). Im Jahr 2014 gab es keinen Wert für die letzte Spur der Wintergerste.

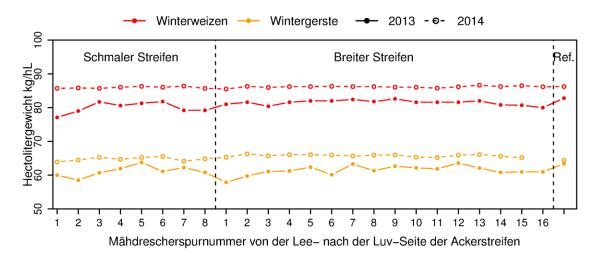


Abbildung 30: Hektolitergewicht von Winterweizen und Wintergerste von jeder Spur des Mähdreschers, in den schmalen und breiten Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in der Referenz (Ref) für 2013 und 2014.

Ertragskomponenten

Die Ergebnisse der Ertragskomponenten wurden nach Ackerfrucht gruppiert. Für jede Ackerfrucht und jedes Jahr werden die Mittelwerte und Standardfehler von Korngewicht (KG), Ährenzahl pro m² (AZ) und Tausendkorngewicht (TKG) für alle Messpunkte im Alley-Cropping-System (ACS) und der Referenzfläche dargestellt. Danach folgen die Korrelationsgraphen für KG gegen die AZ und das TKG, gefolgt von den Ergebnissen der Regressionsanalysen.

Winterweizen

Wie in Tabelle 16 dargestellt war für beide Ackerstreifenbreiten das Korngewicht (KG), Ährenzahl pro m² (AZ) und Tausendkorngewicht (TKG) des Winterweizens im Jahr 2013 niedriger auf der Lee- und Luv-Seite als in der Mitte der Ackerstreifen. Die höchsten Werte für die Ertragskomponenten wurden in der Referenzfläche erreicht. Im Jahr 2014 wurden fast keine Unterschiede im KG weder zwischen Alley-Cropping-System (ACS) und Referenzfläche noch zwischen Leeseite, Mitte und Luvseite beobachtet. Allerdings war die AZ auf der Lee-Seite niedriger als in der Mitte der Ackerstreifen, während die höchste AZ in der Referenzfläche beobachtet wurde. Das TKG war im ACS höher als in der Referenzfläche, wobei das höchste TKG auf der Lee-Seite erreicht wurde.

Tabelle 16: Mittelwert und Standardfehler für Korngewicht (KG), Ährenzahl pro m² (AZ) und Tausendkorngewicht (TKG) sowohl an der Lee- (Lee), der Luv- (Luv) und den mittleren Seiten (M), als auch für alle Punkte des Alley-Cropping-Systems (ACS) und in der Referenzfläche (REF) von Winterweizen, in 2013 und 2014 (KG und TKG werden zu 14% Kornfeuchtigkeit berechnet)(k.A: keine Angaben).

Position	Lee	Luv	M	ACS	REF
Parameter			2013		
Anzahl Beobachtungen	15	7	24	46	4
KG (kg/m²)	$0,66 \pm 0,07$	0.79 ± 0.08	$1,02 \pm 0,02$	0.87 ± 0.04	$1,13 \pm 0,03$
AZ pro m ²	534 ± 39	568 ± 51	661 ± 11	606 ± 18	709 ± 17
TKG (g)	44.7 ± 0.9	$44,4 \pm 0,5$	47.0 ± 0.5	$45,9 \pm 0,4$	$49,9 \pm 0,6$
			2014		
Anzahl Beobachtungen	15	k.A.	8	23	4
KG (kg/m ²)	$0,96 \pm 0,04$	k.A	$1,03 \pm 0,03$	0.98 ± 0.03	$1,06 \pm 0,04$
AZ pro m²	570 ± 25	k.A	613 ± 13	585 ± 17	632 ± 22
TKG (g)	$50,5 \pm 0,7$	k.A	$49,3 \pm 0,9$	$50,1 \pm 0,6$	$46,7 \pm 0,7$

In Abbildung 31 sind die Zusammenhänge zwischen KG und AZ sowie KG und TKG für die Leeund Luv-Seiten und die Punkte in der Mitte des Ackerstreifens grafisch dargestellt. Im Allgemeinen hatten die Werte in beiden Jahren auf der Lee- und Luv-Seite eine größere Spannweite als die Werte im mittleren Bereich des Ackerstreifens. Die Messpunkte drei Meter vom Baumstreifen entfernt zeigten bei KG und AZ in beiden Jahren in der Regel niedrigere Werte als bei 8 m. Darüber hinaus gab es einen eindeutigeren Zusammenhang zwischen dem KG und der AZ als zwischen dem KG und dem TKG, insbesondere an der Luv- und Lee-Seite in beiden Jahren.

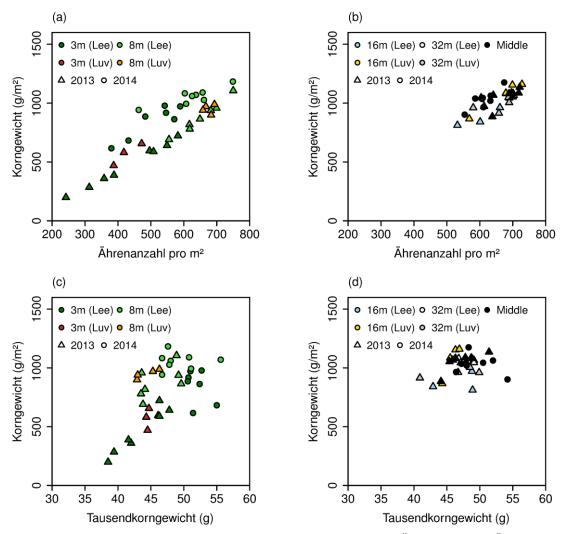


Abbildung 31: Zusammenhang zwischen Korngewicht (KG) und der Ährenzahl pro m² (AZ) auf der Lee- und Luv-Seite (a) und im mittleren Bereich (b) des Ackerstreifens. Zusammenhang zwischen KG und Tausendkorngewicht (TKG) auf der Lee- und Luv-Seite (c) und im mittleren Bereich (d) des Ackerstreifens mit Winterweizen in 2013 und 2014 (Entfernungen werden jeweils von der Lee- (Lee) und von der Luv-Seite (Luv) der Baumstreifen angegeben).

Für alle Daten von 2013 waren AZ und TKG signifikant für das KG, aber es gab keine signifikanten Wechselwirkungen. Wenn man sich nur die Punkte der Lee-Seite anschaute, waren das TKG und die Wechselwirkung zwischen TKG und AZ signifikant, wohingegen nur die Luv-Seite betrachtet die AZ signifikant war. Analysiert man nur die Punkte in der Mitte ohne Referenzfläche waren keine Parameter signifikant. Im Modell aller Daten für 2014 hatten AZ und TKG sowie deren Wechselwirkungen einen signifikanten Effekt auf das KG. Betrachtet man nur die Lee-Seite im Modell, hatte nur die AZ eine erhebliche Auswirkung auf das KG. Bezüglich der mittleren Punkte war kein Parameter signifikant. Alle Modelle passten ziemlich gut zu den Daten, da alle Korrelationskoeffizienten über 0,69 lagen (die Signifikanzen und die Korrelationskoeffizienten sind im Anhang 4.5, Tabelle detailliert aufgeführt).

Wintergerste

Der Trend im Jahr 2013 in der Wintergerste war ganz ähnlich wie im Winterweizen (siehe Tabelle 17). Das Gesamtkorngewicht (KG) war am niedrigsten an der Lee-Seite (3 und 8 m vom Lee-Baumstreifen, in beiden Breiten der Ackerstreifen), etwas höher an der Luv-Seite (43 und 48 m im schmalen Ackerstreifen, 91 und 96 m im breiten Ackerstreifen, von den Lee-Baumstreifen entfernt)

und in der Mitte der Ackerstreifen (16, 25,5 und 3 m im schmalen Ackerstreifen, 32, 49,5 und 67 m im breiten Streifen, von den Lee-Baumstreifen entfernt) und am höchsten in der Referenzfläche. Die Ährenzahl pro m² (AZ) war die niedrigste an der Lee-Seite, gefolgt von der Luv-Seite, während die höchste AZ in der Mitte der Ackerstreifen beobachtet wurde und etwas höher als in der Referenzfläche war. Innerhalb des Alley-Cropping-Systems (ACS) war das Tausendkorngewicht (TKG) an der Luv-Seite höher, am höchsten aber in der Referenzfläche. 2014 wurden die niedrigsten KG und AZ auch an der Lee-Seite beobachtet und die höchsten in der Referenzfläche. Beim Winterweizen waren die Unterschiede zwischen den Messwerten so hoch wie 2013. Doch im Jahr 2014 war das TKG in der ACS am höchsten.

Tabelle 17: Mittelwert und Standardfehler für Korngewicht (KG), Ährenzahl pro m² (AZ) und Tausendkorngewicht (TKG) auf der Lee- (Lee) und der Luv- (Luv)Seite sowie Streifenmitte (M), sowie für alle Punkte des Alley-Cropping-Systems (ACS) und in der Referenzfläche (REF) von Wintergerste in 2013 und 2014 (KG und TKG werden zu 14% Kornfeuchtigkeit berechnet)(k.A: keine Angaben).

Position	Lee	Luv	M	ACS	REF
Parameter			2013		
Anzahl Beobachtungen	14	16	23	53	4
KG (kg/m²)	$0,67 \pm 0,02$	0.73 ± 0.05	$0,79 \pm 0,02$	$0,74 \pm 0,02$	0.80 ± 0.04
AZ pro m ²	356 ± 17	383 ± 14	410 ± 12	387 ± 8	406 ± 33
TKG (g)	$49,2 \pm 0,9$	49.8 ± 0.9	$48,9 \pm 0,8$	$49,2 \pm 0,5$	$54,2 \pm 0,3$
Parameter			2014		
Anzahl Beobachtungen	15	k.A.	8	23	4
KG (kg/m²)	$0,60 \pm 0,05$	k.A.	$0,70 \pm 0,05$	$0,63 \pm 0,04$	$0,76 \pm 0,02$
AZ pro m ²	290 ± 22	k.A.	325 ± 22	302 ± 17	385 ± 17
TKG (g)	52,1 ± 0,6	k.A.	52,3 ± 1,0	$52,2 \pm 0,5$	$47,4 \pm 0,2$

In Abbildung 32 sind die Zusammenhänge zwischen KG und AZ bzw. KG und TKG grafisch dargestellt. Die Korrelation zwischen KG und AZ war stärker als die Korrelation zwischen KG und TKG. Die Verteilung der Daten war jedoch nicht so groß wie für Winterweizen, aber in allen Zonen vorhanden.

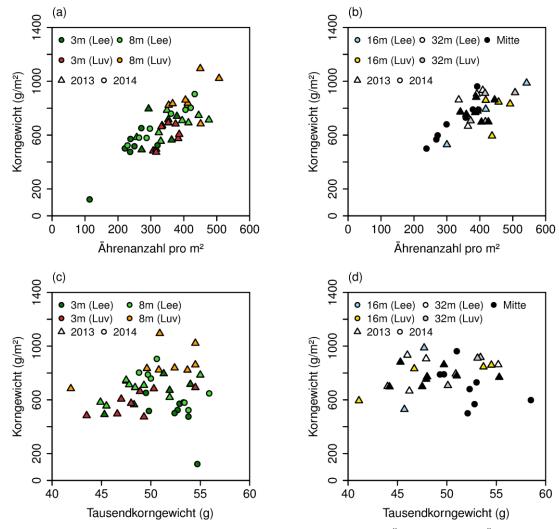


Abbildung 32: Zusammenhang zwischen Korngewicht (KG) und Ährenzahl pro m² (AZ) an der Lee- und Luv-Seite (a) und dem mittleren Bereich (b) des Ackerstreifens und zwischen KG und Tausendkorngewicht (TKG) an der Lee-und Luv-Seite (c) und dem mittleren Bereich (d) des Ackerstreifens mit Wintergerste in 2013 und 2014 (Entfernungen werden jeweils von der Lee- (Lee) und von der Luv-Seite (Luv) der Baumstreifen angegeben).

Nach der Durchführung von Varianzanalysen mit dem gesamten Datensatz und gesondert für die Lee-, Luv- und Mittelpunkte, schien es, dass im Jahr 2013 beide Parameter TKG und AZ jeweils signifikant zur KG waren. Im Jahr 2014 einschließlich aller Daten im Modell waren beide Parameter und deren Wechselwirkungen signifikant. Für die Lee- und Mittelpunkte (ohne die Referenzfläche) war nur die AZ signifikant. Die Korrelationskoeffizienten waren für alle Modelle höher, wenn die *Random* Effekte mitberücksichtigt wurden. Diese lagen zwischen 0,64 und 0,91, was eine gute Anpassung an die Daten zeigte (die Signifikanzen und die Korrelationskoeffizienten sind im Anhang 4.5, Tabelle detailliert ausgeführt).

2.6.3.3 Methoden für die Erfassung der räumliche Verteilung der Ackererträge und Kornfeuchtigkeit

Sammeln der Ertrags- und Kornfeuchtigkeits-Daten

Der Mähdrescher (Lexion 430, CLAAS, Deutschland), der für die Ernte verwendet wurde, ist mit dem Durchflusssensor "Quantimeter" und einem Global Positioning System (GPS) ausgestattet. Es misst gleichzeitig Ertrag und Kornfeuchtigkeit (KF) alle 5 Sekunden, sowie die geographischen Positionen. Die Rohdaten des Mähdreschers wurden gesammelt und anschließend auf Fehler untersucht, die aufgrund einer niedrigen Geschwindigkeit oder Messfehler zustande kamen. Folgende Fehlerdaten wurden gelöscht: alle Ertrags-, KF- und Geschwindigkeitswerte mit 0, sowie Geschwindigkeitswerte von über 10 km/h. Danach wurde die Roherntedaten zu einer KF von 14% wie in Formel 5 berechnet. Ausreißer, die drei Standardabweichungen über und unter das Mittel fielen, wurden verworfen. Mit Hilfe der *Near* function in ESRI® ArcMap ™ 10.2 wurde die Entfernung jedes Messpunktes zur benachbarten Lee-Baumstreifen berechnet.

Statistische Analyse der Ernte- und KF-Daten

Um dem Effekt der Baumstreifen auf die räumliche Verteilung der Ackererträge und Kornfeuchtigkeit (KF) zu untersuchen und angesichts der zu erwartenden nicht-linearen Beziehung zwischen Ertrag/KF und der Entfernung zur Lee-Baumtreifen, wurden general and generalized additive mixed effects Modelle verwendet. Diese passen eine Smoothing-Kurve (nicht linear) an die Daten an (Zuur et al. 2007). Weitere Einflussgrößen waren die Ackerbreite (schmale und breite Ackerstreifen) und Ackerkultur (Winterweizen und Wintergerste). Um die Bodenheterogenität zwischen und innerhalb der Felder zu berücksichtigen wurde die zusätzliche numerisch erklärende Variable normalisierte Bodenleitfähigkeit korrigiert bei 25 °C (nEC25) mit einbezogen. Für jeden Ertrag/KF Messpunkt wurde der nächstgelegene nEC₂₅ Wert ausgewählt. Unter Berücksichtigung des räumlichen Zusammenhangs in den Daten wurden die Koordinaten eines jeden Punktes (X und Y) ebenfalls als numerische Variablen mit einbezogen, wie vorgeschlagen von (Dormann et al. 2007). Mixed effects Modelle berücksichtigen nichtunabhängige Fehler, die aufgrund der Stichproben innerhalb eines Feldes auftreten können. Daher wurden die Ackerstreifen-Kennnummern 1 bis 8 (siehe Abbildung 1) als Random-Effekt ausgewählt, um Unterschiede in der Feldgeschichte zu berücksichtigen. Da keine unterschiedliche Breite bei der Referenzfläche zur Verfügung stand, wurden Ausschnitte mit jeweils 48 m und 96 m Breite und 200 m Länge (siehe Anhang 4.2) eingemessen. Die Entfernung vom westlichen Ausschnittrand wurde berechnet. Das Basismodell (Formel 7) wurde für jedes Jahr (2008, 2013 und 2014) sowie für das Alley-Cropping-System (ACS) und die Referenzfläche verwendet. Es wurde wie folgt zusammengestellt:

Formel 7:
$$E \ 14\%_i \ oder \ KF_i = \gamma + f_1(Distanz_i) + f_2(Distanz_i : Breite_i) + f_3(Distanz_i : Ackerfrucht_i) + f_4(nEC_{25i}) + f_5(X_i, Y_i) + \varepsilon_i \qquad mit \ \varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$$

wobei jedes f() ist eine *Smoothing*-Kurve der Response unter jeder festen Variable, für jeden vorhergesagten Punkt i im Ackerstreifen/Ausschnitt der Referenzfläche (Zuur et al. 2007). E $14\%_i$ und KF_i sind die Responsevariabel, die jeweils für den Ertrag mit 14% Kornfeuchtigkeit und Kornfeuchtigkeit steht. $f_1(Distanz)$ ist der *Smoother* Term für die Entfernung vom Lee-Baumstreifen bzw. westlichen Ausschnittrand, $f_2(Distanz_i : Breite_i)$ der *Smoother* Term für die Wechselwirkung zwischen Distanz und Ackerbreite, $f_3(Distanz_i : Ackerfrucht_i)$ der *Smoother* Term für die Wechselwirkung zwischen die Distanz und der Ackerfrucht, $f_4(nEC_{25i})$ der *Smoother*-Term für die normalisierte korrigierte Bodenleitfähigkeit bei 25 °C und $f_5(X_i, Y_i)$ die räumliche Glättung. γ ist der Achsenabschnitt, ϵ stellt die Residuen und σ die Standardabweichung dar. Angewendet wurden die Modelle des "mgcv"-package (Wood 2011), die Statistiksoftware R (R Core Team 2014). Für die Jahre 2013 und 2014 wurde ein Modell für die ACS und eines für die Referenzfläche berechnet, während für 2008 nur ein Modell für die ACS berechnet wurde, da keine vergleichbaren Kulturen in der Ackerreferenzfläche angebaut wurden.

Eine Reihe von Modellen mit allen möglichen Kombinationen an Smoother-Termen (mit beiden Ackerfrüchten und beiden Ackerbreiten) wurde zusammengestellt. Um das geeignetste Modell zu

erreichen, wurde das AIC (Formel 6) von jedem Modell berechnet und das Modell mit dem kleinsten AIC-Wert ausgewählt. Für die Modellvalidierung wurde die Normalverteilung und Homogenität der Residuen graphisch geprüft. Anschließend wurde der Ertrag/KF für die Distanz 1 bis 48 bzw. 96 m für jeden Meter vom Lee-Baumstreifen vorhergesagt. Als zusätzliche Eingabe wurde der mittlere nEC₂₅ und die mittleren X,Y Koordinaten des Feldes benutzt. So ein Ertrag/KF Transekt wurde für jede Ackerfrucht und jede Breite, in jedem Jahr und für jedes System (ACS und Referenzfläche) vorhergesagt.

2.6.3.4 Ergebnisse der räumlichen Verteilung der Ackererträge und Kornfeuchtigkeit

Kornertrag im Jahr 2008

Im Ertragsmodell des Jahres 2008 gab es signifikante Hauptwirkungen der *Smoother* Distanz und der Interaktionen zwischen der Distanz und den breiten Ackerstreifen. Darüber hinaus waren beide *Smoother* $f_4(nEC_{25i})$ und $f_5(X_i, Y_i)$ signifikant. Das Modell zeigte allerdings einen niedrigen Korrelationskoeffizient (0,3) (siehe Anhang 4.5, Tabelle 21).

Der gemessene Ertrag im schmalen Ackerstreifen zeigte eine große Spannweite um den Mittelwert (53,7 dt/ha) von 16,2 dt/ha bis 91,5 dt/ha (Abbildung 33 (a)). Die Variabilität war allerdings gleich über das Feld verteilt, wenn auch einige Extreme bei ca. 40 m zu beobachten waren. Der vorhergesagte Ertrag im schmalen Ackerstreifen war eine Linie bis zur Ackermitte. An der Luv-Seite war der vorhergesagte Ertrag jedoch leicht unter dem gemessenen Mittelwert (48,5 dt/ha). Im breiten Streifen betrug der mittlere Ertrag 54,8 dt/ha und zeigte auch eine große Spannweite von 14,6 bis 78,2 dt/ha (Abbildung 33 (b)). Der vorhergesagte Ertrag war direkt an der Lee-Seite (60,0 dt/ha) und bei 51 m (59,6 dt/ha) leicht höher. Die niedrigsten Werte waren auf der Luv-Seite (46,3 dt/ha).

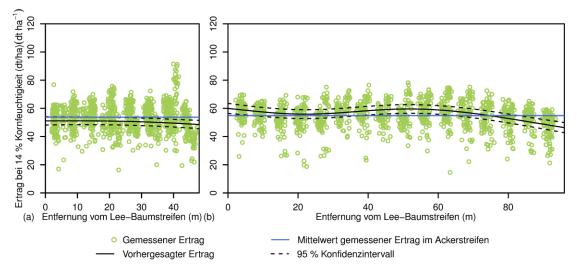


Abbildung 33: Verteilung des gemessenen und vorhergesagten Kornertrags von Sommergerste bei 14% Kornfeuchtigkeit im Jahr 2008 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems.

Kornertrag im Jahr 2013

Das Modell, das verwendet wurde, um den Ertrag des Winterweizens und der Wintergerste im Alley-Cropping-System (ACS) im Jahre 2013 vorherzusagen, zeigte einen signifikanten Haupteffekt bei der *Smoother* Distanz und bei der Interaktion von Distanz mit den schmalen Ackerstreifen sowie mit dem Winterweizen. Darüber hinaus waren die *Smoother* $f_4(nEC_{25i})$ und $f_5(X_i, Y_i)$ signifikant. In dem verwendeten Modell, das den Ertrag in der Referenzfläche vorhersagte, war für den Ertrag nur die Wechselwirkung zwischen der Distanz und dem breitem Ackerstreifen signifikant sowie der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$. Beide Modelle zeigten einen Korrelationskoeffizienten von 0,67 (siehe Anhang 4.5, Tabelle 21).

Im schmalen Ackerstreifen der ACS folgten die vorhergesagten und gemessenen Erträge einer Glockenkurve

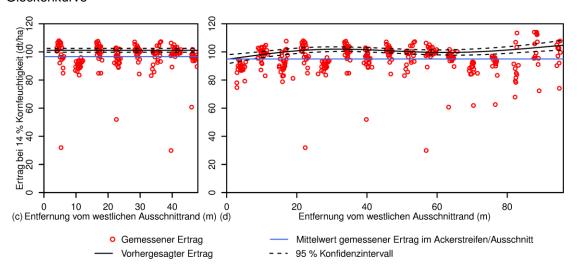


Abbildung 34 (a)). Die Werte lagen in den ersten 10 Metern in der Nähe der Lee-Baumstreifen unter dem Mittelwert (84,1 dt/ha), erhöhten sich allmählich über den Mittelwert bis zum Erreichen des Maximums (92,0 dt/ha für den vorhergesagten Ertrag und 106,4 dt/ha für den gemessenen Ertrag) in der Mitte des Ackerstreifens. Dann verringerten sie sich erneut bis zur Luv-Seite und erreichten einen Wert um den Mittelwert. Bezüglich des breiten Ackerstreifens in dem ACS war der vorhergesagte Ertrag an der Lee-Seite um den Mittelwert (85,8 dt/ha), bei 23 m am höchsten (104,4)dt/ha) und am niedrigsten an der Luv-Seite (60,7)dt/ha)

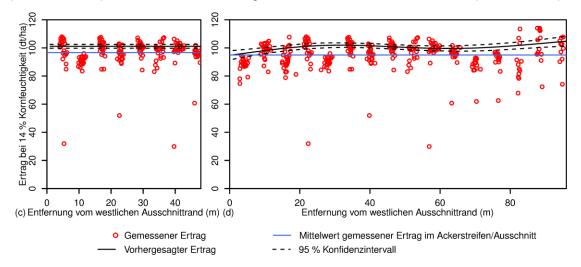


Abbildung 34 (b)). Der gemessene Ertrag folgte einer etwas anderen Entwicklung als der vorhergesagte Ertrag: er war leicht unter dem vorhergesagten Ertrag an der Lee-Seite und an der Luv-Seite meistens darüber. Darüber hinaus waren die Messdaten von der Mitte des Ackerstreifens zur Luv-Seite viel breiter um den Mittelwert verteilt als an der Lee-Seite. In der Referenzfläche waren die gemessenen und vorhergesagten Erträge ähnlich wie in den Transekten. Im schmalen Ausschnitt betrug der mittlere gemessene Ertrag 96,7 dt/ha, wohingegen der mittlere vorhergesagte Ertrag 101,1 dt/ha ergab (

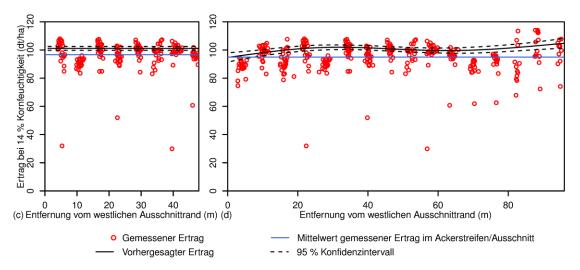


Abbildung 34 (c)). In den breiten Ausschnitten lag der mittlere gemessene Ertrag (95,0 dt/ha) leicht unter dem vorhergesagten Ertrag (ca. 100 dt/ha) (

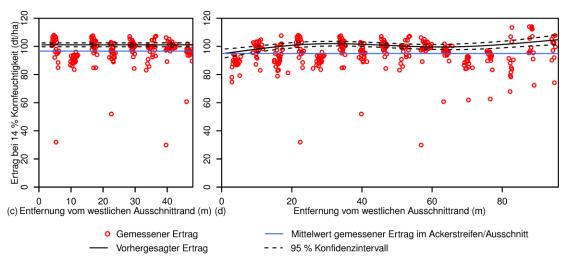


Abbildung 34 (d)).

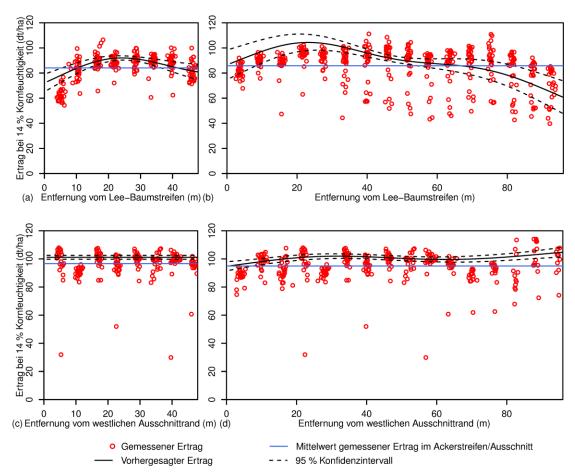


Abbildung 34: Verteilung des gemessenen und vorhergesagten Kornertrags von Winterweizen bei 14% Kornfeuchtigkeit im Jahr 2013 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, in den schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.

Im Allgemeinen waren die gemessenen Erträge in der Wintergerste niedriger als im Winterweizen

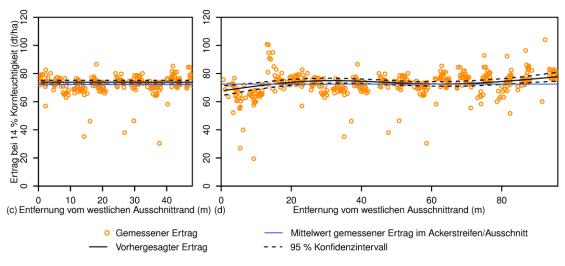


Abbildung 35). Im Jahr 2013 zeigte sich eine ähnliche Entwicklung der vorhergesagten Erträge wie beim Winterweizen im schmalen Ackerstreifen, jedoch waren die Daten nicht so breit um den

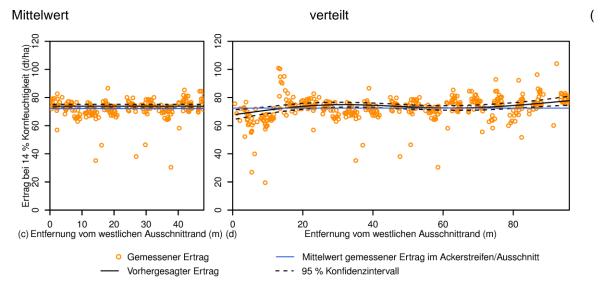


Abbildung 35 (a)). Der vorhergesagte Ertrag lag in diesem Streifen um den gemessenen Mittelwert von 69,0 dt/ha neben den Baumstreifen und bei 73,3 dt/ha in der Mitte des Streifens. Der gemessene Ertrag war jedoch an der Lee-Seite am niedrigsten (45,2 dt/ha) und am höchsten an der Luv-Seite (mit dem zweithöchsten Punkt 93,7 dt/ha bei 39 m). Der vorhergesagte Ertrag im breiten Ackerstreifen folgte der gleichen Kurvenform wie im breiten Streifen mit Winterweizen (hoch an der Lee-Seite und niedrig an der Luv-Seite), aber mit weniger Unterschieden zwischen m) und Minimum (51,1 dt/ha bei 96 Maximum (76,9)dt/ha bei 20

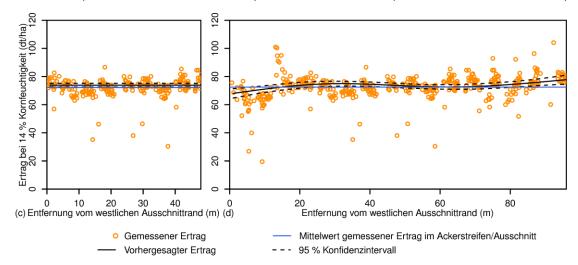


Abbildung 35 (b)). Wie bei dem breiten Winterweizenstreifen unterschied sich der gemessene Ertrag der Wintergerste vom vorhergesagten Ertrag. Er zeigte niedrige Werte neben den Baumstreifen und hohe in der Mitte (Glockenkurve), im Bereich des Mittelwerts von 66,1 dt/ha (Werte von 35,1 dt/ha bis 90,0 dt/ha). Die Ergebnisse für die Referenzfläche waren die gleichen wie im Winterweizen. Es wurde fast kein Einfluss der Distanz erkannt (gerade Linie ohne Steigung)

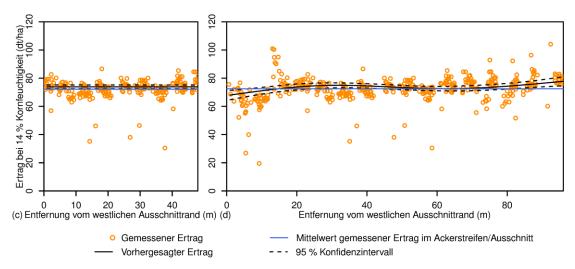


Abbildung 35 (c)(d)). Der mittlere vorhergesagte Ertrag war der gleiche wie der gemessene Ertrag in beiden Ausschnitten (ca. 73 dt/ha).

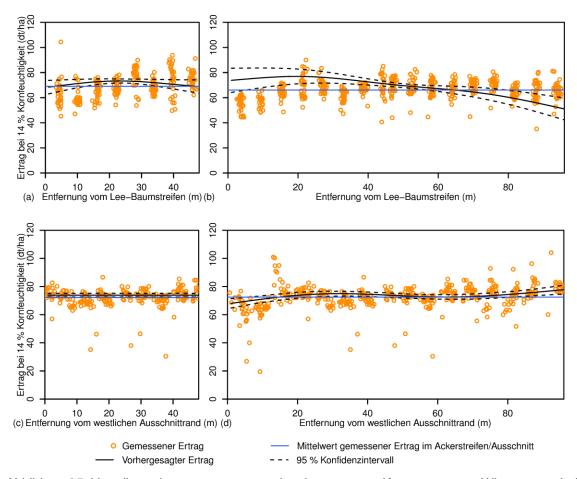


Abbildung 35: Verteilung des gemessenen und vorhergesagten Kornertrags von Wintergerste bei 14% Kornfeuchtigkeit im Jahr 2013 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.

Kornertrag im Jahr 2014

Im Jahr 2014 waren in dem Modell des Alley-Cropping-Systems (ACS) die *Smoother* Distanz und deren Wechselwirkung mit der Wintergerste signifikant, ebenso wie die *Smoother* $f_4(nEC_{25i})$ und $f_5(X_i, Y_i)$. Ein linearer Effekt der Ackerbreite trat auf, aufgrund leicht höherer Werte im breiten Ackerstreifen der beiden Kulturen im ACS. Allerdings war dieser Effekt nicht signifikant. In der Referenzfläche wurde nur eine signifikante Wirkung der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$ auf die räumliche Verteilung des Ertrages festgestellt. Die Korrelationskoeffizienten der Modelle lagen bei 0,48 für das ACS und 0,18 für die Referenzfläche (siehe Anhang 4.5, Tabelle 21).

Im schmalen Winterweizenstreifen der ACS war der vorhergesagte Ertrag an der Lee-Seite am niedrigsten (83,7 dt/ha) und am höchsten an der Luv-Seite (89,3 dt/ha) (

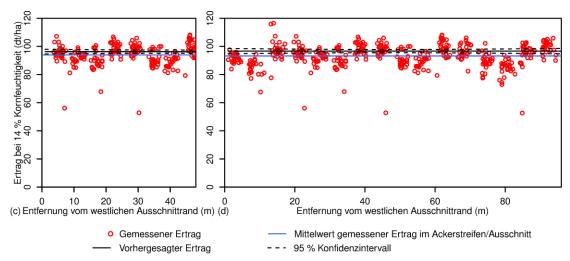


Abbildung 36 (a)), während im breiten Ackerstreifen der höchste vorhergesagte Ertrag 94,3 dt/ha bei 61 m war und der niedrigste auf beiden Seiten neben den Bäumen ca. 87-88 dt/ha betrug (

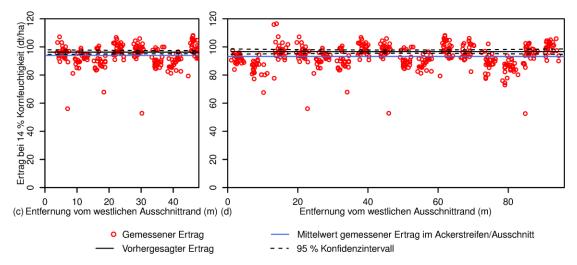


Abbildung 36 (b)). Der vorhergesagte Ertrag glich generell recht gut dem gemessenen Ertrag. Die gemessenen Werte lagen zwischen 59,2 dt/ha und 102,2 dt/ha im schmalen Ackerstreifen (Mittelwert: 84,4 dt/ha) und zwischen 40,5 dt/ha und 114,2 dt/ha im breiten Ackerstreifen (Mittelwert: 89,8 dt/ha). In der Referenzfläche waren die vorhergesagten Werte linear und ohne Steigung verteilt (

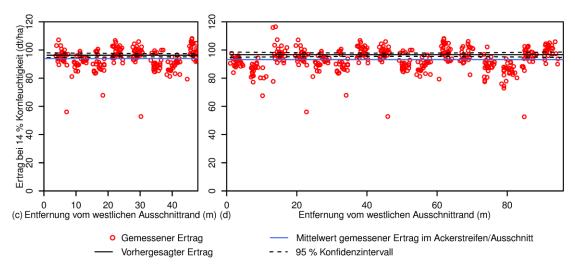


Abbildung 36 (c)(d)). Die mittleren gemessenen Erträge lagen dort bei 93,9 und 93,2 dt/ha, während die vorhergesagten Erträge 96,3 und 96,7 dt/ha betrugen, jeweils in den schmalen und breiten Ausschnitten.

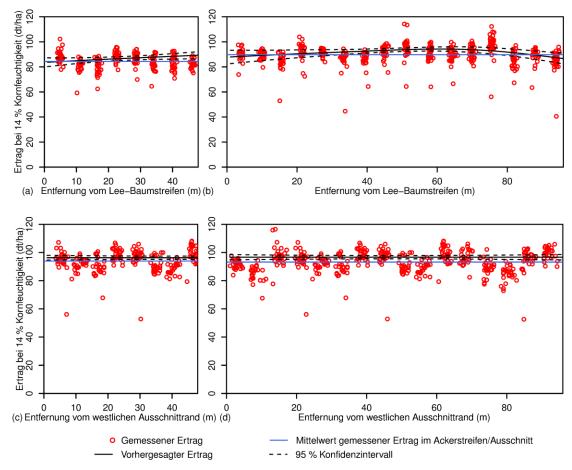


Abbildung 36: Verteilung des gemessenen und vorhergesagten Kornertrags von Winterweizen bei 14% Kornfeuchtigkeit im Jahr 2014 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.

In den schmalen und breiten Ackerstreifen waren die vorhergesagten und die gemessenen Werte der Wintergerste neben den Baumstreifen niedriger als in der Mitte (

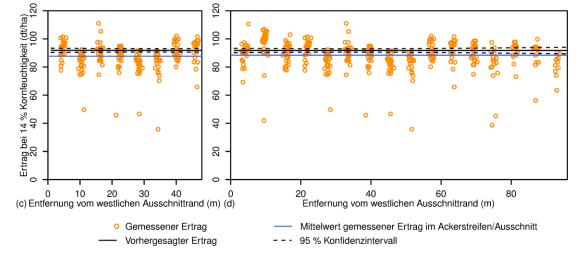


Abbildung 37). Der gemessene Ertrag schwankte von 60,8 dt/ha bis 98,9 dt/ha (Mittelwert: 76,0 dt/ha) im schmalen Ackerstreifen und von 51,4 dt/ha bis 121,5 dt/ha (Mittelwert: 90,6 dt/ha) im breiten Ackerstreifen. Die vorhergesagten Werte des schmalen Ackerstreifens waren 66,2 dt/ha an der Lee-Seite, 80,4 dt/ha in der Mitte und 73,6 dt/ha an der Luv-Seite (

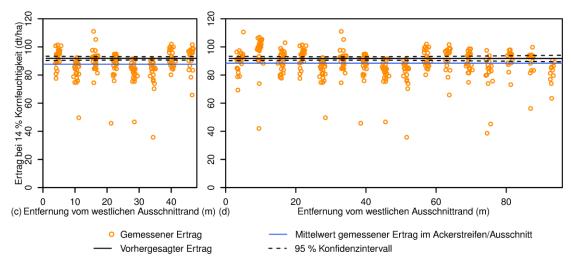


Abbildung 37 (a)). Hier glichen die vorhergesagten Werte recht gut den gemessenen Punkten. Im breiten Streifen lag der vorhergesagte Ertrag meistens über dem gemessenen Mittelwert von 85,9 dt/ha an der Luv-Seite bis 104,7 dt/ha bei 25 m (

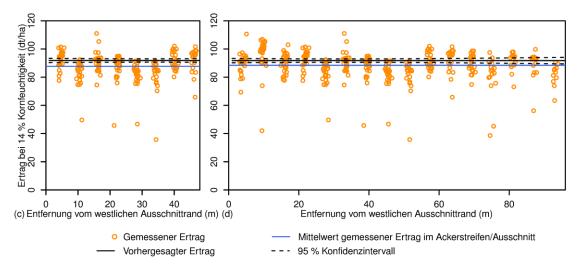


Abbildung 37 (b)). In beiden Ausschnitten der Referenzfläche gab es keinen Effekt der Distanz vom Baumstreifen, wo der gemessene Mittelwert 87,7 dt/ha betrug, während der vorhergesagte Mittelwert bei 91,8 dt/ha lag (

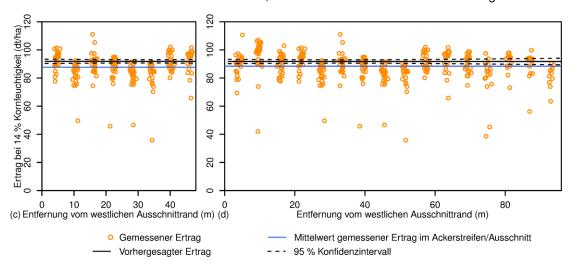


Abbildung 37 (c)(d)).

