

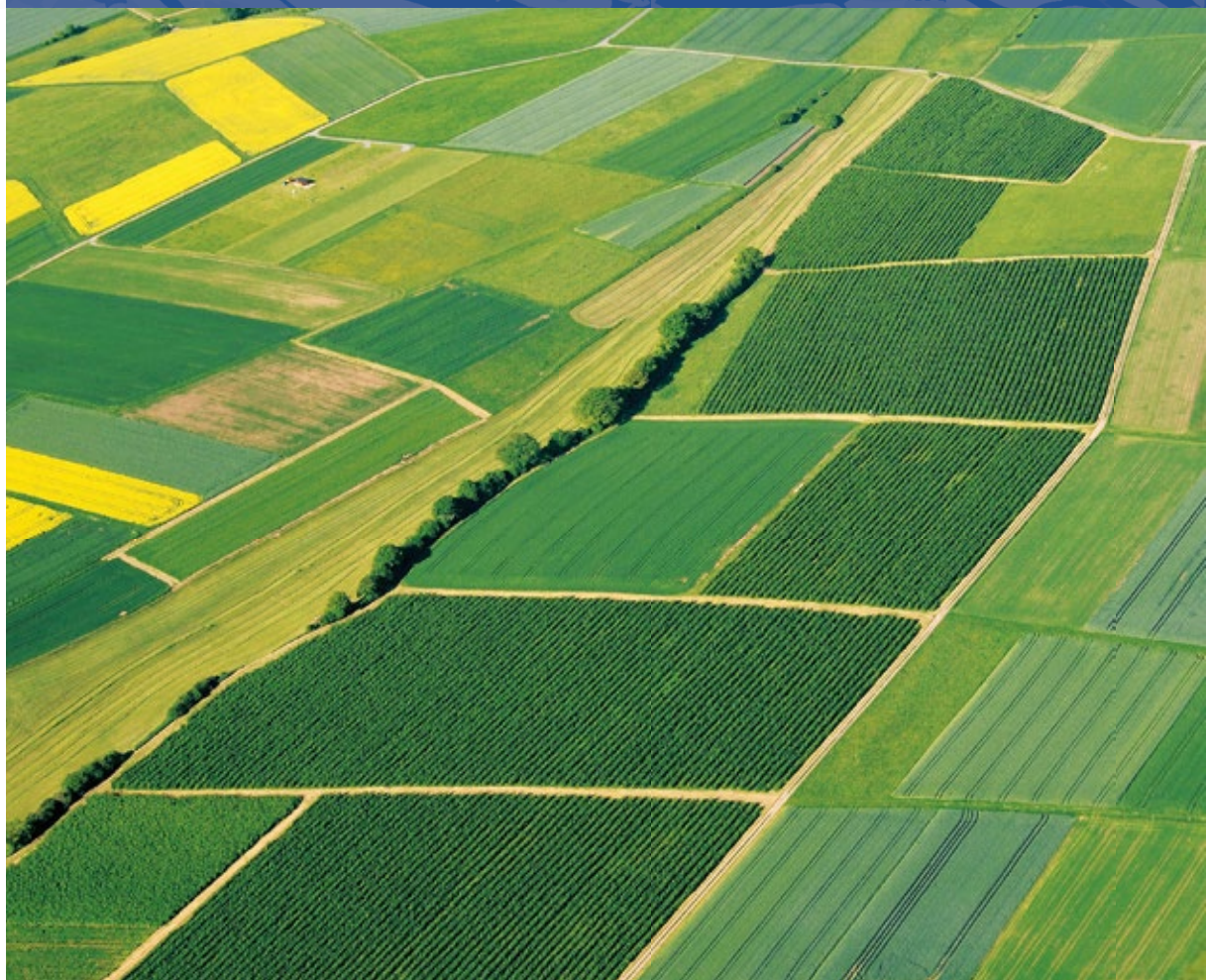
LWF

Wissen

79

Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen

BAYERISCHE
FORSTVERWALTUNG 




ZENTRUM WALD FORST HOLZ
WEIHENSTEPHAN

Berichte der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft

Zur Ökologie von Kurzumtriebsplantagen

Impressum

ISSN 2198-106X

Alle Rechte vorbehalten. Nachdruck, auch auszugsweise, sowie fotomechanische und elektronische Wiedergabe nur mit Genehmigung des Herausgebers. Insbesondere ist eine Einspeicherung oder Verarbeitung der auch in elektronischer Form vertriebenen Broschüre in Datensystemen ohne Zustimmung des Herausgebers unzulässig.

**Herausgeber und
Bezugsadresse**

Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft (LWF)
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
Telefon: +49 (0) 81 61 / 71-4801
Fax: +49 (0) 81 61 / 71-4971
poststelle@lwf.bayern.de
www.lwf.bayern.de

Verantwortlich

Olaf Schmidt, Leiter der Bayerischen Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft

Redaktion

Stefan Geßler

Layout

Mano Wittmann, Komplizenwerk

Titelfoto

Viessmann

Druck

Bosch Druck GmbH, Ergolding

Auflage

800 Stück

Copyright

Bayerische Landesanstalt
für Wald und Forstwirtschaft
Dezember 2016

Vorwort

Seit mehr als vierzig Jahren beschäftigt man sich in Deutschland mit dem Anbau schnellwachsender Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen zur Gewinnung von Energie-Hackschnitzeln. Ausgelöst durch die beiden Ölkrisen und durch die Überproduktion in der Landwirtschaft mit »Butterbergen« und »Milchseen«, wurde das Thema Kurzumtriebsplantagen (KUP) aktuell: Den Landwirten sollten Anbau- und Einkommensalternativen für ihre stillgelegten Flächen angeboten werden.

Seit dieser Zeit beschäftigt sich die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft wissenschaftlich mit dem Thema. Doch erst der rasante Anstieg der Preise für fossile Energieträger Anfang der 2000er Jahre und die Diskussion um die Folgen der Klimaänderung für unseren Planeten führten zu einem Anstieg der Anbaufläche für Kurzumtriebsplantagen. In Bayern kann man momentan von ca. 2.000 ha ausgehen, meist angelegt zur Versorgung der Hackschnitzelheizung auf dem eigenen Hof.

In Kurzumtriebsplantagen werden fast ausschließlich sehr leistungsstarke Klone der Balsampappel oder Korbweide angebaut. Aber auch natürliche Baumarten wie Grau- und Schwarzerle, Birke oder Robinie eignen sich wegen ihres raschen Jugendwachstums und der Fähigkeit, nach der Ernte aus dem Stock wieder auszutreiben, für diese Bewirtschaftungsform. Wichtig für den Flächeneigentümer ist hierbei, dass die Flächen den landwirtschaftlichen Rechtsstatus behalten und kein Wald werden. Eine Rodungserlaubnis ist daher bei einer Wiederaufnahme der Nutzung als Acker nicht notwendig.

Neben der Biomasseproduktion spielt die ökologische Wertigkeit der neuen Bodennutzungsart »Kurzumtriebsplantage« eine wichtige Rolle. Die vorliegende Ausgabe von LWF Wissen greift auf die in langjährigen Versuchsanbauten der LWF gewonnenen Ergebnisse zurück und betrachtet die ökologischen Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen unter verschiedenen Aspekten. Diese reichen vom Einfluss des Anbaus auf Qualität und Quantität des Sickerwassers über die Sukzession von Spinnen- und Regenwurmfauna bis zu floristischen Merkmalen einer »KUP«. Ein Beitrag zur Ökobilanz von Kurzumtriebsplantagen rundet das Heft ab.



Dr. Werner Orttinger
*Leiter des Referates Nachwachsende Rohstoffe
Bayerisches Staatsministerium
für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten*



Inhaltsverzeichnis

Impressum	2
Vorwort	3
Inhaltsverzeichnis	5
Biodiversitätsfunktionen und -potenzial von Kurzumtriebsplantagen	7
Stefan Müller-Kroehling	
Hydrologische Aspekte von Pappel-Kurzumtriebsplantagen am Beispiel Kaufering	13
Martina Zacios und Lothar Zimmermann	
Regenwurmbesiedlung von Kurzumtriebsplantagen in der Gemeinde Kaufering	40
Johannes Burmeister, Martina Zacios und Roswitha Walter	
Die Spinnenfauna der Kurzumtriebsplantage Wöllershof von 1995 bis 2011	49
Theo Blick und Frank Burger	
Pflanzenvielfalt in Kurzumtriebsplantagen	61
Barbara Michler, Hagen S. Fischer und Frank Burger	
Die Ökobilanz von Kurzumtriebsplantagen	73
Frank Burger und Janine Schweier	
Anhang	83
Anschriften der Autoren	96

Biodiversitätsfunktionen und -potenzial von Kurzumtriebsplantagen

Stefan Müller-Kroehling

Schlüsselwörter: Biodiversität, Landnutzung, Vernetzung, Kurzumtriebsplantagen, Laufkäfer

Zusammenfassung: Der ökologische Wert eines Landnutzungstyps sollte auch daran gemessen werden, welchen speziellen Beitrag er zum Erhalt der regionalen Artenvielfalt leisten kann. Kurzumtriebsplantagen können für manche Arten wie einen Teil der Waldarten, speziell auch Arten lichter und junger Wälder und der Säume, sowie Feuchtwaldarten einen Lebensraum darstellen. Für einen Teil der Waldarten sind sie zudem als Ausbreitungskorridore geeignet und können daher eingesetzt werden, um isolierte Waldinseln »temporär« wieder zu vernetzen, und einer genetischen Erosion der Waldarten in diesen Inseln entgegenzuwirken.