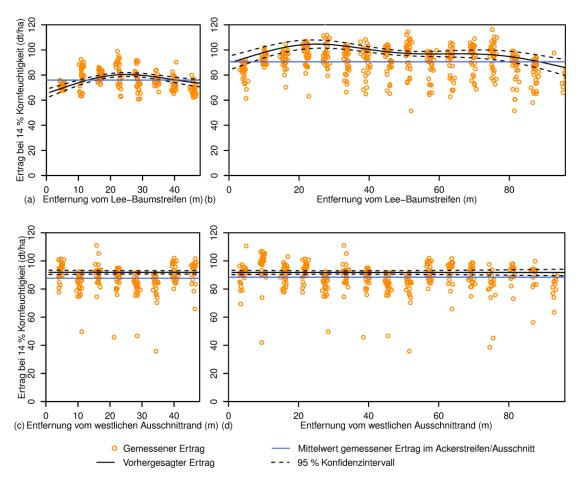


Abbildung 37: Verteilung des gemessenen und vorhergesagten Kornertrags von Wintergerste bei 14% Kornfeuchtigkeit im Jahr 2014 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Parzellen in der Referenzfläche.

Kornfeuchtigkeit im Jahr 2008

Ähnlich wie beim Ertragsmodell des Jahres 2008 ergab das passende Modell der Kornfeuchtigkeit (KF) von Sommergerste im Jahr 2008 einen signifikanten Effekt der *Smoother* Distanz und der Wechselwirkung zwischen Distanz und schmalem Ackerstreifen. Der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$ war ebenfalls signifikant, aber nEC_{25i} nur als Faktor inbegriffen. Das Modell zeigte einen niedrigen Korrelationskoeffizienten (0,22) (siehe Anhang 4.5, Tabelle 22).

In 2008 war die gemessene KF neben den Baumstreifen etwas höher als in der Mitte der Ackerstreifen, wie man in der Abbildung 38 sehen kann. Im schmalen Ackerstreifen war die gemessene mittlere KF bei 16,8 % und die Werte lagen zwischen 15,2 und 22,3 % (Abbildung 38 (a)). Die vorhergesagte KF schwankte kaum: sie folgte dem Mittelwert in den Ackerstreifen und lag nur leicht über dem Mittelwert an der Lee- (17,3 %) und an der Luv-Seite (17,1 %). Im breiten Ackerstreifen folgten die vorhergesagten Werte dem gemessenen Mittelwert (16,3 %) und waren nur ein wenig höher an der Lee- und der Luv-Seite (16,7 %) (Abbildung 38 (b)). Die Messwerte variierten weniger um den Mittelwert als im schmalen Ackerstreifen, auch wenn Extremwerte festgestellt wurden (Minimum 15,0 % und Maximum 23,6 %).

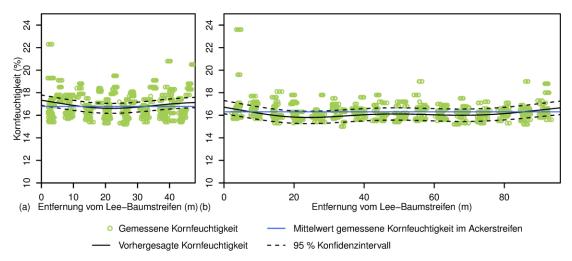


Abbildung 38: Verteilung der gemessenen und vorhergesagten Kornfeuchtikeit von Sommergerste im Jahr 2008 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems.

Kornfeuchtigkeit im Jahr 2013

Das passende Modell der Kornfeuchtigkeit (KF) im Alley-Cropping-System (ACS) für das Jahr 2013 ergab einen signifikanten Effekt der *Smoother* Distanz und der Interaktion Distanz mit dem schmalen Ackerstreifen sowie der Wintergerste. (nEC_{25i}) wurde als signifikanter Faktor identifiziert. Der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$ war in diesem Modell nicht mit inbegriffen. Das Modell, das verwendet wurde, um die Entwicklung der KF in der Referenzfläche vorherzusagen, hatte zwei wesentliche Bestandteile: die Distanz in Interaktion mit der Wintergerste und der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$. Jedes Modell hatte einen hohen Korrelationskoeffizienten: 0,95 für das ACS und 0,86 für die Referenzfläche (siehe Anhang 4.5, Tabelle 22).

In den Winterweizenstreifen des ACSs im Jahr 2013 war die KF neben den Baumstreifen höher als in der Mitte, vor allem auf der Lee-Seite des schmalen Ackerstreifens, wo die maximale KF (23 %) gemessen wurde. Wie in

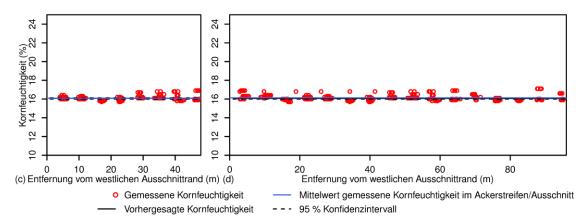


Abbildung 39 zu sehen ist, war auch die Spannweite an der Lee-Seite am größten. Die vorhergesagte KF im schmalen Ackerstreifen schwankte vom Maximum (20,5 %) an der Lee-Seite bis zum Minimum (18,5%) im mittleren Bereich und betrug 19,8 % an der Luv-Seite. Damit passte sie recht gut zu den beobachteten Werten (

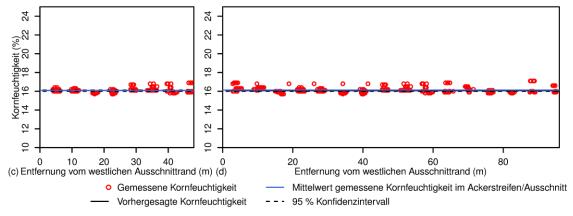


Abbildung 39 (a)). Im breiten Ackerstreifen wurden die höchsten KF-Werte an der Lee-Seite beobachtet (gemessene KF 20 % und vorhergesagte KF 19,2 %) (

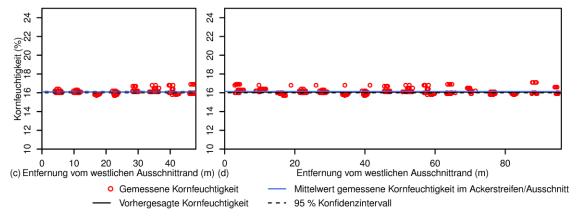


Abbildung 39 (b)). Ab etwa 20 m vom Lee-Baumstreifen entfernt lagen die gemessenen und vorhergesagten Werte um den gemessenen Mittelwert (17,7 %). Im Allgemeinen war aber die mittlere KF im schmalen Ackerstreifen höher (19,4 %) als im breiten Streifen. In der Referenzfläche blieb die vorhergesagte und gemessene KF beider Ausschnitte über die gesamten Entfernungen an dem gemessenen Mittelwert (16,1 %) (

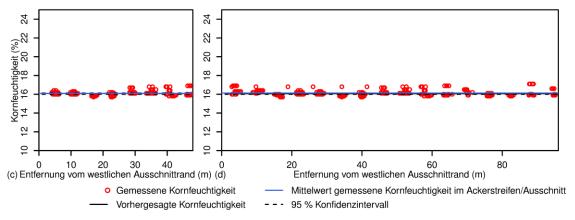


Abbildung 39 (c)(d)).

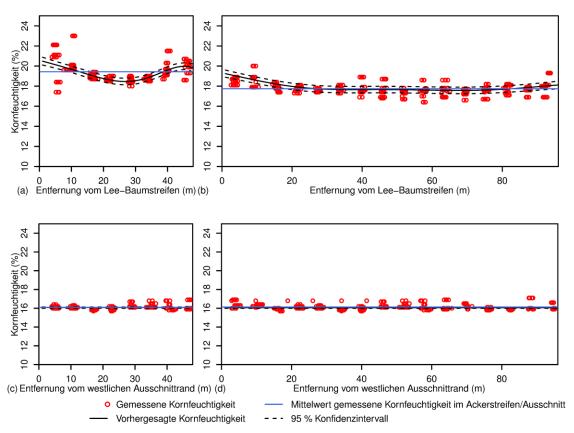
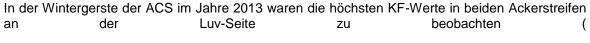


Abbildung 39: Verteilung der gemessenen und vorhergesagten Kornfeuchtigkeit von Winterweizen im Jahr 2013 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.



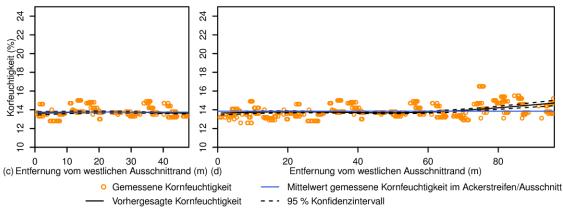


Abbildung 40). Im Allgemeinen war die KF auch im schmalen Ackerstreifen höher als im breiten Streifen. Im schmalen Ackerstreifen wurde der niedrigste Messwert (13,2 %) an der Lee-Seite beobachtet, während der niedrigste vorhergesagte Wert in der Mitte (13,5 % bei 25 m) berechnet wurde

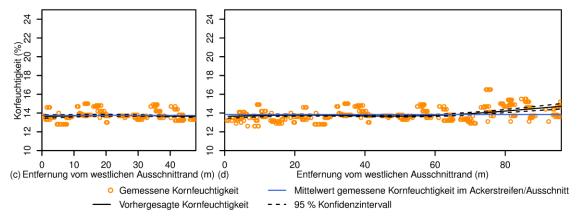


Abbildung 40 (a)). Der höchste gemessene Wert in diesem Ackerstreifen (16,0 %) wurde bei ca. 40 m Entfernung vom Lee-Baumstreifen beobachtet, der höchste vorhergesagte Wert (15,2 %) bei 45 m. Im breiten Ackerstreifen blieb die gemessene und vorhergesagte KF bis 83 m um den gemessenen Mittelwert (ca. 13 %). Die vorhergesagte KF stieg bis 14 % an der Luv-Seite, wo der maximale KF-Wert (15,3 %) gemessen wurde (

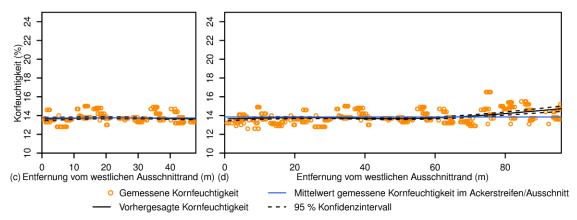


Abbildung 40 (b)). Wie beim Winterweizen war die KF in der Wintergerste-Referenzfläche die gleiche im ganzen Feld (gerade Linie ohne Steigung) und lag um den gemessenen Mittelwert (13,8 %)

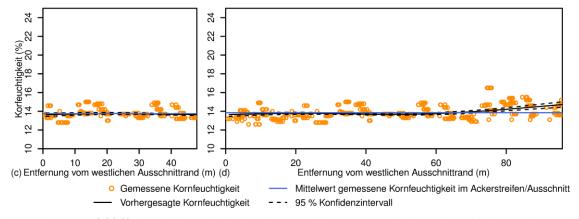


Abbildung 40 (c)(d)). Allerdings bei den letzten Metern des breiten Ausschnitts stiegen die vorhergesagten KF auf 14,7 % und die maximal gemessenen KF auf 16,5 %.

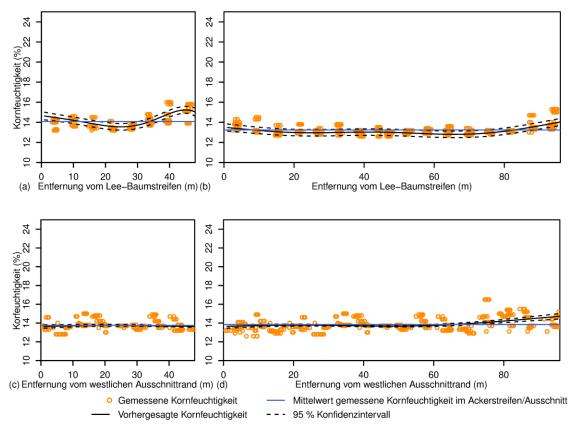


Abbildung 40: Verteilung der gemessenen und vorhergesagten Kornfeuchtigkeit von Wintergerste im Jahr 2013 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.

Kornfeuchtigkeit im Jahr 2014

Im Jahr 2014 ergab das Modell, das zur Anpassung des Alley-Cropping-Systems (ACS) Datensatzes verwendet wurde, folgende signifikante *Smoothers*: die Distanz und die Distanz in Wechselwirkung mit dem schmalen Ackerstreifen sowie mit der Wintergerste. Der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$ war ebenfalls signifikant. nEC_{25i} wurde als Faktor identifiziert allerdings nicht signifikant. Das verwendete Modell, um die Daten in der Referenzfläche anzupassen, zeigte auch die Distanz allein und die Interaktion von Distanz mit dem Winterweizen als signifikant. Die Faktoren (nEC_{25i}) und Ackerbreite waren zusätzlich signifikant. Der *Smoother* $f_5(X_i, Y_i)$ wurde allerdings in dieses Modell integriert. Die Korrelationskoeffizienten waren ziemlich hoch: 0,71 für das ACS und 0,84 für die Referenzfläche (siehe Anhang 4.5, Tabelle 22).

Der Mittelwert der Kornfeuchtigkeit (KF) des Winterweizens in der ACS war im schmalen und im breiten Ackerstreifen ähnlich (jeweils 15,9 % und 15,6 %). Wie in

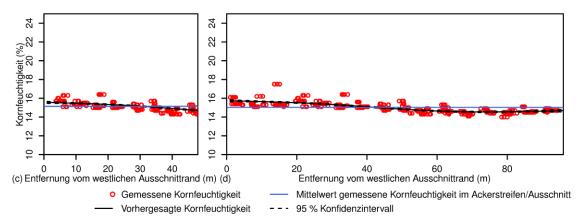


Abbildung 41 dargestellt ist, war die Verteilung der Werte innerhalb der Ackerstreifen jedoch unterschiedlich. Im schmalen Ackerstreifen lag die vorhergesagte KF um den gemessenen Mittelwert bis zur Mitte des Ackerstreifens. Dort ging sie auf 15,2 % zurück, um sich dann wieder bis 16,6 % bei ca. 41 m zu erhöhen und schließlich wieder auf 14,5 % sehr nah an den Luv-Baumstreifen zu verringern (

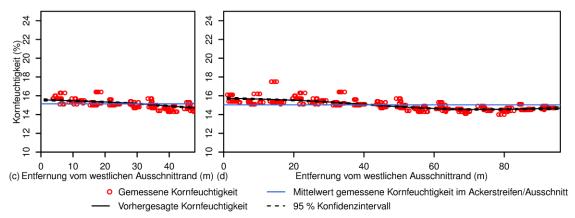


Abbildung 41 (a)). Die gemessene KF war leicht höher an der Lee-Seite, neben den Baumstreifen, verteilt mit den niedrigsten (14,6 %) und den höchsten Werten (17,4 %), aber dann folgte sie dem Mittelwert bis zur Luv-Seite. Im breiten Ackerstreifen waren die gemessenen und vorhergesagten Werte nahe am gemessenen Mittelwert, außer an der Lee-Seite, wo die höchste vorhergesagte KF errechnet wurde (16,2 %)

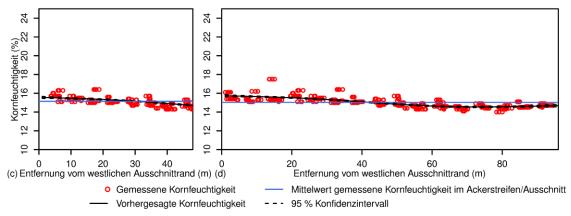


Abbildung 41 (b)). Die Messwerte reichten von 15,1 bis 17,4 %. In der Referenzfläche war die vorhergesagte und gemessene KF am höchsten an der Lee-Seite, fielen langsam und erreichten

das Minimum an der Luv-Seite. Im schmalen Ausschnitt schwankte die vorhergesagte KF von 15,6 % bis 14,7 %, während die gemessene KF von 14,3 % bis 16,4 % (Mittelwert: 15,1 %) schwankte (

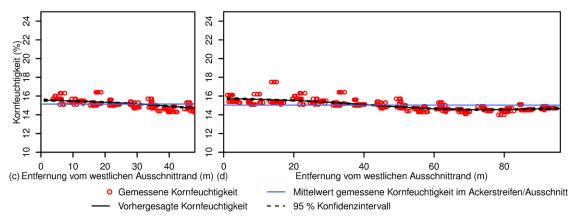


Abbildung 41 (c)). Im breiten Ausschnitt schwankte die vorhergesagte KF von 15,7 % bis 14,7 % und die gemessene KF von 14,0 % bis 17,5 % (Mittelwert: 15,0 %) (

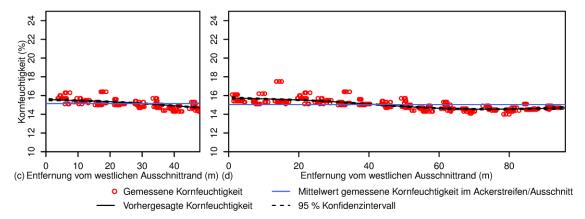


Abbildung 41 (d)).

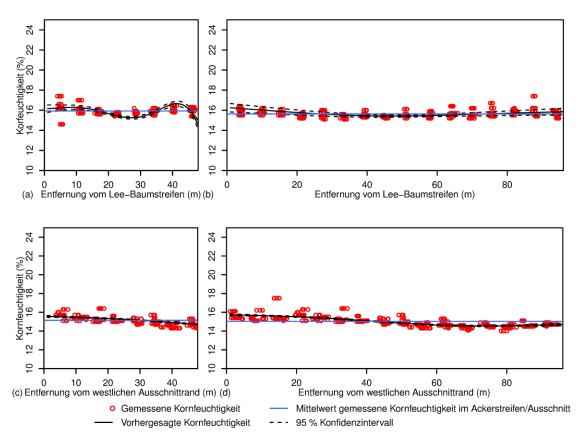


Abbildung 41: Verteilung der gemessenen und vorhergesagten Kornfeuchtigkeit von Winterweizen im Jahr 2014 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.

Die Wintergerste der ACS zeigte eine große Verteilung der gemessenen KF im schmalen Ackerstreifen (14,0-19,3 %) und einen höheren Mittelwert (15,0 %) als im breiten Ackerstreifen, wo die Werte zwischen 13,5 und 15,1 % um den Mittelwert von 14,0 % lagen (

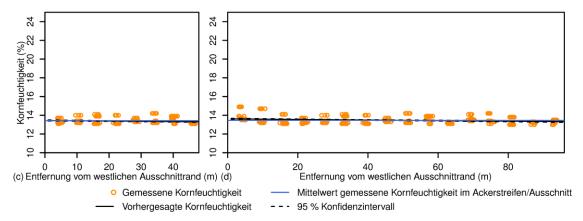


Abbildung 42 (a)). Der Verlauf der vorhergesagten Werte war auch recht unterschiedlich im breiten Ackerstreifen: die Werte folgten dem Mittelwert bis zur Mitte des Streifens, fielen auf 14,4 % in der Mitte ab, stiegen wieder auf das Maximum 16,1 % bei 42 m und fielen erneut auf ein Minimum von 14,0 % an der Luv-Seite. Im Gegensatz zum Winterweizen war die KF im breiten Ackerstreifen der Wintergerste ein wenig niedriger an der Lee-Seite (13,8 %) und erhöhte sich

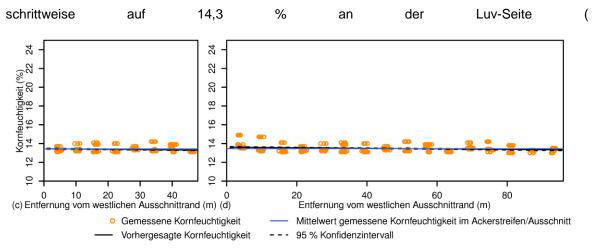


Abbildung 42 (b)). In der Referenz verlief die vorhergesagte KF linear ohne Steigung in beiden Ausschnitten und hatte den gleichen Wert wie der gemessene Mittelwert (13,4 % in beiden Ausschnitten)

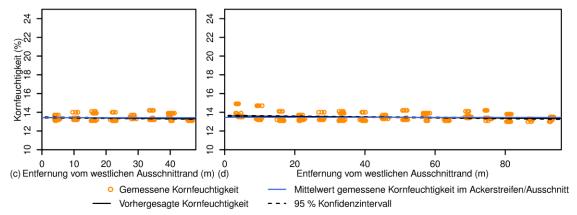


Abbildung 42 (c)(d). Die Messwerte verteilten sich geringfügig von 13,1 % bis 14, 2 % um den Mittelwert im schmalen Ausschnitt und von 13,0 bis 14,9 % im breiten Ausschnitt.

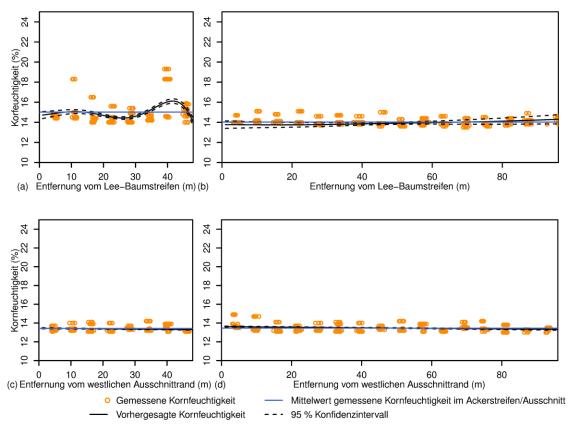


Abbildung 42: Verteilung der gemessenen und vorhergesagten Kornfeuchtigkeit von Wintergerste im Jahr 2014 von der Lee- zur Luv-Seite der Baumstreifen, im schmalen (a) und breiten (b) Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen (c) und breiten (d) Ausschnitten in der Referenzfläche.

2.6.3.5 Diskussion

Allgemeine Wirkungen von veränderten Wachstumsbedingungen auf Produktivität und Qualitätsparameter der Ackerkulturen

Die Glockenkurven der vorhergesagten Ertrags- und Kornfeuchtigkeit (KF)-Werte wurden vor allem im Jahr 2013 für beide Ackerkulturen und beide Breiten im Alley-Cropping-System (ACS) beobachtet und weisen darauf hin, dass die Anwesenheit von Bäumen einen Einfluss auf diese Parameter hatte. Dies wird durch das Fehlen des Effektes in der Referenz im Jahr 2013 und 2008 in der Sommergerste, als die Bäume angepflanzt wurden, bestätigt. Auch im Einklang mit diesen Schlussfolgerungen sind die signifikanten Effekte der Distanzen, allein und in Interaktion mit den Ackerstreifenbreiten und den Ackerkulturen sowohl für Ertrag und KF in der ACS nachgewiesen worden. Kreutz (1973) und Kowalchuk and Jong (1995) stellten fest, dass ein negativer Effekt des Ertrags bis 1,5 h (wobei h die Baumhöhe ist) von der Hecke erscheinen sollte, und Kreutz (1973) präzisierte, dass zwischen 1,5 und 12 h der Ertrag über dem Durchschnittsertrag des Ackerstreifens liegen sollte. Ein Ertragsreduktionsgebiet trat tatsächlich auf der Lee- und Luv-Seite der Ackerstreifen neben den Baumstreifen in Wendhausen auf; ein Bereich mit hohem Ertrag wurde in der Mitte der Ackerstreifen festgestellt. Wie für die Mikroklimaparameter wurden der Ertrag und die KF in Form einer Steigung zunehmend beeinflusst (stark neben den Baumstreifen und weniger bis zur Mitte der Ackerstreifen). Dies legt nahe, dass die modifizierten Wachstumsbedingungen hervorgerufen durch die Baumstreifen (Windgeschwindigkeit und Lichtreduktion, modifizierte Lufttemperatur und LF, Blattabdeckung, Wurzelkonkurrenz) einen direkten Einfluss auf den Ertrag hatten.

Ertragswerte unter dem Mittelwert wurden 2013 im Wesentlichen bis 10 m im schmalen Ackerstreifen des Winterweizens beobachtet. Dieser Abstand entspricht 1 h. Innerhalb anderer Agroforstsysteme kamen mehrere Autoren zu ähnlichen Ergebnissen: Akbar et al (1990), Puri and Bangarwa (1992) und Chirko et al (1996) maßen Weizenertragssenkungen bis mindestens 5 m von den Bäumen entfernt. Müller (1956) beobachtete auch für unterschiedliche Kulturen die niedrigsten Erträge neben den Hecken. Aus Versuchen an Windschutzreihen berichteten Bruckhaus and Buchner (1995) für nasse Jahre von einer Ertragsreduktion bei Wintergetreidekulturen innerhalb von 2 h (hier 12 m für die Wintergerste und 18 m für den Winterweizen). Dies beeinflusste den Gesamtertrag um 2 %. Marxen-Drewes (1987) beobachtete an den Feldrändern bei Getreide, in beiden Feldern mit und ohne Hecke, einen verringerten Ertrag, aber die Reduktion neben der Hecke war größer. Die Ergebnisse der vorliegenden Studie sind daher im Einklang mit anderen Untersuchungen. Darüber hinaus entspricht die Ertragsreduktionszone der Größe der Konkurrenzzone auf der Versuchsfläche. Daher kann die Ertragsreduktion neben den Baumstreifen teilweise der Reduzierung der einfallenden Sonnenstrahlung und reduzierten Temperatur an sonnigen Tagen zugeschrieben werden, wie es auch von Chirko et al (1996) beschrieben wurde.

Die anderen Messparameter, die die Pflanzenproduktivität und Qualität (Ertragskomponenten, Entwicklungsstadien, Blattlausbefall und Hektolitergewicht) beschreiben, waren im Jahr 2013 stärker betroffen als im Jahr 2014, vor allem in der Nähe der Baumstreifen. Innerhalb des Studienprojekts "AgroForstEnergie" fanden auch weitere Partner in Thüringen, wenige Jahre nach der ACS-Etablierung, ähnliche Einflüsse der Baumstreifen auf Sommergerste und Winterraps (Jung et al. 2014).

Die Glockenkurvenform der Ertrag in der Wintergerste der ACS in 2014 sowie die hohen KF-Werte bei 40 m im schmalen Ackerstreifen der Wintergerste und der alleinige Effekt der AZ in der Ertragskomponentenanalyse waren allerdings nicht direkt auf den Effekt der Baumstreifen zurückzuführen, sondern dürften wahrscheinlich eher auf Verdichtungsschäden zurück zu führen sein, die bei der Beerntung der Baumstreifen durch das Befahren der Ackerstreifen auf nassem und nicht gänzlich durchgefrorenem Boden entstanden sind.

<u>Unterschiede zwischen den Ackerkulturen und Auswirkungen der Ackerstreifenbreite auf</u> Produktivität und Qualitätsparameter

Der Effekt der Ackerkultur konnte in beiden Jahren unabhängig vom Baumstreifeneffekt beobachtet werden. Wie es in Deutschland üblicherweise der Fall ist, wurden bei Winterweizen höhere Erträge als bei Wintergerste beobachtet. Die signifikanten Ackerkultureffekte, die in beiden Jahren in Modellen räumlicher Verteilung des Ertrags und der KF festgestellt wurden, sind im Einklang mit diesen Schlussfolgerungen. Auch das Hektolitergewicht des Winterweizens war höher als bei der Wintergerste. Der Mindestwert bei Wintergerste für die Futtermittelproduktion ist 63 kg/hL (Diepenbrock et al. 2005). Jedoch wurde dieser Wert im Jahr 2013 nur an wenigen Messpunkten erreicht, was auf die Sorteneigenschaften zurückzuführen ist.

In Bezug auf die Ertragskomponenten der Wintergerste im Jahr 2013 wurden die AZ und das TKG signifikant beeinflusst. Aufgrund ihrer frühen Bestockung wurde die Wintergerste tatsächlich weniger durch Schattenwirkung beeinflusst und wies eine höhere Bestockungszahl als der Winterweizen bereits bei 3 m Entfernung vom Baumstreifen auf. Der Ertrag der Wintergerste in diesem Bereich war ebenfalls sehr niedrig. Der Winterweizen zeigte eine höhere Bestockungszahl erst bei 8 m Entfernung von den Baumstreifen, was den ungünstigen Bedingungen zwischen Schossen und Ernte zugeschrieben werden kann, wie von Marxen-Drewes (1987) ähnlich herausgefunden wurde.

Die Ackerkulturen- und Ackerstreifenbreiteneffekte im Jahr 2013 auf die Verteilung des Ertrags, aber auch auf andere Parameter korrespondierten größtenteils mit den unterschiedlichen Baumstreifenhöhen. Die Baumstreifen auf beiden Seiten des Winterweizens variierten im Rotationszyklus sowohl in den schmalen als auch in den breiten Ackerstreifen des ACSs und auch zwischen beiden Ackerkulturen. Dies erklärt, dass die Ertragsreduktion im Winterweizen im schmalen Ackerstreifen größer an der Lee- als an der Luv-Seite war (Streifenhöhen waren 9,4 m auf der Lee-Seite und 6,8 m auf der Luv-Seite). Aufgrund der unterschiedlichen Streifenhöhen

wurden die Punkte der schmalen und breiten Ackerstreifen in der Ertragskomponenten-Analyse zusammengefasst. Dies wurde für beide Kulturen durchgeführt, um die Vergleichbarkeit in der Analyse zu halten. Dadurch konnte der Breiteneffekt der Ackerstreifen auf die Ertragskomponenten nicht getestet werden.

Modifikation von Pflanzenentwicklung und Ertragskomponenten in der Konkurrenzzone

In 2013 waren KG, AZ und TKG von Winterweizen und Wintergerste niedriger und zeigten an der Lee- und Luv-Seite eine größere Spannweite als in der Mitte der Ackerstreifen und im Vergleich zu der Referenzfläche. Nach Friend (1966) verursachen niedrige Lichtintensität und Temperatur eine geringere Bestockungszahl und damit eine geringere AZ, was hier übereinstimmend im Hinblick auf die Schatteneffekte ebenfalls beobachtet wurde. Marxen-Drewes (1987) stellte fest, dass sich die Anzahl der Winterweizen- und Wintergerstenpflanzen in der Nähe der Hecke im Vergleich zu einer Entfernung von 66 m verringerte. Außerdem beobachteten Dufour et al (2013) eine Ertragsreduktion durch die Verringerung der Kornzahl pro Ähre und des Korngewichts aufgrund der Beschattung im ACS, während das mittlere Korngewicht nur mäßig betroffen war. Nach Dolferus et al (2011) ist die Anzahl Körner je Ähre die Ertragskomponente, die den Ertrag maßgeblich beeinflusst. Für diesen Autor sind Weizen- und Gerstepflanzen anfällig für abiotischen Stress in der frühen reproduktiven Phase von der Entwicklung des Blütenmeristems bis zur Anthese (Blüte). Gemäß der Skala von Meier (1997) steht die Nummer 60 für das Stadium der Blüte. Im Jahr 2013 wurde die Stufe 60 bei der Wintergerste Ende Mai erreicht und beim Winterweizen Mitte Juni. Fischer (2011) befand, dass der Mai in unseren Breiten der Monat des besten Wachstums ist. Jedoch hatten die Bäume in beiden Monaten bereits ihr volles Laub entwickelt und es kann davon ausgegangen werden, dass die Weizen- und Gerstepflanzen in diesem Moment, zumindest kurz vor der Blüte, unter der Schattenwirkung litten. Dies könnte die geringere Anzahl an Ähren und Körnern erklären, vor allem an der Lee-Seite der Winterweizen-Ackerstreifen. Marxen-Drewes (1987) fand heraus, dass entscheidend für den Ertrag die Anzahl Ähren war, aber dass das TKG mit erhöhter Baumhöhe niedriger war. Das TKG bietet die beste Aussage über die Korngröße und eine Probe mit niedrigem TKG weist ein hohes Hektolitergewicht auf (Milatz 1970). Dies ist stimmig mit den beobachteten Ergebnissen.

Die Bodenbedeckung durch Blätter, die in der Nähe der Baumstreifen beobachtet wurde, könnte auch für die niedrigen Erträge verantwortlich gewesen sein. Tatsächlich wurden wegen der schlechten Befahrbarkeit ab Oktober die Wintergetreide in Wendhausen sehr früh Ende September gesät. Die Blätter begannen aber erst ab Ende Oktober zu fallen, als die Winterkulturen bereits kleine Pflanzen gebildet hatten. Pappeln sind durch große Blätter gekennzeichnet und großflächige Blattbodenbedeckungen wurden neben dem Baumstreifen beobachtet. Dies stimmt mit der Tatsache überein, dass für beide Kulturen eine engere Korrelation zwischen KG und AZ als zwischen KG und TKG beobachtet wurde und dass darüber hinaus für Winterweizen in beiden Jahren neben den Baumstreifen das KG mehr durch die AZ betroffen war als durch das TKG. Es gab auch einen Effekt auf die AZ für beide Kulturen in 2014, was den Einfluss der Blattabdeckung auf die Ertragskomponenten unterstreicht. Der Effekt der Blattbedeckung der jungen Getreidepflanzen auf die Produktivität könnte mit späteren Aussaatterminen nach dem Laubfall vermieden werden. Die allelopathische Wirkung der Pappelblätter könnte auch negative Auswirkungen auf den Ertrag gehabt haben (Singh et al. 1998), wurde aber in dieser Studie nicht untersucht.

In beiden Jahren zeigten beide Kulturen in der Regel frühere Entwicklungsstadien neben den Baumstreifen als in der Mitte der Ackerstreifen und der Referenzfläche, auch wenn die Unterschiede sehr klein waren. Puri and Bangarwa (1992) fanden, dass die Entwicklung von Winterweizen unter Bäumen verzögert ist. Marxen-Drewes (1987) beobachtete auf zwei Feldern mit und ohne Hecke ein anderes Pflanzenwachstum zwischen Feldkante und Feldmitte. Diese Ergebnisse stimmen mit der verminderten Entwicklung der Pflanzen in unseren Versuchen durch Lichtreduktion in der Nähe der Baumstreifen überein.

Modifikationen der Blattlauspopulation und der Getreidefeuchte in der Konkurrenzzone

In der vorliegenden Studie wurden sofern kein Insektizid angewendet wurde größere Populationen von Blattläusen und etwas mehr Nützlinge neben dem Baumstreifen als in der Mitte der Ackerstreifen und der Referenzfläche gezählt. Geflügelte Blattläuse können ihre Landung tatsächlich besser kontrollieren, wenn sich die Luft nicht bewegt (Dixon 1998). Daher ist es wahrscheinlich leichter in der Nähe der Baumstreifen zu landen (Lewis and Stephenson 1966), da die Windgeschwindigkeit dort reduziert wird. Die Pflanzen im schattigen Bereich waren in der Entwicklung verzögert und blieben länger grün. Sie wiesen einen längeren Blattlausbefall auf als die Pflanzen in der Mitte der Ackerstreifen, die früher abreiften. Marxen-Drewes (1987) stellte fest, dass der Befall mit Blattläusen unabhängig von der Höhe der Hecke ist und ähnlich hoch am Feldrand mit und ohne Hecke auftritt. Die Anzahl der Blattläuse entlang der Messstellen hatte im Jahr 2014 nur einen geringfügigen Effekt auf das Pflanzenwachstum. Die reduzierte potentielle Evapotranspiration (pET) und höhere Luftfeuchtigkeit (LF), die neben den Baumstreifen an sonnigen Tagen in allen Jahren beobachtet wurde, könnte jedoch zu einem erhöhten Krankheitsbefall beitragen haben (Brandle et al. 2004).

In 2013 wurden eine höhere Kornfeuchtigkeit (KF) in der Nähe der Baumstreifen als in der Mitte der Ackerstreifen gemessen und vorhergesagt. Darüber hinaus war die KF im schmalen Ackerstreifen allgemein höher. Diese Ergebnisse können auch auf die veränderten Mikroklimabedingungen zurückgeführt werden, vor allem die höheren LF und niedrigeren pET-Werte neben den Baumstreifen. Aufgrund der schwachen Luftbewegung und Verdunstung in dieser Zone und der verzögerten Entwicklung konnten die Körner nicht so schnell trocknen wie in der Mitte der Ackerstreifen. Die KF-Werte innerhalb einer Kultur waren sehr ähnlich mit Ausnahme des schmalen Ackerstreifens der Wintergerste, der hohe Werte und einen anderen Verlauf der KF über den Ackerstreifen zeigte. Darüber hinaus waren die KF-Werte im breiten Ackerstreifen des Winterweizens höher auf der Lee- als der Luv-Seite, da kein Baumstreifen an dieser Stelle vorhanden war. Der Einfluss der Baumstreifen auf die KF wird weiterhin durch die Tatsache gestützt, dass die entsprechenden Werte auf der Referenzfläche keine Unterschiede aufwiesen.

Weitere Getreide-Qualitätsparameter, die hier nicht untersucht wurden, könnten auch durch die Anwesenheit von Baumstreifen beeinträchtigt sein. Jung et al (2014) beobachtete fünf Jahre nach dem Pflanzen der Bäume einen Anstieg des Proteingehaltes bei Sommergerste direkt neben den Baumstreifen. Darüber hinaus berichtete dieser Autor von einem erhöhten Mykotoxingehalt, der jedoch unter dem von der europäischen Gesetzgebung festgelegten kritischen Wert lag. Der Einfluss der Unkrautkonkurrenz könnte auch ein Grund für die Ertragsdepression sein. Unseren Beobachtungen nach (siehe 2.5.2) wurde vermehrt Unkraut am Rand der Ackerstreifen beobachtet und weniger in Ackerstreifenmitte.

<u>Auswirkungen der veränderten Wachstumsbedingungen auf die Produktivitäts- und Qualitätsparameter in der Mitte der Ackerstreifen</u>

Viele Autoren berichteten von den positiven Auswirkungen des Windschutzes auf den Ertrag im nicht schattigen Bereich, der durch die Reduktion der pET über dem Mittelwert des Feldes liegen sollte. Kowalchuk and Jong (1995) beobachteten zum Beispiel unter trockenen Bedingungen eine Zunahme des Ertrages über dem Mittelwert zwischen 1,5 und 3 h Entfernung vom Baumstreifen (wobei h die Baumhöhe ist). Stoeckeler (1962) verzeichnete eine kleine Ertragssteigerung von 2 % bis 10 h Entfernung von den Baumstreifen, vor allem in den ersten 5 h. Müller (1956) beobachtete den höchsten Ertrag bei 3 h und dann eine konstante Abnahme des Ertrags bis zum Mittelwert. Außerdem berichtete Kort (1988) aus seinen Untersuchungen, dass die Windschutzstreifen immer positive Auswirkungen auf Winterweizen und –gerste hatten. Diese positiven Effekte treten bis 20 h auf und sind meist zwischen 3 und 10 h besonders ausgeprägt, was der von Cleugh et al (1998) definierte Ruhezone an der Lee-Seite entspricht. In der vorliegenden Studie lag der vorhergesagte Ertrag über dem Mittelwert des gemessenen Ertrags in der Mitte der schmalen Ackerstreifen beider Kulturen (ca. 3-4 h). Diese Feststellungen erhärten frühere Studien.

Es ist problematisch, die Werte in der Mitte der Ackerstreifen direkt mit den beobachteten Werten der Acker-Referenzfläche zu vergleichen und damit aufgrund des Windschutzes auf eine allgemeine Erhöhung des Ertrags zu schließen. Auf der Versuchsfläche in Wendhausen repräsentieren beide Bereiche unterschiedliche Bodentypen und möglicherweise daraus folgend unterschiedliche Wasserhaltekapazitäten. Darüber hinaus ist der mittlere Ertrag der Ackerstreifen durch den verminderten Ertrag in den Randbereichen zu den Bäumen nicht direkt vergleichbar mit der Referenz. Weitere Versuche sind notwendig, um herauszufinden, ob die Ertragssteigerung wirklich über dem Ertragspotenzial der Referenzfläche liegt, was wohl nur in trockenen Jahren zu beobachten wäre (Bruckhaus and Buchner 1995).

Einfluss der Bodenverhältnisse und der räumlichen Lage auf Ertrag und Kornfeuchtigkeit

Die Bodenleitfähigkeit (EC) sollte direkt mit dem Ertrag korreliert sein (Anderson-Cook et al. 2002). Dies ist stimmig mit der Tatsache, dass der *Smoother* Term für die Bodenleitfähigkeit (nEC_{25i}) signifikant in fast allen Modellen war. Durch die Einbeziehung des mittleren nEC_{25} -Wert der Ackerstreifen als Korrektiv der Vorhersagen könnte die Wirkung der Bodenheterogenität der Versuchsfläche teilweise korrigiert werden. Danach sollte der vorhergesagte Ertrag nur durch die Entfernung vom Baumstreifen beeinflusst werden.

Als eine räumliche Autokorrelation in den Daten festgestellt wurde, wurde der *Smoother*-Term mit den Koordinaten (X_i, Y_i) in das Modell aufgenommen, um die Effekte der Position der Punkten im Ackerstreifen über die gesamte Fläche zu korrigieren. Doch dieses schuf manchmal vorhergesagte Werte, die weit weg von den gemessenen Werten waren, und die Kurve folgte in einigen Fällen einem anderen Trend als dem gemessenen Ertrag. Dies war zum Beispiel in den breiten Ackerstreifen des Winterweizens und der Wintergerste im Jahr 2013 der Fall. Dort war der vorhergesagte Ertrag stark beeinflusst von der kleinen Zone des Kolluvisol-Gley im Ackerstreifen 8. Dies erklärt auch, warum der vorhergesagte Ertrag manchmal etwas höher lag als der tatsächlich gemessene Mittelwert.

Im Jahr 2013 beeinflussten die Smoother-Term (nEC_{25i}) und (X_i, Y_i) den Ertrag signifikant, wohingegen nur nEC_{25i} als linearer Faktor signifikant für die Kornfeuchtigkeit (KF) war. Dies ist aufgrund der Tatsache verständlich, dass die KF wahrscheinlich weniger von Bodenbedingungen beeinflusst wird als der Ertrag, sondern mehr direkt durch die Nähe Baumstreifen. Außerdem erklärt dies die geringe Schwankung der Ertragsdaqten. Bezüglich 2008 wurde fast keine Wirkung der Baumstreifen auf den Ertrag beobachtet und die leichte Kurvenlinie, die vorhergesagt wurde, wird der Bodenheterogenität zugeschrieben, da alle Felder zusammengefasst wurden. Die große Daten-Variation bezeugt diesen Effekt.

Ganz allgemein sollten die Modelldaten mit Vorsicht interpretiert werden und nur als Beschreibung der Tendenzen für die Verteilung des Ertrags und der KF auf den Ackerstreifen und der Referenzfläche angesehen werden.

2.7 BIOMASSE- UND ENERGIEPRODUKTION DES GESAMTEN SYSTEMS

Zum Vergleich der Gesamtbiomasseproduktion im Alley-Cropping-System (ACS) und des Referenzsystems (Acker- und KUP) wurden über die Jahre Acker- und Baumertragsdaten aufgenommen. Innerhalb der ACSs wurden auch die schmalen und breiten Felder verglichen.

2.7.1 Ertragsdatensammlung im Ackerstreifen

2.7.1.1 Methodik

Von 2008 bis 2014 wurden die Kornerträge im Ackerstreifen des ACSs und auf den Acker-Referenzflächen vom Mähdrescher erfasst. Die Daten wurden vorbereitet, wie im ersten Absatz des Abschnittes 2.6.3.3 dargestellt. Dann wurde der Ertrag für jedes Feld gemittelt. Da in diesem Zeitraum nur Winterweizen und Raps in beiden Ackerbreiten und Systemen verfügbar waren, wurde die Bewertung lediglich für diese beiden Kulturen durchgeführt. Die Ertragsdaten des Jahres 2008 konnten nicht verwendet werden, da verschiedene Kulturarten in der Referenzfläche und in der ACS angebaut wurden, so dass die Daten nicht miteinander verglichen werden

konnten. In 2013 standen aufgrund eines technischen Problems des Mähdreschers keine Daten für den Raps zur Verfügung.

Die Ertragsmittelwerte zwischen schmalen und breiten Streifen sowie zur Referenzfläche wurden für jede Ackerfrucht innerhalb jeden Jahres auf signifikante Unterschiede getestet. Dafür wurde der *Tukey*-Test mit dem Paket *nparcomp* (Konietschke et al. 2015) im Programm R angewendet.

2.7.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Bezüglich des Winterweizens war der Ertrag auf der Referenzfläche der signifikante niedrigste im Vergleich zu den schmalen und breiten Ackerstreifen in 2012, aber er war signifikant am höchsten in den anderen Jahren (siehe Tabelle 18). Die Kornerträge in den schmalen und breiten Streifen waren jedes Jahr außer in 2009 signifikant unterschiedlich. Im Jahr 2009, 2011, 2012 und 2014 waren die Werte der breiten Ackerstreifen höher als die der schmalen Streifen, während in 2010 und 2013 die Werte höher in den schmalen als in den breiten Streifen des Alley-Cropping-Systems (ACS) waren. Die höchste aufsummierten Erträge wurden in den breiten Streifen des ACSs gemessen, gefolgt von den Werten der Acker-Referenzfläche und der schmalen Ackerstreifen im ACS.

Tabelle 18: Kornerträge (t/ha, Mittelwert ± Standardfehler (Anzahl der Beobachtungen)) im schmalen und breiten Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und auf der Acker-Referenzfläche für Winterweizen zwischen 2009 und 2014.Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen den Mittelwerten (p < 0.05).

System	Alley-Cropping-System		Acker-Referenzfläche	
Design Jahr	Schmaler Streifen Breiter Streifen			
2009	7.54 ± 0.06 (232) a	7.67 ± 0.03 (452) a	7.94 ± 0.04 (901) b	
2010	7.67 ± 0.08 (225) a	6.99 ± 0.07 (494) b	7.74 ± 0.07 (445) a	
2011	5.69 ± 0.07 (231) a	7.16 ± 0.03 (461) b	7.37 ± 0.03 (659) c	
2012	7.49 ± 0.05 (275) a	7.75 ± 0.03 (515) b	5.10 ± 0.07 (974) c	
2013	7.22 ± 0.06 (235) a	7.18 ± 0.07 (472) b	7.52 ± 0.06 (620) c	
2014	7.25 ± 0.03 (235) a	7.59 ± 0.04 (500) b	7.83 ± 0.05 (654) c	
Summe	42.8	44.5	43.4	

Für Winterraps wurde in 2010 und 2011 der signifikant höchste Ertrag im breiten Streifen des ACSs gemessen (siehe Tabelle 19). In 2009 und 2010, waren die Erträge im schmalen Streifen etwas höher als auf der Referenzfläche, für das Jahr 2010 waren sie signifikant. Umgekehrt lagen im Jahr 2011 und 2014 die Erträge auf der Referenzfläche deutlich über den Erträgen auf den schmalen Streifen. Im Jahr 2012 wurde kein signifikanter Unterschied zwischen den Flächen beobachtet. Im Jahr 2014 war der Wert im breiten Streifen signifikant höher als im schmalen Streifen, aber beide waren signifikant niedriger als auf der Referenzfläche. Doch aufsummiert über die Jahre wurde der höchste kumulierte Ertrag für die breiten Streifen berechnet, gefolgt von der Referenzfläche und den schmalen Streifen des ACSs.

Tabelle 19: Kornerträge (t/ha, Mittelwert ± Standardfehler(Anzahl der Beobachtungen)) für die schmalen und breiten Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und der Acker-Referenzfläche für Winterraps zwischen 2009 und 2014.Unterschiedliche Buchstaben stehen für signifikante Unterschiede zwischen dem Mittelwert innerhalb eines (p < 0.05).

System	Alley-Croppii	Acker- Referenzfläche	
Design Jahr	Schmaler Streifen Breiter Streifen		
2009	3.31 ± 0.04 (263) a	3.02 ± 0.03 (511) b	3.14 ± 0.03 (677) a
2010	3.50 ± 0.03 (216) a	4.15 ± 0.03 (435) b	3.35 ± 0.07 (470) c
2011	1.94 ± 0.05 (284) a	2.67 ± 0.04 (523) b	2.16 ± 0.03 (864) c
2012	3.00 ± 0.02 (265) a	3.03 ± 0.03 (515) a	3.01 ± 0.02 (670) a
2013	ND	ND	ND
2014	2.48 ± 0.03 (239) a	3.27 ± 0.02 (489) b	3.43 ± 0.03 (779) c
Summe	14.2	16.2	15.1

2.7.2 Ertragsdatensammlung der Baumstreifen

2.7.2.1 Methodik

Hier wurden die Daten verwendet, die im Absatz 2.6.2.1 beschrieben sind. Die im Jahr 2009 durchgeführten Schätzungen repräsentieren die Biomasseproduktion für den Zeitraum 2008 bis 2009. Die Baumstreifen im 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ) wurden im Jahr 2011 geerntet. Daher schließt die Messung von 2013 die Wachstumsjahre 2011, 2012 und 2013 mit ein. Für das Wachstumsjahr 2010 standen keine Daten zur Verfügung. Für diesen fehlenden Wert wurde der mittlere Jahresertrag zwischen 2009 und 2013 verwendet. Die Baumstreifen im 6-jährigen Rotationszyklus (6j-RZ) wurden erstmals Ende 2013 geerntet. Die Schätzung des Jahres 2013 umfasste damit die Biomasseproduktion von 2008 bis 2013. Die Biomasseproduktion des Jahres 2008 wurde von der Schätzung des Jahres 2013 abgezogen. Grundlage hierfür war der Zuwachs des Jahres 2009. Die resultierende Biomasseproduktion in den genannten Zeiträumen wurde zunächst aufsummiert und durch die Anzahl Jahre dividiert, um die jährliche Biomasseproduktion zu errechnen.

2.7.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Siehe 2.6.2.2

2.7.3 Systemdefinition für die Bewertung

2.7.3.1 Methodik

Vier Systeme wurden untersucht: die Referenzflächen mit Acker bzw. KUP, ein ACS mit zwei schmalen Ackerstreifen und drei Baumstreifen und ein ACS mit einem breiten Ackerstreifen und zwei Baumstreifen. Die Felder waren gleich groß (1 Hektar). Breiten, Längen, sowie der Anteil der Baumstreifen und Ackerstreifen in jedem System sind in Abbildung 43 dargestellt.

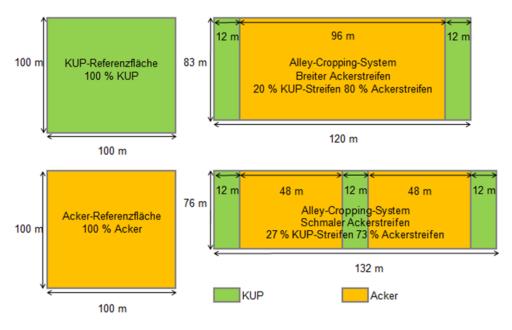


Abbildung 43: Anordnungen der vier ausgewerteten Systeme (KUP-Referenzfläche, Acker-Referenzfläche, ACS mit breitem und ACS mit schmalem Ackerstreifen). Feldbreiten, Längen und Anteile der Baum- und Ackerstreifen sind angegeben.

Für jedes System wurden die Erträge (in t/ha) jeder Komponente in jedem Jahr, wie in den vorherigen Kapiteln beschrieben, berechnet. Anschließend wurden die Erträge über die Jahre addiert. Die Berechnung für die einzelnen Systeme wurde unter Berücksichtigung beider Rotationszyklen (3j-RZ und 6j-RZ), beider Varianten (Kontroll- und Aspe-) und zweier Kulturen (Winterraps und Winterweizen) durchgeführt. Auf diese Weise wurden 11 Werte für jede Kultur berechnet. Die Kornerträge von Winterraps waren für das Jahr 2013 nicht verfügbar. Aus diesem Grund gibt es für diese Ackerfrucht nur 5 Jahreswerte, während für Winterweizen 6 Jahre zur Verfügung standen.

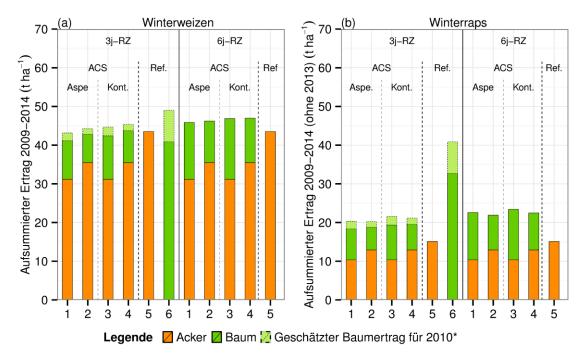
Die Biomassewerte, die über den Zeitraum aufgenommen wurden, wurden unter Verwendung der Brennwerte für jede Komponente in Energieeinheiten (Gigajoule pro Hektar (ha/GJ)) umgewandelt: 17,0 GJ/t für Winterweizen (Korn), 26,5 GJ/t für Raps (Korn) und 18,5 GJ/t für die Pappeln (Döhler 2009). Auf diese Weise wurde die Energieproduktion der einzelnen Systeme miteinander verglichen.

2.7.3.2 Ergebnisse der Biomasseproduktion

Bezüglich der Systeme mit Winterweizen (siehe Abbildung 44 (a)) wurde ein etwas höherer Ertrag im Alley-Cropping-System (ACS) als auf der Acker-Referenzfläche über die Jahre (2009-2014) erzielt. Im 3-jährigen-Rotationszyklus (3j-RZ) wurde etwas mehr Biomasse in den Systemen mit den breiten Ackerstreifen und der Kontroll-Variante (43,15, 44,27, 44,67, 45,38 t/ha für die jeweils schmalen und breiten Ackerstreifen mit Aspen- und Kontroll-Variante) beobachtet. Der Wert der Acker-Referenzfläche lag leicht über dem Wert des schmalen ACSs mit Kontroll-Variante (43,51 t/ha), während der Wert der KUP-Referenzfläche der höchste war und über dem vom ACS (49,00 t/ha) lag. In dem 6-jährigen-Rotationszyklus (6j-RZ) waren die Werte des ACSs etwas höher als im 3j-RZ. Die ACSe mit den schmalen und breiten Ackerstreifen zeigten ähnliche Ergebnisse innerhalb jeder Variante, waren aber leicht höher in der Kontroll-Variante (45,86, 46,26, 46,86, 46,99 t/ha für jeweils schmalen und breiten Ackerstreifen mit Aspen- und Kontroll-Variante).

In den Winterraps-Systemen wurden ebenfalls höhere Erträge für das ACS als für die Acker-Referenzfläche berechnet (aber nicht für die KUP-Referenzfläche), besonders für die schmalen Ackerstreifen (siehe Abbildung 44 (b)). Der allgemeine Trend war auch, dass Systeme mit der Kontroll-Variante etwas mehr Biomasse als Systeme mit der Aspen-Variante erzeugten. Bei den

Baumstreifen mit dem 3j-RZ und der Aspen-Variante wurden auf den schmalen Ackerstreifen 20,33 t/ha und 20,23 t/ha auf den breiten Ackerstreifen erreicht, während für die Kontroll-Variante jeweils 21,59 und 21,15 t/ha auf den schmalen und breiten Ackerstreifen erreicht wurden. Die Acker-Referenzfläche zeigte nur 15,09 t/ha, während die KUP-Referenzfläche fast zwei Mal soviel Biomasse (40,84 t/ha) von 2009 bis 2014 (ohne 2013) produzierte. In Bezug auf Systeme mit 6j-RZ wurden 22,59, 21,88, 23,42 und 22,49 t/ha jeweils in den schmalen und breiten Ackerstreifen und der Aspen- und Kontroll-Variante erzeugt.



- 1 Schmaler Streifen Alley-Cropping-System mit Aspen-Variante (27 % Baum; 73 % Acker)
- 2 Breiter Streifen Alley-Cropping-System mit Aspen-Variante (20 % Baum; 80 % Acker)
- 3 Schmaler Streifen Alley-Cropping-System mit Kontroll-Variante (27 % Baum; 73 % Acker)
- 4 Breiter Streifen Alley-Cropping-System mit Kontroll-Variante (20 % Baum; 80 % Acker)
 - 5 Acker-Referenzfläche (100 % Acker)
 - 6 KUP-Referenzfläche (100 % Baum)

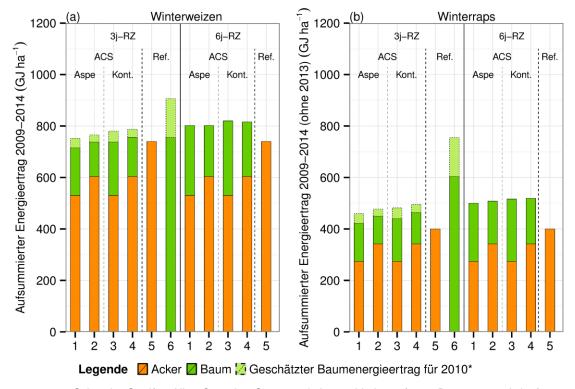
Abbildung 44: Kumulativer Korn- und Holzertrag (t/ha) von 2009 bis 2014 (ohne 2013 für Winterraps) in den Alley-Cropping-Systemen (ACS) mit schmalen und breiten Ackerstreifen sowie auf den Acker- und KUP-Referenzflächen mit Winterweizen (a) und Winterraps (b), mit Baumstreifen im 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ) und im 6-jährigen Rotationszyklus (6j-RZ) sowie mit den Aspen- und Kontroll-Varianten (Kont.) (* der Baumertrag von 2010 wurde geschätzt aufgrund des fehlenden Wertes).

2.7.3.3 Ergebnisse der Energieproduktion

In Abbildung 45 ist die Energieproduktion pro Hektar dargestellt (in GJ/ha). In den Systemen für Winterweizen waren die Trends der Energiegewinnung sehr ähnlich denen des Ertrags. In Bezug auf den 3-jährigen-Rotationszyklus (3j-RZ) wurden höhere Energieerträge auf den breiten als auf den schmalen Ackerstreifen beobachtet und allgemein höhere im Alley-Cropping-System (ACS) als auf der Acker-Referenzfläche (siehe Abbildung 45 (a)). Die Energieerträge im ACS reichten von 751 bis 766 GJ/ha für die Aspen-Variante und von 780 bis 786 GJ/ha für die Kontroll-Variante (für jeweils den schmalen und breiten Ackerstreifen). Die Biomasseproduktion war auf der Acker-Referenzfläche viel niedriger (740 GJ/ha) als auf der KUP-Referenzfläche, wo sie mit 907 GJ/ha am höchsten lag. Im 6-jährigen-Rotationszyklus (6j-RZ) lagen die Werte ebenfalls höher als im 3j-RZ, ähnlich wie beim Biomasseertrag. Der niedrigste Energieertrag wurde auf den schmalen und breiten Ackerstreifen mit der Aspen-Variante (802 und 803 GJ/ha) berechnet. Die höchsten

Energieerträge wurden in der Kontroll-Variante (820 und 816 GJ/ha jeweils für den schmalen und breiten Ackerstreifen) erreicht.

Nach der Konvertierung der Rapserträge in energetische Erträge waren die Werte näher an denen des Winterweizens (siehe Abbildung 45 (b)). Darüber hinaus war der Anteil der Ackerkomponente im gesamten Energieertrag höher als im Kornertrag allein. Im 3J-RZ wurde der höchste Energieertrag für die KUP-Referenzfläche errechnet, was fast das Doppelte des Energieertrags auf der Acker-Referenzfläche war (jeweils 755 und 400 GJ/ha). Im ACS wurden höhere Werte im breiten als im schmalen Ackerstreifen mit der Kontroll-Variante erzeugt (459, 477, 482, 495 GJ/ha für den jeweils schmalen und breiten Ackerstreifen mit Aspen- und Kontroll-Variante). Im 6j-RZ waren die Werte des ACSs etwas höher als im 3j-RZ. Die Energieerträge waren auch für die breiten Ackerstreifen und für die Kontroll-Variante höher als für die schmalen Ackerstreifen mit der Aspen-Variante (501, 508, 516 und 519 GJ/ha für den jeweils schmalen und breiten Ackerstreifen mit Aspen- und Kontroll-Variante).



- 1 Schmaler Streifen Alley-Cropping-System mit Aspen-Variante (27 % Baum; 73 % Acker)
- 2 Breiter Streifen Alley-Cropping-System mit Aspen-Variante (20 % Baum; 80 % Acker)
- 3 Schmaler Streifen Alley-Cropping-System mit Kontroll-Variante (27 % Baum; 73 % Acker)
- 4 Breiter Streifen Alley-Cropping-System mit Kontroll-Variante (20 % Baum; 80 % Acker)
 - 5 Acker-Referenzfläche (100 % Acker)
 - 6 KUP-Referenzfläche (100 % Baum)

Abbildung 45: Kumulativer Korn- und Holzenergieertrag (GJ/ha) von 2009 bis 2014 (ohne 2013 für Winterraps) in den Alley-Cropping-Systemen (ACS) mit schmalen und breiten Ackerstreifen sowie für die Acker- und KUP-Referenzfläche mit Winterweizen (a) und Winterraps (b), mit Baumstreifen im 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ) und 6-jährigen Rotationszyklus (6j-RZ) und mit der Aspenund Kontroll-Variante (Kont.) (* der Baumertrag von 2010 wurde geschätzt aufgrund der fehlenden Werte+).

2.7.4 Diskussion der Biomasse- und Energieproduktion des Gesamten Systems

Für die vorliegende Systembewertung der Biomasse und Energieproduktion produzierte das Alley-Cropping-System (ACS) einen höheren Energieertrag als die Acker-Referenzfläche. Diese

Ergebnisse sind auf die Baumerträge zurückzuführen, die höher als die Kornerträge ausfielen. Vor allem in 2009 lagen sie höher als in der Acker- und KUP-Referenzfläche. Allerdings sollten diese Ergebnisse mit Vorsicht interpretiert werden, insbesondere weil ein starker Jahreseffekt in den Daten festgestellt wurde. Darüber hinaus wurden unterschiedliche Bodenbedingungen zwischen dem ACS, der Acker- und KUP-Referenzfläche beobachtet. Die Winterweizenerträge, die auf der Referenzfläche niedriger lagen als im ACS und nur 2012 gemessen wurden, können durch die trockenen Bedingungen erklärt werden, die im ACS aufgrund des hohen Tonanteils und somit der hohen Wasserhaltekapazität günstiger hätten sein können. Darüber hinaus wurde die Strohproduktion von Weizen und Winterraps, die auch für die Energiegewinnung genutzt werden kann, nicht in die Berechnung einbezogen. Da jedoch beide Kulturen mindestens 50% Strohanteil aufweisen, wäre der auf die Ackerkultur bezogene Anteil in jedem System verdoppelt worden, sofern der Strohanteil mit einbezogen wird. Das Stroh wurde im gegenwärtigen Kontext nicht geerntet, sondern in den Boden eingearbeitet.

Für beide Kulturen wurden in den breiten Ackerstreifen höhere Kornerträge als in den schmalen Streifen der ACS beobachtet. Als die Bäume jedoch am höchsten waren (2013), wurden ähnliche Erträge in beiden Ackerstreifenbreiten gemessen. Daher wurden diese Unterschiede eher einer Jahreswirkung, als einer Breitenwirkung zugeschrieben. Die verschiedenen Sorten des Winterweizens, *Mulan* und *Arezzo*, die über die Jahre verwendet wurden, sind an Grenzstandorte wie Wendhausen angepasst: sie zeigen eine frühe Reife und sollten daher ähnliche Erträge liefern. Über die Rapssorte *Taurus* wurden keine Informationen gefunden. Die Unterschiede, die zwischen den Breiten in der Systembewertung von Winterweizen beobachtet wurden, sind folglich durch die unterschiedlichen Erträge über die Jahre hinweg in beiden Breiten (höhere Biomasse und Energieproduktion in den breiten Streifen) zu erklären. Die Messungen sollten im Laufe der Jahre weiter durchgeführt werden, um einen möglichen Effekt der Ackerstreifenbreite auf die Gesamtproduktivität zu überprüfen. In Bezug auf den Raps, wo die Unterschiede zwischen den Breiten kleiner waren als beim Winterweizen, könnten die höheren Werte der Baumkomponente die größere Biomasse und Energieproduktion des Systems erklären.

Im Allgemeinen produzierte die Kontroll-Variante mehr Biomasse als die Aspen-Variante. Das liegt an der geringen Produktion der Aspen pro Hektar, verursacht vor allem durch ihre geringe Pflanzdichte. Außerdem haben Aspen ein anderes Wachstumsmuster. Ein erheblicher Biomassezuwachs wurde erst vom achten bis zehnten Jahr des Wachstums dokumentiert (Liesebach et al. 1999). In den Systemen mit dem 6-jährigen-Rotationszyklus (6j-RZ) wurden etwas höhere Erträge als in den Systemen mit dem 3- jährigen –Rotationszyklus (3j-RZ) erreicht, die durch das höhere jährliche Wachstum der Pappeln in diesen Rotationszyklen zu erklären sind. Diese Ergebnisse unterscheiden sich ein wenig von den vorhergehenden Ergebnissen der Biomasseschätzung, die in 2013 durchgeführt wurde, vor allem deshalb, weil eine andere Methode der Schätzung verwendet wurde. Mit dem Vergleich der Rotationszyklen muss hier jedoch vorsichtig umgegangen werden, weil für 2010 das durchschnittliche jährliche Wachstum geschätzt und nicht gemessen wurde.

Biomasse- und Energieerträge waren im Winterweizen höher als im Winterraps, der häufig einen geringeren Kornertrag produziert als Winterweizen (Diepenbrock et al. 2005), aber einen höheren Brennwert des Korns zeigt (Döhler 2009). In den Winterweizensystemen waren die Trends für Biomasse- und Energieertrag ähnlich, da Pappeln und Winterweizen ähnliche Brennwerte pro Tonne haben. Interessant ist, dass für das Winterrapssystem im 3j-RZ die höchste Energieproduktion mit einem Hektar Pappel-KUP erreicht wurde. Obwohl die Winterrapskörner hohe Brennwerte enthalten, sind die Erträge noch zu niedrig, um mit KUP-Plantagen zu konkurrieren. Stein- und Braunkohle präsentieren noch immer höhere Heizwerte (jeweils 29,7 und 20,6 GJ/t) als Pappelholz und Winterweizenkorn (Döhler 2009) und sind somit wettbewerbsfähiger für die Energieproduktion als ein ACS. Jedoch weisen sie einen relativ hohen Aschegehalt auf (Döhler 2009). Würde man die Strohproduktion in die Systemberechnung einschließen, würde sich die Gesamtproduktion im ACS mit Raps verdoppeln und läge dann auf vergleichbarem Niveau wie eine KUP Anlage.

Generell kann aus den vorliegenden Ergebnissen geschlossen werden, dass ACS mit schmalen oder breiten Ackerstreifen ähnliche und höhere Erträge/Energieleistungen (Korn- und Holzerträge) als zumindest die Acker-Referenzfläche erreichen. Allerdings könnten die Ergebnisse auf

wirtschaftlicher Ebene anders sein. Jede Systemkomponente braucht spezielle Inputs und Erntetechniken, die unterschiedliche Kosten verursachen. Darüber hinaus haben Pappeln einen erheblich höheren Wassergehalt bei der Ernte (ca. 55%) als Winterweizen (ca. 14%) und Winterraps (ca. 9%), was zu Mehrkosten beim Transport führt. Ein Abnehmer sollte in der näheren Umgebung sein, um lange Transporte von Holzschnitzeln zu vermeiden. All diese Rahmenbedingungen sollten in Betracht gezogen werden, um die vorgestellten Systeme auf wirtschaftlicher Ebene, die entscheidend für die Einführung dieser Systeme sind, zu analysieren. Die vorliegende Studie bietet eine Grundlage für eine solche Analyse.

<u>Erzielte Ergebnisse des Teilprojekts "Funktionelle Biodiversität und Ökosystemdienstleistungen"</u>

(Jens Dauber, Felix Hirschberg, Ineke Joormann, Naemi Krestel, Daniel Masur, Christopher Reith)

2.8 BAUMSTREIFEN IM AGROFORSTSYSTEM ALS LEBENSRAUM FÜR EPIGÄISCHE ARTHROPODEN

Im Hinblick auf die Wirkung von Agrarholzsystemen für die energetische Nutzung auf die Biodiversität in Agrarlandschaften stehen eher positiven Einschätzungen (z. B. Biemans et al. 2008) Befürchtungen gegenüber, dass mit modernem Energieholzanbau eine weitere intensive Landnutzung Einzug in die Agrarlandschaften halten könnte (NABU, 2008, BfN 2010). Tatsächlich hängt eine biodiversitätsfördernde Wirkung von Agrarholz für die Energieholzgewinnung von einer Reihe interagierender Faktoren ab (Gustafsson 1987, Wöllecke und Elmer 2008, Rowe et al. 2009, Dauber et al. 2010). Zu diesen gehören u.a. das Management der Agrarholzflächen, die Umtriebszeiten, die strukturelle Heterogenität, die Baumarten und das Anbausystem sowie die Position und Einbindung in die Landschaft (Dauber et al. im Druck). Für die Erfassung und Bewertung der Bedeutung der Energieholzstreifen in den im Projekt etablierten Alley-Cropping Agrofortsystemen, insbesondere für funktionell relevante epigäische Arthropoden, wurden unterschiedliche Bewirtschaftungsweisen (verschiedene Umtriebszeiten und Varianten der Energieholzstreifen) verglichen (2.8.1) und qualitative Unterschiede zwischen einzelnen Energieholzarten zur Untersuchung herangezogen (2.8.2).

2.8.1 Bedeutung von Baumstreifenvarianten und Rotationszyklen für epigäische Arthropoden am Standort Wendhausen

2.8.1.1 Methodik

Für diese Untersuchung wurden auf der Versuchsfläche in Wendhausen Barber-Fallen (10 cm Durchmesser) in jeweils 2 Blöcken a 3 Fallen (Luvseite, Mitte, Leeseite) pro Baumstreifen-Varianten (Kontroll-, Aspe- und ökologisch; jeweils Klon Max) und Rotationzyklen (3-jährigen: 3j-RZ; 6-jährigen: 6j-RZ; vgl. 2.1.2.1) ausgebracht (Abbildung 46). Der Aufbau der Fallen erfolgte zwischen dem 23.08.2012 und dem 31.08.2012. Die Fallen wurden von September bis Dezember fängig gestellt und geleert. In 2013 begann die Erfassung am 22.04.2013 und bis Anfang September 2013 wurden neun Fangdurchgänge durchgeführt. Pro Fangdurchgang (Anfang und Mitte des Monats) waren die Fallen für jeweils 2*5 Tage/Monat exponiert. Als Fang- und Konservierungsmedium diente Ethylenglycol. Die eingetragenen Proben aus Wendhausen wurden komplett nach funktionellen Gruppen sortiert. Als funktionelle Gruppe wurden alle höheren Taxa erfasst, die sich in ihrer Biologie klar hinsichtlich ihrer trophischen Ebene kategorisieren lassen, bzw. welche eine bestimmte ökologische Rolle zugeschrieben bekommen.

2.8.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden in Wendhausen in 15 Durchgängen 73.831 Individuen epigäischer Arthropoden aus 16 verschiedenen funktionellen Gruppen gefangen. Es wurden 15.900 Araneae, 13.291 Carabidae, 10.046 Hymenoptera (ohne Formicidae), 8.358 Formicidae, 7.522 "weitere Arthropoda", 5.374 Opiliones, 4.466 Curculionidae, 3.343 weitere Coleoptera, 2.953 Staphylinidae, 2.465 Isopoda, 1.395 Aphidoidea, 842 Diplopoda, 365 Auchenorrhyncha, 214 Chilopoda, 201 Heteroptera und 27 Elateridae gezählt. Ein Teil dieser Gruppen wurde zu funktionellen Großgruppen zusammengefasst: Als "Prädatoren" wurden Carabidae, Staphylinidae, Chilopoda, Araneae und Opiliones summiert. Daraus ergibt sich eine Gesamtzahl von 37.732 Prädatoren. Als "Destruenten" wurden Diplopoda und Isopoda addiert, woraus eine Anzahl von 3.307 "Destruenten" resultiert. Als "Herbivore" wurden alle obligat herbivoren Taxa (Curculionidae, Elateridae, Auchenorrhyncha, Aphidoidea) zusammengefasst, welche insgesamt mit 6.253 Individuen gefunden wurden.

Die Baumstreifen-Varianten hatten keinen Einfluss auf die Aktivitätsdichte aller erfassten Arthropoden. In der Aspenvariante wurden 24.963 (47,1Ind. +/- 1,67 (SE) /Falle) Tiere gefangen,

in der Kontrollvariante 24.655 Individuen (46,08 Ind. +/- 1,56 (SE) /Falle) und in der ökologischen Variante 23.537 (45 Ind. +/- 1,7 (SE) /Falle) Individuen.

Ebenso war kein Einfluss der Baumstreifen-Varianten auf die Aktivitätsdichte der funktionellen Gruppe der Prädatoren festzustellen. In der Aspenvariante wurden 12.467 Individuen (23,52 Ind. +/- 0,81 (SE) /Falle) gezählt, in der Kontrollvariante 12.085 Individuen (22,56 Ind. +/- 0,76 (SE) /Falle) und in der ökologischen Variante 11.921 Individuen (22,79 Ind. +/- 0,83 (SE) /Falle). In der Variante ,Aspe' wurden 4.655 (8,78 Ind. +/- 0,49 (SE) /Falle) Laufkäfer-Individuen (Carabidae) festgestellt, in der Kontrollvariante 4.450 (8,32 Ind. +/- 0,46 (SE) /Falle) Individuen und in der ökologischen Variante 4.071 (7,78 Ind. +/- 0,4 (SE) /Falle) Individuen.

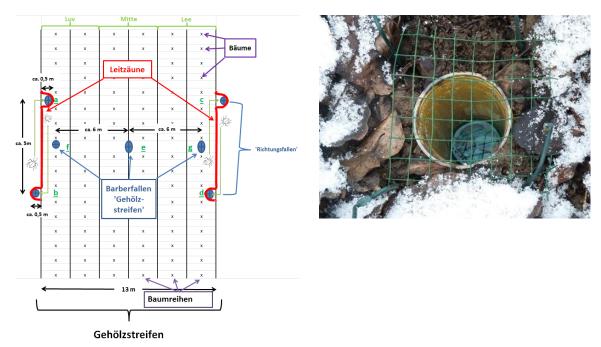


Abbildung 46: Fallenblock-Design Wendhausen 2012/2013. Die Barberfallen in den Gehölzstreifen, abgesehen von den Richtungsfallen, waren in gleicher Weise auch am Standort Dornburg installiert.

Die Umtriebszeit hatte einen Einfluss auf die Aktivitätsdichte aller erfassten Arthropoden. Von den insgesamt in Wendhausen gefangenen Arthropoden entfielen 38.647 Individuen auf die Gehölzstreifen mit längerem Umtrieb und 34.508 Individuen auf diejenigen mit kürzerem Umtrieb (siehe Tabelle 20 für die mittleren Individuenzahlen pro Falle).

Die Aktivitätsdichte der funktionellen Gruppe der Prädatoren insgesamt wurde nicht durch die Umtriebszeit beeinflusst. Es wurden 19.001 Individuen in den Energieholzstreifen mit längerem Umtrieb und 17.472 Individuen in den Energieholzstreifen mit längerem Umtrieb gefunden (siehe auch Tabelle 20). Allerdings unterschieden sich die einzelnen Tiergruppen innerhalb der Prädatoren in ihren Reaktionen (Tabelle 20): Die Individuenzahlen der Spinnen zeigten keine Bevorzugung einer Umtriebszeit wohingegen mehr Laufkäfer in den Gehölzstreifen mit kürzerem Umtrieb gefangen wurden. Von Kurzflügelkäfern und Weberknechten hingegen wurden höhere Individuenzahlen in den Gehölzstreifen mit längerem Umtrieb nachgewiesen.

Diese Unterschiede sind möglicherweise auf die Präferenzen einzelner Arten, die an den jeweiligen Standorten dominant auftreten, zurückzuführen. Eine genauere Analyse dazu ist jedoch erst möglich, wenn die Bestimmungsarbeiten abgeschlossen sind.

Tabelle 20: Mittlere Anzahl der Individuen einzelner Taxa pro Falle (+/- Standardfehler) für die zwei Umtriebszeiten (Standort Wendhausen).

Taxon	Umtriebszeit lang (6 Jahre)	Umtriebszeit kurz (3 Jahre)
Arthropoda gesamt	47,77 +/- 1,40	44,23 +/- 1,26
Prädatoren gesamt	23,49 +/- 0,61	22,43 +/- 0,70
Spinnen	9,56 +/- 0,34	9,32 +/- 0,34
Laufkäfer	7,52 +/- 0,29	9,10 +/- 0,43
Weberknechte	4,24 +/- 0,19	2,28 +/- 0,12
Kurzflügelkäfer	1,99 +/- 0,11	1,62 +/- 0,10

2.8.2 Bedeutung der Baumartenwahl für epigäische Arthropoden am Standort Dornburg

Agroforstsysteme generell und auch Kurzumtriebs-Energieholzsysteme werden hinsichtlich ihrer Wirkung auf die Biodiversität in Agrarlandschaften, insbesondere in durch Ackerbau geprägten Gebieten mit geringer Habitat-Heterogenität, zumeist positiv bewertet (z.B. Schulz et al. 2009, Baum et al. 2012). Ein wesentlicher Faktor, der die Flora und Fauna beeinflusst, ist dabei die Wahl der angepflanzten Baumarten und der damit verbundenen Unterschiede in der Strukturierung der Agrarholzanlagen (Baum et al. 2009, Gruß und Schulz 2011). Die Wahl der angepflanzten Baumarten und Klone hat zum Beispiel einen deutlichen Einfluss auf die Flora. So ist das Lichtangebot ein entscheidender Faktor für das Ausmaß der Bodendeckung, die Zusammensetzung der Bodenvegetation (Baum et al. 2009, Baum et al. 2012a) sowie die Artenzahl (Baum et al. 2009) und wird durch unterschiedliche Wuchs- und Blattformen der gepflanzten Bäume beeinflusst (Heilmann et al. 1995). Allerdings ist hinsichtlich der Bedeutung verschiedener Baumarten für die Fauna die Datengrundlage noch immer recht dürftig.

2.8.2.1 Methodik

Um unser Wissen zur Bedeutung des Anbaus unterschiedlicher Baumarten zu erweitern, haben wir die funktionale epigäische Fauna in verschiedenen autochtonen Energiegehölzen auf dem 51 ha großen Versuchsstandort "Agroforstsystem Dornburg", am Südostrand des Thüringer Beckens gelegen (Standortbeschreibung: http://www.agroforstenergie.de/de/standorte/versuchsstandort-dornburg.php) erfasst. Hierzu wurden in den Energieholzstreifen jeweils vier 10 m x 12 m Parzellen der Energiegehölzarten Birke (Betula pendula) und Esche (Fraxinus excelsior) sowie der Energieholzklone Pappel (Klonmischung "Max 1, 3, 4" (Populus maximowiczii x P. nigra)) und Weide (Klon "Tora" (Salix schwerinii x S. viminalis)) beprobt. Zwei der Parzellen hatten eine Umtriebszeit von 4 Jahren und zwei von 8 Jahren. In jeder der Parzellen standen 3 Bodenfallen (Abbildung 46). Die ausgewerteten Fallen waren im September, Oktober und November 2012 und im Mai 2013 für jeweils 5 Tage fängig gestellt.

2.8.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Insgesamt wurden 15.149 Individuen erfasst. Diese verteilen sich auf 3.418 "übrige Arthropoden", 2.893 Formicidae, 2.650 Araneae, 1.213 Carabidae, 1.145 Staphylinidae, 932 "übrige Coleoptera", 789 Opiliones, 780 Hymenoptera (ohne Formicidae), 569 Isopoda, 236 Diplopoda, 138 Auchenorrhyncha, 126 Aphidoidea, 88 Curculionidae, 78 Chilopoda, 52 Elateridae und 42 Heteroptera. 5.875 Individuen konnten hier den Prädatoren, 805 den Destruenten und 404 den obligat Herbivoren zugeordnet werden.

Die höchsten mittleren Gesamtindividuenzahlen pro Falle wurden in den Parzellen der Esche und Weide gefunden, gefolgt von der Birke (Tabelle 21). Deutlich geringsten Individuenzahlen wurden in den Pappeln erfasst (Tabelle 21). Die funktionale Gruppe der Prädatoren zeigte eine entsprechende Verteilung. Die einzelnen Vertreter dieser Gruppe wiesen allerdings deutliche Unterschiede in ihrer Aktivität zwischen den verschiedenen Energiegehölzarten auf (Tabelle 21):

Während die Laufkäfer und die Spinnen die höchsten Individuenzahlen in den Eschenparzellen hatten, zeigte sich bei den Weberknechten eine klare Präferenz für die Weide. Bei den Kurzflügelkäfern hingegen konnte kein Einfluss der Energiegehölzarten auf die Aktivitätsdichte festgestellt werden.