Mit Gehölzen bestockte Ausschnitte der Landschaft erbringen vielfältige Dienstleistungen und Wohlfahrtswirkungen. Eine besonders wichtige davon ist neben der Holzproduktion ihr Beitrag zum Erhalt der heimischen Artenvielfalt oder Biodiversität. Kurzumtriebsplantagen als »Holzacker« ohne gesetzliche Waldeigenschaft, mit ultra-kurzer Niederwald-Rotation und meist mechanischer Ernte schneiden hier sicherlich am unteren Spektrum dessen ab, was ein Lebensraum zu leisten vermag, möchte man meinen. Zu Recht?

Vom Wert eines Waldes

Nachdem Deutschland seinen Holz- und Zellstoffbedarf sowie Energiebedarf nur teilweise selbst deckt, viele Importe von Holz und Holzprodukten nicht aus nachhaltiger und ressourcenschonender Nutzung stammen und Holz zu den umweltfreundlichsten Baustoffen und Energieträgern gehört, steht wohl außer Frage, dass Holzproduktion in Deutschland eine wichtige Aufgabe ist, auch wenn sicher nicht jeder Hektar Wald forstlich genutzt werden muss (worauf noch eingegangen wird).

Bereits Kafka und Brecht haben uns wichtige Hinweise zum Wert von Wäldern jenseits ihrer Holzproduktion

gegeben, als Ort des Nachdenkens und als »Menschenfreude«. Doch an Wälder werden »multifunktionale« Anforderungen gestellt. »Alle wollen was« vom Wald, aber fast keiner will etwas dafür zahlen.

Der Schutz der Biodiversität ist gesetzliches Ziel, im Naturschutzrecht, wie auch im Waldgesetz. Dieses Ziel leitet sich aus der Biodiversitätskonvention von Rio 1992 ab, die auch von der Bundesrepublik Deutschland ratifiziert wurde. Doch was genau ist Biodiversität? Der Text der Konvention von Rio macht klar, dass es dabei vor allem auch um den weltweiten Erhalt der Arten gehen muss. Für uns geht es darum, dass alle heimischen Arten dauerhaft in ihrem Vorkommen gesichert werden. Arten, für die eine besondere Schutzverantwortung besteht, oder die gefährdet und selten sind, sollen also besonders berücksichtigt werden.

Vergleicht man die Rolle der vorkommenden Landnutzungstypen in einer Landschaft oder einer Region, dann ist die Frage legitim, welchen Anteil jede Nutzungsvariante konkret zum Erhalt der Artenvielfalt leistet. Da sind jene Nutzungstypen oder Flächenkategorien, wie Naturschutzgebiete, deren »Hauptaufgabe« der Naturschutz ist. Hier ist die Nutzung im Zweifelsfall an die Vorgaben des Naturschutzes anzupassen, diesen also unterzuordnen. In Totalreservaten ist sie sogar völlig zu unterlassen. Andere Wälder müssen ihre sonstigen Funktionen und Wohlfahrtswirkungen, wie Erholungswert oder eben Naturschutzzeigenschaften, selbst »erwirtschaften«. Gemeinhin wird angenommen, dass der Wert einer Fläche für den Naturschutz logischerweise umso höher ist, je weniger sie von einer Nutzfunktion »belastet« ist, und ihre maximale Steigerung in »Wildnis« oder im Totalreservat erfährt. Sicher gibt es sehr gute Beispiele dafür, dass ungenutzte Areale besonders bedeutsam für den Artenschutz sein können. Zu unterscheiden wäre hierbei allerdings zwischen Gebieten mit Habitattradition für Altwaldarten – also sehr stabilen Zuständen, wie sie etwa alte Waldreservate darstellen, die seit über hundert Jahren als solche gesichert sind – und Flächen, die diese Voraussetzungen eben nicht erfüllen. Wählt man stärker vom Menschen überprägte Waldtypen für eine Nullnutzung aus, kommt es häufig zu einer von

zwei Entwicklungsgängen: bei Dominieren von Fichte im Aufgangsbestand zu einem mehr oder weniger raschen Bestandszusammenbruch, bei Beimischung von Buche zu einer Entmischung der Baumartenanteile und der vertikalen Bestandsstruktur.

Es ist ein »alter Hut«, dass »Katastrophen« wie der Zusammenbruch eines Waldbestands die Artenzahlen auf diesen Flächen kurzfristig sogar ansteigen lassen. Die »intermediate disturbance hypothesis« basiert auf dem Phänomen, dass auf solchen Flächen sowohl noch viele Arten der vorherigen Wälder und Forste als auch die ausbreitungsstarken Pionierarten der neuen Lebensräume, die aus den Ruinen der Alten entstehen, vorkommen (vgl. Müller-Kroehling 2013). Dieses bekannte Phänomen der »Störungsökologie« ist jedoch kein Alleinstellungsmerkmal von »Wildnis«- oder Nationalparkflächen, sondern kann auch bei entsprechenden Störungen in Wirtschaftswäldern beobachtet werden, etwa bei großflächigen Sturmwürfen, aber auch bei Kahlschlägen. Das macht Kahlschläge aber genau so wenig per se zu sinnvollen Nutzungsvarianten wie große Zusammenbruchflächen hemerober Ausgangstypen in Totalreservaten ein »Erfolg« sind. Der Beitrag einer Flächenvariante und eines Nutzungstyps zum Erhalt der regionalen Artenvielfalt wird ohnehin von ihren Artenzahlen nur höchst unvollkommen abgebildet, denn hinter einer großen Zahl von Arten in einem Lebensraum kann sich eine ebenso große Zahl ausbreitungstarker und konkurrenzkräftiger »Generalisten« verbergen. Ein besonders »einmaliger« Lebensraum in einem Landschaftsausschnitt kann hingegen ganz »artenarm«, aber relativ gesehen »superreich« an hochspezialisierten, nur dort vorkommenden Arten sein.

Ein Beispiel kann das illustrieren. Wenn in einer Region nur ein einziges Moor vorhanden ist, und dies würde nun entwässert, umgebrochen, gedüngt und mit einer intensiven Nutzung überzogen, so würden die Arten, die in dieser Region ausschließlich in diesem Moor vorkommen, weitestgehend oder vollständig verschwinden. Gleichzeitig würde sich aber die Artenzahl des Moores vervielfachen, denn viele konkurrenzkräftige und ausbreitungsstarke Arten könnten nun das – mittlerweile veränderte – Moor als Lebensraum für sich erschließen. Eine Bilanzierung auf Basis der bloßen Artenzahl würde also zu völlig absurden Ergebnissen führen. Um den speziellen Beitrag einer Flächenkategorie quantifizieren zu können, ist also nicht an erster Stelle ihre Artenzahl entscheidend.

Besonders wichtig ist das Besondere

Entscheidend für den Biodiversitätswert jeder Landnutzungsform ist vielmehr ihr spezieller, ja ganz besonders ihr einzigartiger Beitrag zum regionalen Pool heimischer Arten, also gleichsam die Zahl ihrer *Alleinstellungsarten* gegenüber den anderen Nutzungsformen (Müller-Kroehling 2016). Kommt also eine Art nur in urwaldartigen Altbeständen vor, oder nur im aktiven Mittelwald, oder nur im extensiven Grünland und nicht auch in anderen Landschafts-Ausschnitten, dann ist dies eine solche »Alleinstellungsart« für jene Flächenvariante in der fraglichen Region. Das kann im heutigen Landschaftsmix durchaus auch ein normaler Nutzungstyp sein (z.B. Roig-Junent und Rouaux 2012). Nicht jede bedrohte oder schützenswerte Art kommt vorzugsweise in Schutzgebieten vor oder wäre bevorzugt durch »Nullnutzung« zu schützen (Müller-Kroehling 2013; Müller-Kroehling 2016). Zumal bei einer deutlichen Zunahme ungenutzter Flächen die Frage zu beantworten wäre: woher kommt das, was wir für unseren Lebensstil an Energie und Ressourcen benötigen? Über die Auswirkungen der verschiedenen Nutzungsformen auf die – z.T. erheblich größere und endemischere – Artenvielfalt in den Subtropen und Tropen, von wo viele der Rohstoffe unserer Konsumgüter kommen, ist noch viel zu wenig bekannt (vgl. z.B. Meng et al. 2012). Nationale Sichtweisen ohne Berücksichtigung internationaler Stoffströme und Vergleichbarkeit von Standards greifen zu kurz (Biermayer 2013).