Die Umtriebszeit der Energieholzstreifen hatte keinen sichtbaren Effekt auf die Aktivitätsdichte aller erfassten Arthropoden. Für Laufkäfer (Abbildung 47) und Weberknechte war ein Trend höherer Individuenzahlen in Baumstreifen mit längerer Umtriebszeit festzustellen, wohingegen Kurzflügelkäfer kürzere Umtriebszeiten zu bevorzugen schienen. Für die mittleren Individuenzahlen der Spinnen wurde eine signifikante Interaktion zwischen Gehölzart und Umtriebszeit nachgewiesen (Abbildung 48). Die Spinnen zeigten eine deutliche Präferenz für Birken im längerem und Eschen im kürzeren Umtrieb, wohingegen in Pappel- und Weidenstreifen kein Einfluss der Umtriebszeit festzustellen war.

Tabelle 21: Mittlere Anzahl der Individuen einzelner Taxa pro Falle für die verschiedenen Energiegehölzarten. [Ind./Falle +/- SE]

Taxon	Birke	Esche	Pappel	Weide
Arthropoda gesamt	58,56 +/- 6,08	71,28 +/- 6,49	45,04 +/- 5,00	70,72 +/- 4,82
Prädatoren gesamt	21,80 +/- 1,90	31,62 +/- 3,79	15,94 +/- 1,22	29,26 +/- 2,13
Spinnen	8,94 +/- 1,25	16,26 +/- 2,85	5,71 +/- 0,53	10,21 +/- 1,14
Laufkäfer	4,98 +/- 1,08	6,62 +/- 1,45	2,63 +/- 0,45	5,40 +/- 1,16
Weberknechte	2,73 +/- 0,65	3,74 +/- 1,29	2,06 +/- 0,40	6,74 +/- 1,38
Kurzflügelkäfer	5,06 +/- 0,76	4,96 +/- 0,76	5,5 +/- 0,85	5,57 +/- 0,72

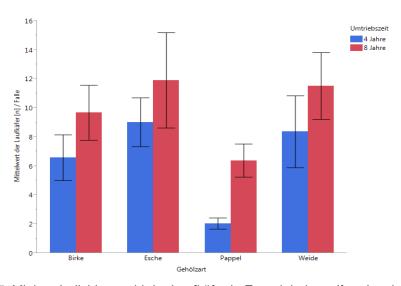


Abbildung 47: Mittlere Individuenzahl der Laufkäfer in Energieholzstreifen der vier Baumarten mit jeweils vier- bzw. achtjähriger Umtriebszeit.

Die Ergebnisse zeigen, dass die untersuchten Pappelklone die geringsten Aktivitätsdichten an Arthropoden aufweisen. Weiden und Eschen hingegen werden anscheinend von einem Großteil der untersuchten Taxa präferiert. Vermutlich bieten die Pappeln im Vergleich zu den anderen Gehölzarten, durch eine vergleichsweise homogene Struktur und einen stark reduzierten Unterwuchs, sowie das daraus resultierende Mikroklima, relativ ungünstige Bedingungen für einen Großteil der epigäischen Arthropoden. Pappeln und Weiden erbrachten jedoch vergleichbare Holzerträge (Tabelle 22), welche wiederum im Vergleich zu den Birken und Eschen deutlich höher ausfielen. Birken und Eschen zeigten auch einen deutlich geringeren Wiederaustrieb nach der Ernte (Tabelle 22), woraus ein höherer Lichteinfall und damit stärkerer Unterwuchs im Bestand resultierte. Diese Faktoren können einen deutlichen Einfluss auf die Zusammensetzung und die Aktivität der Arthropoden haben (Dauber et al. 2015). Für eine abschließende Bewertung hinsichtlich der Bedeutung unterschiedlicher Energiegehölzarten für die funktionale Biodiversität müssen aber die gefangenen Individuen noch möglichst auf Artniveau bestimmt werden. Erst dies ermöglicht eine differenziertere Beurteilung der Gehölzarten im Agroforstsystem im Hinblick auf die Erbringung von Ökosystemfunktionen und -leistungen.

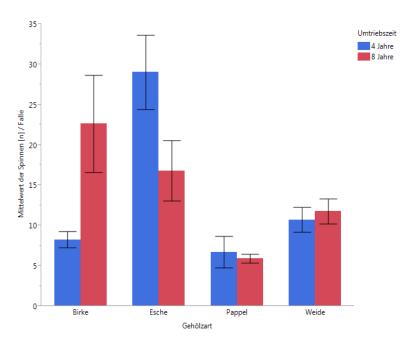


Abbildung 48: Mittlere Individuenzahl der Spinnen in Energieholzstreifen der vier Baumarten mit jeweils vier- bzw. achtjähriger Umtriebszeit.

Die Ergebnisse dieser Studie untermauern Befunde aus anderen Untersuchungen (vgl. Brändle und Brandl 2001, Jakobitz und von Broen 2001, Schulz und Gruß 2008, Schulz et al. 2009, Dimitriou et al. 2011) in denen gezeigt wurde, dass zahlreiche Tiergruppen, wie z. B. die Invertebraten, in Weiden-KUP höhere Artenzahlen und Individuendichten als in Pappel- oder Robinien-KUP aufweisen. Weidenblüten sind eine wichtige Nahrungsquelle für Bienen, Hummeln und andere Blütenbesucher (Reddersen 2001, Haß et al. 2012). Auch Brutvögel bevorzugen Weidenanpflanzungen, da diese im Allgemeinen strukturreicher als Pappelblöcke sind (Dhondt et al. 2007, Gruß und Schulz 2008).

Tabelle 22: Höhe, Brusthöhendurchmesser (BHD) und Anzahl an Trieben der vier Baumarten gemessen in 2014 für beide Umtriebszeiten. [Daten: TLL; M. Bärwolff und L. Jung]

Baumarten	Höhe [cm]	BHD [cm]	Triebe [Anzahl]
4jähr. Umtrieb			
Pappel	728	4,6	4,9
Weide	706	3,7	6,6
Esche	126	1,7	1,5
Birke	519	3,3	3,2
8jähr. Umtrieb			
Pappel	913	9,3	1,4
Weide	742	6,4	3,7
Esche	385	3,7	1,0
Birke	340	3,1	1,0

2.8.3 Vergleich der Nutzung von Baumstreifen und seminatürlichen Landschaftselementen als Überwinterungshabitat

Agroforstsysteme können sich förderlich auf die Biodiversität in Agrarlandschaften auswirken (Jose 2012, Dauber et al. im Druck). Ob jedoch auch funktionelle Komponenten der Biodiversität, wie zum Beispiel die biologische Kontrolle von Schädlingen, gefördert werden ist, insbesondere für temperierte Regionen, weitgehend ungeklärt. Ein monotoner Anbau weniger Kulturarten in strukturarmen Landschaften, wie sie er in unserer heutigen Agrarlandschaften häufig praktiziert wird, ist anfälliger für Schädlingsbefall und Kalamitäten als strukturreiche kleinparzellige Landschaften (Bianchi et al. 2006, Gardiner et al. 2009, Yao et al. 2012). Als eine Alternative zum intensiven Einsatz von Pestiziden kommt die Förderung der biologischen Schädlingsbekämpfung, zum Beispiel durch Verbesserung der Lebensraumbedingungen für natürliche Feinde der Schädlinge (conservation biological control), in Frage. Speziell Arthropoden, insbesondere räuberische Insekten und Spinnen, sind wichtige "biocontrol agents", also Organismen, die durch ihre Lebensweise, die Anzahl schädlicher Tiere und Pflanzen regulieren (Symondson et al. 2002). In der Agrarlandschaft bieten seminatürliche Habitate, wie Hecken, grasige Böschung und Blühstreifen wichtige Lebensräume und Rückzugsgebiete für diese Tiere (Haaland et al. 2010, Woodcock et al. 2005). Auch als Überwinterungshabitate spielen diese Strukturen eine essentielle Rolle (Pfiffner und Luka 2000). Das hat insofern eine wichtige Bedeutung, da Arthropoden von diesen Habitaten aus im Frühling die umliegenden Felder neu besiedeln (Geiger et al. 2009, Öberg et al. 2009), und dort dann ihre Funktion der Schädlingskontrolle erfüllen. Jedoch werden diese seminatürlichen Habitate durch die Intensivierung der Landwirtschaft und die damit immer größer werdenden Ackerschläge immer seltener. Somit müssen die Arthropoden immer weitere Entfernungen überwinden um die Äcker zu besiedeln. Die Aktivität bzw. die Dichte der Arthropoden nimmt allerdings mit zunehmender Entfernung vom Quellhabitat ab (Saska et al. 2007). Hier könnten die Agroforstsysteme mit Allee-förmigem Anbau möglicherweise Abhilfe schaffen und als Ersatzhabitate fungieren. Es wurde schon in einigen Studien gezeigt, dass Invertebraten im Sommer die Agroforstsysteme als Lebensraum annehmen (2.8.1; 2.8.2; Stamps und Linit 1998). Es wurden jedoch noch keine Untersuchungen zu dem Thema unternommen, ob und inwieweit Agroforstsysteme mit Energieholz Arthropoden als Überwinterungshabitat dienen.

2.8.3.1 Methodik

Um dieser Frage nachzugehen, wurde am Standort Wendhausen im Dezember 2012 eine Probennahme von Bodenausstichen in sieben verschiedenen Habitattypen mit jeweils zwei räumlichen Replikationen durchgeführt. Im Agroforstsystem wurden zwei Pappelstreifen im langen Umtrieb (PL), zwei Pappelstreifen im kurzen Umtrieb (PK) sowie zwei Äcker mit Wintergerste (AA) beprobt. In den Pappelstreifen wurden jeweils die Abschnitte welche mit dem Klon Max bepflanzt waren ausgewählt. Außerhalb des Agroforstsystems wurden ebenfalls zwei Äcker mit Wintergerste (AK) sowie zwei Hecken (H), zwei Grasböschungen (B) und zwei Waldränder (W) beprobt.

Es wurden mithilfe eines Spatens Bodenproben mit einer Kantenlänge von 18,5 cm und einer Tiefe von 25 cm genommen, wobei die oberste Streuschicht zuvor entfernt wurde. Jede Probe hatte somit ein Volumen von 8.556,25 cm3 und eine Fläche von 342,25 cm2. Pro Habitat und Replikat wurden ieweils 8 Bodenproben, also insgesamt 112 Bodenproben genommen. Jede Bodenprobe wurde bis zur Extraktion der Tiere in einem Plastiksack, bei einer Temperatur von 2-4°C in einer Kühlkammer eingelagert. Aus einem Teil jeder Probe (21 g) wurde die Bodenfeuchte gravimetrisch bestimmt, da diese ein wichtiger Parameter für die Abundanz und Komposition von epigäischen Arthropoden ist. Zur Extraktion der Bodenfauna wurden die Bodenkerne auf einem großen Tablett zunächst per Hand aufgebrochen und 1h lang von Hand durchsucht. In dieser Zeit wurden alle mit bloßem Auge erkennbaren Bodentiere, sowohl lebendige als auch tote, bis auf Collembola, ausgesammelt und in ein mit Zellstoff ausgepolstertes und leicht befeuchtetes separates Gefäß mit Schraubverschluss gegeben. Enchyträen ab einer Größe von 3mm wurden in ein Gefäß mit Leitungswasser gegeben. Kleinere Enchyträen wurden nicht ausgesammelt. Die aufgebrochene Bodenprobe wurde anschließend in zwei Plastikwannen aufgeteilt, mit Wasser aufgegossen und mehrere Stunden eingeweicht. Dabei wurden wiederum alle Tiere ausgesammelt, die an die Wasseroberfläche trieben und ebenfalls in das zuvor erwähnte Gefäß gegeben. Danach wurde die Probe portionsweise in zwei übereinanderliegende Siebe gegeben. Das obere Sieb besaß eine Maschenweite von 2,00 mm, das untere von 0,63 mm. Beide Siebe hatten einen Durchmesser von 30 cm. Die Erde wurde mit fließendem Wasser, möglichst vollständig, durch die Siebe gewaschen. Die Siebrückstände wurden wieder auf ein Tablett gegeben und mit Wasser aufgegossen. Aus diesem Tablett wurden nochmals alle erkennbaren Tiere ausgesammelt und in die Gefäße gegeben. Die Gefäße wurden bis zur weiteren Bearbeitung im Kühlschrank bei 3°C gelagert. Die Erde, die nach dem Waschen durch die Siebe übrig war und die durchsuchten Reste in den Tabletts wurden verworfen.

Im Labor wurden die ausgesammelten Tiere in folgende Gruppen aufgeteilt: Carabidae (Kurzflügelkäfer), (Laufkäfer), Staphylinidae Elateridae (Schnellkäfer), Curculionidae (Rüsselkäfer), Coleoptera Rest (Alle Käfer, die sie nicht oder nicht sicher in die Gruppen 1. – 4. einordnen ließen), Formicidae (Ameisen), Hymenoptera (Alle Hautflügler mit Ausschluss der Formicidae), Isopoda (Asseln), Diplopoda (Tausendfüßer), Chilopoda (Hundertfüßer), Araneae (Spinnen), Diptera (Fliegen), Opiliones (Weberknechte), Arthropoda Rest (Alle Arthropoden, die sich nicht oder nicht sicher in die Gruppen 1. - 13. einordnen ließen), Lumbricidae (Regenwürmer), Enchytreae (Weißwürmer), Rest gesamt (Alle Tiere, die sich nicht oder nicht sicher in die Gruppen 1. - 16. einordnen ließen). Die gefundenen Tiergruppen wurden in funktionelle Gruppen eingeteilt. Eine funktionelle Gruppe umfasst alle Tiere, die sich eindeutig einem der folgenden Ernährungstypen zuweisen lassen, nämlich zoophager (Staphylinidae, Chilopoda, Araneae und zoophage Arten der Carabidae), phytophager (Elateridae, Curculionidae und phytophage Arten der Carabidae), detritophager (Isopoda und Diplopoda) oder mixophager (nur Arten der Carabidae mit mixophager Ernährungsweise) Ernährungstyp.

Dabei wurden sowohl Tiere, die noch lebendig waren als auch Tiere, die tot und auch solche, die nur in Teilen zu finden waren, berücksichtigt. Die Individuenzahl jeder Gruppe wurde für jede Probe bestimmt und notiert. Bis auf die Regenwürmer wurde für jede Gruppe die Gesamtbiomasse pro Probe ermittelt und ebenfalls notiert. Dabei blieben jedoch Individuen, welche bereits bei der Handauslese tot gefunden, und die, von denen nur Teile gefunden wurden, unberücksichtigt bei der Bestimmung der Frischbiomasse. Für die Regenwürmer, Carabidae, Diplopoda, und Chilopoda wurde auch das Individualgewicht ermittelt. Nach dem Zählen und Wägen wurden die Tiere in Gefäße mit Konservierungsflüssigkeit gegeben. Carabidae und Staphylinidae gelten als gute Bioindikatoren und natürliche Gegenspieler (Büchs 2003). Daher

wurden die adulten Individuen dieser beiden Gruppen bis hin zur Art (Laufkäfer) bzw. bis zum Genus (Kurzflügelkäfer, ausgenommen die Unterfamilie Aleocharinae) bestimmt, um Aussagen über die Qualität der Habitate und ihre Potentiale als Quellhabitate für Gegenspieler machen zu können.

2.8.3.2 Ergebnisse und Diskussion

In den Bodenproben wurden insgesamt 6011 Tiere gefunden. PL wies die höchste Gesamtindividuenzahl auf (Abbildung 49). Diese war annähernd doppelt so hoch wie die in B und H aber etwa dreimal so hoch wie die in PK (Abbildung 49). W und PK zeigten ähnlich hohe Gesamtindividuenzahlen, wie auch die Äcker untereinander, welche erwartungsgemäß die geringsten Individuenzahlen aufwiesen.

Bei der Biomasse hingegen erreichten die seminatürlichen Habitate H, B und W die höchsten Werte (Abbildung 50). PL und PK wiesen vergleichbare Biomassen auf. Auch in den Äckern waren die Biomassewerte zwischen AA und AK vergleichbar und insgesamt sehr niedrig.

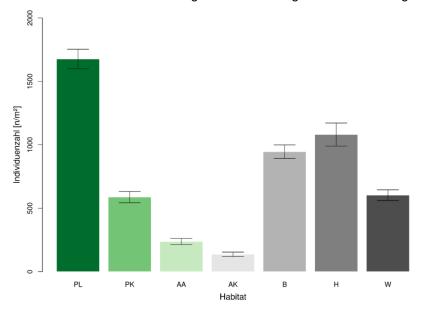


Abbildung 49: Mittlere Anzahl aller Individuen der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

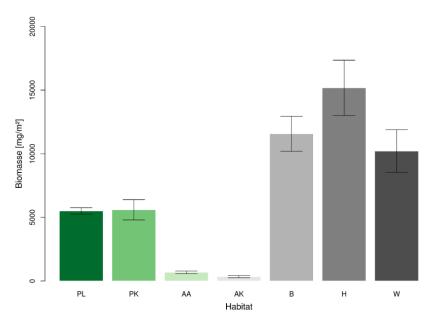


Abbildung 50: Mittlere Biomasse der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

Auffällig bei der Verteilung der Gesamtindividuenzahlen über die Habitattypen ist der deutliche Unterschied zwischen PL und PK sowie der höhere Wert in PL im Vergleich zu den seminatürlichen Habitaten, deren hohe Bedeutung für Arthropoden in Agrarlandschaften bekannt ist (MacLeod et al. 2004). Letzteres erklärt sich daraus, dass im Boden von PL eine große Anzahl an Arthropodenlarven gefunden wurde, die vermutlich zu den Curculionidae zählen. Da es sich hierbei um eine phytophage Käfergruppe handelt, könnte dies bedeuten, dass es hier zu einer deutlichen Anhäufung oder Vermehrung von Schädlingen gekommen ist. Der Unterschied zwischen PL und PK könnte mit der Störung des Habitats PK durch die Baumernte zusammenhängen. PL war im Gegensatz zu PK zum Zeitpunkt der Beprobung noch nicht beerntet worden. Ungestörte Flächen spielen eine Schlüsselrolle als Überwinterungshabitat für viele Arthropoden (Pfiffner und Luka 2000).

Die meisten Individuen an zoophagen Arthropoden, welche als Gegenspieler von Schädlingen relevant werden können, wurden in H und B nachgewiesen (Abbildung 51). PL wies wiederum deutlich mehr Individuen auf als PK aber ähnlich hohe Zahlen wie W. AA weist eine tendenziell höhere Individuenzahl auf als AK.

Im Gegensatz zur der relativ niedrigen Individuenzahl in W, war in diesem Habitat die höchste Biomasse an zoophagen Arthropoden zu finden (Abbildung 52). Den deutlich geringsten Wert zeigte PK. Die Biomasse der zoophagen Arthropoden in PL war niedriger als die in B und H. AA und AK unterscheiden sich nicht voneinander.

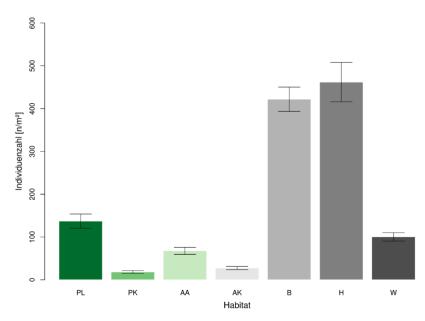


Abbildung 51: Mittlere Individuenzahl zoophager Arthropoda der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

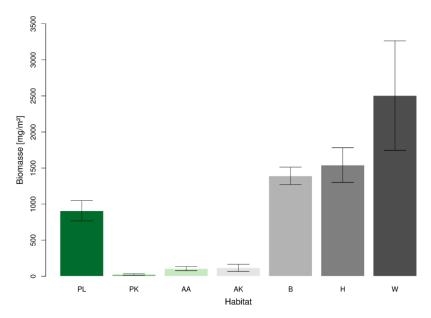


Abbildung 52: Mittlere Biomasse zoophager Arthropoda der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

Durch die Ernte der Pappelstreifen erfolgen eine Störung und eine deutliche Veränderung der abiotischen und biotischen Habitateigenschaften. Für viele Arthropoden bedeutet dies, dass sie den Pappelstreifen wieder neu besiedeln müssen. Da PK häufiger durch Abholzen gestört wird als PL, muss in PK auch häufiger eine Wiederbesiedelung stattfinden, was sich in der geringeren Individuenzahl und Biomasse in PK widerspiegelt. Die hohen mittleren Biomassewerte in W sind auf einige wenige Tiere mit großem individuellem Gewicht zurückzuführen, was sich in einem vergleichsweise großen Standardfehler ausdrückt.

Insgesamt wurden 366 Staphyliniden gesammelt und bestimmt. Dabei traten 12 verschiedene Gattungen, exklusive der Unterfamilie Aleocharinae (165 Individuen), auf. Die Individuen verteilten sich folgendermaßen auf die Gattungen: Achenium (18), Conosoma (9), Gabrius (2), Lathrobium (19), Othius (1), Oxytelus (14), Quedius (2), Stenus (1), Stilicus (2), Tachyporus (45), Trogophloeus (4), Xantholinus (26), nicht bestimmbarer Rest (5).

Die höchsten Individuenzahlen der Staphyliniden waren in den Bodenproben aus H und B zu finden (Abbildung 53). Die Pappelstreifen wiesen deutlich niedrigere Individuenzahlen auf. Die Verteilung der Biomassen folgte weitestgehend der der Individuenzahlen. Auch die Anzahl der Gattungen in den jeweiligen Habitattypen zeigte diese Verteilung, mit 8 Gattungen in H und B, 4 Gattungen in PL und 1 Gattung in PK. Diese Ergebnisse bestätigen die Arbeit von Andersen (1997) die zeigte, dass Staphyliniden Hecken und ähnliche Grenzstrukturen in der Agrarlandschaft zur Überwinterung bevorzugen.

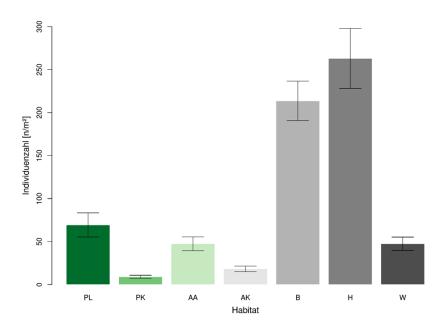


Abbildung 53: Mittlere Individuenzahl der Staphylinidae der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

Insgesamt wurden 166 Carabiden gefunden, die sich aus 28 Arten zusammensetzten. Tabelle 23 zeigt die Gesamtartenliste und die Verteilung der Individuenzahlen auf die Arten. In PL kamen 6 verschieden Carabiden Arten mit insgesamt 13 Individuen vor. 54% davon wurden durch die Arten Anchonemus dorsalis (4 Individuen; 31%) und Harpalus rufipes (3 Individuen, 23%) repräsentiert. In PK kamen 4 Arten mit 22 Individuen vor. Hier überwog die Art H. rufipes mit 18 Individuen und einem Gesamtanteil von 82%. Auf AA wurde nur die Art Harpalus affinis mit insgesamt 3 Individuen gefunden. In AK konnten die 2 Arten Bembidion lampros und H. rufipes mit jeweils einem Individuum nachgewiesen werden. 18 Carabiden-Arten aus insgesamt 53 Individuen wurden in B gefunden. Davon machten die Arten Amara ovata (10 Individuen; 19%), Amara similata (10 Individuen; 19%) und Poecilus cupreus (7 Individuen; 13%) den Hauptanteil von 51% aus. In H wurden 13 Arten aus insgesamt 52 Individuen festgestellt. Hier wurden hauptsächlich die beiden Arten A. dorsalis (18 Individuen; 35%) und Acupalpus exiguus (8 Individuen; 15%) gefunden, welche mit 50% den Hauptanteil stellten. In W wurden 7 Arten aus 10 Individuen nachgewiesen. Die Arten A. similata, Harpalus latus und H. rufipes kamen jeweils mit 2 Individuen vor.

Tabelle 23: Artenliste der aus den Bodenproben extrahierten Carabiden sowie die jeweiligen Individuenzahlen.

Art	Individuenzahl
Acupalpus dubius	2
Acupalpus exiguus	11
Amara familiaris	2
Amara ovata	13
Amara similata	16
Anchonemus dorsalis	23
Badister bullatus	2
Badister sodalis	1
Bembidion guttula	1
Bembidion lampros	5
Bembidion lunulatum	1
Bradycellus verbasci	1
Calosoma inqusitor	1
Carabus violaceus	1
Clivina fossor	1
Demetrias atricapillus	2
Harpalus affinis	6
Harpalus latus	3
Harpalus rufipes	30
Notiophilus biguttatus	5
Notiophilus palustris	2
Ophonus puncticollis	10
Ophonus rufibarbis	1
Poecilus cupreus	10
Pterostichus macer	1
Pterostichus strenuus	1
Pterostichus vernalis	3
Trechus obtusus	1
Indet.	10

Die höchsten Individuenzahlen an Carabiden wurden in den Böden der seminatürlichen Habitattypen B und H nachgewiesen (Abbildung 54). Im Gegensatz zu den Staphyliniden waren die Indivuduenzahlen der Carabiden in PK höher als in PL. Dies traf ebenso auf die Biomasse der Carabiden zu, welche in PK sogar höher war als in B und H (Abbildung 55). Zudem wurden in W hohe Biomassen der Carabiden gemessen, obwohl deren Individuenzahl relativ niedrig war.

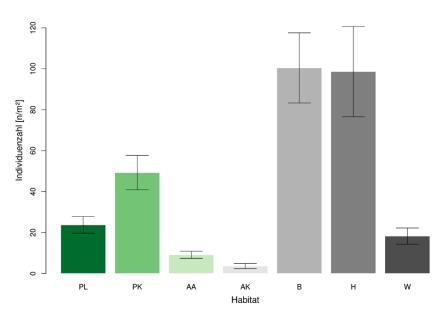


Abbildung 54: Mittlere Individuenzahl der Carabidae der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

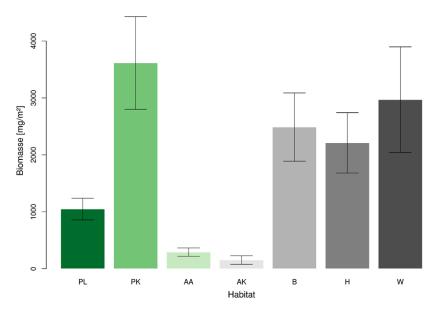


Abbildung 55: Mittlere Biomasse der Carabidae der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

Unter den Carabiden sind Arten, welche unterschiedlichen Ernährungstypen zugeordnet werden können. Eine solche Zuordnung für die hier nachgewiesenen Arten findet sich in Tabelle A7 im Anhang 4.6. Betrachtet man die Verteilung der Individuenzahlen der zoophagen Arten auf die Habitattypen (Abbildung 56), zeigt sich ein Muster, welches dem aller zoophagen Arthropoden entspricht (Abbildung 51). Die Verteilung der Biomassen auf die Habitatypen entspricht weitestgehend der der Individuenzahlen, mit der Ausnahme einer vergleichweise sehr hohen Biomasse in W. Die hohe mittlere Individuenzahl und Biomasse von Carabiden in PK (Abbildungen 54 und 55) ist insbesondere auf das Vorkommen mixophager Arten in diesem

Habitattyp zurückzuführen. Sowohl Individuenzahl als auch Biomasse der mixophagen Arten in PK übersteigen die Werte in den anderen Habitattypen.

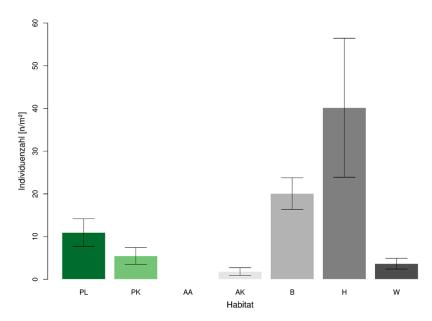


Abbildung 56: Mittlere Individuenzahl zoophager Carabidae der einzelnen Habitate im Vergleich (PL = Pappelstreifen mit langer Umtriebszeit; PK = Pappelstreifen mit kurzer Umtriebszeit; AA = Acker innerhalb des Agroforstsystems; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

Dass die Hecke trotz der hohen Individuenzahlen eine vergleichsweise geringe Biomasse hat, liegt daran, dass hier zwar viele *A. dorsalis* gefunden wurden, diese aber eine relative geringe Biomasse haben. In W hingegen wurden z. B. mit *Carabus violaceus* und *Carabus inquisitor* Individuen gefunden, die jedes für sich schon fast ein halbes Gramm auf die Waage bringen.

Mittels einer Clusteranalyse wurde die Ähnlichkeit der Gemeinschaften der Carabiden und Staphyliniden (auf Gattungsebene) zwischen den einzelnen Habitattypen verglichen (Abbildung 57). Aus dieser Analyse ergibt sich eine klare Zweiteilung der Gemeinschaftszusammensetzung (Abbildung 57): Die eine Gruppe bilden die Äcker, zu denen die Pappelstreifen im kurzem Umtrieb zugeschlagen wurden, die andere Gruppe die seminatürlichen Habitate zu welchen wiederum die Pappelstreifen im langen Umtrieb zugeschlagen wurden. Dies verdeutlicht, dass die Pappelstreifen im kurzem Umtrieb eher von störungstoleranten Arten besiedelt sind, wohingegen sich die Artenzusammensetzung in den Pappelstreifen im langen Umtrieb eher hin zu einer für seminatürliche Habitate typischen Gemeinschaft entwickelt. Daraus kann noch nicht abgeleitet werden, dass Pappelstreifen im langen Umtrieb auch die Funktion von seminatürlichen Habitaten übernehmen könnten, doch könnten diese für die Erhaltung der Vielfalt dieser Arthropodengruppen in Agrarlandschaften eine höhere Wertigkeit haben als Pappelstreifen im kurzem Umtrieb (vgl. 2.8.1 und 2.8.2).

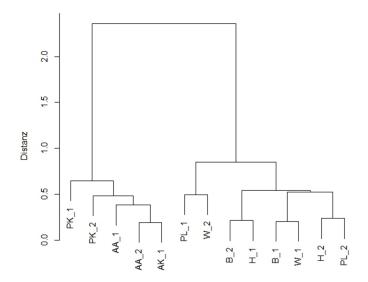


Abbildung 57: Clusteranalyse für die kombinierten Gattungen der Staphylinidae und Carabidae in den Replikaten (1, 2) der einzelnen Habitate (PK = Pappelstreifen kurzer Umtrieb; PL = Pappelstreifen langer Umtrieb; AA = Agroforstacker; AK = Acker Kontrolle; B = Böschung; H = Hecke; W = Waldrand)

2.9 RAUM-ZEITLICHE MUSTER DER VERTEILUNG UND AKTIVITÄTSDICHTE VON EPIGÄISCHEN ARTHROPODEN IM AGROFORSTSYSTEM

2.9.1 Austausch von epigäischen Arthropoden zwischen Baumstreifen und Ackerstreifen im Jahresverlauf

Durch einige Studien konnten eine hohe Diversität oder auch Dichte an natürlichen Gegenspielern von Agrarschädlingen, wie z.B. Laufkäfer, Kurzflügelkäfer oder Spinnen, in zur Energieholzgewinnung angelegten Agrarholzbeständen belegen werden (u.a. Blick und Burger 2002, Nerlich et al. 2012, Rowe et al. 2013). Ein konkreter Nachweis, dass Agrarholzflächen oder streifen als Quellhabitate für die Wiederbesiedlung von Ackerflächen dienen und damit die biologische Schädlingskontrolle in den Ackerkulturen fördern, steht jedoch noch aus. Ulrich et al. (2004) konnten keinen Einfluss von Pappelplantagen in Polen auf die Artenzahl von Laufkäfern in benachbarten Feldern nachweisen. Akbulut et al. (2003) hingegen fanden in Äckern mit Streifenanbau von Pappeln eine höhere Anzahl natürlicher Gegenspieler als in vergleichbaren Kulturen ohne Pappelstreifen. Auch waren sichtbare Schäden an Blättern und Früchten in den Agroforstpflanzungen geringer als in den Kontrollflächen ohne Pappeln (Akbulut et al. 2003).

2.9.1.1 Methodik

Um am Standort Wendhausen die raum-zeitliche Dynamik epigäischer Arthropoden im Agroforstsystem erfassen zu können, wurden am Übergang der Energieholzstreifen zu den integrierten Ackerflächen Richtungsfallen (Abbildung 46 und Abbildung 58) errichtet. Diese Richtungsfallen bestanden aus regulären Bodenfallen (Abbildung 59) und einem Leitzaun aus Kunststoff, der auf der Habitatgrenze zwischen den Energieholzstreifen und den angrenzenden konventionellen Ackerschlägen positioniert war. Auf jeder Seite dieses Leitzaunes wurde eine Bodenfalle eingegraben. Durch den Leiteffekt des Zaunes wurden die Tiere, die versuchten diesen zu queren, in die Falle geleitet und dort gefangen. Somit wurden die Tiere, die sich in Richtung des Ackers bewegten auf der Seite der Gehölzstreifen gefangen und umgekehrt. Diese Fallen waren von Mitte September bis Anfang Dezember 2012 und von Ende April bis Anfang September 2013 an jeweils 5 Tagen pro Monat geöffnet. Es wurden pro Variante und Umtriebszeit der Energieholzstreifen 2 Fallenpaare errichtet. Pro Variante wurde jeweils der zentrale Block mit dem Clon Max ausgewählt. Hierdurch wird der Austausch epigäischer Arthropoden zwischen den

verschiedenen Habitaten quantifiziert und zeitlich eingeordnet. Die Richtungs-Barber-Fallen wurden immer zeitgleich zu den Barber-Fallen in den Energieholzstreifen gestellt (2.8.1).



Abbildung 58: Leitzaun mit Richtungsfallenpaar am Rand eines Energieholzstreifens am Standort Wendhausen



Abbildung 59: Bodenfalle mit Überdachung an einem Leitzaun

2.9.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Bei der Gesamtheit der erfassten Arthropoden zeigt sich eine deutliche Abnahme der Aktivitätsdichten im Jahresverlauf (Abbildung 60). Im Frühjahr (März-Mai) wurden die meisten Tiere erfasst. Die Anzahl der gefangenen Individuen nahm dann über das Jahr hinweg ab und erreichte im Winter (November-Dezember) ihr Minimum. Eine ähnliche Verteilung der Aktivitätsdichten konnte auch bei der funktionellen Großgruppe der Prädatoren festgestellt werden (Abbildung 61). Auch von diesen wurden die Meisten während des Frühjahres gefangen. Die weiteren Erfassungsperioden (Sommer, Herbst und Winter) zeigten bezüglich der Aktivitätsdichte der Prädatoren allerdings keine deutlichen Unterschiede.

Die Analyse der Bewegungsrichtung im jahreszeitlichen Verlauf zeigt, dass sowohl die Gesamtheit der erfassten Arthropoden, als auch die Großgruppe der Prädatoren über die Erfassungsperioden Frühjahr, Sommer und Herbst sich deutlich mehr aus den Gehölzstreifen hinaus in Richtung der Ackerflächen bewegen (Abbildungen 60 und 61). Im Winter konnte für diese Gruppen ein Trend in der Bewegungsrichtung in die Gehölzstreifen hinein festgestellt werden.

Die Umtriebszeit war für die Bewegungsrichtung der Gesamtheit der erfassten Arthropoden nicht relevant. Bei den Prädatoren hingegen konnte festgestellt werden, dass sich die Umtriebszeit deutlich auf die bevorzugte Bewegungsrichtung auswirkte. Während für die längere Umtriebszeit keine deutlicher Einfluss auf die Bewegungsrichtung registriert wurde, zeigt sich für einen kürzeren Umtrieb, dass deutlich mehr Individuen sich aus den Energieholzstreifen heraus bewegen wollten, als hinein.

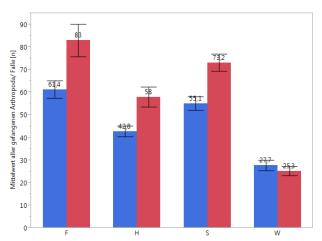


Abbildung 60: Mittelwert aller erfassten Arthropoden pro Falle in den Jahreszeiten Frühjahr (F; März bis Mai), Sommer (S; Juni bis August), Herbst (H; September bis Oktober) und Winter (W; November bis Februar). Die blauen Säulen zeigen die Anzahl der Tiere die in den Gehölzstreifen hinein wandern wollte, die roten Säulen die jener Tiere die aus dem Gehölzstreifen hinaus in den Acker wandern wollten.

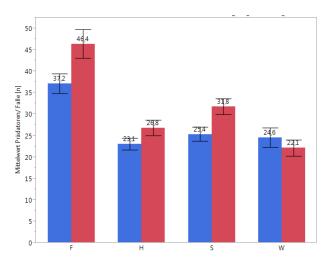


Abbildung 61: Mittelwert aller erfassten räuberischen Arthropoden pro Falle in den Jahreszeiten Frühjahr (F; März bis Mai), Sommer (S; Juni bis August), Herbst (H; September bis Oktober) und Winter (W; November bis Februar). Die blauen Säulen zeigen die Anzahl der Tiere die in den Gehölzstreifen hinein wandern wollte, die roten Säulen die jener Tiere die aus dem Gehölzstreifen hinaus in den Acker wandern wollten.

Bei der Betrachtung der Laufkäfer aus den Richtungsfallen zeigte sich ein deutliches Muster. Während sich im Frühjahr (März-Mai) und im Herbst (September-Oktober) klar mehr Individuen aus den Gehölzstreifen in Richtung des Ackers bewegten, lässt sich für den Sommer (Juni-August) keine Präferenz in der Bewegungsrichtung feststellen, wohingegen im Winter (November-Dezember) eine Tendenz der Bewegung in die Gehölzstreifen hinein festzustellen ist. So wurden im Frühjahr 14,21 Ind. +/- 1,48 (SE) /Falle gefangen, die sich in Richtung der Gehölzstreifen bewegten und 19,6 Ind. +/- 2,52 (SE) /Falle, die in Richtung des Ackers (Wintergetreide)

wanderten. Ein ähnliches Muster ergibt sich allerdings auch für den Herbst. Hier wollten 9,88 Ind. +/- 0,85 (SE) /Falle in Richtung der Gehölzstreifen und 12,25 Ind. +/- 1,2 (SE) /Falle aus den Energieholzstreifen in Richtung des Ackers. Im Sommer wurden 9,13 Ind. +/- 0,82 (SE) /Falle erfasst, die sich in Richtung der Gehölzstreifen bewegten und 10,44 Ind. +/-0,73 (SE) /Falle, die in Richtung Acker unterwegs waren. Im Winter wurden 9,81 Ind. +/-(1,33) /Falle gefangen, die sich in Richtung der Gehölzstreiften bewegten und 7,79 Ind. +/-0,98 (SE) /Falle, in Richtung des Ackers.

Insgesamt zeigt sich, dass die Energieholzstreifen sowohl für die Summe aller erfassten Arthropoden, als auch für die wichtige Gruppe der Prädatoren als Quellhabitat für die Besiedlung der integrierten konventionellen Schläge dienen können. In der Gesamtsumme der erfassten Arthropoden sind sicherlich auch potentielle "Schadorganismen" für landwirtschaftliche Kulturen enthalten, so dass hier weitere Untersuchungen und Analysen sinnvoll erscheinen. Der verhältnismäßig große Anteil an Prädatoren aus Energieholzstreifen mit kürzerer Umtriebszeit, die sich aus den Gehölzstreifen in Richtung der Ackerschläge bewegten könnte darauf hinweisen, dass die Gehölzstreifen von diesen als Reproduktionshabitate genutzt werden. Dies wäre eine interessante Frage für weitere Untersuchungen.

2.9.2 Vergleich der Wirkung von Baumstreifen und seminatürlich strukturierten Feldrändern auf die Aktivitätsdichte von Arthropoden in Wintergerste

Von semi-natürlichen, ungestörten und perennierenden Habitaten wie Hecken, Grasböschungen und Feldgehölzen ist bekannt, dass diese für viele Arthropodengruppen als Überwinterungs- oder Rückzugshabitate bei Störungen fungieren, von denen aus Agrarflächen wiederbesiedelt werden können (Tscharntke et al. 2005). Solch eine Wiederbesiedlung durch epigäische Raubarthropoden ist ein wichtiger Prozess für das Funktionieren und die Effektivität der natürlichen Schädlingskontrolle in den Feldern (Östman et al. 2003). Für einige traditionelle Agroforstsysteme wurde nachgewiesen, dass diese die Biodiversität in Agrarlandschaften fördern und schützen und dass einige der geförderten Organismengruppen ökosystemare Dienstleistungen in den Agroforstsystemen selbst und in umgebenden Feldern erbringen (Jose 2009, Smith et al. 2013; siehe hierzu auch 2.10). Für Alley-Cropping Agroforstsysteme mit Energieholz liegen Daten zu solchen Prozessen bislang kaum vor (siehe auch 2.9.1).