Und nun zu den Kurzumtriebsplantagen (KUP)! Es ist also gar nicht an erster Stelle interessant, ob KUP artenreich sind, also Heimat vieler Arten. Selbst wenn sie das im Vergleich zu anderen, vergleichbaren Nutzungstypen wie Äckern oder Forsten möglicherweise für viele Artengruppen sind. Denn Artenreichtum kann sich auch aus einer Vielzahl weit verbreiteter, störungsunempfindlicher Kulturfolger ergeben. Vielmehr lautet die Frage, welchen Beitrag sie zum Erhalt der Vorkommen von Arten in einer Region leisten.

Das können sie auf zweierlei Art und Weise:

- als eigentliches Habitat, also als Aufenthalts-, Nahrungs- und Fortpflanzungsstätte, oder
- als Ausbreitungskorridor, also als »Fortbewegungsmedium« in einer Landschaft, die für die Art sonst Ausbreitungsbarrieren hat.

Die weltweit am besten untersuchte Gruppe in KUP sind die artenreichen Laufkäfer (Dauber et al. 2010; Dimitriou et al. 2011). Es ist eine der formenreichsten

Familien überhaupt, die in allen terrestrischen Lebensräumen vorkommt. Bereits in der ersten wissenschaftlich untersuchten KUP in Bayern (Makeschin et al. 1989) wurden sie berücksichtigt, und so macht es Sinn, auf diese Artengruppe als Beispiel zurückzugreifen (vgl. auch Müller-Kroehling et al. 2013; Müller-Kroehling 2015). Zwei aktuelle Arbeiten am Wissenschaftszentrum Weihenstephan der TU München (Karrasch 2015; Hohmann 2016), beide federführend betreut von der LWF, liefern aktuelle Ergebnisse im Kontext des Lebensraums und der Beispiel-Artengruppe. Natürlich müssen die Ergebnisse nicht für alle Artengruppen ganz identisch sein, aber tendenziell gelten die Aussagen, die hier zur Lebensraum-Funktion getroffen werden, für viele andere, z. B. phytophage Artengruppen wohl auch. Die Ausführungen zur Notwendigkeit einer Habitatvernetzung für ausbreitungsschwache Waldarten können zweifellos für alle Artengruppen Gültigkeit beanspruchen, für die diese Thematik einschlägig ist (vgl. z. B. Zacios et al. 2015).

KUP als Lebensraum

Kurzumtriebsplantagen sind Lebensraum (Habitat) von Arten. Was für Arten sind das?

Eine zusammenfassende Auswertung aus sieben bayrischen Kurzumtriebsplantagen (Hohmann, 2016) und ihren Vergleichsflächen auf Äckern sowie in Wald und Forst (normaler Wirtschaftswald) sowie von weiteren vergleichsweise einbezogenen »normalen« Ackerstandorten (Daten freundlicherweise von der LfL zur Verfügung gestellt) zeigt Abbildung 1. Insgesamt wurden 19 Flächen in Kurzumtriebsplantagen, 13 in normalen Wirtschaftswäldern und 25 auf Ackerflächen einbezogen.

Es gibt eine Reihe von Waldarten (hier neun an der Zahl), die nicht in den untersuchten Kurzumtriebsplantagen auftraten. Immerhin knapp die Hälfte der auf Wälder spezialisierten Arten, die insgesamt nachgewiesen wurden, kommt aber auch in Kurzumtriebsplantagen vor. Diese sind also nicht für alle Waldarten bereits »richtiger Wald«, und das wäre auch eine Überraschung gewesen. Immerhin sind sie junge Lebensräume, nach Änderung der Nutzungsart, ohne Waldbodentraktion, und mit anderer Humusform.

Ungefähr ebenso viele Arten wurden in diesem Vergleich ausschließlich auf den aus verschiedenen Teilen Bayerns einbezogenen Äckern gefunden. Dabei

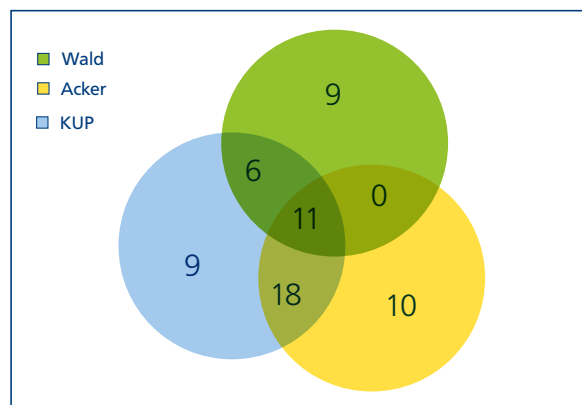


Abbildung 1: VENN-Diagramm der Arten, die nur in Kurzumtriebsplantagen, nur in Wäldern oder nur in Ackerflächen gefunden wurden oder aber deren Schnittmengen darstellen (ohne Arten mit weniger als drei Individuen in einer Nutzung und mit weniger als zwei Vorkommen).

zeigt sich, dass es hierzulande durchaus Acker-Spezialisten gibt, die diese »Kultursteppe« bei uns als Lebensraum benötigen, wie etwa der Getreide-Laufkäfer (*Zabrus tenebrioides*). Viele dieser Arten sind vermutlich mit dem Beginn des Ackerbaus aus den Steppengebieten Osteuropas und Asiens nach Europa eingewandert. Ferner gibt es aber auch einige Arten (hier ebenfalls neun an der Zahl), die in unserem Vergleich nur in den Kurzumtriebsplantagen gefunden wurden. Es sind überwiegend Arten lichter Gehölzbiotope. Natürlich sind dies nicht per se »KUP-Spezialisten«, aber dennoch offenbar Arten, die in den »normalen Wirtschaftswäldern« nicht unbedingt auftreten, und auch nicht in der offenen Kulturlandschaft.

Einige der in Kurzumtriebsplantagen und Wäldern gefundenen Arten sind Feuchtwaldbewohner, die weder in normalen Wäldern mineralischer Standorte noch auf Äckern beheimatet sind, aber für die Kurzumtriebsplantagen offenbar einen »jungen Feuchtwald« darstellen. Gerade Kurzumtriebsplantagen auf feuchten Ackerstandorten ziehen offenbar einige ausgesprochene Feuchtwaldbewohner der Umgebung regelrecht an und werden als Teil deren Lebensraumes genutzt. Zusätzlich können sie speziell auf solchen Standorten, vor allem solchen an Fließgewässern, auch einen Beitrag im Kontext der Erosionsthematik und der Wasserrahmenrichtlinie leisten und als Pufferflächen zwischen Schutzgebieten und Ackerstandorten dienen.

Unter den seltener nachgewiesenen Arten sind auch solche, die vor allem auf Brachen gefunden werden können, wie etwa *Diachromus germanus*. Zumindest in jenen Landschaften, in denen es fast keine Brachen

oder bracheartigen Flächen wie extensive Raine, Ranken und Böschungen mehr gibt, stellen – vor allem junge – Kurzumtriebsplantagen für diese Komponente der Artenvielfalt wohl einen bedeutsamen Lebensraum dar.

Eine spezielle Lebensraumfunktion haben KUP also unter anderem für jene Arten, die junge Gehölzhabitate und zeitliche wie räumliche Übergangshabitate besiedeln, sowie auf feuchteren Standorten durchaus auch für einige Auwald-Arten. Solche Arten, die bevorzugt Waldränder, gebüschreiche Säume, Brachestadien mit beginnendem Gehölzaufwuchs und ähnliche Lebensräume besiedeln, sind also unter den »speziellen Liebhabern« von Kurzumtriebsplantagen. In der extensiven, kleinteiligen, alten bäuerlichen Kulturlandschaft kamen diese Arten sicher verbreitet in den verschiedensten Lebensräumen vor. In sehr intensiv agrarisch geprägten Landschaften (vgl. z. B. Ringler 1987), wie wir sie heute, nach mehreren Durchgängen der Flurbereinigung und der »Energiewende« mit ihrem oftmals hohen Anteil von Biogas-Mais zunehmend finden, können Kurzumtriebsplantagen für einen Teil dieser Arten hingegen potenziell ein wichtiges Standbein sein.

Kurzumtriebsplantagen als Korridore

Intensiv agrarisch genutzte Landschaften sind aber oft auch für die dort in den Wäldern noch vorkommenden Waldarten eine große Herausforderung. Diese Wälder liegen aus der Perspektive reiner Waldarten

im wahrsten Sinne des Wortes wie Inseln in der Landschaft. Manche der Waldarten können fliegen, viele aber auch nicht. Und von diesen sind nur einige in der Lage, auch ungeeignete Lebensräume wie »Offenland« zu durchwandern. Kurzumtriebsplantagen, vor allem solche in der »Waldphase« nach dem Bestandsschluss der Bäume, können für einen Teil dieser Arten Ausbreitungskorridore bieten (vgl. z. B. Zacios et al. 2015). Für Hecken und Windschutzpflanzungen wurde diese Funktion bereits erkannt (Sustek 1994; Charrier et al. 1997) und gilt für Kurzumtriebsplantagen wohl in zumindest ähnlichem Umfang. Diese unterliegen anders als Hecken oder Aufforstungen im Prinzip geringeren planerischen Restriktionen und erlauben vor allem auch eine leichtere »Rückkehr« zur Ackernutzung. Sie sind für den Landwirt also keine »Entscheidung auf Dauer«. Deswegen könnten Kurzumtriebsplantagen planerisch auch leichter eingesetzt werden, um völlig isolierte Waldinseln in der Feldflur zumindest temporär wieder an Waldgebiete anzuschließen. Damit ließe sich zumindest für die Dauer ihres Bestehens einen Gen-Austausch für die Waldarten ermöglichen und so eine schleichende genetische Erosion bei den Waldarten verhindern, die letztlich eine Vorstufe zu einem allmählichen Aussterben der strengen Waldarten in den isolierten Waldgebieten ist.

Doch selbst für eher auf extensives Offenland spezialisierte Arten können regional Ausbreitungshemmnisse bestehen, die den Erhalt der genetischen Vielfalt hemmen (Sander et al. 2006). Auch für diese Arten können Kurzumtriebsplantagen einen wichtigen Korridor dar-



Auch kleinflächige Lücken mit Fehlstellen können hochspezialisierte Arten anziehen, wie hier in der KUP bei Reisbach.

Foto: G. Hohmann

Problem	Möglicher Beitrag von KUP	Voraussetzung
Fehlen von Flächen mit spontaner Pionier- bzw. Annuellen-Vegetation (mit oder ohne Gehölzen)	Initialphasen und Randflächen von KUP; Ausfallstellen; eingeschränkt auch Entwicklung auf den frisch genutzten Hiebsflächen	keine Herbizidbehandlung; keine steilen Bestandsränder mit Nutzungsgrenzen bis zum Rand; Belassen von Fehlstellen
Verinselung vorhandener Waldflächen	Möglichkeit temporärer Wiedervernetzung und damit des nötigen Genaustausches	Anschluss an Wald; hinreichend lange Entwicklungszeit eines humosen Waldbodens

Tabelle 1: Landschaftsökologische Probleme intensiver Landnutzung und möglicher Beitrag von Kurzumtriebsplantagen

stellen, wenn andere Lebensräume, die diese Funktion erfüllen könnten (Grünland, speziell extensives Grünland oder Brachen) nicht mehr in ausreichendem Umfang Teil des Landnutzungs-Mixes sind.

Wandermöglichkeiten werden in der am intensivsten von Verkehrswegen zerschnittenen Landschaft der Welt, wie wir sie in Deutschland haben, gerade in Zeiten des Klimawandels essenziell dafür sein, dass die Artenvielfalt die Möglichkeit bekommt, ihre Lebensräume in geeigneten Klimabereichen auch zu nutzen (Müller-Kroehling und Jantsch 2015). Unter den Arten, die Kurzumtriebsplantagen als Wanderkorridor nutzen können, sind auch Arten, für die wir weltweit eine hohe Schutzverantwortung haben, wie *Abax parallelus*.

Voraussetzungen

Es muss festgehalten werden, dass beide Funktionen nicht per se in jedem Fall gegeben sind, sondern auch von Bedingungen abhängen (Tabelle 1). Kurzumtriebsplantagen sind nur dann ein Lebensraum von Arten extensiver Waldränder und Säume, wenn sie auch solche beinhalten, in der Startphase, sowie an den KUP-Rändern. Und sie können nur als Wanderkorridor für Waldarten fungieren, wenn sie auch an Wälder angrenzen, die es zu vernetzen gilt.

Unsere aktuelle Metastudie (Hohmann 2016) ergab, dass die Zahl strenger Waldarten sowohl mit dem Entwicklungsalter (also der Entwicklungszeit seit der Anlage der KUP), als auch mit dem Nutzungsalter (also dem Alter seit der letzten Ernte) korreliert ist. Das Entwicklungsalter hat einen besonderen deutlichen Einfluss auf das Vorkommen dieser reinen Waldarten, was für eine gerichtete Entwicklung spricht. (Hierzu vgl. auch die Ergebnisse von Burmeister et al. und Blick, beide in diesem Heft)

Es muss klar hervorgehoben werden, dass Kurzumtriebsplantagen nicht auf Standorten angelegt werden sollten, die schon vorher einen wichtigen Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt leisten, wie etwa auf naturnahen feuchten Lebensräumen oder Magerstandorten, oder anstelle sehr artenreicher Extensivnutzungen. Gegenüber konventioneller landwirtschaftlicher Nutzung, auch intensivem Grünland, stellen sie normaler Weise dagegen keine Verschlechterung dar. Ganz im Gegenteil können sie zu einer Bereicherung der Landschaftsausstattung an Lebensräumen und ihrer Funktionalität für das Vorkommen heimischer Arten beitragen. Das gilt auch für das Landschaftsbild, in dem Kurzumtriebsplantagen sogar optische Störquellen kaschieren, oder sehr große Ackerschläge untergliedern helfen können.

Was nichts kostet, ist nichts wert?

Ohne Finanzierung durch die erzeugten Produkte oder aber gesellschaftliche Inwertsetzung ist in der Regel eine Nutzungsart auf Dauer nicht denkbar (Benninger 1994). Viele früher verbreitete Lebensräume, die heute als schützenswert gelten und staatlich gefördert werden, waren ursprünglich an erster Stelle Produktionsflächen für Biomasse oder Rohstoffe, so auch die Nieder- und Mittelwälder, die Eichen-Schälwälder oder die streugennutzten Forste. Kurzumtriebsplantagen sind und bleiben an erster Stelle eben das, Produktionsflächen. Das ist ihr Antrieb, das ist die Art und Weise, wie sie entstehen und sich finanzieren. Werden Kurzumtriebsplantagen ohne Vorbehalte (die auf Basis dieses vermeintlichen »Makels« teilweise zu bestehen scheinen) betrachtet, ist zu erkennen, dass sie regional einen Beitrag zum Erhalt der dortigen Artenvielfalt leisten können. Kurzumtriebsplantagen sollten daher auch aus Sicht des Naturschutzes nicht per se abgelehnt werden, sondern in den entsprechenden Regionen und Landschaften als »Chance« verstanden

und genutzt werden, funktionell einen Beitrag zum Erhalt der Artenvielfalt beizusteuern.

Unsere Konsumgesellschaft stellt hohe Ansprüche. Die Ansprüche der Arten müssen dabei aber auch berücksichtigt werden, wenn wir das Gesetzesziel ernst nehmen wollen, die Artenvielfalt zu erhalten. Dieses Ziel ist untrennbar mit dem Schutz unserer eigenen Lebensgrundlagen verknüpft (Müller-Kroehling 2013). Im einfachsten Fall sind Arten mit bestimmten, sich selbst tragenden Nutzungstypen vereinbar, das heißt, sie finden dort eine Lebensgrundlage. Das kann auch mal eine KUP sein, ein Gemüseacker, ein Kahlschlag im Nadelforst, je nach Art. Die Artenkomponente, für die das nicht der Fall ist, müssen wir identifizieren, und (nur) für sie brauchen wir spezielle Schutz- und Pflegeinstrumente. Pauschale Denkweisen im Sinne eines »Schutzgebietes hui, Nutzung pfui« werden hingegen der Situation nicht gerecht.