2.9.2.1 Methodik

Um Hinsichtlich der Wirkung von Energieholzstreifen auf die Aktivitätsdichten epigäischer Arthropoden in den angrenzenden Ackerschlägen für den Standort Wendhausen zu bekommen, wurden jeweils drei Transekte von jeweils 24 m zum Einen im Agroforstsystem und zum Anderen im angrenzenden Referenzacker (Kontrolle) angelegt (Abbildung 62). Beide Äcker waren mit Wintergerste bestellt. Entlang der Transekte wurden bei 3, 8, 16 und 24 m Bodenfallen eingegraben. Die Fallen waren von Mai bis Juni 2013 an jeweils drei einwöchigen Fangperioden exponiert.

2.9.2.2 Ergebnisse und Diskussion

In der Wintergerste im Agroforstsystem war, in 3 und 8 m Entfernung zum Energieholzstreifen die mittlere Aktivitätsdichte von Kurzflügelkäfern, Spinnen, Weberknechten und Hundertfüßern rund 40 % höher als im Referenzacker (Abbildung 63). Bei 16 und 24 m hingegen erreichten die Aktivitätsdichten in beiden Äckern vergleichbare Werte. Auch für die Aktivitätsdichte der Laufkäfer konnte eine vergleichbare Verteilung nachgewiesen werden, jedoch wiesen diese auch bei 16 und 24 m leicht höhere Werte im Agroforstsystem auf (Abbildung 64).

Die kausalen Zusammenhänge für die erhöhten Aktivitätsdichten epigäischer Raubarthropoden im Agroforstsystem, in der Nähe der Energieholzstreifen konnten in dieser Untersuchung nicht aufgeklärt werden. Mögliche Erklärungen bieten die durch Beschattung und reduzierte Windgeschwindigkeit modifizierten mikroklimatischen Bedingungen im Lee der Energieholzstreifen (2.2, 2.3), die höheren Deckungsgrade von Beikräutern in der Wintergerste im Agroforstsystem (2.5.2.4) sowie die höheren Zahlen an Blattläusen, also der potentiellen Beute, in der Nähe der Energieholzstreifen im Vergleich zur Ackermitte (2.6.3.2). Eine wahrscheinliche Erklärung liegt in der Kombination dieser Faktoren.

Interessant, im Hinblick auf die Frage, ob solche erhöhten Aktivitätsdichten auch mit einer gesteigerten Erfüllung von Ökosystemdienstleistungen einhergehen, ist, dass die hier dargestellten Verteilungsmuster von Laufkäfern entlang der Transekte sehr gut den Mustern der Prädation von Ackerwildkrautsamen, wie in 2.10.5 dargestellt, entsprechen.

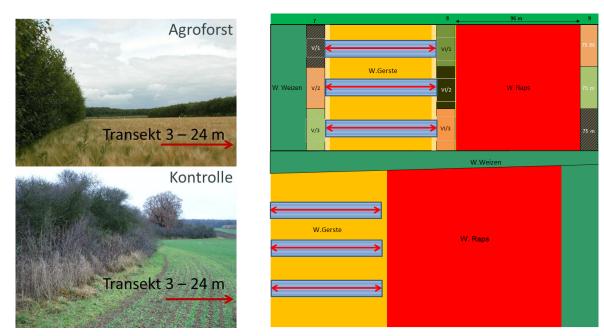


Abbildung 62: Lage der 24m–Transekte von den Energieholzstreifen bzw. den semi-natürlichen Randstrukturen (Kontrolle) in die Wintergerstefelder hinein. Die Beprobungspunkte für Bodenfallen lagen bei 3, 8, 16 und 24 m. Siehe Abbildung 3 für eine gesamte schematische Darstellung der Versuchsanlage in Wendhausen.

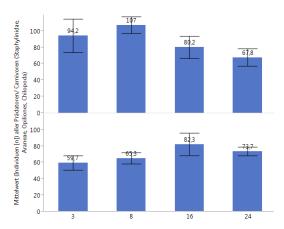


Abbildung 63: Mittlere Aktivitätsdichte räuberischer epigäischer Arthropoden (Kurzflügelkäfer, Spinnen, Weberknechte und Hundertfüßer), erfasst in den Distanzen von 3, 8, 16 und 24 m zur jeweils westlich gelegenen Randstruktur: Energieholzstreifen im Agroforstsystem (oben) und seminatürliche Vegetation (unten). Fehlerbalken geben den Standardfehler an.

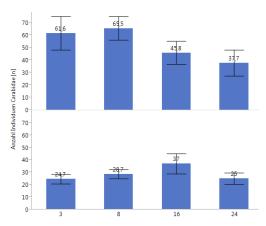


Abbildung 64: Mittlere Aktivitätsdichte der Laufkäfer, erfasst in den Distanzen von 3, 8, 16 und 24 m zur jeweils westlich gelegenen Randstruktur: Energieholzstreifen im Agroforstsystem (oben) und semi-natürliche Vegetation (unten). Fehlerbalken geben den Standardfehler an.

2.10 INDIKATOREN VON ÖKOSYSTEMDIENSTLEISTUNGEN IM AGROFORST-SYSTEM

Die Erfassung von Indikatoren der funktionellen Diversität erfolgte in 2013 am Standort Wendhausen in den Ackerstreifen im Agroforstsystem sowie auf dem angrenzenden Referenzacker (Abbildung 3). Auf den jeweiligen Ackerschlägen wurde Wintergerste angebaut. Die Erfassungen erfolgten auf den mit den anderen Projektpartnern abgestimmten Transekten und Distanzen der Probenahmepunkte zu den Energieholzstreifen. Abbildung 65 zeigt die Verteilung der Probenahmepunkte entlang der Transekte. Im Agroforstsystem wurden nur die Kontroll-Variante und für den Samenprädationsversuch auch die Aspen-Variante als Ausgangspunkt für die Transekte ausgewählt. Je nach Arbeits- und Zeitaufwand der jeweiligen Erfassungsmethoden (2.10.1-2.10.3) wurde jeweils eine Auswahl an Probenahmepunkten einbezogen. Der Schwerpunkt dieser Auswahl lag auf der Leeseite der jeweiligen Randstreifen. Insgesamt wurden folgende Untersuchungen durchgeführt: Erfassung der Prädationsraten von Ackerwildkrautsamen (2.10.1), Fraßaktivität bodenlebender Organismen (2.10.2), Erfassung der Regenwurmaktivität (2.10.3) und Bonitierung des Blattlausbefalls und des Vorkommens natürlicher Gegenspieler (2.10.4). Die Freilandarbeiten zur Quantifizierung ökosystemarer Dienstleistungen wurden in 2013 durch die extremen Wetterbedingungen im Frühjahr stark behindert. Durch die langanhaltende Kälteperiode (bis Mitte April) wurden die Arbeiten zunächst verzögert. Danach war durch eine teilweise Überflutung der Flächen am Standort Wendhausen von Mitte Mai bis Anfang Juni, keine Probennahme möglich. Während der folgenden Trockenperiode entstanden starke Schrumpfrisse in den Ackerstreifen, welche ebenfalls die Beprobungen erschwerten oder verhinderten. Zusätzlich zu diesen Erfassungen wurde daher ein Feldexperiment zur Prädation von Ackerwildkrautsamen und von Fliegenpuppen in Winterweizenäckern der Standorte Wendhausen, Neißetal und Dornburg im Jahr 2014 durchgeführt (2.10.5). Alle anderen Experimente konnten aus zeitlichen und finanziellen Gründen nicht in anderen Jahren wiederholt werden.

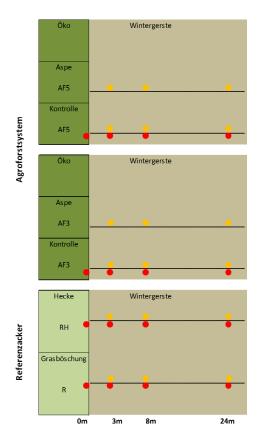


Abbildung 65: Schema zur Lage der Transekte (AF5-Aspe / -Kontrolle: Agroforstsystem, Pappelstreifen im kurzen Umtrieb an Acker mit fünfgliedriger Fruchtfolge; AF3-Aspe / -Kontrolle: Agroforstsystem, Pappelstreifen im kurzen Umtrieb an Acker mit dreigliedriger Fruchtfolge; RH: Referenzacker, seminatürliche Hecke an Acker mit dreigliedriger Fruchtfolge; R: Referenzacker, Grasböschung an Acker mit dreigliedriger Fruchtfolge) und Probennahmepunkte (orange: Prädation von Ackerwildkrautsamen [2.10.1]; rot: Fraßaktivität bodenlebender Organismen [2.10.2] und Aktivität von Regenwürmern [2.10.3]) in Wintergersteschlägen am Standort Wendhausen.

2.10.1 Prädation von Ackerwildkrautsamen im Agroforstsystem

Die oberirdische Prädation der Samen von Ackerwildkräutern durch natürlich vorkommende granivore Arten kann zu einer langfristigen Unterdrückung von Ackerwildkrautpopulationen beitragen (Zhang et al. 1997, Cromar et al. 1999, Westerman et al. 2003) und kann daher als Ökosystemdienstleistung im Sinne der natürlichen Schädlingskontrolle angesehen werden. Zur funktionellen Gruppe der Samenprädatoren gehört ein sehr breites Spektrum an Organismen, darunter Vögel, Nagetiere, Schnecken, Laufkäfer, Ameisen und Grillen (Westerman et al. 2003). Im Acker gelten Mäuse und Laufkäfer als wichtige Samenprädatoren (Cardina et al. 1996, Cromar et al. 1999).

2.10.1.1 Methodik

Zur vergleichenden Quantifizierung dieser Ökosystemdienstleistung wurde am Standort Wendhausen ein Prädationsexperiment durchgeführt. An insgesamt 18 Probestellen entlang der Transekte (3m, 8m, 24m; Abbildung 65) wurden Samenkarten ausgelegt, auf die jeweils 25 Samen der häufigen Ackerwildkrautarten *Sinapis arvensis*, *Anthriscus sylvestris* und *Capsella bursa-pastoris* aufgeklebt waren. Die Samen unterschieden sich deutlich in Größe, Form und Gewicht (Abbildung 66) um das "Beutespektrum" unterschiedlicher Samenprädatoren abzudecken (Westerman et al. 2003). Pro Aufnahmepunkt wurden die Samenkarten in drei Varianten ausgebracht: offen, für alle Prädatoren zugänglich; unter Vertebratenauschluss-Käfigen

(Maschenweite 12,5 mm), nur für Arthropoden und sehr kleine Vertebraten zugänglich; unter Totalausschluss-Käfigen (Maschenweite 1mm), für keinerlei Prädatoren zugänglich). Die Käfige dienen dazu zwischen Vertebraten- und Invertebratenprädation zu differenzieren sowie Verluste durch Wind oder Regen kalkulierbar zu machen. Die Samenkarten wurden in drei zeitlichen Replikationen ausgelegt: 10. Juni bis 14. Juni, 21. Juni bis 27. Juni, 27. Juni bis 3. Juli. Die Zahl der gefressenen Samen (gesamt und durch Invertebraten) wurde in Prozent umgerechnet nachdem die Verluste im Totalausschluss abgerechnet waren.



Capsella bursa-pastoris Sinapis arvensis

Anthriscus sylvestris

Abbildung 66: Im Prädationsexperiment eingesetzte Ackerwildkrautsamen unterschiedlicher Form und Größe.

2.10.1.2 Ergebnisse und Diskussion

Der Vergleich der drei Ausschlussvarianten über alle Proben hinweg zeigte, dass die eingesetzte Methode erfolgreich war (Abbildung 67). Die höchsten Prädationsraten wiesen die offenen Samenkarten auf, leicht geringere die im Vertebratenausschluss. Die Verluste im Totalausschluss lagen lediglich bei 12-15%. Dies belegt, dass Invertebraten einen hohen Anteil an der Samenprädation hatten. S. arvensis wies auf den offenen Samenkarten und im Vertebratenausschluss die jeweils höchsten Prädationsraten auf, gefolgt von A. sylvestris und C. bursa-pastoris. Der Totalausschluss zeigte diese Reihenfolge nicht, was darauf hindeutet, dass dieses Muster tatsächlich auf eine selektive Prädation zurückzuführen ist.

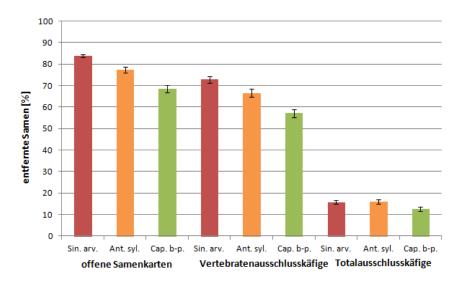


Abbildung 67: Prädationsraten für die drei Ackerwildkrautarten Sinapis arvensis (Sin.arv.), Anthriscus sylvestris (Ant. syl.) und Capsella bursa-pastoris (Cap. b-p.) an allen 18 Probenahmestellen.

Für die Gesamtprädation der Samen der drei Ackerwildkräuter, d.h. über beide Ausschlussvarianten und alle Transektpunkte hinweg, konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Transekten nachgewiesen werden (Abbildung 68).

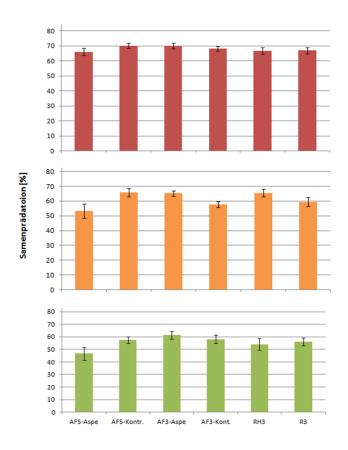


Abbildung 68: Vergleich der Gesamtprädationsraten von Sinapis arvensis (oben), Anthriscus sylvestris (mitte) und Capsella bursa-pastoris (unten) über alle Varianten und Transektpunkte für die sechs Transekte (AF5-Aspe / -Kontrolle: Agroforstsystem, Pappelstreifen im kurzen Umtrieb an Acker mit fünfgliedriger Fruchtfolge; AF3-Aspe / -Kontrolle: Agroforstsystem, Pappelstreifen im kurzen Umtrieb an Acker mit dreigliedriger Fruchtfolge; RH: Referenzacker, seminatürliche Hecke an Acker mit dreigliedriger Fruchtfolge; R: Referenzacker, Grasböschung an Acker mit dreigliedriger Fruchtfolge).

Ein möglicher Randeffekt auf die Samenprädation war für *S. arvensis* relativ deutlich und für *A. sylvestris* als Trend erkennbar, jedoch nur für die offenen Samenkarten (Abbildung 69). Bei den offenen Samenkarten nahm die Prädationsrate mit Abstand zum Gehölzstreifen ab. Beim Vertebratenausschluss war dieser Trend nicht erkennbar. Der Trend einer höheren Prädationsrate in 3 m Abstand zum Rand bei den offenen Samenkarten könnte auf eine höhere Aktivität von granivoren Vertebraten in Randnähe hinweisen. Im Vertebratenausschluss zeigte sich für alle Samenarten ein Trend einer höheren Prädationsrate in 8 m Entfernung.

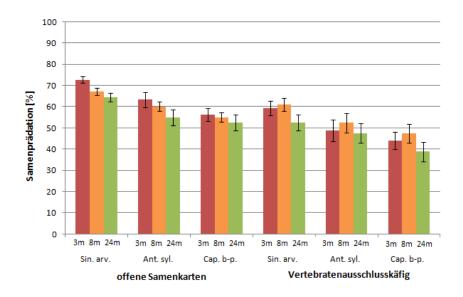


Abbildung 69: Prädationsraten für die drei Ackerwildkrautarten Sinapis arvensis (Sin.arv.), Anthriscus sylvestris (Ant. syl.) und Capsella bursa-pastoris (Cap. b-p.) auf offen ausgelegten Samenkarten und unter Vertebratenausschlusskäfigen entlang der Transektpunkte 3m, 8m-und 24m-Abstand zum Energieholzstreifen.

Wie schon eingangs erwähnt, waren die Witterungs- und Bodenbedingungen (tiefe und breite Schrumpfrisse) für die Versuchsbedingungen nicht förderlich. Es ist durchaus denkbar, dass die raum-zeitlichen Aktivitätsmuster von Samenprädatoren im Agroforstsystem und in der Referenzfläche durch diese Bedingungen überprägt waren. Da das Feldexperiment dennoch interessante Muster der Samenprädationsraten aufzeigte, wurde es im Jahr 2014 auf einer größeren Zahl an Standorten, mit methodischer Verbesserung und um Fliegenpuppenprädation erweitert, wiederholt (2.10.5).

2.10.2 Fraßaktivität bodenlebender Organismen im Agroforstsystem

Eine hohe biologische Aktivität im Boden gilt als Indikator für die Vielfalt einer funktionierenden Lebensgemeinschaft von Bodenorganismen und die Intensität des Stoffumsatzes im Boden. Produkte einer stabilen Lebensgemeinschaft von Bodenorganismen sind funktionierende Stoffkreisläufe und eine Mineralisierung von organischen Substanzen. Das aktive Bodenleben ist also für landwirtschaftlich genutzte Flächen von großer Bedeutung, da es maßgeblich zur Bodenfruchtbarkeit und damit zum Ertrag beiträgt.

Ziel des Feldexperiments war die Untersuchung der biologischen Aktivität des Bodens im Agroforstsystem anhand eines standardisierten Testverfahrens für die Fraßaktivität bodenlebender Organismen, überwiegend der Meso- und Mikrofauna. Da die Pappelstreifen Auswirkungen auf das Mikroklima und Bodenparameter im Randbereich der angrenzenden Ackerschläge haben (2.2.1, 2.2.2, 2.4.2) wurde erwartet, dass auch für die Fraßaktivität bodenlebender Organismen Lee-Effekt nachweisbar sind. Dabei sollte die Bodenfeuchte eine der bestimmenden Einflussgröße sein (Larink und Kratz 1994) und von der Leeseite zur Mitte des Ackers hin die Fraßaktivität abnehmen.

2.10.2.1 Methodik

Die Fraßaktivität bodenlebender Organismen wurden mit Köderstreifen nach ISO/TC 190/SC 4 N (Bait-lamina-Test zur Mineralisierung), auch Köderstreifentest genannt, bestimmt. Der Bait-Lamina-Test ist ein visuelles Schätzverfahren für die tierische Fraßaktivität im Boden und basiert auf der Annahme, dass die Fraßaktivität am ehesten an dünnen Ködern sichtbar wird. Daher werden durchlochte und mit Ködersubstrat gefüllte Bait-Lamina Sticks dem mikrobiellen Abbau und der Fraßaktivität der Bodentiere ausgesetzt (Abbildung 70; Törne 1990, Kratz 1998). Der Bait-

Lamina-Test ist geeignet schnelle Hinweise zum Belebtheitsgrad eines untersuchten Bodens zu liefern, ist jedoch ein Screening-Test, also eine Momentaufnahme über die insbesondere von Tieren geprägte biologische Aktivität im Boden (Eisenbeis 1998a) und hat demzufolge eine begrenzte Aussagekraft (Larink und Kratz 1994). Bei dem Bait-Lamina-Test geht es vorrangig um die relativ unspezifische Erfassung der Aktivität von Bodentieren (Eisenbeis 1998b), d.h. eine Zuordnung der Fraßaktivität zu einzelnen Organismengruppen findet nicht statt. Der Bait-Lamina Test eignet sich für vergleichende Fragestellungen, ermöglicht jedoch keine präzise Aussage über Tiere, die am Fraß beteiligt sind (Eisenbeis 1994). Der Bait-Lamina Test fand u.a. Anwendung auf Wald-, Grünland und Ackerstandorten, aber auch in Laborexperimenten (Larink und Kratz 1994). Porter et al. (2009) nutzten den Test als Indikator für die Ökosystemdienstleistung der N-Regulierung über die Mineralisierung von Pflanzennährstoffen in einem experimentellen Agroforstsystem in Dänemark.



Abbildung 70: Vier Bait-Lamina Sticks mit Fraßspuren und teilweise noch mit Ködersubstrat gefüllten Löchern nach 10 tägiger Exposition im Ackerboden in Wendhausen.

Bait-Lamina Sticks sind zugespitzte 12 cm lange und 0,6 cm breite Polyvinylchlorid (PVC) Streifen mit 16 kleinen konisch aufgeweiteten Löchern mit einem Durchmesser von 1,5 mm, die einen Abstand von 0,5 cm zueinander haben (Abbildung 70). Das Ködersubstrat besteht aus Weizenkleie (gemahlen und gesiebt mit einer Maschenweite von 200 µm), Cellulose, Agar-Agar, Bentonit und Wasser. Für das Ködersubstrat werden die trockenen Zutaten zusammengemischt und Wasser hinzugegeben, bis eine breiartige Paste entsteht. Per Hand, zwischen Daumen und Zeigefinger, wird das Ködersubstrat in die Löcher gestrichen und anschließend getrocknet. Nach dem Befüllen und Trocknen müssen Schrumpfungs- und Trockenrisse ausgebessert werden, bis die Löcher vollständig gefüllt sind und das Ködersubstrat stabil in der Bohrung haftet. Die gefüllten Köderstreifen können dann gelagert werden. Vor dem Ausbringen wurde die Unversehrtheit erneut geprüft (vgl. ISO/TC 190/SC 4 N).

Der Versuch wurden in den Monaten Mai und Juni 2013 auf den Versuchsflächen in Wendhausen durchgeführt, es gab drei Durchläufe (06.-16.05, 24.05-03.06, 14.-24.06). In den Transekten AF5-Kontrolle, AF3-Kontrolle, RH und R (Abbildung 65) wurden in den Randstreifen sowie in Abständen 3, 8 und 24 m zum jeweiligen Randstreifen Aufnahmepunkte definiert und dort 4*4 Bait-Lamina Sticks vertikal in den Ackerboden gesteckt, wobei das oberste Loch knapp unter der Bodenoberfläche platziert sein sollte (Abbildung 71). Die Bait-Lamina Sticks wurden für einen Zeitraum von 10 Tagen im Ackerboden belassen. Für temperierte Zonen wird eine Expositionszeit von 10 bis 20 Tagen vorgeschlagen (vgl. ISO/TC 190/SC 4 N). Durch einen Vorversuch wurden 10 Tage für den Standort als geeignet eingestuft.



Abbildung 71: Exposition von Bait-Lamina Sticks im Ackerboden im Agroforstsystem in Wendhausen während des dritten Durchlaufs im Juni 2013.

Die Bait-Lamina Sticks wurden nach dem Entfernen aus dem Boden im Labor auf Fraßspuren untersucht. Dabei wurden Löcher in denen die Ködersubstanz zu mindestens 50 % gefressenen war als "leer gefressen" gewertet. Die Fraßaktivität stellt den Anteil leer gefressener Löcher an der Gesamtanzahl der Löcher in den entsprechenden 16 Bait-Lamina Sticks dar. Aus jeweils 16 Bait-Lamina Sticks pro Aufnahmepunkt wurde eine prozentuale Fraßaktivität ermittelt.

Als Begleitparameter zu der Fraßaktivität wurden Daten zu pH, Gehalt an organischem Kohlenstoff (C_{ora}) und dem Wassergehalt des Bodens/Bodenfeuchte der Aufnahmepunkte erfasst.

2.10.2.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Fraßaktivität in den Pappelstreifen war im Vergleich zu den Randstreifen des Kontrollackers (Hecke und Gras) tendenziell geringer (Abbildung 72). Alle Varianten zeigten zeitlich starke Schwankungen in der Fraßaktivität. Vermutlich bietet der Boden in den Gehölzstreifen weniger optimale Lebensbedingungen für die Bodenorganismen, da er sehr porenarm und verdichtet ist.

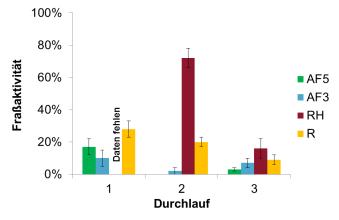


Abbildung 72: Fraßaktivität [%] mit Standardfehler von jeweils 16 Bait-Lamina Sticks in den Pappelstreifen (AF5 und AF3), der Hecke (RH) und der Grasböschung (R) während der drei Durchläufe. Im ersten Durchlauf gingen die Sticks am Heckenrand durch Mahd verloren.

Die Hypothese, dass es aufgrund eines Lee-Effekts, wie er bei der Windgeschwindigkeit oder Bodenfeuchte beispielsweise auftritt, einen Gradienten der Fraßaktivität im Acker mit dem Abstand

zu den Pappelstreifen bzw. zu der Hecke oder dem Grasstreifen geben könnte, konnte bei der mit dem Bait-Lamina Test erfassten Fraßaktivität nicht bestätigt werden (Abbildung 73). Eine charakteristische Verteilung der Fraßaktivität mit der Entfernung von den Gehölzstreifen wurde nicht ersichtlich. Der Zeitpunkt der Beprobung hatte jeweils einen stärkeren Einfluss auf die Fraßaktivitäten als die Varianten oder die Abstände zu den Randstreifen. Diese starke Variabilität hängt wahrscheinlich mit den extremen Witterungs-und Bodenbedingungen, von extrem nass zu sehr trocken, im Versuchsjahr zusammen. Diese starken Schwankungen habe eine mögliche Ausprägung eines agroforstspezifischen Musters der bodenbiologischen Aktivität wahrscheinlich überlagert.

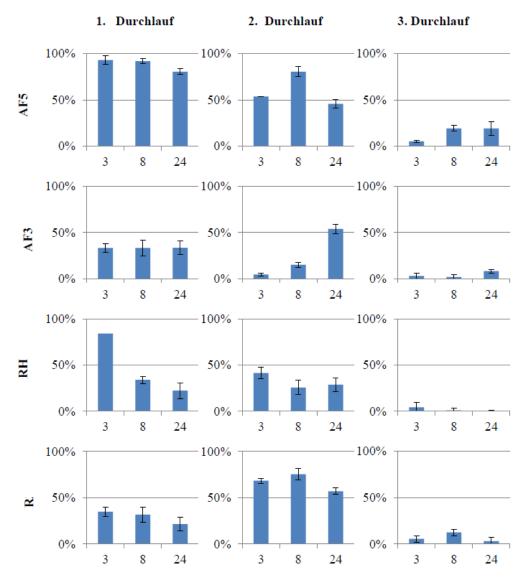


Abbildung 73: Fraßaktivitäten [%] mit Standardfehler von jeweils 16 Bait-Lamina Sticks pro Aufnahmepunkt während der drei Durchläufe in den vier Ackerschlägen in 3, 8 und 24 m Entfernung zum jeweiligen Randstreifen.

Zusammenhänge zwischen der Fraßaktivität und den pH-Werten, dem C_{org}-Gehalt oder dem Wassergehalt des Bodens konnten nicht nachgewiesen werden.

Das Ziel der Versuche einen Lee-Effekt der Pappelstreifen im Agroforstsystem auf die mit dem Bait-Lamina Test erfasste Fraßaktivität bodenlebender Organismen in den angrenzenden

Ackerschlägen festzustellen wurde nicht erreicht. Ein Lee-Effekt konnte mit dem Umfang der vorliegenden Daten nicht nachgewiesen werden.

2.10.3 Aktivität von Regenwürmern im Agroforstsystem

Regenwürmer liefern einen bedeutenden Beitrag zur Fruchtbarkeit des Bodens. Sie sorgen durch ihre Gänge für eine Belüftung des Bodens, spielen eine wichtige Rolle in der Stoffumsetzung, verbessern die strukturelle Stabilität des Bodens, reduzieren den Oberflächenabfluss des Wasser, verändern die physiko-chemischen Bedingungen und Abläufe im Boden und fördern die mikrobielle Aktivität (Syers und Springett 1984, Bertrand et al. 2015). Weiterhin sind die Abundanz und Artenzahl von Regenwürmern Indikatoren für die Qualität und Gesundheit von Böden (Doran und Zeiss 2000).

Diese Studie befasst sich mit den Fragen i) wie sich Regenwurmgemeinschaften in Energieholzstreifen mit Pappeln von denen in seminatürlichen Feldrandgehölzen und herkömmlichen Ackerrandstreifen (Grünstreifen) unterscheiden und ii) ob diese unterschiedlichen Randhabitate einen Effekt auf die Regenwurmgemeinschaften in den angrenzenden Ackerflächen haben?

2.10.3.1 Methodik

Die Regenwurmaktivität und Artenzusammensetzung wurde entlang der gleichen Transekte und an den gleichen Aufnahmepunkten erfasst wie die bodenbiologische Fraßaktivität (2.10.2, Abbildung 65). Die Probennahme erfolgte im Mai und Juni 2013. Pro Aufnahmepunkt wurden zwei Replikate jeweils ca. 2 - 3 Meter links und rechts vom Transektpunkt genommen. Die Proben in den Pappelstreifen wurden jeweils zwischen zweiter und dritter Baumreihe aus Richtung Ackerfläche genommen, die Proben im Heckenstreifen soweit wie möglich innerhalb der Hecke. Im Grünstreifen wurde mittig beprobt. Mit Hilfe eines Metallrings wurde jeweils eine Fläche von 0,25 m² abgestochen, der Boden im Ring ca. 20 cm tief ausgehoben und per Hand nach Regenwürmern abgesucht. Danach wurden die sich in tieferen Bodenschichten befindlichen Würmer durch zweimalige Gabe von 16 ml Allyl-Isocyanat (AITC) in Methanol (Verhältnis 1:20) auf 10 L Wasser ausgetrieben. Die Würmer wurden gesammelt, gezählt und im Labor bis zur Art bestimmt (geschlechtsreife Tiere). Für die Ermittlung der Biomasse wurden die Lumbriciden in Wasser überführt, um anhaftende Erdpartikel zu entfernen und eine Entleerung des Darms zu erwirken, und anschließend gewogen. Individuen, die nicht intakt vorlagen wurden ohne Biomasse ausgewertet. Die adulten Tiere wurden einem Lebensformtyp (epigäisch, endogäisch, anektisch) zugeordnet. Epigäische Regenwurmarten graben keine Gänge, sondern leben in der Streuauflage und ernähren sich von dieser. Es handelt sich um kleine Würmer, die zum Schutz vor UV-Strahlung dunkel gefärbt sind. Endogäische Regenwürmer ernähren sich vom Mineralboden und bauen stark verzweigte Gangsysteme. Epigäische Arten graben vertikale Gänge und dringen somit auch in tiefere Bodenschichten vor. Sie ernähren sich von Mineralboden und Streu, die sie in ihre Gänge ziehen (Coleman 2004). Weiterhin wurden Bodenproben am Transektpunkt genommen um die Bodenkenngrößen Wassergehalt, pH-Wert und organischer Kohlenstoffgehalt zu ermitteln. Hierzu wurden mit einem Spaten Mischproben bis in maximal 30 cm Tiefe genommen.

2.10.3.2 Ergebnisse und Diskussion

Der pH-Wert im Boden bewegte sich an allen Transektpunkten im schwach sauren Wertebereich, ohne dass Unterschiede zwischen den Varianten oder entlang der Transekte erkennbar wären (Tabelle 24). Die Proben aus den Pappelstreifen (0 m in AF5 und AF3) wiesen die höchsten Wassergehalte auf. In den angrenzenden Ackerflächen nahm dieser mit zunehmendem Abstand zum Rand ab. In der Referenzfläche mit Hecke wurde der höchste Wassergehalt ebenfalls im Rand gemessen, es war jedoch kein kontinuierlicher Gradient im Acker mit zunehmendem Abstand zum Rand zu erkennen. Der Wassergehalt in den Referenzfläche wies keinen erkennbaren Verlauf und eine geringe Varianz auf. Insgesamt war der Wassergehalt in den Referenzflächen deutlich niedriger als im Agroforstsystem. Der organische Kohlenstoffgehalt war in jeder Variante im Rand am höchsten. Im Agroforstsystem mit fünfgliedriger Fruchtfolge war eine

Abnahme mit zunehmendem Abstand zum Rand zu erkennen. In den Ackerflächen der Referenzflächen lagen die C_{org}-Gehalte konstant niedrig.

Insgesamt wurden 485 Regenwürmer gefunden, davon waren 303 juvenile Individuen. Bei den adulten Individuen handelte es sich um die 5 Arten *Allolobophora caliginosa* (73, endogäisch), *Allolobophora chlorotica* (29, endogäisch), *Allolobophora longa* (13, anektisch), *Lumbricus castaneus* (10, epigäisch) und *Lumbricus terrestris* (34, anektisch).

Tabelle 24: Datum der Probenahme, pH-Wert, organischer Kohlenstoffgehalt und Wassergehalt an den Transektpunkten charakterisiert durch Standort und den Abstand zum Rand

Standort	Abstand [m]	Datum der Probenahme	pH-Wert	C _{org} [%]	Wassergehalt
Agroforstsystem (AF 5)	0	10.05.2013	6,21	3,147	40,4
	3	10.05.2013	6,14	2,783	28,9
	8	10.05.2013	5,55	2,729	24,6
	24	10./15.05.2013	5,63	2,270	25,1
Agroforstsystem	0	15.05.2013	6,77	2,369	37,8
(AF 3)	3	15.05.2013	6,71	2,125	24,9
	8	15.05.2013	6,84	2,246	21,8
	24	10.06.2013	6,53	2,112	16,4
Referenzfläche mit Hecke (RH.)	0	16.05.2013	6,38	2,806	19,3
	3	16.05.2013	6,65	1,311	17,4
	8	17.05.2013	6,41	1,283	8,6
	24	17.05.2013	5,85	1,312	11,3
Referenzfläche ohne Hecke (R)	0	08.05.2013	6,21	3,833	16,9
	3	08.05.2013	6,51	1,527	18,1
	8	08.05.2013	6,78	1,549	18,6
	24	08.05.2013	6,53	1,438	14,6

Die Variation der Gesamtabundanzen der einzelnen Arten in den vier Randstreifen-Varianten war relativ gering (Abbildung 74). Es wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten festgestellt. Die höchsten Abundanzen wies der Pappelstreifen des Agroforstsystem mit dreigliedriger Fruchtfolge auf (AF3: 104 ± 44 Individuen/m²), den kleinsten die Hecke der Referenzfläche (RH: 80 ± 44 Individuen/m²). Es bestand keine statistisch signifikante Korrelation der Abundanz in den Randhabitaten mit den Bodenparametern. Individuen der Art *A. caliginosa* wurden in jeder der vier Randstreifen-Varianten gefunden. Als Vertreter des epigäischen Lebensformtyps wurde *L. castaneus* nur in der Hecke der Referenzfläche (RH) gefunden, während hier keine Individuen der Art *L. terrestris* vorkamen. Dies war weiterhin der einzige Randstreifen, an dem die Anzahl juveniler Lumbriciden die der Adulten nicht überstieg. Als einziges Randhabitat, in dem *A. chlorotica* vorkam, wies der Pappelstreifen des Agroforstsystems mit fünfgliedriger Fruchtfolge (AF5) mit vier Arten die größte Artenzahl auf. Im Pappelstreifen des Agroforstsystems mit dreigliedriger Fruchtfolge (AF3) sowie in der Hecke der Referenzfläche (RH) wurden drei verschiedene Arten bestimmt. Im Grünstreifen der zweiten Referenzfläche (R) kamen mit *A.*

caliginosa und *L. terrestris* nur zwei Arten vor. Die dominante Art in den Pappelstreifen war *A. caliginosa* (61 % bzw. 87,5 % der adulten Regenwürmer). Die Artenzahlen zwischen den Varianten unterschieden sich nicht signifikant. Die Biomasse der Regenwürmer war mit 85,18 ± 3,96 g/m² in der Grasböschung am höchsten (Abbildung 74). Dies lässt sich durch den hohen Anteil von *L. terrestris*, großen Würmern mit einem Durchschnittsgewicht von 5 g bei adulten Exemplaren (Graff, 1983), an der Gesamtmenge gefundener Regenwürmer in dieser Fläche erklären. *L. terrestris* kommt vor allem in Grünland vor, weniger häufig an Waldstandorten (Sims und Gerard 1999). In den übrigen drei Randhabitaten stimmte der Verlauf der Biomasse mit dem der Abundanzen überein. Insgesamt wurden jedoch keine statistisch signifikanten Unterschiede in der Biomasse zwischen den Standorten vorgefunden.

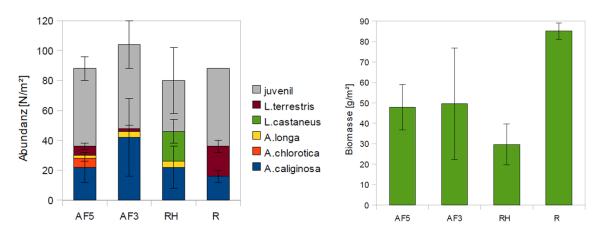


Abbildung 74: Abundanzen der einzelnen Regenwurmarten (links) und Biomasse aller adulten Regenwürmer in g/m² (rechts) in den Randhabitaten mit Standardabweichung (AF5= Pappel, AF3= Pappel, RH= Hecke, R=Grasböschung; Abbildung 65)

Die Abundanz in den Ackerflächen, summiert über alle Probenpunkte, unterschied sich höchst signifikant zwischen den einzelnen Varianten (Tabelle 25, Abbildung 75). Die höchsten Zahlen wiesen die Referenzfläche mit Hecke mit 216 ± 16 Individuen/m² und das Agroforstsystem mit fünfgliedriger Fruchtfolge mit 206 ± 6 Individuen/m² auf. In der Referenzfläche ohne Hecke wurden weniger als halb so viele Individuen gefunden. Im Agroforstsystem mit dreigliedriger Fruchtfolge war die Abundanz weniger als ein Viertel so groß. Deutlich zu erkennen war weiterhin, dass die Anzahl juveniler Individuen an jedem Standort die der Adulten überstieg.

Die Interaktion von Standort und Abstand sowie der Abstand zum Rand zeigten einen statistisch signifikanten Effekt auf die Abundanz in den Ackerflächen (Tabelle 25) dargestellt. Der Abstand zum Rand hatte bei getrennter Betrachtung der Standorte einen signifikanten Effekt auf die Abundanz am Standort RH (p <0,05) und R (p = 0,02). Konkret waren in der Referenzfläche mit Hecke in den Proben mit 8 und 24 m Abstand die Abundanzen deutlich höher als in den Proben mit 3 m Abstand. In der Referenzfläche ohne Hecke war die Abundanz in den Proben mit 24 m Abstand deutlich höher als in denen mit 3 m und 8 m Abstand (Abbildung 76).

Tabelle 25: Statistischer Zusammenhang zwischen der Individuenzahl (Abundanz), der Biomasse bzw. der Artenzahl von Regenwürmern und der Transekt-Variante (Standort, Abbildung 20) und dem Abstand der Transektpunkte vom Randhabitat (3 m, 8 m, 24 m). Dargestellt sind die p-Werte der linearen Modelle (ANOVA).

getestete Kombination	p-Wert			
	Standort	Abstand	Standort x Abstand	
Individuenzahl	< 0,0001	< 0,05	< 0,05	
Biomasse	< 0,05	n.s.	n.s.	
Artenzahl	< 0,05	n.s.	n.s.	

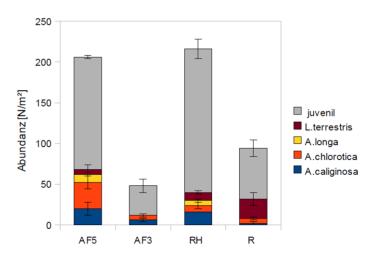


Abbildung 75: Abundanzen der einzelnen Regenwurmarten summiert über alle Proben (3 m, 8 m und 24 m Abstand zum Rand) aus den Ackerflächen der Varianten (Abbildung 65) mit Standardabweichungen

Es bestand ein gegenläufiger Zusammenhang zwischen der Abundanz der Regenwürmer und den gemessenen pH-Werten (ρ = -0,68; ρ < 0,001). Die Abundanz korrelierte nicht signifikant mit dem Wassergehalt, dem Gehalt organischen Kohlenstoffs und dem Datum der Probenahme.