Literatur

- Benninger, M. (1994): Landschaft durch Landwirtschaft – Inwertsetzung ihrer Pflegefunktion. – Ber. ANL 18: S. 43–46
- Biermayer, G. (2013): Nachhaltigkeit und Gerechtigkeit. – LWF Wissen 72 »Wald und Nachhaltigkeit«: S. 144–146
- Dauber, J.; Jones, M.B.; Stout, J.C. (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *Global Change Biology Bioenergy*, 2, S. 289–309
- Dimitriou, I.; Baum, C.; Baum, S.; Busch, G.; Schulz, U.; Köhn, J.; Lamersdorf, N.; Leinweber, P.; Aronsson, P.; Weih, M.; Berndes, G.; Bolte, A. (2011): Quantifying environmental effects of Short Rotation Coppice (SRC) on biodiversity, soil and water. *IEA Bioenergy: Task 43 (1)*, S. 1–34
- Hohmann, G. (2016): Vergleichende Betrachtung der Laufkäferfauna verschiedener Energieholzanzbautypen und anderer Landnutzungen unter Einbeziehung der Umweltfaktoren – Eine Metastudie im Kontext des mittleren und östlichen Mitteleuropas. – Unveröff. Msc-Arbeit TU München, 166 S.
- Karrasch, M. (2015): Bedeutung von Kurzumtriebsplantagen als Lebensraumelement des bedrohten Großlaufkäfers *Carabus auratus* in einer landwirtschaftlich geprägten Landschaft. – Unveröff. Msc-Arbeit TUM (Lehrstuhl f. Strategie und Management der Landschaftsentwicklung), 72 S. + Anh.
- Makeschin, F.; Rehfuess, K.E.; Rüschi, I.; Schörry, R. (1989): Anbau von Pappeln und Weiden im Kurzumtrieb auf ehemaligem Acker: Standortliche Voraussetzungen, Nährstoffversorgung, Wuchsleistung und bodenökologische Auswirkungen. *Forstw. Cbl.* 108, S. 125–143
- Meng, L.-Z.; Martin, K.; Weigel, A.; Lin, J.-X. (2012): Impact of rubber plantation on carabid beetle communities and species distribution in a changing tropical landscape (southern Yunann, China). – *J. Insect. Conservation* 16: S. 423–432
- Müller-Kroehling, S. (2013): Biodiversitätskriterien für Nachhaltigkeit im Wald. – LWF Wissen 72 »Wald und Nachhaltigkeit«, S. 59–71
- Müller-Kroehling, S. (2015): Biodiversitätsaspekte von Kurzumtriebsplantagen. – LWF aktuell 105, S. 20–25
- Müller-Kroehling, S. (2016): Welche Lebensräume müssen wir vorrangig und verstärkt schützen, und wie? *Jahresber. Bayer. Forstverein* 2015, S. 32–54
- Müller-Kroehling, S.; Jantsch, M. (2015): Auswirkungen des Klimawandels auf die Wald-Laufkäferfauna des Bayerischen Waldes. *Der Bayerische Wald* 28 (1+2) NF, S. 10–21
- Müller-Kroehling, S.; Burmeister, J.; Hammerl, R. (2013): KUPs als Lebensraum für Waldarten. Gemeinsame Auswertung zweier Vergleichsstudien über die Laufkäfer in Kurzumtriebsplantagen, Acker- und Waldflächen. *LWF aktuell* 92, S. 34–37
- Ringler, A. (1987): Gefährdete Landschaft. Lebensräume auf der Roten Liste. – München, 195 S.
- Roig-Junent, S.; Rouaux, J. (2012): A new species of *Rhytidognathus* (Carabidae, Migadopidini) from Argentina. – *ZooKeys* 247: 45–60.
- Sander, A.-C.; Purtauf, T.; Wolters, V.; Dauber, J. (2006): Landscape genetics of the widespread ground-beetle *Carabus auratus* in an agricultural region. – *Basic and Applied Ecology* 7, S. 555–564
- Zacios, M.; Müller-Kroehling, S.; Schmidt, O. (2015): Kurzumtriebsplantagen (KUP) als Wanderkorridore für Waldarten in Agrarlandschaften. – *Feldherp. Mag.* 4, S. 27–30

Keywords: Biodiversity, Land use systems, habitat connectivity, short rotation coppice plantations, ground beetles

Summary: The biodiversity value of land use type should be measured according to its particular contribution to the conservation of the regional species pool. Short rotation coppices can be suitable habitat for some forest species, species of light and young forests and wet forest species. For part of the strict forest species they can act as corridors and can thus be employed to link isolated forest »islands« at least temporarily to halt the genetic erosion of forest species living there.

Hydrologische Aspekte von Pappel-Kurzumtriebsplantagen am Beispiel Kaufering

Martina Zacios und Lothar Zimmermann

Schlüsselwörter: Pappel, Kurzumtriebsplantage, Energiewald, Wasserhaushalt, Messung, Modellierung, LWF-BROOK90, Transpiration, Xylemfluss, Interzeption, Grundwasserneubildung, Stoffhaushalt, Nitrat, Trinkwasserschutzgebiet

Zusammenfassung: Eine Kurzumtriebsplantage entwickelt sich bedeutend schneller als ein Wald, da vorzugsweise Baumarten mit rasantem Jugendwachstum angebaut werden, entsprechend dynamisch entwickelt sich ihr Wasserhaushalt. Am Beispiel eines Trinkwasserschutzgebiets im Voralpenland werden Wasserhaushalts- und Stoffbilanzen für eine Pappel-KUP sowie für konventionelle landwirtschaftliche Nutzung über einen Zeitraum von vier Jahren vorgestellt. Der Wasserhaushalt wurde zum einen aus Messungen, zum anderen mit dem bodenhydrologischen Modell LWF-BROOK90 hergeleitet. Die Grundwasserneubildung unter Pappel war je nach Bestandesalter und Witterung um 35 bis 60% gegenüber einjährigen Ackerkulturen reduziert. Da die Evapotranspiration mit dem Alter der Bäume zunimmt, kann über kürzere Umtriebszeiten von maximal vier bis fünf Jahren diesem Effekt etwas entgegengewirkt werden. Die Nitratreinträge ins Grundwasser werden gegenüber konventionell bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen deutlich reduziert, da je nach Standort bei Kurzumtriebsplantagen fast ganz auf eine Düngung verzichtet werden kann. Der Eintrag an Nitrat-Stickstoff in den Trinkwasserkörper ist unter der KUP 70 bis 76% niedriger. Abweichungen im ersten Jahr erklären sich durch Nachwirkungen eines vorausgehenden Grünlandumbruchs. Eine teilweise Ernte der Pappeln im Januar 2013 zeigte keine nennenswerten zusätzlichen Stoffverlagerungen in die Tiefe. Die Anlage für KUP auf landwirtschaftlichen Gebieten kann nicht nur für den Grundwasserschutz, sondern auch für den Gewässerschutz allgemein sowie für Hochwasser- und Erosionsschutz nützlich sein.

Die wertvolle Ressource Wasser, sei es Grund-, aber auch Oberflächenwasser, ist verschiedenen Gefahren der Verunreinigung ausgesetzt. Besonders hervorzuheben sind dabei Stickstoffverbindungen (im wesentlichen Nitrat) und Pflanzenschutzmittel (PSM), von denen aufgrund ihres flächenhaften Eintrags eine wesentliche Beeinträchtigung der Grundwasserqualität ausgehen kann (BayLfU 2014). Für Nitrat wird der gemäß Grundwasserverordnung geltende Schwellenwert in Höhe von 50 mg/l in Bayern im Rohwasser von etwa 3% der untersuchten Wassergewinnungsanlagen überschritten. Weitere 16 bis 20% der Anlagen bzw. gleichzeitig auch der gewonnenen Wassermenge verteilen sich auf die Belastungsklassen zwischen 25 und 50 mg/l und sind somit als mäßig bis stark belastet einzustufen. Mit Blick auf die Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie sind daher laut LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) weitergehende Maßnahmen erforderlich. Bayern setzt dabei auf ergänzende Maßnahmen im Rahmen des Bayerischen Kulturlandschaftsprogramms und eine entsprechende Beratung, um die Stickstoffeinträge zu vermindern und damit für eine Verbesserung der Nitratsituation im Grundwasser zu sorgen.

Durch eine Extensivierung der Landnutzung mittels der Anlage einer Kurzumtriebsplantage (KUP) können die Nitratreinträge ins Grundwasser gegenüber gedüngten Flächen, sei es Acker aber auch intensiv bewirtschaftetes Grünland, deutlich reduziert werden, da je nach Standort während der KUP-Bewirtschaftung größtenteils oder gar ganz auf eine Düngung verzichtet werden kann. Verglichen mit konventioneller Acker- und Grünlandnutzung ist auf KUP-Flächen auch der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln beispielsweise zur Unkrautregulierung in der Begründungsphase deutlich geringer. KUP sind damit eine geeignete Landnutzung, um Stoffeinträge in das Grundwasser zu minimieren.

Hauptthema dieses Beitrags aus dem Projekt »Ökologische und ertragskundliche Aspekte von Kurzumtriebsplantagen bei Kaufering (KLIP11)« ist daher die Hydrologie einer Pappel-Kurzumtriebsplantage darzustellen. Zum einen quantitativ, d. h. wie ändert sich die Grundwasserspende, zum anderen qualitativ, wie ändern sich die Stoffkonzentrationen sowie die Stoffausträge,



Abbildung 1:
Zur räumlichen Einordnung
des Untersuchungsge-
bietes;
N: Kaufering,
O: Bundeswehrflughafen
Penzing,
S: A96,
SW: Landsberg am Lech,
W: Lech;
blaue Fläche: Trink-
wassereinzugsgebiet;
blaues Rechteck: Lage der
Versuchsflächen

die in den Grundwasserkörper gelangen. Die Erfahrungen haben gezeigt, dass nur aus dem Zusammenspiel von möglichst langen Messreihen und Modellierung fundierte Aussagen sowohl über den Wasser- als auch über den Stoffhaushalt der sehr wuchsdynamischen Kurzumtriebsbewirtschaftung bis über die erste Ernte hinaus abgeleitet werden können.

Untersuchungsgebiet Kaufering

Das Untersuchungsgebiet liegt im Gemeindegebiet Kaufering (Landkreis Landsberg am Lech, Bezirk Oberbayern; Topografische Karte 7931 NW-Quadrant; 10,882°–10,891° Ost, 48,079°–48,080° Nord). Die Versuchsfläche liegt auf ca. 620 m ü.NN. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 7,4 °C, der mittlere jährliche Niederschlag 972 mm (DWD-Station Penzing Periode 1961–1990). Als Grasreferenzverdunstung (ET_{pot}) wird für diese Klimaperiode ein Bereich von 500–525 mm/a

angegeben. Die klimatische Wasserbilanz liegt bei zwischen 400–600 mm/a (BMU 2003). Das Untersuchungsgebiet befindet sich östlich des Lechs auf der Lechhochterrasse zwischen Kaufering und Landsberg (Abbildung 1). Landschaftsgenetisch gehört die Fläche zum Bayerischen Alpenvorland. Es finden sich quartäre Lösslehme über risszeitlichen Moränen. Die Lössauflagen erreichen mehrere Meter Mächtigkeit. An den steilen Abbrüchen zum Lech wird die Obere Süßwassermolasse angeschnitten.

Das Trinkwasserschutzgebiet der Gemeinde Kaufering und somit auch die Intensiv-Messflächen liegen auf einem sehr ertragreichen Löss-Standort. Durch die extensivierte Landnutzung in Teilen des sonst sehr intensiv landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebiets erhofft sich die Gemeinde einen Rückgang der Nitratkonzentration in ihrem Trinkwasser (derzeit 30 mg/l). In der Regel werden Kurzumtriebsplantagen jedoch nicht auf solch ertragreichen Böden angelegt.

Bodentiefe [cm]	Horizont [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Kies [%]	Trockenraumdichte (TRD) [g/cm³]	Gehalt an organischem Kohlenstoff C _{org} [%]	Kohlenstoff / Stickstoffverhältnis C / N
0–25	Ap	24,7	55,7	18,3	1,3	1,34	1,41	8,5
25–40	Ap-Bv	27,9	47,1	24,8	0,2	1,56	0,59	7,2
40–70	Bt-Bv	21,9	47,1	30,5	0,5	1,40	0,47	6,2
70–90	Sw-Bv1	19,2	49,9	28,7	2,2	1,56	0,42	7,1
90–110	Sw-Bv2	15,7	52,1	31,2	1,52	1,52	0,32	8,7

Tabelle 1: Bodeneigenschaften am Löss-Standort im Trinkwasserschutzgebiet Kaufering



Abbildung 2:
Bodenprofil am Standort
»Löss« (links)
sowie am Standort
»Schotter« (rechts)
Fotos: M. Zacios

Flächen auf Grenzertragsstandorten bieten sich aufgrund der Genügsamkeit der Pappeln besonders an, zumal wenn wie im Raum Landsberg ausreichende Niederschläge vorhanden sind. Seit 2013 werden deshalb im Rahmen des Projekts auch Untersuchungen (Transpiration, Infiltration, Flora und Fauna) auf einem flachgründigen, mageren und trockenen Schotterstandort im Westen Kauferings, Unterirglinger Lechstufe, durchgeführt. Bei diesem Standort ist neben dem Wasserverbrauch der Bäume besonders ihre Reaktion auf etwaigen sommerlichen Wassermangel interessant.

Der Schwerpunkt der Kauferinger Erhebungen liegt in einem Trinkwasserschutzgebiet. Die Untersuchungen zum Wasser- und Stoffhaushalt werden an einer auf vormaligem Dauergrünland angelegten Kurzumtriebsplantage durchgeführt. Im April 2008 wurden auf drei Hektar, nach einem Grünlandumbruch, Stecklinge des Pappel-Hybriden Max3 (*Populus maximowiczii* ×

P. nigra) mit einem Pflanzabstand von 1 m auf 2 m Reihenabstand gesetzt. Um Konkurrenzen zwischen den jungen Pappeln und der Begleitvegetation, vor allem während der Anwuchsphase, zu minimieren, wurde ein Totalherbizid sowie ein Vorauflaufmittel, zur Vermeidung der Keimung im Boden verbliebener Samen, auf der Fläche aufgebracht. Diese Fläche wird deshalb im Folgenden ggf. mit dem Kürzel »KUP konv.« (KUP konventionell) versehen.

Um die Unterschiede zwischen der Kurzumtriebsbewirtschaftung und konventionellem Ackerbau ermitteln zu können, werden die relevanten Parameter vergleichend auf einer angrenzenden landwirtschaftlichen Referenzfläche erfasst. Dieser benachbarte Referenzacker war im Aufnahmezeitraum 2009 bis 2014 mit der regional üblichen Fruchtfolge Winterweizen – Sommerweizen – Mais – Winterweizen – Grünroggen – Mais bestellt.

Bodentiefe [cm]	Horizont [%]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	Kies [%]	TRD [g/cm ³]	C _{org} [%]	C/N
0–20	Ap	24,4	35,2	31,8	8,7	1,71	3,7	9,6
20–35	Bvt	25,9	21,8	25,1	27,1		1,7	8,9
35–45	BvII-Cv	38,6	12,5	18,0	30,8	1,81	0,3	6,0
>45	Cn	43,9	12,8	11,9	31,4	1,70	0,2	9,5

Tabelle 2: Bodeneigenschaften am Schotter-Standort westlich von Kaufering

Messmethoden und Wasserhaushaltsmodellierung

Um Wasserflüsse in der KUP berechnen zu können, ist die Parametrisierung eines Wasserhaushaltsmodells notwendig. In der Literatur sind die zur Verfügung stehende Datengrundlagen, sowohl deutschlandweit als auch international, sehr dünn. Daher sind intensive Geländeerhebungen nötig, um zu belastbaren Modellergebnissen zu gelangen. Zu diesem Zweck wurde zwischen 2009 und 2015 ein hydrologisches Monitoring-System auf den Versuchsflächen eingerichtet.

Bodenfeuchte und Stoffkonzentrationen im Sickerwasser

Seit Herbst 2009 werden auf den beiden Intensivmessflächen KUP und Acker die Messungen der Bodenfeuchte sowie die Gewinnung von Sickerwasserproben kontinuierlich durchgeführt. Im Hinblick auf die rasche Dynamik auf KUP-Flächen und zur Abdeckung eines längeren Zeitraums mit unterschiedlichen Witterungsbedingungen sind die fast fünfjährigen Zeitreihen für das bessere Verständnis der hydrologischen Prozesse wertvoll. Besonderes Augenmerk liegt dabei auf etwaigen Auswirkungen der ersten Teilernte, die im Januar 2013, also nach der fünften Vegetationsperiode, auf einem Drittel der Fläche durchgeführt wurde. Über den Wasserverbrauch wiederaustreibender Wurzelstöcke liegen deutschlandweit ebenso wenige

Daten vor wie über die stofflichen Auswirkungen der ersten Erntemaßnahme.

Kurzumtriebsplantagen, die auf ehemaligen landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen angelegt wurden, bedeuten eine Extensivierung der Bewirtschaftung. Im Gegensatz zur landwirtschaftlichen Produktion ist, abgesehen von der Bestandsbegründung und den damit einhergehenden Vorarbeiten, keine weitere Bodenbearbeitung, Düngung oder Ausbringung von Pflanzenschutzmittel notwendig. Besonders in Trinkwasserschutzgebieten ist dies ein interessanter Punkt, da aufgrund der zu erwartenden geringeren Sickerwassermenge und der fehlenden Stickstoffdüngung eine bessere Sickerwasserqualität zu erwarten ist (Lamersdorf und Schmidt-Walter 2011; Petzold et al. 2010; DBU 2010).