Die Artenzahlen von Regenwürmern in den Ackerflächen war insgesamt sehr gering (Abbildung 75), unterschied sich aber signifikant zwischen den Standorten (Tabelle 25). Im Agroforstsystem mit fünfgliedriger Fruchtfolge sowie in der Referenzfläche mit Hecke wurden jeweils vier verschiedene Arten gefunden. Die Referenzfläche ohne Hecke beherbergte drei verschiedene Arten. Mit zwei unterschiedlichen Arten wies das Agroforstsystem mit dreigliedriger Fruchtfolge die geringste Artenzahl auf. Hier fehlten anektische Lumbriciden komplett, was mit großer Wahrscheinlichkeit auf unterschiedlich starke Auswirkungen der Überschwemmung auf den jeweiligen Flächen zurückzuführen ist. Der Abstand zum Rand hatte keinen signifikanten Effekt auf die Artenzahl. Die Artenzahl korrelierte negativ mit dem pH-Wert (ρ = -0,6139; ρ < 0,01). Alle anderen Bodenparameter wiesen keine signifikante Korrelation auf.

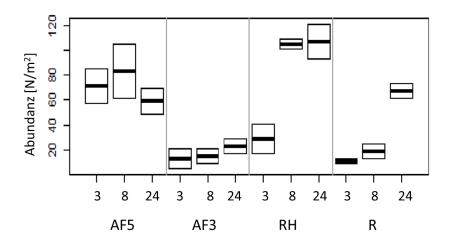


Abbildung 76: Abundanzen von Regenwürmern in den einzelnen Varianten (Abbildung 65), getrennt betrachtet nach Abstand zum Rand (3 m, 8 m und 24 m) mit Standardabweichung (je zwei Replikate)

Die Biomasse der Regenwürmer unterschied sich signifikant zwischen den Varianten (Tabelle 25). Wie auch für die Abundanzen, wiesen die Referenzfläche mit Hecke und das Agroforstsystem mit fünfgliedriger Fruchtfolge die höchsten Biomassen auf (Abbildung 77). Die niedrigsten Werte wurden im Agroforstsystem mit dreigliedriger Fruchtfolge beobachtet. Dort umfasste die Biomasse weniger als ein Zehntel der Werte der Standorte AF5 und RH. Auffällig war die hohe Biomasse in der Probe der Referenzfläche mit 24 m Abstand zum Rand.

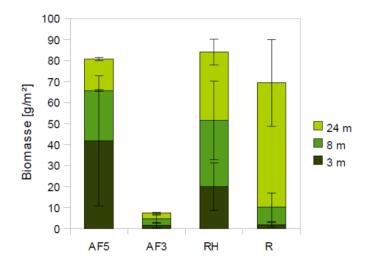


Abbildung 77: Biomasse der bestimmten Regenwürmer in g/m² mit Standardabweichung aus je zwei Replikaten, aufgetragen für die Transektvarianten in Wintergerste (Abbildung 65) und den Abstand vom Rand.

Die Biomasse wies eine signifikante, negative Korrelation mit dem pH-Wert auf (ρ = -0,495; p < 0,05). Die Biomasse korrelierte nicht signifikant mit dem Wassergehalt, dem Gehalt organischen Kohlenstoffs und dem Datum der Probenahme.

Für den Anbau von Gehölzpflanzen in Kurzumtriebsplantagen konnten positive Effekte auf Regenwürmer nachgewiesen werden (Makeschin 1994, Baum et al. 2009). Erhöhte Abundanzen von Regenwürmern werden auf fehlende Bodenbearbeitung und die hohen Streumengen zurückgeführt (Baum et al. 2009). Die Energieholzstreifen im Alley-Cropping-Systemen von Wendhausen zeigten jedoch hinsichtlich der Abundanzen von Regenwürmern keine Unterschiede im Vergleich zu seminatürlichen Feldrandgehölzen und Grasböschungen oder zu den

Abundanzen in den angrenzenden Ackerflächen. Für die Energieholzstreifen konnten auch keine förderlichen Effekte auf die Abundanzen von Regenwürmern in den angrenzenden Ackerschlägen nachgewiesen werden. Epigäische Arten, als Indikatoren für ein großes und vielfältiges Nahrungsangebot sowie für geringe Störungen, konnten in den Energieholzstreifen, im Gegensatz zur Hecke, nicht nachgewiesen werden. Mögliche Unterschiede in den Abundanzen und Biomassen in den Ackerschlägen und entlang der Transekte sind auch in diesem Versuch durch die extreme Witterungssituation, welche sich auf den Schlägen unterschiedlich stark auswirkte, überprägt worden.

2.10.4 Bonitierung von Blattläusen, Blattlausmumien und natürlichen Gegenspielern

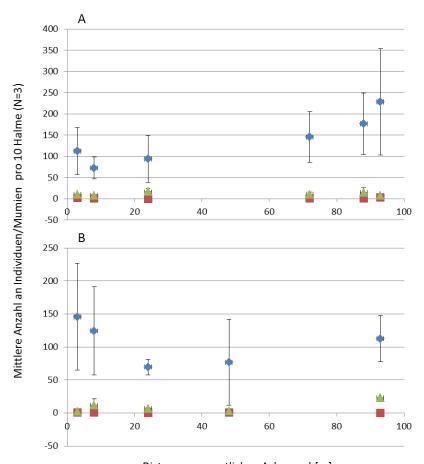
2.10.4.1 Methodik

In Ergänzung zu den unter 2.6.3.2 beschriebenen Bonituren von Blattläusen, Blattlausmumien und natürlichen Gegenspielern, wurden am 10. Juli 2013 am Standort Wendhausen weitere Bonituren mit der gleichen Erfassungsmethode in den Wintergersteschlägen durchgeführt. Ziel war ein Vergleich der Anzahl der Individuen/Mumien zwischen dem breiten Ackerstreifen (98 m) im Agroforstsystem und dem Referenzacker. In beiden Schlägen wurden jeweils drei Transekte begangen mit Aufnahmepunkten in 3, 8, 24, 72, 88 und 93 m im Agroforstsystem sowie 3, 8, 24, 48 und 93 m im Referenzacker.

2.10.4.2 Ergebnisse und Diskussion

Ähnlich wie bei der unter 2.6.3.2 dargestellten Bonitur vom 02. Juli 2013, zeigte sich im Agroforstsystem eine erhöhte Individuenzahl an Blattläusen insbesondere im Luv-Bereich vor dem Pappelstreifen (Abbildung 78). Weder die Leistung der Parasitoiden (Anzahl an Blattlausmumien) noch die Anzahl an Gegenspielern (Summe der Marienkäfer, Schwebfliegenlarven, Gallmückenlarven, Faltenwespen, Wanzen und Laufkäfer) zeigte eine Reaktion auf die erhöhten Blattlauszahlen (Abbildung 78). Im Lee-Bereich hinter dem Pappelstreifen waren die Blattlauszahlen vergleichbar zu denen im Randbereich des Referenzackers (Abbildung 78). Im Luv-Bereich hingegen waren diese jedoch im Vergleich etwa um das Doppelte erhöht. Auch entlang der Transekte im Referenzacker zeigten die Gegenspieler keine Reaktion auf die Schwankungen der Blattlauszahlen (Abbildung 78).

Eine Klärung, ob diese erhöhten Blattlauszahlen im Luv- und Lee-Bereich (siehe 2.6.3.2) einen Einfluss auf die, im Vergleich zur Mitte der Gerstenschläge, zum Teil reduzierten Ertragsparameter hat (2.6.3.2) müsste durch eingehendere Studien geklärt werden.



Distanz vom westlichen Ackerrand [m]

Abbildung 78: Mittlere Anzahl an Blattläusen (blaue Rauten), natürlichen Gegenspielern (rote Quadrate) und Blattlausmumien (grüne Dreiecke) gezählt an jeweils 10 Gerstehalmen pro Aufnahmepunkt (festgelegt durch die Distanz zum westlichen Ackerrand in m) entlang von jeweils drei Transekten im Agroforstsystem (A) und im Referenzacker (B) am Standort Wendhausen. Fehlerbalken geben die Standardabweichungen an.

2.10.5 Prädation von Ackerwildkrautsamen und Fliegenpuppen in Winterweizen im Agroforstsystem und auf konventionellen Schlägen

2.10.5.1 Methodik

Zur Erfassung der Prädationsraten und Pflanzensamen als wichtige ökosystemare Dienstleistung wurde in 2014 der bereits 2013 in Wendhausen durchgeführte Versuch an den Standorten Wendhausen, Dornburg (http://www.agroforstenergie.de/de/standorte/versuchsstandort-dornburg.php) und Neißetal (http://www.agroforstenergie.de/de/standorte/versuchsstandort-neissetal.php) wiederholt. Dies wurde dadurch ermöglicht, dass in 2014 auf allen Standorten Winterweizen angebaut wurde. Zudem wurde der Versuch um die Prädation von Fliegenpuppen erweitert.

Hierzu wurden an jedem Standort drei Transekte im Agroforstsystem und drei in benachbarten Referenzflächen angelegt. In Wendhausen wurden als Ausgangspunkt für die Transekte im Agroforstsystem die Varianten "Kontrolle" und "Aspe", jeweils Klon Max, gewählt. In Dornburg und im Neißetal wurden als Ausgangspunkt jeweils Pappelblöcke der Klonmischung "Max" genommen. Auf jedem Transekt lagen 4 Aufnahmepunkte. Diese lagen bei 0 Meter, was der äußersten

Pappelreihe im Agroforst, bzw. einem Punkt 1 Meter von der Kulturkante in einem grasigen Saum in den Referenzflächen entsprach. Die weiteren Aufnahmepunkte waren jeweils 3 m, 8 m und 24 m vom westlichen Rand des Schlages entfernt. Als Ausgangspunkte für die Transekte in den Referenzflächen dienten Grasstreifen an den Feldrändern.

Entlang der Feldtransekte wurden an allen drei Standorten in der Zeit zwischen dem 15. Mai und dem 23. Mai und in der Zeit zwischen dem 02. Juni und dem 13. Juni für je 24 Stunden jeweils 15 Samen der häufigen Ackerwildkrautarten Sinapis arvensis, Anthriscus sylvestris und Capsella bursa-pastoris ebenerdig auf hellen Fliesen ausgebracht. Es wurden diese drei verschiedenen Wildkrautsamenarten gewählt, da es sich um heimische Arten handelt und sie sich in Form und deutlich unterscheiden. Dadurch sollte ein möglichst breites Spektrum Samenprädatoren angesprochen werden. Der Versuch zur Erfassung der Prädation von Fliegenpuppen durch carnivore Prädatoren wurde zusammen mit dem Versuch Samenprädation durchgeführt. Als Köder wurden hier Puppen der Stubenfliege Musca domestica verwendet, die zuvor durch Einfrieren bei - 20°C abgetötet wurden. Jeweils 15 dieser Puppen wurden, identisch der Behandlung für die Wildkrautsamen, angeboten. Bei der Durchführung des Versuchs wurde auf günstige Wetterbedingungen geachtet, also dass kein Regen, stärkerer Wind oder zu kalte Temperaturen während der Zeit der Aufnahme vorkamen. Dies war wichtig, um einen durch Witterungsbedingungen verursachten Fehler zu vermeiden. An jedem Aufnahmepunkt wurden zwei verschiedene Ausschlussvarianten ausgebracht. Eine mit einem Vertebraten-Ausschlusskäfig (10 mm Maschenweite; Abstand zum Rand der Fließe jeweils ca 1 cm; Höhe ca. 6 cm über dem Köder). Diese Variante bot nur Arthropoden den Zugang zu den angebotenen Samen und Fliegenpuppen. Eine zweite, offene Variante erlaubte auch Vertebraten (Vögel und Kleinsäuger) den Zugang zu den Ködern. Hierdurch bestand bei der Auswertung die Möglichkeit, den Anteil der von Vertebraten gefressenen Samen zu ermitteln.

2.10.5.2 Ergebnisse und Diskussion

Die Ausschlussvariante hatte einen deutlichen Einfluss auf den Anteil der gefressenen Wild-krautsamen. Dies zeigt, dass die verwendete Methode in dieser Hinsicht erfolgreich war. Insgesamt wurden unter Vertebratenausschluss 22,5 +/- 1,3 (SE)% der angebotenen Samen gefressen, in der offenen Variante jedoch 26,0 +/- 1,25 (SE)%. Bezogen auf den Gesamtteil der gefressenen Samen ergibt sich daraus, dass Vertebraten einen Anteil von 7,02 % an der Samenprädation hatten.

Das Agroforstsystem hatte ebenfalls einen Einfluss auf die Prädationsrate von Wildkrautsamen. Im Agroforstsystem betrug diese 28,01 +/- 1,34 %, wohingegen auf den Referenzflächen lediglich 20,48 +/- 1,19 % gefressen wurden. Der Abstand zur Randstruktur spielte insgesamt auch eine wichtige Rolle. Allerdings gibt es hier deutliche Unterschiede zwischen dem Agroforstsystem und den Referenzfläche (Abbildung 79). Während in den Referenzflächen ein schwacher Anstieg der Prädation mit steigender Entfernung zur Randstruktur zu beobachten ist, zeigt sich in den Agroforstflächen eine stärkere Prädationsrate bei den Abständen von 3 und 8 Metern zur Randstruktur. Bei einer Entfernung von 24 m vom Rand ist dann jedoch der Unterschied der Prädationsraten zwischen Agroforstsystem und Referenzfläche nur noch wenig ausgeprägt.

Der relativ geringe Anteil an Vertebraten an der Wildkrautsamenprädation deutet auf die große Bedeutung von generalistischen Prädatoren unter den Arthropoden hin. Dass insgesamt auf den Ackerflächen innerhalb des Agroforstsystems eine höhere Wildkrautsamenprädation erfolgte deutet darauf hin, dass gerade Arthropoden von den Energieholzstreifen profitieren. Der Unterschied in der Prädationsrate im Abstand zur Randstruktur zwischen den Agroforstsystemen und den Referenzflächen ist möglicherweise auf mikroklimatische Bedingungen zurückzuführen (vgl. 2.9.2).

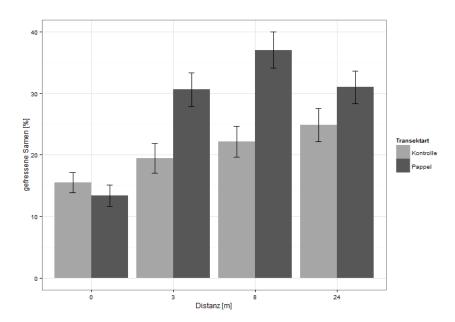


Abbildung 79: Mittlere Prädationsraten [%] der Ackerwildkrautsamen in Agroforstsystemen (Pappel) und den Referenzflächen (Kontrolle) der Standorte Wendhausen, Dornburg und Neißetal. Die Distanz [m] auf der x-Achse bezeichnet den Abstand der Aufnahmepunkte zur jeweiligen Randstruktur (Energieholzstreifen vs. Grasstreifen).

Insgesamt wurden 24,66 +/- 1,26 % der angebotenen Fliegenpuppe innerhalb von 24 h gefressen. Auch bei der Fliegenpuppenprädation war ein deutlicher Einfluss der Ausschlussvariante auf die Prädationsrate feststellbar. In der offenen Variante wurden dabei 27,22 +/- 1,92 % gefressen, in der Variante mit Vertebratenausschluss dagegen nur 21,13 +/- 1,61 %. Somit beträgt der Anteil der Vertebraten an der Gesamtprädation hier 14,31 % und ist somit ungefähr doppelt so hoch, wie bei Prädation von Pflanzensamen. Für die Fliegenpuppenprädadion konnte jedoch weder ein Einfluss des Agroforstsystems noch des Abstands vom Rand festgestellt werden.

Von einer Anzahl bedeutender, überwiegend carnivorer Prädatoren, wie z. B. dem sehr häufigen *Pterostichus melanarius*, ist bekannt, dass diese sich häufig auf Ackerflächen, weitestgehend unabhängig von den randlichen Strukturen aufhalten (Irmler 2003). Es ist möglich, dass diese Tiere für einen Großteil der Fliegenpuppenprädation verantwortlich sind.

Der große Anteil den Vertebraten an der Fliegenpuppenprädation hatten ist möglicherweise auf die Aktivitäten von insektivoren Kleinsäugern zurückzuführen. Diese könnten die Randhabitate als Rückzugsraum nutzen. Durch den relativ großen Aktionsradius dieser Tiere ist der Abstand von 24 Metern möglicherweise zu gering gewählt, um einen räumlichen Einfluss der Randstruktur auf die Prädationsrate durch Vertebraten feststellen zu können.

2.10.6 Zur ökonomischen Bedeutung der ökosystemaren Dienstleistungen und der Dis-Services durch Schädlingsbefall

Das ursprüngliche Ziel dieser Studie war es, in Anlehnung an die Arbeit von Porter et al. (2009), basierend auf experimentellen Ansätzen und ökonomischem Wertetransfer (Sandhu et al. 2008, Sandhu et al. 2010), den ökonomischen Werte von Ökosystemdienstleistungen in Agroforstsystemen zu ermitteln. Die Datenbasis hierfür sollte aus den in 2.10.1 bis 2.10.5 beschriebenen Studien gezogen werden.

In einer Studie zu ökosystemaren Dienstleistungen in einem experimentellen Agroforstsystem, welches beweidetes Grünland, Äcker und Energieholzstreifen aus Weiden (*Salix spp.*), Hasel (*Corylus spp.*) und Oregon-Erlen (*Alnus rubra*) kombinierte, konnten Porter et al. (2009)

berechnen, dass dieses kombinierte System einem konventionellen Agrarsystem, in Hinblick auf die Erbringung versorgender und regulierender Dienstleistungen, überlegen ist. Für Agrarholzsysteme mit Streifenpflanzungen von Fichten (*Picea abies*) und Walnuss (*Juglans regia*) zwischen Mais in Kanada konnte Howell (2001) zeigen, dass sich das Verhältnis von Parasitoiden zu phytophagen Arthropoden positiv gegenüber den konventionellen Vergleichsflächen mit Maismonokultur verändert. Gleichzeitig existieren auch Untersuchungen welche zeigen, dass Agroforstsysteme durch ihre spezifischen strukturellen und mikroklimatischen Eigenschaften Populationen von Schädlingen, wie zum Beispiel von Weg- und Ackerschnecken, fördern können, die in angrenzenden Ackerkulturen Schäden hervorrufen können (Griffiths et al. 1998).

Anders als in der Studie von Porter et al. (2009), konnten in unserer Studie zur Wirkung von Pappelstreifen kaum Wirkungen der Streifen auf die gewählten Indikatoren für ökosystemare Dienstleistungen oder Dis-Services in angrenzenden Ackerschlägen nachgewiesen werden. Weder für die Abundanzen oder Biomassen von Regenwürmern (2.10.3), noch für die Fraßaktivität von Bodentieren (2.10.2) zeigte sich ein Einfluss der Pappelstreifen. Mögliche Muster wurden eventuell, wie beschrieben, durch die sehr ungünstigen Witterungsbedingungen im Untersuchungsjahr 2013 überdeckt. Für die Prädation von Ackerwildkrautsamen konnten Randeffekte im Lee-Bereich der Pappelstreifen nachgewiesen werden, welche sich von den Effekten in den Referenzflächen unterschieden (2.10.1; 2.10.5). Eine Wirkung von möglicherweise höheren Prädationsraten auf Artenzahl oder Deckung der Begleitvegetation waren jedoch nicht nachweisbar (2.5.2). Für die Prädation der Fliegenpuppen konnte keine Wirkung der Pappelstreifen nachgewiesen werden (2.10.5). Auch Prädatoren und Parasitoide in der Ackerkultur zeigten keine Reaktion auf die Nähe zu den Baumstreifen wohingegen die Blattläuse in ihrer Anzahl positiv auf die Randnähe reagierten (2.6.3; 2.10.4). Ein möglicher Dis-Service der Blattläuse im Hinblick auf den Ertrag (Gerste, Weizen) konnte nicht gegenüber anderen beeinflussten Umweltparametern abgegrenzt werden.

Die begrenzten Untersuchungen, welche auf den wenigen zur Verfügung stehenden Agroforst-Versuchsflächen durchgeführt wurden, deuten darauf hin, dass funktionelle Komponenten der Biodiversität in ihrer Ausprägung und raum-zeitlichen Dynamik durch die Baumstreifen in Alley-Cropping-Systemen, im Vergleich zu konventionellen Ackerschlägen, beeinflusst werden (2.8; 2.9). Der Nachweis, dass sich diese Wirkungen auch auf die Erbringung von Ökosystemdienstleistungen auswirken konnte jedoch nicht erbracht werden (2.10).

Die Untersuchung zur Überwinterung von Arthropoden in den Pappelstreifen zeigte, dass neben räuberischen Arthropoden auch viele Larven phytophager Käfer im Boden der Baumstreifen überwintern (2.8.3). Diese Käfer können, je nach Art, als Schädlinge in den Baumstreifen selbst (Björkmann et al. 2000, Helbig et al. 2013) oder in benachbarten Ackerkulturen auftreten. Für einen großflächig kommerziellen Anbau von Agrarholz empfiehlt es sich daher, aus Biodiversitätssicht, das Management der Baumstreifen so zu gestalten, dass die Gefahr von Kalamitäten durch Schädlinge reduziert und damit ein Einsatz von Pflanzenschutzmitteln erübrigt wird (Dauber et al. im Druck). Zur ökonomischen Dimension von nachhaltigen Anbauverfahren im Agroforst fehlt jedoch bislang die Datengrundlage.

3 Literaturverzeichnis

- Ad-Hoc-AG Boden (2005) Bodenkundliche Kartieranleitung, 5. ed. E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Hannover
- AgrarZahlVerpflV (2014) Agrarzahlungen-Verpflichtungenverordnung vom 17. Dezember 2014 (BAnz. AT 23.12.2014 V1), die durch Artikel 2 der Verordnung vom 10. Juli 2015 (BAnz. 2015 AT 13.07.2015 V1) geändert worden ist.
- Akaike H (1978) A Bayesian analysis of the minimum AIC procedure. Annals of the Institute of Statistical Mathematics 30:9–14.
- Akbar G, Ahmad M, Rafique S, Babar KN (1990) Effect of trees on the yield of wheat crop. Agroforestry Systems 11:1–10. doi: 10.1007/BF00122808
- Akbulut S, Keten A, Stamps WT (2003) Effect of alley cropping on crops and arthropod diversity in Duzce, Turkey. Journal of Agronomy & Crop Science 189:261-269.
- Andersen A (1997) Densities of overwintering carabids and staphylinids (Col., Carabidae and Staphylinidae) in cereal and grass fields and their boundaries. Journal of Applied Entomology 121:77–80.
- Anderson-Cook CM, Alley MM, Roygard JKF, et al. (2002) Differentiating Soil Types Using Electromagnetic Conductivity and Crop Yield Maps. Soil Science Society of America Journal 66:1562. doi: 10.2136/sssaj2002.1562
- Armstrong A, Johns C, Tubby I (1999) Effects of spacing and cutting cycle on the yield of poplar grown as an energy crop. Biomass and Bioenergy 17:305–314. doi: 10.1016/S0961-9534(99)00054-9
- Auclair D, Bouvarel L (1992a) Biomass production and stool mortality in hybrid poplar coppiced twice a year. Annales Des Sciences Forestieres 49:351–357. doi: DOI 10.1051/forest:19920404
- Auclair D, Bouvarel L (1992b) Influence of spacing and short rotations on Populus trichocarpa x deltoides coppice. Canadian Journal of Forest Research 22:541–548. doi: 10.1139/x92-071
- Aylott MJ, Casella E, Tubby I, Street NR, Smith P, Taylor G (2008) Yield and spatial supply of bioenergy poplar and willow short-rotation coppice in the UK. New Phytologist 178:358-370.
- Bärwolff M, Hansen H, Hofmann M, Setzer F (2012) Energieholz aus der Landwirtschaft. 5. vollständig überarbeitete Auflage, Fachagentur für nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR), http://mediathek.fnr.de/energieholz-aus-der-landwirtschaft.html (03.07.2014)
- Bätjer D, von Lücken J, Ness R (1967) Windschutz in der Landwirtschaft, Teil 2: Hinweise für die praktische Anwendung in der Marsch. Aktuelle Fragen des Landbaues, Schriftenreihe der Landwirtschaftskammer Weser-Ems 3:
- Baum S, Bolte A, Weih M (2012) High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. GCB Bioenergy 4:728-738.
- Baum S, Weih M, Busch G, Kroiher F, Bolte A (2009) The impact of short rotation coppice plantations on phytodiversity. Landbauforschung vTl Agriculture and Forestry Research 59:163-170.
- Bellamy PE, Croxton PJ, Heard MS, et al. (2009) The impact of growing Miscanthus for biomass on farmland bird populations. Biomass and Bioenergy 33:191-199.
- Benomar L, DesRochers A, Larocque GR (2012) The effects of spacing on growth, morphology and biomass production and allocation in two hybrid poplar clones growing in the boreal region of Canada. Trees 26:939–949. doi: 10.1007/s00468-011-0671-6
- Bertrand M, Barot S, Blouin M, Whalen J, de Oliveira T, Roger-Estrade J (2015) Earthworm services for cropping systems. A review. Agronomy for Sustainable Development 35:553-567.
- BfN (Bundesamt für Naturschutz, 2010) Energieholzanbau auf landwirtschaftlichen Flächen. Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf Naturhaushalt, Landschaftsbild und biologische Vielfalt. Anbauanforderungen und Empfehlungen des BfN. Bundesamt für Naturschutz (BfN), Leipzig, 15 S.
- Bianchi FJ, Schellhorn NA, Buckley YM, Possingham HP (2010) Spatial variability in ecosystem services: simple rules for predator-mediated pest suppression. Ecological Applications 20:2322-2333.
- Bianchi FJJA, Booij CJH, Tscharntke T (2006) Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. Proceedings of the Royal Society B 273:1715-1727.

- Biemans M, Waarts Y, Nieto A, Goba V, Jones-Walters L, Zöckler C (2008) Impacts of biofuel production on biodiversity in Europe. ECNC–European Centre for Nature Conservation, Tilburg, the Netherlands. 30 S.
- Björkman C, Höglund S, Eklund K, Larsson S (2000) Effects of leaf beetle damage on stem wood production in coppicing willow. Agricultural and Forest Entomology 2:131-139.
- Blick T, Burger F (2002) Wirbellose in Energiewäldern. Naturschutz und Landschaftsplanung 34:276-284
- BMELV (2012) Pappeln und Weiden in Deutschland : Bericht der Nationalen Pappelkommission. Zeitraum 2008-2011. Bonn
- 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. doi: 10.1007/s10457-014-9700-y
- Brandle JR, Hodges L, Zhou XH (2004) Windbreaks in North American agricultural systems. Agroforestry Systems 61:65–78. doi: 10.1023/B:AGFO.0000028990.31801.62
- Brändle M, Brandl R (2001) Species richness of insects and mites on trees: expanding Southwood. Journal of Animal Ecology 70:491–504.
- Braun-Blanquet J (1951) Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde, 2. ed. Springer Verlag GmbH, Wien
- Brenner AJ, Jarvis PG, van den Beldt RJ (1995) Windbreak-crop interactions in the Sahel. 1.

 Dependence of shelter on field conditions. Agricultural and Forest Meteorology 75:215–234. doi: 10.1016/0168-1923(94)02217-8
- Bruckhaus A, Buchner W (1995) Hecken in der Agrarlandschaft: Auswirkungen auf Feldfruchtertrag und ökologischen Kenngrössen. 39. Jahrestagung der Gesellschaft fuer Pflanzenbauwissenschaften. Zuerich (Switzerland). 28-30 Sep 1995.
- Büchs W (2003) Biodiversity and agri-environmental indicators general scopes and skills with special reference to the habitat level. Agriculture, Ecosystems and Environment 98:35-78.
- Burgess PJ (1999) Effects of agroforestry on farm biodiversity in the UK. Scottish Forestry 53:24-27.
- Cannell MGR (1980) Productivity of Closely-spaced Young Poplar on Agricultural Soils in Britain. Forestry 53:1–21. doi: 10.1093/forestry/53.1.1
- Cannell MGR, Noordwijk M, Ong CK (1996) The central agroforestry hypothesis: the trees must acquire resources that the crop would not otherwise acquire. Agroforestry Systems 34:27–31. doi: 10.1007/BF00129630
- Capel SW (1988) Design of windbreaks for wildlife in the Great Plains of North America. Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23:337-347.
- Cardina J, Norquay HM, Stinner BJ, McCartney DA (1996) Postdispersal predation of velvetleaf (Abutilon theophrasti) seeds. Weed Science 44: 534–539.
- Ceulemans R, Deraedt W (1999) Production physiology and growth potential of poplars under short-rotation forestry culture. Forest Ecology and Management 121:9–23. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00564-7
- Chirko CP, Gold M a., Nguyen PV, Jiang JP (1996) Influence of direction and distance from trees on wheat yield and photosynthetic photon flux density (Qp) in a Paulownia and wheat intercropping system. Forest Ecology and Management 83:171–180. doi: 10.1016/0378-1127(96)03721-8
- Cleugh H (1998) Effects of windbreaks on airflow, microclimates and crop yields. Agroforestry Systems 41:55–84. doi: 10.1023/A:1006019805109
- Cleugh H, Miller JM, Böhm M (1998) Direct mechanical effects of wind on crops. Agroforestry Systems 41:85–112.
- Coleman D, Crossley D, Hendrix P (2004) Fundamentals of Soil Ecology, 2. Auflage, Elsevier Academic Press, 386 S.
- Cromar HE, Murphy SD, Swanton CJ (1999) Influence of tillage and crop residue on postdispersal predation of weed seeds. Weed Science 47:184–194.
- Curlin JW (1967) Clonal Differences in Yield Response of Populus deltoides to Nitrogen Fertilization. Soil Science Society of America Journal 31:276. doi: 10.2136/sssaj1967.03615995003100020035x
- Curry JP, Schmidt O (2007) The feeding ecology of earthworms A review. Pedobiologia 50:463-477.

- Dauber J, Baum S, Masur D, Sevke-Masur K, Glemnitz M (im Druck) Agrarholzanbau und Biodiversität. In: Veste M, Böhm C (Hrsg.) Agrarholz Schnellwachsende Bäume für die Energieholzgewinnung. Springer-Buch.
- Dauber J, Cass S, Gabriel D, Harte K, Aström S, O'Rourke E, Stout JC (2015) Yield-biodiversity trade-off in patchy fields of Miscanthus x giganteus. GCB Bioenergy 7:455-467.
- Dauber J, Jones MB, Stout JC (2010) The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. GCB Bioenergy 2:289-309.
- DeBell DS, Clendenen GW, Harrington CA, Zasada JC (1996) Tree growth and stand development in short-rotation Populus plantings: 7-year results for two clones at three spacings. Biomass and Bioenergy 11:253–269. doi: 10.1016/0961-9534(96)00020-7
- Deckmyn G, Laureysens I, Garcia J, et al. (2004) Poplar growth and yield in short rotation coppice: model simulations using the process model SECRETS. Biomass and Bioenergy 26:221–227. doi: 10.1016/S0961-9534(03)00121-1
- Dhondt AA, Andre A, Wrege PH, Cerretani J, Sydenstricker KV (2007) Avian species richness and reproduction in short-rotation coppice habitats in central and western New York. Bird Study 54:12-22.
- Diepenbrock W, Ellmer F, Léon J (2005) Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. Ulmer, Stuttgart
- Dillen SY, El Kasmioui O, Marron N, et al. (2011) Poplar. In: Halford NG, Karp A (eds) Energy crops. Royal Society of Chemistry, Cambridge, pp 275–300
- Dimitriou I, Baum C, Baum S, et al. (2011) Quantifying environmental effects of Short Rotation Coppice (SRC) on biodiversity, soil and water. IEA Bioenergy: Task43: 2011:01. International Energy Agency. URL: http://142.150.176.36/task43/images/publications/Task%2043%20reports/Quantifying%20en vironmental%20effects%20of%20SRC%20final.pdf (accessed 13 January 2012)
- Dimitriou I, Busch G., Jacobs S. (2009) A review of the impacts of short rotation coppice cultivation on water issues. Agriculture and Forestry Research 59:197–206.
- DirektZahlDurchfV (2014) Direktzahlungen-Durchführungsverordnung vom 3. November 2014 (BGBI. I S. 1690), die durch Artikel 1 der Verordnung vom 10. Juli 2015 (BAnz. 2015 AT 13.07.2015 V1) geändert worden ist.
- Dix ME, Johnson RJ, Harrell MO, et al. (1995) Influences of trees on abundance of natural enemies of insect pests: a review. Agroforestry Systems 29:303–311. doi: 10.1007/BF00704876
- Dix ME, Leatherman D (1988) Insect management in windbreaks. Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23:513-537.
- Dixon AFG (1998) Aphid ecology an optimization approach, 2nd ed. Springer Science+Business Media. New York
- Dixon M, Grace J (1984) Effect of wind on the transpiration of young trees. Annals of Botany 53:811–819.
- Döhler H (2009) Faustzahlen für die Landwirtschaft, 14. ed. Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. KTBL, Darmstadt
- Dolferus R, Ji X, Richards R a (2011) Abiotic stress and control of grain number in cereals. Plant science: an international journal of experimental plant biology 181:331–341. doi: 10.1016/j.plantsci.2011.05.015
- Domsch H, Giebel A (2004) Estimation of Soil Textural Features from Soil Electrical Conductivity Recorded Using the EM38. Precision Agriculture 5:389–409. doi: 10.1023/B:PRAG.0000040807.18932.80
- Doran JW, Zeiss MR (2000) Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. Applied Soil Ecology 15:3-11.
- Dormann CF, McPherson JM, Araújo MB, et al. (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. Ecography 30:609–628. doi: 10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x
- Doyle CJ, Waterhouse T (2008) Social and Economic Implications of Agroforestry for Rural Economic Development in Temperate Regions. In: Batish DR, Kohli RK, Jose S, Singh HP (eds) Ecological basis of agroforestry. CRC Press, pp 303–318
- Dufour L, Metay A, Talbot G, Dupraz C (2013) Assessing Light Competition for Cereal Production in Temperate Agroforestry Systems using Experimentation and Crop Modelling. Journal of Agronomy and Crop Science 199:217–227. doi: 10.1111/jac.12008

- Dupraz C, Burgess P, Gavaland A,et al. (2005) SAFE final report Synthesis of the SAFE project. 254 pp. http://www.ensam.inra.fr/safe/english/results/final-report/SAFE%20Final%20Synthesis%20Report.pdf
- Dupraz C, Liagre F (2008) Agroforesterie. Des arbres et des cultures, 1st ed. Ed. France Agricole, Paris
- Dupraz C, Liagre F, Manchon O, Lawson G (2004) Implications of legal and policy regulations on rural development: the challenge of silvoarable agroforestry in Europe. IUFRO Division 1 Conference: Meeting the Challenge: Silvicultural Research in a changing world Montpellier, France, June 14-18, 2004
- EEA (European Environment Agency, 2010) Assessing biodiversity in Europe the 2010 report. EEA Report No 5/2010, 58 S.
- Egger I (1989) Hektolitergewicht und Nährwert von Gerste, Hafer und Weizen. Landwirtschaft Schweiz 2:209–212.
- Eichhorn MP, Paris P, Herzog F, et al. (2006) Silvoarable systems in Europe past, present and future prospects. Agroforestry Systems 67:29–50. doi: 10.1007/s10457-005-1111-7
- Eisenbeis G (1994) Die Biologische Aktivität von Böden aus zoologischer Sicht. Braunschweiger naturkundliche Schriften 4:653-658.
- Eisenbeis G (1998a) Die Untersuchung der biologischen Aktivität von Böden. I. Der Köderstreifen-Test. PdN-Bio. 4/47:15-21.
- Eisenbeis G (1998b) Die Untersuchung der biologischen Aktivität von Böden. II: Der Minicontainer-Test. PdN-Bio. 4/47:22-29.
- Eppler U, Petersen J-E, Couturier C (2008) Short Rotation Forestry, Short Rotation Coppice and perennial grasses in the European Union: Agro-environmental aspects, present use and perspectives. In: Dallemand JF, Petersen J-E, Karp A (Hrsg) Short Rotation Forestry, Short Rotation Coppice and perennial grasses in the European Union: Agro-environmental aspects, present use and perspectives. EUR 23569 EN Joint Research Centre Institute for Energy. Luxembourg, 164 S.
- European Parliament and Council (2013) Regulation (EU) No 1307/2013 of 17 december 2013 establishing rules for direct payments to farmers under support schemes within the framework of the common agricultural policy and repealing Council Regulation (EC) No 637/2008 and Council Regulation (EC) N. Official Journal of the European Union L347:608–670.
- Farmer RJ (1963) Effect of light intensity on growth of Populus tremuloides cuttings under two temperature regimes. Ecology 44:409–411.
- Fischer RA (2011) Wheat physiology: a review of recent developments. Crop and Pasture Science 62:95–114. doi: 10.1071/CP10344
- Flegel M, Schrader S, Zhang H (1998) Influence of food quality on the physical and chemical properties of detritivorous earthworm casts. Applied Soil Ecology 9:263-269.
- FNR (2014) Basisdaten Bioenergie Deutschland 2014. Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR), 47 S.
- Friend D (1966) The effects of light and temperature on the growth of cereals. In: Milthorpe FL, Ivins JD (eds) The growth of cereals and grasses. Butterworth & Co. LTD, London, pp 181–212
- Friis K, Reddersen J, Petersen IK (1999) Tilplanting af dyrkede marker med energipil: Effekter på regnormefaunaen. Flora og Fauna 105:71-78.
- Gamble JD, Johnson G, Sheaffer CC, et al. (2014) Establishment and early productivity of perennial biomass alley cropping systems in Minnesota, USA. Agroforestry Systems 88:75–85. doi: 10.1007/s10457-013-9657-2
- Gardiner MM, Landis DA, Gratton C, et al. (2009) Landscape diversity enhances biological control of an introduced crop pest in the north-central USA. Ecological Applications 19:143-154.
- Geiger F, Wäckers FL, Bianchi FJJA (2009) Hibernation of predatory arthropods in semi-natural habitats. Biological Control 54:529-535.
- Glemnitz M, Platen R, Krechel R, et al. (2013) Can short-rotation coppice strips compensate structural deficits in agrarian landscapes? Aspects of Applied Biology 118:153–162.
- Grace J (1988) 3. Plant Response to Wind. Agriculture, Ecosystems & Environment 22-23:71–88. doi: 10.1016/0167-8809(88)90008-4
- Graff O (1983) Unsere Regenwürmer: Lexikon für Freunde der Bodenbiologie, Verlag M. & H. Schaper Hannover, 112 S.

- Graves AR, Burgess PJ, Palma JHN, et al. (2007) Development and application of bio-economic modelling to compare silvoarable, arable, and forestry systems in three European countries. Ecological Engineering 29:434–449. doi: 10.1016/j.ecoleng.2006.09.018
- Griffiths J, Phillips DS, Compton SG, Wright C, Incoll LD (1998) Responses of slug numbers and slug damage to crops in a silvoarable agroforestry landscape. Journal of Applied Ecology 35:252–260
- Grünewald H, Reeg T (2009) Überblick über den Stand der Forschung zu Agroforstsystemen in Deutschland. In: Reeg T, Bemmann A, Konold W, et al. (eds) Anbau und Nutzung von Bäumen auf Landwirtschaftlichen Flächen. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany, pp 233–288
- Gruppe A, Fußeder M, Schopf R (1999) Short rotation plantations of aspen and balsam poplar on former arable land in Germany: defoliating insects and leaf constituents. Forest Ecology and Management 121, 113-122.
- Gruß H, Schulz U (2008) Entwicklung der Brutvogelfauna auf einer Energieholzfläche über den Zeitraum von 13 Jahren. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 40:75-82.
- Gruß H, Schulz U (2011) Brutvogelfauna auf Kurzumtriebsplantagen Besiedlung und Habitateignung verschiedener Strukturtypen. Naturschutz und Landschaftsplanung 43:197-204.
- Guidi W, Piccioni E, Ginanni M, Bonari E (2008) Bark content estimation in poplar (Populus deltoides L.) short-rotation coppice in Central Italy. Biomass & Bioenergy 32:518–524. doi: 10.1016/j.biombioe.2007.11.012
- Gustafsson L (1987) Plant conservation aspects of energy forestry: a new type of land-use in Sweden. Forest Ecology and Management 21:141-161.
- Haaland C, Naisbit RE, Bersier L-F (2010) Sown wildflower strips for insect conservation: a review. Insect Conservation and Diversity 4:60-80.
- Haenke S, Scheid B, Schaefer M, Tscharntke T, Thies C (2009) Increasing syrphid fly diversity and density in sown flower strips within simple vs. complex landscapes. Journal of Applied Ecology 46:1106–1114.
- Haß A, Brauner O, Schulz U (2012) Diversity, distribution and abundance of honeybees (Apis mellifera) and wild bees (Apidae) on a willow short-rotation coppice. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 18:147-151.
- Haude W (1955) Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. Mitteilungen des Deutschen Wetterdienstes 11:3–24.
- Heilman PE, Fu-Guang X (1993) Influence of nitrogen on growth and productivity of short-rotation Populus trichocarpa x Populus deltoides hybrids. Canadian Journal of Forest Research 23:1863–1869. doi: 10.1139/x93-236
- Helbig C, Georgi R, Müller M (2013) Die Weidenblattkäfer an Weiden und Pappeln im Kurzumtrieb. AFZ-Der Wald 4:17-19.
- Herve C, Ceulemans R (1996) Short-rotation coppiced vs non-coppiced poplar: A comparative study at two different field sites. Biomass and Bioenergy 11:139–150. doi: 10.1016/0961-9534(96)00028-1
- Hoffmann G (1991) Die Untersuchung von Böden: Methodenbuch 1. VDLUFA-Verlag, Darmstadt Hofmann-Schielle C, Jug A, Makeschin F, Rehfuess KE (1999) Short-rotation plantations of balsam poplars, aspen and willows on former arable land in the Federal Republic of Germany. I. Sitegrowth relationships. Forest Ecology and Management 121:41–55. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00555-6
- Holland JM, Thomas CFG, Birkett T, et al. (2005) Farm-scale spatiotemporal dynamics of predatory beetles in arable crops. Journal of Applied Ecology 42:1140-1152.
- Holland JM, Thomas CFG, Birkett T, et al. (2007) Spatio-temporal distribution and emergence of beetles in arable fields in relation to soil moisture. Bulletin of Entomological Research 97:89-100.
- Hothorn T, Bretz F, Westfall P (2008) Simultaneous Inference in General Parametric Models. Biometrical Journal 50:346–363.
- Howell HD (2001) Comparison of arthropod abundance and diversity in intercropping agroforestry and corn monoculture systems in southern Ontario. Thesis Master of Science in Forestry, University of Toronto, National Library of Canada.