Um die Auswirkungen der Landnutzungsänderung von landwirtschaftlich genutzter Fläche zur Kurzumtriebsplantage auf die Sickerwasserqualität sowie -quantität erfassen zu können, sind umfangreiche Kenntnisse zur Bodenwasserdynamik und zur Bodenwasserchemie erforderlich. Aus diesem Grund wurden im Sommer 2009 auf der KUP sowie auf der landwirtschaftlich genutzten Vergleichsfläche unter anderem je ein zwei Meter breiter und drei Meter tiefer Messschacht installiert. Abbildung 3 links zeigt einen schematischen Schnitt durch solch einen Schacht. Die ausführliche Beschreibung des Messdesigns erfolgte in Niederberger et al. (2010) sowie in Zacios und Nieder-

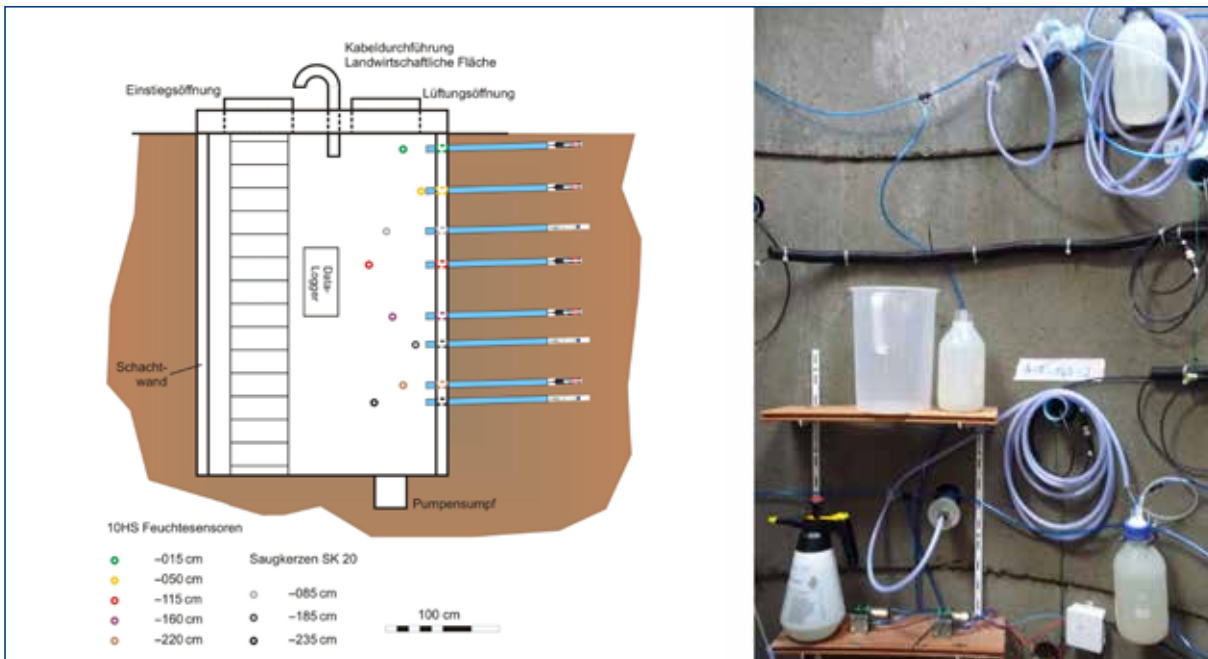


Abbildung 3: Messschacht; links: Schematischer Längsschnitt; rechts: Innenansicht Foto: L. Zimmermann

berger (2011), im Folgenden soll es nur kurz umrissen werden: Der Bodenwassergehalt wird mit FDR-Sonden (10HS, Firma Decagon) in den Tiefenstufen 15, 50, 115 cm und unter der KUP zusätzlich in 160 und 220 cm mit drei bis fünf Wiederholungen gemessen. Die Sonden ermitteln kapazitativ den volumetrischen Wassergehalt des Bodens. Mittels Keramik-Saugkerzen (SK20, Firma UMS München sowie bauähnlichen Saugkerzen aus eigener Herstellung) werden in den Messschächten Sickerwasser aus den Tiefen 85 cm, 185 cm sowie unter der KUP zusätzlich aus 235 cm gewonnen. Der zur Gewinnung der Sickerwasserproben nötige Unterdruck von 400–500 mbar wird je Tiefenstufe automatisch alle sechs Stunden über Pumpen (SP560 EC-LC, Firma Schwarzer Precision) angelegt. Abbildung 3 rechts zeigt die Innenansicht des fertig instrumentierten Schachts. Zu erkennen sind die gläsernen Auffangflaschen für die Bodenwasserproben. In den schwarzen Hüllrohren verlaufen die Kabel der Wassergehaltssonden. Unten im Bild sind die automatischen Pumpen zum Anlegen des Unterdrucks zu erkennen.

Im April 2011, nach der Mais-Aussaat, wurden zur Erfassung der räumlichen Verteilung der Stoffkonzentrationen auf der Ackerfläche vier Messplots mit je vier Saugkerzen in 85 cm Tiefe installiert (Abbildung 4). Die Plots orientierten sich an dem Muster der N_{\min} -Gehalte der N_{\min} -Inventur im Dezember 2010. An diesen Saugkerzen wird seitdem in regelmäßigen Abständen mit einer Handpumpe, seit 2012 dann automatisch alle sechs Stunden ein entsprechender Unterdruck angelegt. Die erhaltenen Proben werden, wie die Niederschlagsproben, im vierzehntäglichen Turnus entnommen.

Zusätzlich zu dem seit 2009 betriebenen Messschacht unter dem nun bereits geernteten Teil dieser KUP wurde im Juli 2013 ein neuer Messgraben unter dem noch nicht geernteten Teil derselben KUP in Betrieb genommen. Entsprechend dem bestehenden Messdesign wurden auch hier in je vier Bodentiefen sowohl FDR-Sensoren zur Erfassung der Bodenfeuchte als auch Saugkerzen zur Gewinnung von Sickerwasserproben installiert. So können seither in Kaufering die Bodenfeuchtedynamik sowie die Stoffkonzentrationen im Sickerwasser unter zwei verschiedenen Bewirtschaftungsstadien parallel beobachtet werden. Zum einen als Fortsetzung der bestehenden Zeitreihe unter ein- (2013) bzw. zweijährigen (2014) Trieben nach der ersten Ernte und zum anderen also unter sechs- (2013) bzw. siebenjährigen (2014) Pappeln noch im ersten Umtrieb auf der gleichen Fläche. Hieraus können für die Praxis wertvolle Empfehlungen bezüglich der Umtriebszeiten abgeleitet werden.



Abbildung 4: Saugkerzenplot (T1) mit vier Saugkerzen auf der Ackerfläche (links im Hintergrund die Intensivmessfläche KUP konv., rechts im Hintergrund KUP ökol.)

Foto: M. Zacios

Aus den mit dem Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90 berechneten Sickerwasserraten und den auf den Versuchsflächen gemessenen Stoffkonzentrationen im Sickerwasser konnten die Stofffrachten, also die Stoffeinträge in den Grundwasserkörper über das Sickerwasser, bestimmt werden. Hierfür wurden die modellierten Sickerwasserraten zwischen zwei Probennahmeterminen mit der Stoffkonzentration der gewonnenen Sickerwasserproben pro Tiefenstufe verrechnet.

Niederschlag, Interzeption und Stammabfluss

Der Niederschlag im Freiland sowie unterhalb der Baumkronen wird sowohl quantitativ als auch qualitativ erfasst. Diese Erhebungen dienen zunächst dazu, die durch Interzeptionsverluste auf der Pappelfläche entstandene Differenz der Niederschlagsmengen zu bestimmen und somit die modellierten Interzeptionsverluste validieren zu können. Der Freilandniederschlag wird mithilfe von drei Bulksammlern (LWF-Sammler, Abbildung 5 links) auf einer der Pappelfläche direkt benachbarten Freifläche aufgefangen. Die Bulksammler haben einen Durchmesser von 203 mm bzw. eine Auffangflächen von $0,032\text{m}^2$.