- Huxley P (1985) The tree/crop interface or simplifying the biological/environmental study of mixed cropping agroforestry systems. Agroforestry systems 13:251–266.
- Hytönen J, Lumme I, Törmälä T (1987) Comparison of Methods for Estimating Willow Biomass. Biomass 14:39–49. doi: 10.1016/0144-4565(87)90021-7
- International Poplar Commission (1979) Poplars and willows in wood production and land use. Food and Agriculture Organization of the United States, Rome
- Irmler U (2003) The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators. Agriculture, Ecosystems & Environment 98:141–151.
- ISO/TC 190/SC 4 N 30.04.2012: Soil quality Method for testing effects of soil contaminants on the feeding activity of soil dwelling organisms Bait-lamina test.
- Jakobitz J, von Broen B (2001) Das NSG "Pimpinellenberg" ein arachnologisches Kleinod Brandenburgs. Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg 10:71-80.
- Janßen A, Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV (2011) Biodiversität in Kurzumtriebsplantagen und Agroforstsystemen im Vergleich zu anderen energetischen Biomassepfaden. Kurzstellungnahme des Wissenschaftlichen Beirats für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, 8 S.
- Johnson RJ, Beck MM (1988) Influences of shelterbelts on wildlife management and biology. Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23:301-335.
- Jose S (2009) Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforest Systems 76:1-10.
- Jose S (2012) Agroforestry for conserving and enhancing biodiversity. Agroforestry Systems 85:1-8.
- Jose S, Gillespie AR, Pallardy SG (2004) Interspecific interactions in temperate agroforestry. Agroforestry Systems 61:237–255. doi: 10.1023/B:AGFO.0000029002.85273.9b
- Jose S, Gillespie AR, Pallardy SG (2004) Interspecific interactions in temperate agroforestry. Agroforestry Systems 61:237–255.
- Jung L, Barwolff M, Vetter A (2014) Evolution of crop yields and qualities in a short rotation coppice alley cropping system in Central Germany. Second European Agroforestry Conference, 4-6 June 2014, Cottbus (Germany)
- Kauter D, Lewandowski I, Claupein W (2003) Quantity and quality of harvestable biomass from Populus short rotation coppice for solid fuel use a review of the physiological basis and management influences. Biomass and Bioenergy 24:411–427. doi: 10.1016/S0961-9534(02)00177-0
- Kenney WA, Sennerby-Forsse L, Layton P (1990) A Review of Biomass Quality Research Relevant to the Use of Poplar and Willow for Energy Conversion. Biomass 21:163–188. doi: 10.1016/0144-4565(90)90063-P
- Klingbeil K, Benndorf D, Grunert F (1982) Aerodynamische Grundlagen fuer Windschutzpflanzungen Der Einfluss der Geometrischen Struktur von Gehoelzschutzstreifen auf ihre Schutzwirkung Teil II. Zeitschrift fuer Meteorologie 32:165–175.
- Knauer N (1993) Ökologie und Landwirtschaft. Situation Konflikte Lösungen. Ulmer, Stuttgart Knust C (2009) Kurzumtriebsplantagen Stand des Wissens. In: Reeg T, Bemmann A, Konold W, et al. (eds) Anbau und Nutzung von Bauumen auf landwirtschaftlichen Flaechen. WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, pp 3–9
- Kohli RK, Singh HP, Batish DR, Jose S (2007) Ecological interactions in agroforestry: An Overview. In: Batish DR, Kohli RK, Jose S, Singh HP (Eds.) Ecological Basis of Agroforestry. CRC Press:3-14.
- Konietschke F, Placzek M, Schaarschmidt F, Hothorn LA (2015) nparcomp: An {R} Software Package for Nonparametric Multiple Comparisons and Simultaneous Confidence Intervals. Journal of Statistical Software 64:1–17.
- Kort J (1988) 9. Benefits of Windbreaks to Field and Forage Crops. Agriculture, Ecosystems & Environment 22-23:165–190. doi: 10.1016/0167-8809(88)90017-5
- Kowalchuk TE, Jong E de (1995) Shelterbelts and their effect on crop yield. Canadian Journal of Soil Science 75:543–550. doi: 10.4141/cjss95-077
- Kratz W (1998) The Bait-Lamina Test. General Aspects, Applications and Perspectives. Environmental Science & Pollution Research 5:94-96.
- Kreutz W (1952) Der Windschutz. Ardey Verlag, Dortmund

- Kreutz W (1973) Beeinflussung des Standortklimas durch Windschutz. In: Buchwald K, Engelhardt W (eds) Landschaftspflege und Naturschutz in der Praxis. BLV Verlagsgesellschaft, pp 111–141
- Kröber M, Heinrich J, Wagner P (2008) Energieholzanbau aus der Sicht des Landwirts dafür oder dagegen? Einflüsse betrieblicher und regionaler Rahmenbedingungen auf die Entscheidung zur Anlage von Kurzumtriebsplantagen. Cottbuser Schriften zur Ökosystemgenese und Landschaftsentwicklung 6:1–14.
- Krueger W (1981) How a forest affects a forage crop. Rangelands
- Lamerre J, Schwarz K-U, Langhof M, et al. (2015) Productivity of poplar short rotation coppice in an alley-cropping agroforestry system. Agroforestry Systems 89:933–942. doi: 10.1007/s10457-015-9825-7
- Langer V (2001) The potential of leys and short rotation coppice hedges as reservoirs for parasitoids of cereal aphids in organic agriculture. Agriculture, Ecosystems and Environment 87:81–92.
- Larink O, Kratz W (1994) Köderstreifentest Workshop in Braunschweig ein Resümee. Braunschweiger naturkundliche Schriften 4:647-651.
- Larson GF (1985) Electrical sensor for measuring moisture in landscape and agricultural soils.
- Leuschner C, Krause B, Meyer S, Bartels M (2014) Strukturwandel im Acker- und Grünland Niedersachsens und Schleswig-Holsteins seit 1950. Natur und Landschaft 89:386-391.
- Lewis T, Stephenson JW (1966) The permeability of artificial windbreaks and the distribution of flying insects in the leeward sheltered zone. Annals of Applied Biology 58:355–363. doi: 10.1111/j.1744-7348.1966.tb04395.x
- Liesebach M, von Wuehlisch G, Muhs H-J (1999) Aspen for short-rotation coppice plantations on agricultural sites in Germany: Effects of spacing and rotation time on growth and biomass production of aspen progenies. Forest Ecology and Management 121:25–39. doi: 10.1016/S0378-1127(98)00554-4
- Liu Z, Dickmann DI (1992) Responses of two hybrid Populus clones to flooding, drought, and nitrogen availability. I. Morphology and growth. Canadian Journal of Botany 70:2265–2270. doi: 10.1139/b92-281
- Löpmeier F (1994) Berechnung der Bodenfeuchte und Verdunstung mittels agrarmeteorologischer Modelle. Zeitschrift fuer Bewaesserungswirtschaft 29:157–167.
- MacDonald D, Crabtree JR, Wiesinger G, Dax T, Stamou N, Fleury P, Gutierrez Lazpita J, Gibon A (2000) Agricultural abandonment in mountain areas of Europe: Environmental consequences and policy response. Journal of Environmental Management 59:47-69.
- MacLeod A, Wratten SD, Sotherton NW, Thomas MB (2004) Beetle banks as refuges for beneficial arthropods in farmland: long-term changes in predator communities and habitat. Agricultural and Forest Entomology 4:147-154.
- Makeschin F (1994) Effects of energy forestry on soils. Biomass and Bioenergy 6:63-79.
- Marxen-Drewes H (1987) Kulturpflanzenentwicklung, Ertragsstruktur, Segetalflora und Arthropodenbesiedlung intensiv bewirtschafteter Äcker im Einflussbereich von Wallhecken. Schriftenreihe, Institut fuer Wasserwirtschaft und Landschaftsoekologie der Christian-Albrechts-Universität Kiel, Heft 6
- McNaughton KG (1988) 1. Effects of windbreaks on turbulent transport and microclimate.

 Agriculture, Ecosystems & Environment 22-23:17–39. doi: 10.1016/0167-8809(88)90006-0
- McNeill JD (1980) Electrical Conductivity of Soils and Rocks. Geonics Limited, Report No.: TN-5
- Mead R, Willey RW (1980) The Concept of a Land Equivalent Ratio and Advantages in Yields from Intercropping. Experimental Agriculture 16:217–228.
- Meier U (1997) BBCH-Monograph, Growth stages of plants. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin Meyer S, Wesche K, Krause B, Leuschner C (2013) Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s a cross-regional analysis. Diversity and Distributions 19:1175-1187.
- Milatz R (1970) Kriterien der Getreidearten einschliesslich Mais und ihre Bewertung zur Sortenidentifizierung. Verband Deutscher Pflanzenzüchter e.V., Bonn
- Müller T (1956) Versuche über die Windschutzwirkung von Hecken auf der Schwäbischen Alb. Umschaudienst des Forschungssauschusses "Landschaftspflege und Landschaftsgestaltung" der Akademie für Raumforschung und Landesplannung 6:
- Mutsaers HJW (1980) The effect of row orientation, date and latitude on light absorption by row crops. The Journal of Agricultural Science 95:381–386. doi: 10.1017/S0021859600039411

- NABU (2008) Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes. Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V., Berlin, 72 S.
- Nägeli W (1946) Weitere Untersuchungen über die Windverhältnisse im Bereich von Windschutzstreifen. Mitt Schweiz Anst Forstl Versuchswesen 24:660–737.
- Nair PKR (1985) Classification of agroforestry systems. Agroforestry Systems 3:97–128. doi: 10.1007/BF00122638
- Nair PKR (1993) An introduction to agroforestry. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht
- Nassi O Di Nasso N, Guidi W, Ragaglini G, et al. (2010) Biomass production and energy balance of a 12-year-old short-rotation coppice poplar stand under different cutting cycles. GCB Bioenergy 2:89–97. doi: 10.1111/j.1757-1707.2010.01043.x
- Nerlich K, Seidl F, Mastel K, Graeff-Hönninger S, Claupein W (2012) Auswirkungen von Weiden (Salix spp.) und Pappeln (Populus spp.) im Kurzumtrieb auf die biologische Vielfalt am Beispiel von Laufkäfern (Carabidae). Gesunde Pflanzen 64:129-139.
- NIBIS (R) KARTENSERVER (2014) Luftbilder aus Niedersachsen. Landesamt für Bergbau Energie und Geologie (LBEG) Hannover:
- Nuberg IK (1998) Effect of shelter on temperate crops: a review to define research for Australian conditions. Agroforestry Systems 41:3–34.
- Öberg S, Mayr S, Dauber J (2008) Landscape effects on recolonisation patterns of spiders in arable fields. Agriculture, Ecosystems and Environment 123:211–218.
- Oldenburg E, Kramer S, Schrader S, Weinert J (2008) Impact of the earthworm Lumbricus terrestris on the degradation of Fusarium-infected and deoxynivalenol-contaminated wheat straw. Soil Biology and Biochemistry 40:3049-3053.
- Östman Ö, Ekbom B, Bengtsson J (2003) Yield increase attributable to aphid predation by ground-living polyphagous natural enemies in spring barley in Sweden. Ecological Economics 45:149-158.
- Otto S, Loddo D, Zanin G (2010) Weed-poplar competition dynamics and yield loss in Italian short-rotation forestry. Weed Research 50:153–162. doi: 10.1111/j.1365-3180.2010.00763.x
- Pasek JE (1988) Influence of wind and windbreaks on local dispersal of insects. Agriculture, Ecosystems and Environment 22/23:539-554.
- Pauli N, Oberthür T, Barrios E, Conacher AJ (2010) Fine-scale spatial and temporal variation in earthworm surface casting activity in agroforestry fields, western Honduras. Pedobiologia 53:127–139.
- Perry JN, Bell ED, Smith RH, Woiwod IP (1996) SADIE: software to measure and model spatial patterns. Aspects of Applied Biology 46:95–102.
- Perry JN, Winder L, Holland JM, Alston RD (1999) Red-blue plots for detecting clusters in count data. Ecology Letters 2:106–113.
- Petzold R, Feger K, Röhle H (2010) 1.3 Standörtliche Voraussetzungen für Kurzumtriebsplantagen. In: Bemman A, Knust C (eds) AGROWOOD, Kurzumtriebsplantagen in Deutschlad und europäische Perspektiven. Weißensee Verlag, Berlin, pp 44–53
- Pfiffner L, Luka H (2000) Overwintering of arthropods in soils of arable fields and adjacent seminatural habitats. Agriculture, Ecosystems and Environment 78:215-222.
- Pinheiro J, Bates D, DebRoy S, et al. (2014) nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-117, http://cran.r-project.org/package=nlme
- Porter J, Costanza R, Sandhu H, Sigsgaard L, Wratten S (2009) The value of producing food, energy, and ecosystem services within an agro-ecosystem. Ambio 38:186-193.
- Pretty J, Sutherland WJ, Ashby J, et al. (2010) The top 100 questions of importance to the future of global agriculture. International Journal of Agricultural Sustainability 8:219–236.
- Puri S, Bangarwa KS (1992) Effects of trees on the yield of irrigated wheat crop in semi-arid regions. Agroforestry Systems 20:229–241.
- Quinkenstein A, Woellecke J, Boehm C, et al. (2009) Ecological benefits of the alley cropping agroforestry system in sensitive regions of Europe. Environmental Science & Policy 12:1112–1121. doi: 10.1016/j.envsci.2009.08.008
- R Core Team (2014) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing http://www.r-project.org/.
- Reddersen J (2001) SRC-willow (Salix viminalis) as a resource for flower-visiting insects. Biomass and Bioenergy 20:171-179.

- Ringler A, Rossmann D, Steidl I (1997) Hecken und Feldgehoelze-Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II. 12. Alpeninstitut GmbH, Bremen, München
- Roehle H, Hartmann K-U, Gerold D, et al. (2006) Aufstellung von Biomassefunktionen fuer Kurzumtriebsbestaende. Allgemeine Forst und Jagdzeitung 177:178–187.
- Roehle H, Hartmann K-U, Skibbe K, Schlotter M (2014) Ertragsschaetzung von Kurzumtriebsplantagen aus Pappel. http://tu-dresden.de/die_tu_dresden/fakultaeten/fakultaet_forst_geo_und_hydrowissenschaften/fachrichtung_forstwissenschaften/institute/ww/waldwachstum/forschung/kup-ertrag
- Roeser B (1995) Saum- und Kleinbiotope : oekologische Funktion, wirtschaftliche Bedeutung und Schutzwuerdigkeit in Agrarlandschaften. Ecomed, Landsberg
- Röhricht C, Ruscher K, Kiesewalter S, Al Hussein IA, Zöphel B (2007) Einsatz nachwachsender Rohstoffpflanzen als landschaftsgestaltendes Element Feldstreifenanbau auf großen Ackerschlägen. Schriftenreihe der Sächsischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Heft 25/2007, 107 S.
- Rowe R, Goulson D, Doncaster CP, Clarke DJ, Taylor G, Hanley ME (2013) Evaluating ecosystem processes in willow short rotation coppice bioenergy plantations. GCB Bioenergy 5:257–266.
- Rowe RL, Hanley ME, Goulson D, Clarke DJ, Doncaster CP, Taylor G (2011) Potential benefits of commercial willow Short Rotation Coppice (SRC) for farm-scale plant and invertebrate communities in the agri-environment. Biomass and Bioenergy 35:325-336.
- Rowe RL, Street NR, Taylor G (2009) Identifying potential environmental impacts of large-scale deployment of dedicated bioenergy crops in the UK. Renewable and Sustainable Energy Reviews 13:271-290.
- Ruark G, Josiah S, Riemenschneider D, Volk T (2006) Perennial crops for bio-fuels and conservation. 2006 USDA Agricultural Outlook Forum Prospering in Rural America:1-17 http://www.usda.gov/oce/forum/2006%20Speeches/PDF%20speech%20docs/Ruark2806.pdf
- Sage R (1999) Weed competition in willow coppice crops: the cause and extent of yield losses. Weed Research 39:399–411. doi: 10.1046/j.1365-3180.1999.00154.x
- Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R (2010) The role of supporting ecosystem services in conventional and organic arable farmland. Ecological Complexity 7:302–310.
- Sandhu HS, Wratten SD, Cullen R, Case B (2008) The future of farming: The value of ecosystem services in conventional and organic arable land. An experimental approach. Ecological Economics 64:835-848.
- Saska P, Vodde M, Heijerman T, Westerman P, van der Werf W (2007) The significance of a grassy field boundary for the spatial distribution of carabids within two cereal fields. Agriculture, Ecosystems and Environment 122:427-434.
- Sauerbeck G (2008) Bodenkundliche Feldkartierung der Versuchsflaechen in Wendhausen und Mariensee.
- Schrader S, Joschko M, Kula H, Larink O (1995) Earthworm effects on soil structure with emphasis on soil stability and soil water movement. In: Hartge, KH, Stewart BA (Eds) Soil Structure Its Development and Function. Advances in Soil Science. CRC Press, Inc., Lewis Publ., Boca Raton:109-133.
- Schrader S, Rogasik H, Onasch I, Jégou D (2007) Assessment of soil structural differentiation around earthworm burrows by means of X-ray computed tomography and scanning electron microscopy. Geoderma 137:378-387.
- Schulz U, Brauner O, Gruß H (2009) Animal diversity on short rotation coppices a review. Landbauforschung vTl Agriculture and Forestry Research 59:171-182.
- Schulz U, Brauner O, Gruss H, Neuenfeldt N (2008) Vorläufige Aussagen zu Energieholzflächen aus tierökologischer Sicht. Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie 42:83–87.
- Sennerby-Forsse L, Ferm A, Kauppi A (1992) Coppicing ability and sustainability. In: Mitchell CP, Ford-Robertson JB, Hinckley T, Sennerby-Forsse L (eds) Ecophysiology of short rotation forest crops. Elsevier Applied Science, London and New York, pp 146–184
- Sims RW, Gerard BM (1999) Earthworms. Synopses of the British Fauna (New Series), No. 31, 169 S.
- Singh H, Kohli R, Batish D (2001) Allelopathic interference of Populus deltoides with some winter season crops. Agronomie 21:139–146.
- Singh HP, Kohli RK, Batish DR (1998) Effect of Poplar (Populus deltoides) shelterbelt on the growth and yield of wheat in Punjab, India. Agroforestry Systems 40:207–213.

- Skaug H, Fournier D, Bolker B, et al. (2012) AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. Optimization Methods and Software 27:233–249.
- Smith J, Pearce BD, Wolfe MS (2013) Reconciling productivity with protection of the environment: is temperate agroforestry the answer? Renewable Agriculture and Food Systems 28:80-92.
- Stamps WT, Linit MJ (1998) Plant diversity and arthropod communities: Implications for temperate agroforestry. Agroforestry Systems 39:73-89.
- Stamps WT, Woods TW, Linit MJ, Garrett HE (2002) Arthropod diversity in alley cropped black walnut (Juglans nigra L.) stands in eastern Missouri, USA. Agroforestry Systems 56:167–175.
- Stoeckeler JH (1962) Shelterbelt influence on Great Plains field environment and crops. Production research report 62:1–26.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, et al. (2005) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell
- Südbeck P, Bauer HG, Boschert M, et al. (2007) Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. Ber Vorgelschutz 44:23–81.
- Sudduth KA, Drummond ST, Kitchen NR (2001) Accuracy issues in electromagnetic induction sensing of soil electrical conductivity for precision agriculture. Computers and Electronics in Agriculture 31:239–264. doi: 10.1016/S0168-1699(00)00185-X
- Syers JK, Springett JA (1984) Earthworms and soil fertility. Plant and Soil 76:93-104.
- Symondson WOC, Sunderland KD, Greenstone MH (2002) Can generalist predators be effective biocontrol agents? Annual Review of Entomology 47:561-594.
- Taylor PJ, Nuberg IK, Hatton TJ (2001) Enhanced transpiration in response to wind effects at the edge of a blue gum (Eucalyptus globulus) plantation. Tree physiology 21:403–408.
- Thevathasan NV, Gordon AM (2004) Ecology of tree intercropping systems in the North temperate region: Experiences from southern Ontario, Canada. Agroforestry Systems 61-62:257–268. doi: 10.1023/B:AGFO.0000029003.00933.6d
- Thomas CFG, Parkinson L, Griffiths GJK, et al. (2001) Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats Journal of Applied Ecology 38:100-116.
- Tischer S, Schmitt A-K, Hofmann B et al. (2006) Auswirkungen des Anbaus von nachwachsenden Rohstoffen auf bodenbiologische Aktivitäten auf einer Löß-Schwarzerde im Mitteldeutschen Trockengebiet. VDLUFA-Schriftenreihe 61:481-489.
- Törne E v (1990) Assessing feeding activities of soil-living animals. I. Bait-lamina-tests. Pedobiologia 34:89-101.
- Tscharntke T, Rand TA, Bianchi FJJA (2005) The landscape context of trophic interactions: insect spillover across the crop-noncrop interface. Annales Zoologici Fennici 42:421-432.
- Tsonkova P, Böhm C, Quinkenstein A, Freese D (2012) Ecological benefits provided by alley cropping systems for production of woody biomass in the temperate region: A review. Agroforestry Systems 85:133–152. doi: 10.1007/s10457-012-9494-8
- Ulrich W, Buszko J, Czarnecki A (2004) The contribution of poplar plantations to regional diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in agricultural landscapes. Annales Zoologici Fennici 41:501-512.
- Unseld R, Reppin N, Eckstein K, et al. (2011) Leitfaden Agroforstsysteme Möglichkeiten zur naturschutzgerechten Etablierung von Agroforstsystemen. München
- Van der Werf W, Keesman K, Burgess P, et al. (2007) Yield-SAFE: A parameter-sparse, process-based dynamic model for predicting resource capture, growth, and production in agroforestry systems. Ecological Engineering 29:419–433. doi: 10.1016/j.ecoleng.2006.09.017
- Van Noordwijk M, Lawson G, Soumaré A, et al. (2006) Root distribution of trees and crops: competition and/or complementarity. In: Ong CK, Huxley P (eds) Tree-Crop Interactions: A Physiological Approach. CAB International, Wallingford, UK., pp 319–364
- Van Thuyet D, Van Do T, Sato T, Thai Hung T (2014) Effects of species and shelterbelt structure on wind speed reduction in shelter. Agroforestry Systems 88:237–244. doi: 10.1007/s10457-013-9671-4
- Vollhardt IMG, Bianchi FJJA, Wäckers FL, Thies C, Tscharntke T (2010) Spatial distribution of flower vs. honeydew resources in cereal fields may affect aphid parasitism. Biological Control 53:204-213.

- Wang H, Takle ES (1995) Numerical Simulations of Shelterbelt Effects on Wind Direction. Journal of Applied Meteorology 34:2206–2219. doi: 10.1175/1520-0450(1995)034<2206:NSOSEO>2.0.CO;2
- Webster R (1966) The measurement of soil water tension in the field. New Phytologist 65:249–258. doi: 10.1111/j.1469-8137.1966.tb06357.x
- Westerman PR, Hofman A, Vet LEM, van der Werf W (2003) Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeaic weed seed predation in organic cereal fields. Agriculture, Ecosystems and Environment 95:417–425.
- Winder L, Alexander CJ, Holland JM, et al. (2005) Predatory activity and spatial pattern: the response of generalist carabids to their aphid prey. Journal of Animal Ecology 74:443-454.
- Wöllecke J, Elmer M (2008) Entwicklung biologischer Vielfalt in einer sich verändernden Agrarlandschaft. In: Feit U, Korn H (Bearb.) Treffpunkt Biologische Vielfalt VIII, BfN-Skripten 243:35-40.
- Wood SN (2011) Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. Journal of the Royal Statistical Society 73:3–36.
- Woodcock BA, Westbury DB, Potts SG, Harris SJ, Brown VK (2005) Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms. Agriculture, Ecosystems and Environment 107:255-266.
- Wuehlisch G, Chauhan S (2011) Evidence for nitrogen fixation in the Salicaceae Family. Indian Journal of Ecology 38:80–83.
- Yao F-L, You M-S, Vasseur L, Yang G, Zheng Y-K (2012) Polycultural manipulation for better regulation of planthopper populations in irrigated rice-based ecosystems. Crop Protection 34:104-111.
- Zhang J, Drummond A, Liebman M, Hartke A (1997) Insect predation of seeds and plant population dynamics. Maine Agricultural and Forest Experiment Station Technical Bulletin. 163:1-32.
- Zhou XH, Brandle JR, Takle ES, Mize CW (2002) Estimation of the three-dimensional aerodynamic structure of a green ash shelterbelt. Agricultural and Forest Meteorology 111:93–108. doi: 10.1016/S0168-1923(02)00017-5
- Zuur AF, Leno EN, Smith GM (2007) Analysing ecological data, 1st ed. Springer, New York

4 Anhang

4.1 LUFTBILDER

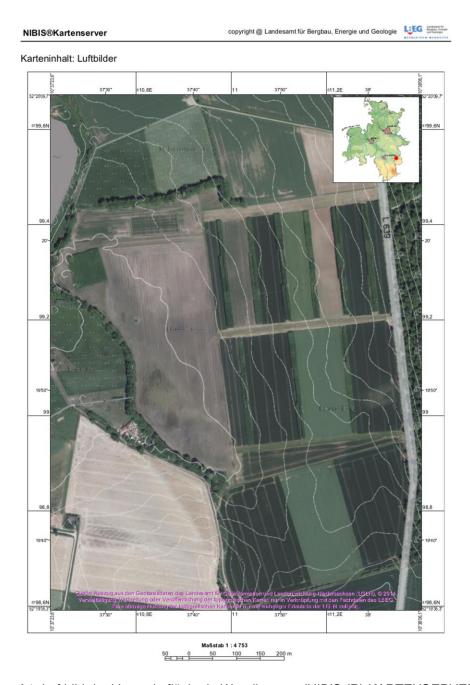


Abbildung A1: Luftbild der Versuchsfläche in Wendhausen (NIBIS (R) KARTENSERVER 2014).



Abbildung A246: Luftbild der Versuchsfläche in Mariensee (NIBIS (R) KARTENSERVER 2014).

4.2 LAGE DER AUSSCHNITTE IN DER REFERENZFLÄCHE



Abbildung 47: Lage der Ausschnitte mit 48 und 96 m Breite in der Referenzfläche für die Ertragsund Kornfeuchtigkeitsmodelle.

4.3 BRUTVOGELKARTIERUNG

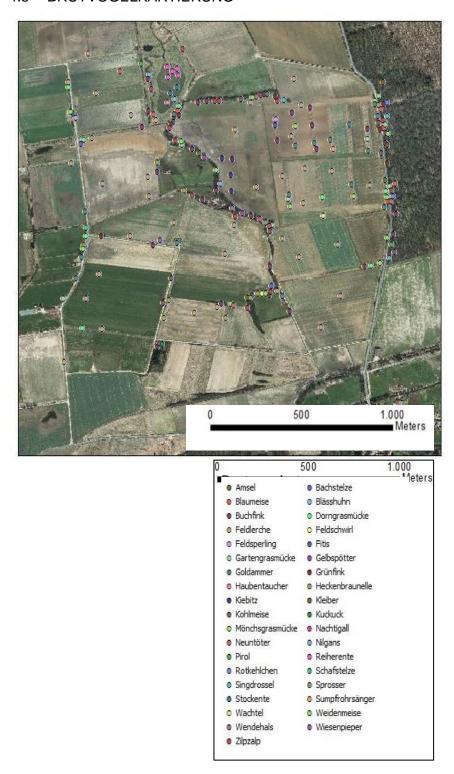


Abbildung A4: Lage der Reviere aller Brutvogelarten auf der Versuchssfläche Wendhausen 2013.



Abbildung A5: Lage der Reviere aller Brutvogelarten auf der Versuchsfläche Wendhausen 2014.

4.4 DATEN DER LUFTTEMPERATUR UND LUFTFEUCHTIGKEIT

Tabelle A1: Mittelwert (± Standardfehler), Minimum und Maximum der Lufttemperatur und relative Luftfeuchtigkeit in verschiedenen Entfernungen zum Lee-Baumstreifen, im Baumstreifen und in der Acker-Referenzfläche während der drei Messperioden (k.A.: keine Angaben).

Messperiode	Entfernung vom lee-	Luf	Lufttemperatur (°C)	°C)	Relative	Relative Luftfeuchtigkeit (%)	keit (%)
Messpellode	Baumstreifen	Mittel.	Min.	Max.	Mittel.	Min.	Max.
	Baumstreifen	16.7 ± 0.2	16.5 ± 0.2	16.9 ± 0.2	72.3 ± 0.6	70.7 ± 0.6	74.0 ± 0.6
	3	16.8 ± 0.2	16.5 ± 0.2	17.1 ± 0.2	73.1 ± 0.7	70.1 ± 0.7	74.0 ± 0.7
1	11	17.0 ± 0.2	16.6 ± 0.2	17.3 ± 0.2	73.4 ± 0.7	71.5 ± 0.8	75.4 ± 0.7
Sommer 2013	25,5	16.8 ± 0.2	16.4 ± 0.2	17.1 ± 0.2	73.6 ± 0.7	71.8 ± 0.8	75.4 ± 0.7
	40	16.8 ± 0.2	16.5 ± 0.2	2.0 ∓ 0.2	k.A.	k.A	k.A
	48	16.6 ± 0.2	16.3 ± 0.2	16.9 ± 0.2	74.4 ± 0.7	72.6 ± 0.7	76.2 ± 0.7
	Ackerreferenzfläche	16.6 ± 0.2	16.3 ± 0.2	2.0 ∓ 6.91	k.A.	k.A	k.A
	Baumstreif	4.1 ± 0.1	3.7 ± 0.2	4.5 ± 0.1	93.5 ± 0.4	92.8 ± 0.5	94.0 ± 0.4
	3	3.8 ± 0.1	3.5 ± 0.1	4.1 ± 0.1	88.5 ± 0.5	87.0 ± 0.5	89.9 ± 0.5
	11	3.9 ± 0.1	3.5 ± 0.2	4.4 ± 0.1	88.5 ± 0.5	87.0 ± 0.5	89.9 ± 0.4
Winter 2013	25,5	3.7 ± 0.1	3.3 ± 0.2	4.2 ± 0.1	88.5 ± 0.5	87.1 ± 0.5	89.9 ± 0.4
	40	3.4 ± 0.1	3.1 ± 0.1	3.8 ± 0.1	k.A.	k.A.	k.A.
	48	3.8 ± 0.1	3.3 ± 0.2	4.2 ± 0.1	88.3 ± 0.5	86.9 ± 0.5	89.7 ± 0.5
	Ackerreferenzfläche	4.1 ± 0.1	3.8 ± 0.1	4.5 ± 0.1	87.6 ± 0.5	86.2 ± 0.5	89.1 ± 0.5
	Baumstreifen	15.8 ± 0.2	15.0 ± 0.2	16.6 ± 0.2	77.1 ± 0.6	73.9 ± 0.7	80.3 ± 0.6
	3	15.6 ± 0.2	14.8 ± 0.2	16.3 ± 0.2	81.5 ± 0.6	77.7 ± 0.7	85.1 ± 0.5
)	11	15.7 ± 0.2	14.9 ± 0.2	16.6 ± 0.2	80.5 ± 0.6	77.1 ± 0.7	83.8 ± 0.6
Sommer 2014	25,5	15.6 ± 0.2	14.8 ± 0.2	16.5 ± 0.2	80.5 ± 0.6	77.1 ± 0.7	83.8 ± 0.5
,	40	15.6 ± 0.2	14.7 ± 0.2	16.5 ± 0.2	k.A.	k.A.	k.A.
	48	15.6 ± 0.2	14.8 ± 0.2	16.5 ± 0.2	80.6 <i>±</i> 0.6	77.3 ± 0.7	83.9 ± 0.5
	Acckerreferenzfläche	15.6 ± 0.2	14.8 ± 0.2	16.4 ± 0.2	80.4 ± 0.6	77.0 ± 0.6	83.6 ± 0.5

4.5 ERGEBNISSE DER STATISTISCHEN ANALYSEN

Tabelle A2: Ergebnisse der Varianzanalyse für den Brusthöhendurchmesser in 2009, 2013 und 2014 in beiden Rotationszyklen (nur für 2013 und 2014). Signifikanzniveau: ***p<0.001, **p<0.05, .p<0.1., n.s.: nicht signifikant. (3j-RZ: 3-jährigen Rotationszyklus; 6j-RZ: 6-jährigen Rotationszyklus; n: Anzahl der Beobachtungen)

Jahr	2009	20	13	20)14
Rotationszyklus	-	3j-RZ	6j-RZ	3j-RZ	6j-RZ
F-Wert (für Seite)	7,3	1,0	2,2	4,1	4,1
Signifikanzniveau	***	n.s.	n.s.	***	**
n	140	593	132	996	713

Tabelle 20: Gleichungskoeffizienten und deren unteres und oberes Konfidenzintervall (KI) bei 95 % sowie die Korrelationskoeffizienten der Biomasseschätzung; Modelle für verschiedene Reihenpositionen, Design und Rotationszyklen (3j-RZ: 3-jähriger; 6j-RZ: 6-jähriger).

	0]-17.6	2. D V				0]-7.6	2. D V			szyklus	Rotation
Lee	Mitte Aspe- Variante	Mitte Kontroll- Variante	Luv	Mitte Aspe- Variante	Mitte Aspe- Variante	Mitte Kontroll- Variante	Luv	Referenzfläche	Lee-Reihe Referenzfläche	onen	Reihenpositi
0,08	0,08	0,09	0,11	0,07	0,08	0,05	0,08	0,08	0,08	Unterer Kl	
0,09	0,11	0,010	0,16	0,10	0,09	0,06	0,10	0,09	0,011	α	Koeffizient α
0,11	0,14	0,12	0,25	0,14	0,01	0,07	0,11	0,013	0,14	Oberer Kl	7
2,28	2,14	2,19	1,81	1,96	2,21	2,48	2,15	2,12	2,05	Unterer Kl	
2,38	2,30	2,29	2,06	2,23	2,31	2,65	2,26	2,28	2,19	β	Koeffizient eta
2,48	2,46	2,40	2,31	2,51	2,41	2,81	2,37	2,44	2,32	Oberer Kl	3
0,99	0,98	0,99	0,93	0,92	0,99	0,98	0,99	0,97	0,98	koeffizie nt R ²	Korrelati

Tabelle 21: Parameter von jedem ausgewählten Modell zum Vorhersagen des Ertrages von Winterweizen und Wintergerste in den schmalen und breiten Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen und breiten Ausschnitten der Acker-Referenzfläche in 2008, 2013 und 2014. Signifikanzniveau: ***p<0.001, **p<0.01, *p<0.05, .p<0.1, n.s.: nicht signifikant. (edf: effective degree of freedom (ein hoher Wert bedeutet eine nicht lineare Kurve, während 1 eine gerade Linie bedeutet); -: nicht benutzt im Modell; k.A.: keine Angabe; SF: Standardfehler R²: Korrelationskoeffizient)

Ar		(Sc Star	eare Eff hätzwe ndardfe ikanzn	ert ± hler,	Sr	nooth	ers (e	edf, S	ignifik	anzniv	eau)	Achser		
Anzahl der Beobachtungen	Adjusted R ²	nEC25	Breite	Ackerfrucht	$f_5(X_i,Y_i)$	$f_4(nEC25i)$	$f_3({\it Distanz_i}: {\it Ackerfrucht_{wintergerste}})$	$f_3(Distanzi: Ackerfrucht_{winterweizen})$	$f_2(Distanz_i: Breite_{breit})$	$f_2({\it Distanz_i}\colon {\it Breite}_{\it schma})$	$f_1(Distanz_i)$	Achsenabschnitt γ (Schätzwert ± SF, Signifikanzniveau)	Jahr	System
2495	0.30	1	1	1	8,5**	5,4***	1	1	4,8***	ı	1,67**	56,0 ± 1,4***	2008	Alley-C
1451	0,67	1	1	1	7,8***	5,3***	1	4,9***		2,0*	3,7***	93,5 ± 11,5***	2013	Alley-Cropping-System
1418	0,48	1	3,4 ± 2,3n.s.	1	8,6***	3,7***	4,9***	1	ı		3,4***	84,3 ±3,3***	2014	ystem
k.A	k.A	K.A	k. A	K.A	K.A	K.A	k.A	K.A	k.A	k.A	k.A.	k.A.	2008	Acker
1150	0,67				8,5***	1	1	1	4,5***		ı	83.1 ± 0,4***	2013	Acker-Referenzfläche
1181	0,18	ı	ı	ı	8,3***	1	1	1		ı	1,0n.s.	91,0 ± 0,2***	2014	zfläche

Tabelle 22: Parameter von jedem ausgewählten Modell zum Vorhersagen der Kornfeuchtigkeit von Winterweizen und Wintergerste in den schmalen und breiten Ackerstreifen des Alley-Cropping-Systems und in den schmalen und breiten Ausschnitten der Ackerreferenzfläche in 2008, 2013 und 2014. Signifikanzniveau: ***p<0.001, **p<0.01, *p<0.05, .p<0.1, n.s.: nicht signifikant. (edf: effective degree of freedom (ein hoher Wert bedeutet eine nicht lineare Kurve, während 1 eine gerade Linie bedeutet); -: nicht benutzt im Modell; k.A.: keine Angabe; SF: Standardfehler R²: Korrelationskoeffizient)

Anz		(So Star	eare Eff hätzwe ndardfe ikanzni	ert ± hler,	Sn	nooth	ers (e	edf, S	ignifik	kanzniv	/eau)	Achsena		
Anzahl der Beobachtungen	Adjusted R ²	nEC25	Breite	Ackerfrucht	$f_5(X_{i},Y_i)$	$f_4(nEC25i)$	$f_3(Distanzi: Ackerfrucht_{wintergerste})$	f ₃ (Distanzi: Ackerfrucht _{winterweizen)}	$f_2(Distanz_i : Breite_{breit})$	$f_2({\it Distanz_i}: {\it Breite}_{\it schmal})$	$f_1(Distanz)$	Achsenabschnitt γ (Schätzwert ± SF, Signifikanzniveau)	Jahr	System
2495	0,22	0,6 ± 0,1***	1	1	8,1***	1	1		1	2.0**	3,9***	15,9 ± 0,3***	2008	Alley-C
1451	0,95	0,3 ± 0,1***					4,7***			4,9***	3,9***	17,6 ± 0,18***	2013	Alley-Cropping-System
1418	0,71	0,03 ± 0,08n.s.		1	8,3***	1	4,1***	ı	1	5,0***	3,4***	15,7 ± 0,2***	2014	ystem
k.A	k.A	k.A	K.A	k.A	k.A	k.A	k.A	k.A	k.A	k.A	k.A.	k.A.	2008	Ach
1150	0,86	,	1	1	8,8**		4,6***	1			1	18,9 ± 0,5***	2013	Ackerreferenzfläche
1181	0,84	-0.2 ± 0.1*	0.2 ± 0.03***		ı	ı	ı	4,7***			1.0***	13,5 ± 0,1***	2014	र्याäche

Tabelle A6: Ergebnisse der Varianzanalyse für die Ertragskomponenten von Winterweizen und Wintergerste für alle Punkte ("Alle") und zusätzlich für die Lee- ("Lee"), Luv ("Luv") und mittleren ("M") Punkte in 2013 und 2014. Signifikanzniveau: ***p<0.001, **p<0.01, *p<0.05, .p<0.1., n.s.: nicht signifikant (AZ: Ährenanzahl pro m²; TKG: Tausendkorngewicht; R²: Korrelationskoeffizient).

Adjus fixed ui Ef	Adjus fixed	Signi I	fikanznive Parameter	au der n	Mes		Ack
Adjusted R ² der fixed und random Effekten	Adjusted R² der fixed Effekten	AZ:TKG	TKG	AZ	Messpunkte	Jahr	Ackerfrucht
0,99	0,99	* * *	* * *	n.s.	Lee		
0,97	76,0	n.s.	n.s.	* * *	Luv	2013	
0,78	0,78	n.s.	n.s.	n.s.	3	13	W
0,92	0,91	n.s.	* *	* * *	Alle		Winterweizen
0,85	0,85	n.s.	n.s.	* * * *	Lee		izen
0,78	0,69	n.s.	n.s.	n.s.	<	2014	
0,87	0,87	*	*	*	Alle		
0,64	0,48	n.s.	*	* *	Lee		
0,84	0,72	n.s.	*	* * *	Luv	20	
0,64	0,42	n.s.	*	* * *	3	2013	Winter
0,71	0,57	n.s.	* * * *	* * *	Alle		ntergerste
0,86	0,86	n.s.	n.s.	* * *	Lee		ite
0,85	0,84	n.s.	n.s.	*	<	2014	
0,91	0,89	* *	*	*	Alle		

ERNÄHRUNGSTYPEN DER CARABIDAE 4.6

Tabelle A7: Die Einteilung der Carabidae in die Ernährungstypen anhand der Literatur (Freude, Harde, Lohse, & Klausnitzer, 2004; Hill, 2012; Lindroth, 1985; Luff & Turner, 2007; Marggi, 1992; Ribera, Dolédec, Downie, & Foster, 2001; Wachmann, Platen, & Barndt, 1995)*

Acupalpus dubius	k.a.
Acupalpus exiguus	k.a.
Amara familiaris	phytophag
Amara ovata	phytophag
Amara similata	phytophag
Anchonemus dorsalis (Syn. Platynus dorsalis)	zoophag
Badister bullatus	mixophag
Badister sodalis (Syn. Trimorphus sodalis)	mixophag
Bembidion guttula	zoophag
Bembidion lampros	zoophag
Bembidion lunulatum	zoophag
Bradycellus verbasci	k.a.
Calosoma inqusitor	zoophag
Carabus violaceus	zoophag
Clivina fossor	mixophag
Demetrias atricapillus	zoophag
Harpalus affinis	mixophag
Harpalus latus	phytophag
Harpalus rufipes (Syn. Pseudophonus rufipes)	mixophag
Notiophilus biguttatus	zoophag
Notiophilus palustris	zoophag
Ophonus puncticollis	phytophag
Ophonus rufibarbis	phytophag
Poecilus cupreus	mixophag
Pterostichus macer	phytophag
Pterostichus strenuus	mixophag
Pterostichus vernalis	zoophag
Trechus obtusus	zoophag

Wachmann E, Platen R, Barndt D (1995) Laufkäfer – Beobachtung und Lebensweise. 1. Auflage. Naturbuch Verlag, Augsburg.

^{*}Freude H, Harde K-W, Lohse GA, Klausnitzer B (2004) Die Käfer Mitteleuropas Band 2. 2. Auflage, Elsevier, München.
Hill B (2012) Extensive Schweinefreilandhaltung und ihre Auswirkung auf tierische Lebensgemeinschaften am Beispiel der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae). Philipps-Universität Marburg.
Lindroth CH (1985) The Carabidae (Coleoptera) of Fennoscandia and Denmark. In: Fauna Entomologica Scandinavica 15 (1). 1. Auflage EJ

Brill Publishers, Leiden – Copenhagen
Luff ML, Turner J (2007) The Carabidae (ground beetles) of Britain and Ireland. In: Handbooks for the Identification of British Insects 4 (2) 2. Auflage, Royal entomological Society, St. Albans.

Marggi W (1992) Faunistik der Sandlaufkäfer und der Laufkäfer der Schweiz. 1. Auflage. Centre suisse de cartographie de la faune. Ribera I, Doledec S, Downie IS, Foster GN (2001) Effect of land disturbance and stress on species traits of ground beetle assemblages.

Verwertung

5 Optionen zur Verbesserung der Systemproduktivität

Zur Optimierung des Pflanzenwachstums und Erosionsschutzes in Alley-Cropping-Systemen (ACS) sollten mehrere Parameter berücksichtigt werden, wie beispielsweise die Baumstreifenhöhe, -porosität und -orientierung sowie die Ackerstreifenbreite (Kort 1988). Cleugh et al (1998) präzisierten, dass die Höhe des Windschutzes die Entfernung, bis zur der die Windgeschwindigkeit reduziert wird, bestimmen würde, wobei die Porosität die Menge der Windgeschwindigkeitsreduktion beeinflussen würde. Brandle et al (2004) betonten, dass Höhe und Länge zusammen die gesamte windgeschützte Fläche bestimmen. Darüber hinaus beeinflusst die Kontinuität der Hecke auch den Windschutz. Diese Gestaltungsmöglichkeiten werden im folgenden Abschnitt diskutiert, in Verbindung mit den Ergebnissen der vorliegenden Studie.

5.1 STREIFENORIENTIERUNG UND -LÄNGE

Ähnlich wie bei Wang and Takle (1995) zeigten die vorliegenden Ergebnisse die Bedeutung der Baumstreifenorientierung in Bezug auf die Hauptwindrichtung für den optimalen Windschutz. Laut Roeser (1995) hat der Nord-Süd orientierte Windschutz jedoch einen unterschiedlichen Einfluss auf das einfallende Licht als der Ost-West orientierte Windschutz. Die Ergebnisse der Modellvorhersagen von Mutsaers (1980) zeigten, dass in unseren Breiten die Lichtabsorption im Sommer am höchsten mit Nord-Süd ausgerichteten Baumreihen ist und für den Rest des Jahres mit einer Ost-West Ausrichtung. Allerdings werden von Nord nach Süd ausgerichtete Baumreihen auf beiden Seiten, westlich und östlich, eine Schattenwirkung haben, während eine Ost-West Reihe hauptsächlich einen Einfluss auf die Nordseite haben wird (Roeser 1995). Für Ost-West ausgerichtete Windschutzstreifen beobachtete Stoeckeler (1962) tatsächlich besseres Pflanzenwachstum südlich des Windschutzes, sowie erhöhte Temperatur und frühere Reife. Singh et al (1998) jedoch beobachteten am südlichen Bereich des Ost-West Populus deltoides Windschutzes von 16 m Höhe eine Verringerung des Weizenertrags bis 12 m (weniger als 1 h. wobei h die Baumhöhe ist) vom Windschutzstreifen entfernt. Durch die Wahl der Orientierung der Windschutzstreifen sollte ein Kompromiss zwischen Windschutz und Schatteneffekt gefunden werden (Roeser 1995). Wenn der Bereich für die Installation des ACS bereits recht gut vor Wind geschützt ist, könnte eine Ost-West Baumstreifenorientierung eine interessante Alternative sein, um den Ackerertrag zu optimieren. Jedoch sollten die Auswirkungen dieser Orientierung auf die Produktivität der Baumstreifen untersucht werden. In der vorliegenden Studie hatte die Nord-Süd Ausrichtung tatsächlich eine positive Wirkung auf die Baumstreifenproduktivität, aber eine Ost-West Ausrichtung könnte andere Ergebnisse zeigen. Wenn das ACS auf einem geneigten Feld angepflanzt werden soll, wäre die beste Orientierung, es entgegen der Richtung der Wassererosion entlang der Konturlinien anzulegen (Dupraz and Liagre 2008).

Cleugh et al (1998) wiesen auf die Bedeutung der Länge des Windschutzes hin, um den optimalen Windschutz auch von seitlich einfallenden Winden zu gewährleisten (die nicht direkt senkrecht auf den Windschutz treffen). In den Studien, die diese Autoren zusammenfassten, ergaben Zäune mit einer Länge von mehr als 40 h und einer Porosität von 43 % den optimalen Windschutz. Es ist jedoch offensichtlich, dass abhängig von der Geometrie des Feldes, es nicht immer möglich ist, ausreichend lange Streifen zu etablieren. Die Streifenlänge wird meist durch die Länge des Feldes bestimmt. Brandle et al (2004) empfahlen eine minimale Länge von 10 h, um die Wirkung der Windströmungen an den Enden des Windschutzes zu reduzieren. Dupraz and Liagre (2008) forderten eine minimale Reihenlänge von 100 m, da bei kürzeren Feldlängen zu viel Zeit für Wendemanöver etc. anfallen. Allerdings sollte am Ende eines jeden Streifens genügend Platz vorhanden sein, welcher zusätzlich die tatsächliche Länge des Streifens reduziert, aber ein unbehindertes zügiges Wenden der Maschinen erlaubt.

5.2 ROTATIONSZYKLEN DER BAUMSTREIFEN

Ein wichtiges Ergebnis der Studie ist, dass die Baumstreifenhöhe die Ausdehnung der Konkurrenzzone im Ackerstreifen direkt beeinflusst (vor allem durch Beschattung und

Laubbedeckung), wobei die Länge des Rotationszyklus eine besondere Rolle spielt (Brandle et al. 2004). Über die Länge des Rotationszyklus kann die Baumhöhe und die Produktivität des Systems gezielt beeinflusst werden. Eine Auswahl kurzer Rotationszyklen kann eine hohe Ackerproduktivität garantieren.

Nach den vorliegenden Erkenntnissen führt die Wahl eines 3-jährigen Rotationszyklus (3j-RZ) zu ähnlichen Biomasseerträgen wie ein 6-jähriger Rotationszyklus (6j-RZ). Darüber hinaus haben schon einmal geerntete Baumstreifen bei begrenzten Nährstoffbedingungen den Vorteil, dass die Wurzeln bereits ausgebildet sind und Nährstoffe aus dem Laubfall beim Neuaustrieb sofort aufgenommen werden (Sennerby-Forsse et al. 1992). Doch kurze Rotationszyklen reduzieren das Überlebenspotential und somit die zeitliche Produktion (Sennerby-Forsse et al. 1992). Die Unkrautkonkurrenz könnte sich nach jeder Ernte erhöhen. Da die Pappel in den ersten Jahren des Wachstums empfindlich auf Unkrautkonkurrenz reagiert (Otto et al. 2010), könnten häufige Ernten den Biomasseertrag negativ beeinflussen (Sage 1999). Außerdem läßt die Windschutzwirkung nach jedem Schnitt zunächst nach. Auf windexponierten Flächen könnte die zeitlich versetzte Ernte der Baumstreifen positive Auswirkungen auf die Produktivität haben (Böhm et al. 2014). In Bezug auf die Erhaltung der Biodiversität empfahlen Unseld et al (2011), nur einen Teil der Baumstreifen zu ernten, um den Lebensraum für vorhandene Spezies zu gewährleisten, auch wenn dies höhere Kosten verursacht. Darüber hinaus deuteten die Autoren an, dass längere Rotationszyklen die Treibhausgasemissionen reduzierten.

Der optimale Rotationszyklus für die Biomasseproduktion in Kurzumtriebsplantagen (KUP) mit hoher Pflanzdichte liegt zumeist zwischen 3 und 4 Jahren (Ceulemans and Deraedt 1999; Armstrong et al. 1999; Deckmyn et al. 2004; Nassi O Di Nasso et al. 2010). Pappeln werden bedingt durch den hohen Astanteil als Energieholz mit geringer Qualität angesehen (Dillen et al. 2011), der mit zunehmender Anzahl der Ernten ansteigt. Mehr Forschung über die Wirkung aufeinanderfolgender Rotationszyklen auf den Baumstreifenertrag sind notwendig, um eine für ACS optimale Rotationslänge zu identifizieren. Lange Rotationszyklen mögen mit Blick auf die Produktivität sinnvoll sein, sind jedoch oft mit hohen Erntekosten verbunden. Erreichen die Bäume einen zu großen Stammdurchmesser für eine maschinelle Ernte fallen hohe Kosten für die manuelle Fällung der Bäume an (Kauter et al. 2003).

5.3 BREITE UND GESTALTUNG DER BAUMSTREIFEN

Der Biomasseertrag der äußeren Reihen im Baumstreifen war höher als in den mittleren Reihen (Lamerre et al. 2015). Deshalb führen die Reduktion der Streifenbreite, länger werdende Baumstreifen und die Erhöhung der Baumstreifenanzahl je Fläche zu einer höheren Produktivität der Baumstreifen (Lamerre et al. 2015). Allerdings sollte ein solches Flächendesign so gewählt werden, dass die Wirtschaftlichkeit des Systems gewährleistet bleibt.

Außenreihen erzeugen eine höhere Anzahl Triebe als die mittleren Reihen, was jedoch die Holzqualität negativ beeinflussen könnte. Laut Kenney et al (1990) gehen folgende Parameter in die Leistungsfähigkeit der Energieumwandlungsprozesse mit ein: "Das Verhältnis von Rinde zu Holz, der Feuchtegehalt, die relative Dichte, der Brenn- oder Heizwert und der relative Gehalt an extrahierbaren Stoffen, a-Cellulose, Hemicellulose und Lignin." Auffallend hohe Rindengehalte produzieren mehr Asche und sind nicht erwünscht (Kauter et al. 2003). Die Konzentrationen von Kalium, Natrium, Calcium, Magnesium und Siliziumoxid in der Rinde beeinflussen das Ascheschmelzverhalten bei der Verbrennung, während Chlor, das in den Rinden enthalten ist, zu Korrosionsprozessen am Brenner führen kann (Kauter et al. 2003). Der Rindenanteil nimmt mit zunehmendem Triebdurchmesser zu (Guidi et al. 2008) und ist daher in den Randreihen wegen der großen Menge an dünnen Trieben höher. Die Verbrennungsqualität der Pappelhackschnitzel nimmt mit ansteigendem Baumdurchmesser zu und sollte über 4 cm liegen (Guidi et al. 2008). In den Randreihen entwickeln sich vermehrt horizontal wachsende Zweige (Daten nicht gezeigt), die problematisch für die Maschinenernte sein können.

Die Porosität des Streifens ist ein wichtiger Faktor, um den Windschutz zu beeinflussen. Die Porosität nimmt mit erhöhter Durchlässigkeit des Windschutzes zu (Nägeli 1946). Eine Porosität von etwa 40 % sollte vorausgesetzt werden, um gut windgeschützte Flächen zu gewährleisten (Cleugh et al. 1998), generell sollte sie beii 30 bis 50% liegen (Roeser 1995). Klingbeil et al (1982)

weisen darauf hin, dass Baumstreifen mit zu vielen Lücken oder zu kurzen Streifenlängen die Windschutzwirkung negativ beeinflussen. In der vorliegenden Studie konnte die Bedeutung der Porosität für die Höhe der Windgeschwindigkeitsreduktion im Winter 2013 beobachtet werden, als nach dem Laubfall weniger Windschutz auf der Lee-Seite herrschte. So könnten zu schmale Baumstreifen für den Windschutz weniger geeignet sein. Laut Knauer (1993) würde außerdem die Verringerung der Breite der Baumstreifen den ökologischen Wert begrenzen. Die abwechslungsreiche Struktur der Aspen-Variante sowie das Vorhandensein von Lücken in ihrer Struktur (großer Pflanzenabstand zwischen Aspen und Pappeln), kann die biologische Vielfalt verbessern (Unseld et al. 2011). Allerdings produzierte diese Variante weniger Biomasse als die Kontroll-Variante. Einige Arthropoden können von einreihigen Streifen wegen ihres hohen Randanteils profitieren, während andere Tiere, wie insektenfressende Vögel, größere und breitere Windschutzstreifen bevorzugen (Dix et al. 1995). Nach Unseld et al (2011) können die allelophatischen Effekte der Pappel einen negativen Einfluss auf die Florenvielfalt haben. Huxley (1985) erklärte, dass bei einer insgesamt positiven biologischen Wirkung der Übergangszone, die Anzahl dieser Zonen maximiert werden sollte.

Einige Studien haben bereits versucht, Modelle zu entwickeln, um die optimale Form eines Baumstreifens für Windschutz vorherzusagen (wie in Zhou et al 2002). Man könnte diese Modelle benutzen, um Rotationszyklus und Windschutz zu optimieren. Einige Regeln sollten jedoch beachtet werden, damit den Landwirten weiterhin die Direktzahlungen für die Baumstreifen erhalten bleiben: jeder Streifen muss mindestens 0,3 ha groß sein (European Parliament and Council 2013), was in der vorliegenden Studie nicht der Fall war. Aus diesem Grund sollte das ausgewählte Feld groß genug sein, um entsprechend große Baumstreifen implementieren zu können.

Die Pflanzdichte hat auch einen starken Einfluss auf das Nachwachsen und die Leistung der Triebe (Sennerby-Forsse et al. 1992). Für die Holzhackschnitzelproduktion empfehlen Bärwolff et al (2012) unter deutschen Bedingungen eine Dichte von 10 000 bis 13 000 Pflanzen pro Hektar. Die Autoren erwähnen, dass in sehr hohen Dichten der Abstand in der Reihe mindestens 0,4 m betragen und die Abstände zwischen den Reihen mindestens 2 m betragen sollten. Da in der vorliegenden Studie beobachtet wurde, dass die Pappeln in den mittleren Reihen der Baumstreifen weniger produktiv waren als die äußeren Reihen, könnte die Reduzierung der Baumstreifendichte zu einem relativ höhren Ertrag führen. Eine niedrigere Pflanzdichte könnte zu höherer Porosität führen, die den Windschutz reduziert, aber die Biodiversität erhöht. Eine Aspenbaumreihe in der Mitte der Baumstreifen reduzierte aufgrund des vergleichsweise geringen Zuwachses in der vorliegenden Studie die Gesamtproduktivität der Baumstreifen. Auch begünstigte der größere Abstand zwischen den Pappelreihen und der Aspenreihe den Unkrautbesatz auf der Fläche und rief vermehrt Aspen-Wurzelbrut hervor, wodurch die Pappelproduktivität langfristig negativ beeinflusst werden könnte.

Um den potenziellen Befall mit Pilzen, der in Niederwaldplantagen üblich ist, zu reduzieren, empfahl Sennerby-Forsse et al (1992) eine Klonmischung, die zur Verbesserung des Mikroklimas und der biologischen Vielfalt innerhalb des Streifens beitragen soll. Knauer (1993) erwähnte, dass Hecken mit nur einer Gehölzsorte einen geringen ökologischen Wert haben. Doch nach der Verordnung DirektZahlDurchfV (2014) können nur wenige Arten in KUP gepflanzt werden, damit die Direktzahlungen für das Feld erhalten bleiben. Noch weniger Arten (12) sind auf ökologischen Vorrangflächen gestattet. Um die Artenvielfalt zu erhöhen, können einheimische Sorten wie Linden oder Haselnussbäume relevant sein. Aber auch mit diesen Arten können keine Direktzahlungen mehr erworben werden. Sortenmischungen erhöhen die Pflanzkosten (Unseld et al. 2011).

5.4 ACKERSTREIFENBREITE

In der Regel sollte in einem solchen ACS die Ackerstreifenbreite proportional zur Breite der maximalen Maschinebreite sein, die auf dem Betrieb verwendet wird. Um die Pflanzenproduktivität zu optimieren, schlugen Dupraz and Liagre (2008) vor, dass die minimale Ackerstreifenbreite zwei Mal so groß wie die ausgewachsene Baumhöhe sein sollte, um die Konkurrenz zu minimieren. In dem vorliegenden ACS wurden in den schmalen und breiten Ackerstreifen ähnliche Erträge gewonnen. Auf Dauer aber könnten die negativen Auswirkungen auf die Erträge in der Nähe der

Baumstreifen stärker werden und die Wettbewerbsfähigkeit schmaler Streifenbreiten gegenüber breiteren Ackerstreifen verringern. Darüber hinaus würden Ackerstreifenbreiten von über 50 m bei Vögeln den Lebensraum für offene Landschaftsarten verbessern (z.B. Feldlerche) (Unseld et al. 2011). Bezüglich der Reduktion der Windgeschwindigkeit wurde in der vorliegenden Studie und auch von Böhm et al (2014) beobachtet, dass schmalere Streifen (50 m) einen besseren Windschutzeffekt bieten.

Bruckhaus and Buchner (1995) empfahlen Grassäume entlang der Hecken anzulegen, um den Lebensraum für Wildtiere zu verbessern. Allerdings sollte dieser Saum weniger als 2 m Breite haben, um nicht zu einem Landschaftselement zu werden, wie im Artikel 8 der Verordnung AgrarZahlVerpflV [2014) festgelegt wurde, aber auch, weil diese Fläche unproduktiv ist. Trotzdem begünstigt auch ein kleiner Saum (1,5 m in der vorliegenden ACS) die Produktivität der Baumstreifen, indem durch den zusätzlichen Abstand die Konkurrenz zwischen den Kulturen abnimmt.

5.5 WEITERE ÜBERLEGUNGEN

Die Auswirkungen der Baumstreifen auf die Qualität von Getreide wurde in dieser Studie nur durch das Hektolitergewicht und die KF getestet. Jedoch können auch einige andere Änderungen auftreten (Jung et al. 2014), weil unter anderem die Lichtverhältnisse neben den Baumstreifen modifiziert werden. Um diesen Änderungen entgegenzuwirken, könnte eine N-Präzisionsdüngung durchgeführt werden, da die Pflanzen in der Konkurrenzzone neben den Baumstreifen wegen ihres begrenzten Wachstums weniger Stickstoff erfordern. Aufgrund der höheren Blattlausdichte, die im Jahr 2013 auf der Wintergerste beobachtet wurde, kann die Anwendung eines Insektizids in der Nähe der Baumstreifen notwendig werden, während dies in der Mitte der Ackerstreifen mit geringem Befall oft nicht erforderlich ist.

Da potenziell mehr Krankheiten die Ackerkulturen neben den Baumstreifen infizieren können, könnten dort speziell resistente Sorten gesät werden. Brandle et al (2004) schlugen vor, dass mit der Wahl der Sorten die Reaktion auf den Windschutz beeinflusst wird. Man sollte Sorten bevorzugen, die besser auf die Bedingungen im geschützten Bereich angepasst sind, wie kurze und dickstämmige Sorten (schattentolerant). Darüber hinaus sollten C3-Pflanzen in Agroforstsystemen besser im Schatten auftreten als C4-Pflanzen, da deren Photosyntheserate ohnehin begrenzt ist, wenn das Licht weiter erhöht wird (Jose et al. 2004). Wo es möglich ist, sollte außerdem Wintergetreide nach dem Laubfall gesät werden, um die Wirkung der Laubbedeckung zu vermeiden, wodurch die Produktivität in der Konkurrenzzone erhöht werden kann.

Im Allgemeinen ist es besser, ein Feld mit einem regelmäßigen Umriss zu wählen. Bei einem unregelmäßigen Umriss sollte eher auf einen Baumstreifen verzichtet werden, bevor die Anzahl komplizierter Arbeiten erhöht wird (Dupraz and Liagre 2008). In einem langen Feld sollten die Baumstreifen parrallel zur Längsseite des Feldes ausgerichtet sein. Je länger das Feld ist, desto einfacher ist der Maschineneinsatz (Dupraz and Liagre 2008). Der Baum-/Wurzelschnitt könnte nach Jose et al. (2004) die Größe der Konkurrenzzone reduzieren, müßte jedoch regelmäßig wiederholt werden mit gegebebenfalls negativen Auswirkungen auf die Vitalität der Bäume (Stoeckeler 1962).

In Landschaften, wo Bäume bereits vorherrschen und das Landschaftsbild prägen sowie in typischen offenen Landschaften oder Feuchtwiesen, ist die Anlage von ACS nicht sinnvoll (Unseld et al. 2011). Strukturen mit Baumstreifen sollten etabliert werden, um z.B. Lücken in einem Biotopverbund zu schließen oder um Biotope zu vernetzen. Nach Unseld et al. (2011) sollten ACS nicht ausschließlich dem Naturschutz dienen, sondern gut in die Kulturlandschaft integriert sein und das Landschaftsbild abwechslungsreich gestalten.

6 Optionen zur Förderung der Biodiversität in und durch Agroforstsysteme

Die biologische Vielfalt ist, insbesondere in Agrarlandschaften, einem deutlichen Rückgang unterworfen (EEA 2010, Meyer et al. 2013). Ursächliche Faktoren für den Rückgang sind der Verlust an räumlichen und zeitlichen Lebensraumstrukturen, einheitlich hohe Nährstoffangebote durch Düngung und der Pestizideinsatz, aber auch die Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzung in marginalen Regionen (MacDonald et al. 2000, Leuschner et al. 2014). In diesem Zusammenhang erhofft man sich von der Einführung perennierender Biomassekulturen in die Agrarlandschaften einen fördernden Einfluss auf die biologische Vielfalt (NABU 2008, Janßen u. Wissenschaftlicher Beirat für Biodiversität und Genetische Ressourcen beim BMELV 2011, Jose 2012). Diese Erwartung fußt darauf, dass, im Gegensatz zu den traditionellen annuellen Kulturpflanzen, die perennierenden Biomassekulturen langfristig geringeren Störungen des Bodens, geringerer Düngung und geringerer Pflanzenschutzmittelanwendungen ausgesetzt sind und der Verarmung der Landschaftsstruktur entgegenwirken (NABU 2008, Dauber et al. 2010, Tsonkova et al. 2012).

Großangelegte Feldexperimente und Anbauversuchen von Weiden bzw. Pappeln werden schon seit einigen Jahrzehnten durchgeführt (Aylott et al. 2008). Da bei Agrarholzplantagen die Nutzungszeiträume 20 bis 30 Jahre umfassen (Eppler et al. 2008), ist dies jedoch ein relativ kurzer Zeitraum, wenn es um die Erforschung der gesamten Lebenszeit des Anbausystems geht. Da die Anbauformen, die verwendeten Baumarten und die Standorte, welche für Agrarholz genutzt werden, variieren (Bärwolff et al. 2012), ist es schwierig, allgemeingültige Aussagen zur Biodiversitätswirkung von Agrarholz abzuleiten. Auch der geringe Anbauumfang (FNR 2014) schränkt unser auf konkrete Daten bezogenes Wissen über die Auswirkungen des kommerziellen Agrarholzanbaus auf die biologische Vielfalt ein. Derzeit stützen sich unsere Kenntnisse sehr stark auf experimentelle Anlagen oder einzelne, meist relativ kleine und verstreut in verschiedenen Regionen gelegene Plantagen (Dauber et al. 2010).

Bisherige Untersuchungen legen nahe, dass eine biodiversitätsfördernde Wirkung von Plantagen schnellwachsender Bäume für die Energieholzgewinnung von einer Reihe interagierender Faktoren abhängt (Gustafsson 1987, Rowe et al. 2009, Dauber et al. 2010). Zu diesen gehören u.a. das Management der Agrarholzflächen, die Umtriebszeiten, die strukturelle Heterogenität, die Baumarten und das Anbausystem sowie die Position und Einbindung in die Landschaft.

In dem Übersichtsartikel von Dauber et al. (im Druck) werden die durch den Anbau von Agrarholz hervorgerufenen Lebensraumveränderungen aufgezeigt. Es werden jene Faktoren beschrieben, welche über die gesamte Standdauer hinweg (Anlage bis Umbruch) verschiedene Aspekte der Biodiversität (allgemein, naturschutzfachlich, funktional) im Agrarholz beeinflussen und es wird aufgezeigt, wie Agrarholz die Biodiversität in Agrarlandschaften beeinflussen kann. Abschließend wird in Dauber et al. (im Druck) dargelegt, welche Maßnahmen im Agrarholz und hinsichtlich dessen landschaftlicher Einbindung getroffen werden können, um die Biodiversität gezielt zu fördern.

7 Weitere notwendige Forschung

Die Ergebnisse dieser Studie sollten im Laufe der Jahre überprüft werden. Da KUP in sehr frühen Stadien maximale Biomasseerträge erreichen (Sennerby-Forsse et al. 1992), müssen die hier dargestellten Ergebnisse nicht für die gesamte Lebensdauer des Systems relevant sein. Insbesondere Fragen zu den Auswirkungen von ACS im Hinblick auf Bodenfruchtbarkeit und C-Fixierung sind nicht in kurzen Versuchszeiträumen fundiert zu beantworten. Die tiefe Bodendurchwurzelung der Pappeln kann im Laufe der Jahre Vorteile zeitigen, indem z.B. für annuelle Kulturen nicht verfügbare Nährstoffe aus tiefer liegenden Bodenhorizonten aufgenommen werden. Über den Laubfall der Bäume werden diese Nährstoffe retransloziert und erneut in den Nährstoffkreislauf der annuellen Kulturen überführt (van Noordwijk et al 2006). Die Anreicherung von Nährstoffen in den Blättern der Bäume ist allerdings relativ gering im Vergleich zur Anreicherung in der Baumrinde, sodass der mit der Ernte der Holzbiomasse verbundene Abtransport von Nährstoffen die Bodenfruchtbarkeit langfristig auch negativ beeinflussen könnte

(Dillen et al. 2011). Die Quantifizierung der In/Output-Beziehungen trüge dazu bei, den Nährstoffzyklus besser zu verstehen und um das Düngungsmanagement insbesondere neben den Baumstreifen zu optimieren.

Um die Produktivität der unterschiedlichen möglichen Gestaltungen eines ACS weiter zu prüfen, könnte ein prozessbasiertes Modell, wie Yield-SAFE umgesetzt werden (van der Werf et al. 2007). Dieses Modell müsste zunächst für die KUP-Baumstreifen angepasst werden. Parallel könnte es sinnvoll sein, die 3D-Form von verschiedenen Baumstreifen beurteilen zu können, wie von Zhou et al (2002) und Van Thuyet et al (2014) vorgeschlagen wurde. Viele Daten sind bereits in Deutschland verfügbar, da bereits einige Institutionen ACS etabliert haben. Die nächsten Schritte der Forschung sollten daher in Richtung Modellierung gehen, in denen die Ergebnisse der bisherigen Versuche einfließen. Darüber hinaus sollte die Umsetzung von ACS in der landwirtschaftlichen Praxis mit Empfehlungen auf der Grundlage langfristiger Beobachtungen erfolgen. Die hier vorgestellten Ergebnisse zur Produktivität von Systemkomponenten stehen am Anfang und bilden eine Grundlage für eine solche Analyse.

Die strukturelle und funktionelle Biodiversität in Dauerkulturen verändert sich im Laufe der Entwicklungsphasen. Aus Kurzumtriebsplantagen zum Beispiel ist bekannt, dass die Pflanzengemeinschaften während der Etablierungsphase durch eine Dominanz an Offenlandarten und Störungszeigern charakterisiert sind, in der Altersphase sich jedoch Waldgemeinschaften annähern. Ähnliches wurde auch für Vogelgemeinschaften beobachtet. Mit dieser Dynamik verändern sich nicht nur der intrinsische Wert der Anlagen sondern auch die funktionellen Wechselbeziehungen mit den umgebenden Kulturen. Für Agroforstsysteme mit Energieholz, für welche funktionelle, biotische Interaktionen zwischen den Baumstreifen und den angrenzenden Fruchtfolgen von besonderer Bedeutung sind, fehlen langfristige Studien der Entwicklung von Biodiversität weitestgehend. Existierende Studien basieren meist auf Falschen Zeitreihen (i.e. räumlich getrennte Anlagen unterschiedlichen Alters werden gleichzeitig untersucht), deren Aussagekraft jedoch durch die standörtliche Vergleichbarkeit der Anlagen limitiert ist. Es ist zu erwarten, dass der Prozess der Etablierung von agroforstsystem-typischen Lebensgemeinschaften über mehrere Jahre abläuft, insbesondere in ausgeräumten Landschaften mit einem geringen Anteil an Quell-Habitaten. Zudem bringt der Rhythmus der Erntezyklen eine zusätzliche Dynamik in den Sukzessionsprozess ein. Ein langfristig angelegtes Monitoring der strukturellen und funktionellen Biodiversität von Agroforstsystemen auf unterschiedlichen Standorten ist daher erstrebenswert.

Erkenntnisse von Dritten

Während der Durchführung des Vorhabens sind keine Fortschritte auf dem Gebiet des Vorhabens bei anderen Stellen bekannt geworden.

<u>Veröffentlichungen</u>

Zeitschriften / Buchkapitel

Dauber J, Baum S, Masur D, Sevke-Masur K, Glemnitz M (2016) Agrarholzanbau und Biodiversität. In: Veste M, Böhm C (Hrsg.) Agrarholz – Schnellwachsende Bäume für die Energieholzgewinnung. Springer-Buch, (im Druck).

Dauber J, Bolte A (2014) Bioenergy: Challenge or support for the conservation of biodiversity? Global Change Biology – Bioenergy 6, 180-182.

Lamerre J, Schwarz KU, Langhof M, von Wühlisch G, Greef JM (2015) Productivity of poplar short rotation coppice in an alley-cropping agroforestry system. Agroforestry Systems. DOI: 10.1007/s10457-015-9825-7

Lamerre J, Langhof M, Schwarz KU, Greef JM (2014) Energieholzproduktion im Agroforstsystem. Wann lohnt sich ein solches System? Forschungsreport 2/2014, 32-35.

Lamerre J, Langhof M, Schwarz KU, Greef JM (2015) Energieholz auf dem Acker. Allgäuer Baunerblatt 36/2015, 38-39.

Masur D, Bärwolff M, Jung L, Dauber J (2015) Die Rolle verschiedener Energiegehölzarten für funktionale Biodiversität in Kurzumtriebs-Agroforstsystemen. Mitt. Gesellsch. Pflanzenbauwiss. 27, 81-82.

Masur D, Hirschberg F, Lamerre J, Dauber J (2013) SRC-alley cropping: an integrative measure to sustain biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes? Mitt. Gesellsch. Pflanzenbauwiss. 25, 190.

Vorträge

Dauber J, Masur D (2015) Weed seed and fly pupae predation in a short rotation coppice alley-cropping system. Ento'15, 03.09.2015, Trinity College Dublin, Irland.

Dauber J, Hirschberg F, Masur D (2015) Zusammenhänge zwischen Strukturvielfalt und Biodiversität in Agroforstsystemen. Forum Produktionsintegrierter Naturschutz mit nachwachsenden Rohstoffen, 21.-22.10. 2015, Berlin.

Dauber J (2014) Bioenergy: Challenge or support for the conservation of farmland biodiversity? Ecology and Evolution Seminar der FU Berlin, 03.02.2014, Berlin.

Dauber J (2014) Bioenergie: Chance oder Risiko für die biologische Vielfalt in Agrarlandschaften? Zoologisch-ökologisches Seminar an der Universität für Bodenkultur Wien, 18.11.2014, Wien, Österreich.

Dauber J (2014) Bioenergy from ,surplus' land: environmental implications. Bioenergy & the Environment Seminar, SLU Uppsala, 22.-23.05.2014, Uppsala, Schweden.

Dauber J (2014) Bioenergy: Challenge or support for the conservation of farmland biodiversity? Workshop Bioenergy from Agricultural Land in Sweden an der Universität Lund, 27.-28.02.2014, Lund, Schweden.

Dauber J, Hirschberg F, Langhof M, Lamerre J, Masur D, Schwarz K-U, Greef JM (2014) Strukturvielfalt und Biodiversität - Ergebnisse aus dem Projekt AgroForstEnergie II. 4. Forum Agroforstsysteme, 03.-04.12.2014, Dornburg.

Dauber J, Müller AL, Masur D (2014) The importance of novel energy crops and cropping systems for farmland biodiversity. UfZ/DBFZ Workshop Biomass for energy - lessons from the Bioenergy Boom, 24.-25. November 2014, Leipzig.

Dauber J (2012) Strukturelle und funktionelle Biodiversität in Agroforstsystemen. 3. Forum Agroforstsysteme Cottbus, 06.-07.06.2012, Cottbus.

Dauber J (2012) Bioenergie: Chancen und Gefahren für die Biodiversität in Agrarlandschaften. Kolloquium zur Landschafts- und Pflanzenökologie WS 2012/2013 Universität Hohenheim, 05.12.2012, Hohenheim.

Lamerre J, Schwarz KU, Langhof M, Bliefernich S, Greef JM (2013) Strukturelle Vielfalt eines agroforstwirtschaftlichen "Alley-Cropping" Systems als Chance für die Nachhaltigkeit, Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 04.-06.09.2013, Weihenstephan.

Lamerre J, Schwarz K-U, Langhof M, Bliefernich S, Greef JM, von Wühlisch G (2013) Productivity of poplar short rotation coppice in alley-cropping agroforestry systems, PRO-BIOPA Conference, 27.-29.11.13, Freising.

Lamerre J, Schwarz K-U, Langhof M, Greef, JM (2015) Strukturelle Vielfalt und Produktivität in Agroforstsystemen, Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, 22.-24.09.2015, Braunschweig.

Masur D, Bärwolff M, Jung L, Dauber J (2015) Die Rolle verschiedener Energiegehölzarten für funktionale Biodiversität in Kurzumtriebs-Agroforstsystemen. 58. Tagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e. V., 22.-24.09.2015, Braunschweig.

Masur D, Hirschberg F, Lamerre J, Dauber J (2013) SRC-alley cropping - An integrative measure to sustain biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes. Workshop "Agroforst" auf der Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften e.V. 2013, 04. - 06.09. 2013 Weihenstephan.

Masur D, Hirschberg F, Dauber J (2013) SRC-alley cropping - An integrative measure to sustain biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes? Jahrestagung der GFÖ, 09-13.09.2013, Potsdam.

Poster

Dauber J (2015) Energy crops, neglected players in the 'land sparing vs. land sharing' debate. 7th Biennial Meeting of the International Biogeography Society, 08.-12.01.2015, Bayreuth.

Dauber J (2014) 'Land sparing vs. land sharing' and 'food vs. fuel' – Energy crops as a joining link for the dichotomies. 3rd International Conference: Biodiversity and Food Security - From trade-offs to Synergies, 29.-31.10.2014, Aix-en-Provence, Frankreich.

Dauber J, Tausan I, Hirschberg F, Masur D (2013) The ant fauna (Hymenoptera: Formicidae) of a short rotation coppice agroforestry system. 5th CEWM - Central European Workshop of Myrmecology, 05.-08.09.2013, Innsbruck

Hirschberg F, Masur D, Dauber J (2013) Quality evaluation of agroforestry systems as hibernation site for invertebrates. Internationaler Kongress - Agrarholz 2013, 19.-20.02.2013, Berlin.

Lamerre J, Schwarz K-U, Langhof M, Bliefernich S, Greef J-M, von Wühlisch G (2014) Energy wood production in alley cropping agroforestry systems, 2nd European Agroforestry Conference - Integrating Science and Policy to Promote Agroforestry in Practice, Book of Abstracts, S. 89-92.

Lamerre J, Schwarz K-U, Langhof M, Greef JM(2014) AgroForstEnergie II - Teilprojekt 3: Strukturelle Vielfalt in Agroforstsystemen, 4. Forum Agroforstsysteme, 03.-04.12.14, Dornburg.

Lamerre J, Schwarz K-U, Langhof M, Greef JM, Schmidt C (2013) AgroForstEnergie II - Teilprojekt 3: Strukturelle Vielfalt in Agroforstsystemen, Internationaler Kongress - Agrarholz 2013, Berlin.

Masur D, Hirschberg F, Dauber J (2014) Die Bedeutung von Kurzumtriebs-Agroforstsystemen in streifenförmigem Anbau als Überwinterungshabitate für epigäische Arthropoden. 17. Jahrestagung der Gesellschaft für Angewandte Carabidologie, 28.02.-02.03.2014, Obertrubach.

Masur D, Dauber J (2014) Samenprädation als ökosystemare Dienstleistung in streifenförmigen Energieholzplantagen. 4. Forum Agroforstsysteme, 03.-04.12.2014, Dornburg.

Masur D, Dauber J (2013) Functional biodiversity and ecosystem services in SRC-Alley cropping systems. Internationaler Kongress - Agrarholz 2013, 19.-20.02.2013, Berlin.