Als Interzeption wird derjenige Anteil des Niederschlags bezeichnet, der von der Vegetation zurückgehalten wird und von dort direkt wieder in die Atmosphäre verdunstet, somit dem Boden nicht zugeführt wird. Umso größer die Blattfläche, desto höher auch der Anteil des abgefangenen Niederschlags. Zusätzlich zur Interzeptionsverdunstung als Summe aus dem von der Pflanzenoberfläche verdunsteten, interzeptierten Niederschlag (Regen + Schnee) kommt noch im Winter das von der Schneeoberfläche verdunstete Wasser hinzu. Letzteres macht nur einen sehr geringen Betrag



Abbildung 5: Instrumentierung zur Erfassung des Niederschlages; links: Depositionssammler Freiland; mittig: Niederschlagsrinnen zur Erfassung des Bestandsniederschlags unter den Pappeln; rechts Stammabflussrinne Fotos: M. Zacios

aus durch die aufgrund der Höhenlage relativ kurze Dauer der Schneedecke sowie der generell während des Winters niedrigen Verdunstung.

Da sich die Interzeption kaum direkt erfassen lässt, wird sie auf der KUP indirekt über den Bestandsniederschlag, bestehend aus Kronentraufe und Stammabfluss, erhoben. Die Kronentraufe wird über Niederschlagsrinnen gesammelt. Diese wurden nach der DVWK-Richtlinie gebaut (DVWK 1986). Sie haben eine Gesamtlänge von 10 m und eine Öffnungsbreite von 14 cm und damit eine Auffangfläche von 1,4 m². Die Niederschlagsmenge wird ereignisbezogen 100-ml-weise über eine Kippwaage registriert. 2,5 ml pro Kippung werden in eine Sammelflasche geleitet. Die gewonnenen Proben sowohl auf Freiland als auch im Bestand werden in der Regel alle zwei Wochen entleert und anschließend im Labor der LWF analysiert. So können die Stoffeinträge über den Niederschlag als 14-Tages-Summen erfasst werden.

Seit dem Frühjahr 2013 wird neben dem Freilandniederschlag sowie der Kronentraufe an drei Bäumen zusätzlich der Stammabfluss erfasst. Wie bei Buchen begünstigen die trichterförmige Baumkrone sowie die glatte Rinde den Ablauf des interzipierten Niederschlages am Stamm entlang zum Boden. Mit zunehmendem Stammdurchmesser der Bäume hat der Stammabfluss im Laufe der Jahre quantitativ an Bedeutung gewonnen. Die drei Niederschlagskomponenten Freilandniederschlag, Kronentraufe und Stammablauf werden zur Validierung der Modellberechnungen der Interzeption verwendet.

Blattfläche

Für die Berechnung des Wasserhaushalts eines Bestands ist die Blattfläche ein ausschlaggebender Parameter, da der Wasserhaushalt der Pflanze neben den Wurzeln hauptsächlich über die Blätter gesteuert wird. Pflanzen verdunsten über ihre stomatären Öffnungen auf ihren Blättern Wasser. Sie profitieren in zweierlei Hinsicht von diesem Mechanismus. Zunächst gewährleistet der durch die anhaltende Verdunstung verursachte Transpirationssog in der Pflanze eine ständige Nachlieferung von frischem, nährstoffreichem Wasser aus dem Boden. Darüber hinaus schützt die Verdunstung die Pflanze bei starker Sonneneinstrahlung vor Überhitzung. Die Menge an transportiertem Wasser in einer Pflanze wird maßgeblich durch ihre Blattfläche bestimmt. Die Blattfläche eines Bestands wird über den LAI (Leaf Area Index), also dem Blattflächenindex, dargestellt. Der LAI wird in m² projizierte Blattfläche pro m² Bodengrundfläche angegeben und kann Werte zwischen 0 und über 10 annehmen.

Der LAI für Grünland (Bewuchs KUP-Fläche 2007) konnte aus einer Literaturstudie (Breuer et al. 2003) übernommen werden. Für die Jahre 2009, 2010 und 2011 sowie 2013 und 2014 ist der LAI der Pappeln aus den in den Streusammlern gewonnenen Laubproben bestimmt worden. Diese Berechnungen des LAI beruhen auf dem Verhältnis Blattfläche zu Blattmasse.



Abbildung 6: Bestimmung der Durchwurzelungsintensität (Wurzelspitzen pro dm^2)

Fotos: M. Zacios

Durchwurzelung

Ziel der Untersuchungen war es, die Wurzelverteilung bzw. Durchwurzelungsintensität unter KUP sowie deren Unterschiede auf flachgründigen, skelettreichen Standorten bzw. tiefgründigen Standorten zu ermitteln. Sie liefern Informationen zur Tiefenerschließung des Wurzelsystems und erlauben damit eine Einschätzung, bis zu welcher Tiefe dem Boden Wasser entzogen wird. Außerdem können Hinweise auf mögliche Durchwurzelungsbarrieren abgeleitet werden. Angaben zu (maximalen) Durchwurzelungstiefen stellen eine wichtige Grundlage zur Festlegung der Bezugstiefe der für die Ertragsmodellierung verwendeten Wasserhaushaltskenngröße nutzbare Feldkapazität (nFK) dar.

Im März 2011 wurden unter der Kauferinger Kurzumtriebsplantage erstmalig Wurzelspitzenzählungen durchgeführt. Wie auf dem Foto in Abbildung 6 zu erkennen, wurde dafür ein Bodenprofil freigelegt, an welchem anschließend ein 1 m^2 großer Rahmen angebracht wurde. Gezählt wurden quadratdezimeterweise alle Wurzelspitzen mit einem Durchmesser kleiner 2 mm und so insgesamt die Feinwurzeln an zwei Profilwänden aufgenommen. Die maximale Durchwurzelungstiefe der Ackerfrüchte konnte, wie der LAI, aus der Literaturstudie von Breuer et al. (2003) übernommen werden.

Im Herbst 2013 wurden diese Aufnahmen wiederholt, unter Einbeziehen weiterer Kurzumtriebsplantagen auf unterschiedlichen Standorten bzw. Bewirtschaftungsvarianten. Auf dem intensiv untersuchten Löss-Standort sowie auf dem neuen flachgründigen und mageren Schotter-Standort wurden insgesamt 15 m^2 Wurzelprofil aufgenommen. Für die folgenden fünf Nutzungsvarianten liegen Durchwurzelungsintensitäten vor:

Auf dem Schotter-Standort:

- KUP auf Grünland Bestand
(Kürzel S_{GL_B} für Schotter_Grünland_Bestand)
nach fünfter Vegetationsperiode, erster Umtrieb

Auf dem Löss-Standort:

- KUP auf Grünland Bestand L_{GL_B} ,
entspricht KUP konv., nach sechster Vegetationsperiode, erster Umtrieb
- KUP auf Grünland geerntet L_{GL_E} ,
entspricht KUP konv., nach erster Vegetationsperiode, zweiter Umtrieb, also ein Jahr nach der ersten Ernte
- KUP auf Acker Bestand L_{A_B} ,
entspricht KUP biol., nach sechster Vegetationsperiode, erster Umtrieb
- KUP auf Acker geerntet L_{A_E} ,
entspricht KUP biol., nach erster Vegetationsperiode, zweiter Umtrieb, also ein Jahr nach der ersten Ernte

Auf allen Untersuchungsflächen wurden Schürfguben angelegt, die Profile nach AG Boden (2005) angesprochen, Wurzelspitzenzählungen durchgeführt und Bodenproben für die physikalische Laboranalytik entnommen. Anhand von Stechzylinderproben wurde die Trockenrohddichte als wesentlicher Eingangsparameter zur Berechnung von Kenngrößen des Wasserhaushalts bestimmt. Die beprobten Standorte in Kaufering decken ein recht breites Standortspektrum ab. Die Untersuchungsflächen sind charakterisiert durch flachgründige Braunerden aus kalkreichem Flussschotter der Lech-Hochterrasse (»Auenpararendzina«) sowie pseudovergleyte Braunerden bis Parabraunerden aus Lösslehm.



Abbildung 7: links: TDP-Sensoren; rechts: vier TDP- (oben) und vier HRM-Sensoren (unten) parallel an einer 10 cm dicken Pappel Fotos: M. Zacios

Transpiration

Bei der Pappel ist die Transpiration wie bei vielen anderen vegetationsbedeckten Flächen die dominierende Verdunstungskomponente und hat daher besondere Bedeutung für den Wasserhaushalt. Die Modellierung der Transpiration des Pappelbestands konnte jedoch bisher nicht ohne große Unsicherheiten in den Ergebnissen abgeschlossen werden. Aus diesen Gründen sollte in der zweiten Projektphase zur Validierung die Transpiration durch die Messung des Xylem-Saftflusses im Stamm gemessen werden. Zum Einsatz kamen zwei unterschiedliche Messsysteme, Xylemflusssensoren nach GRANIER (TDP) sowie Sensoren nach der HRM-Methode (Burgess et al. 2001). Seit Mai 2013 konnten die während der Sommermonate gemessenen Saftflüsse zur Verifizierung der modellierten Transpirationsraten herangezogen werden.

Installiert wurden für den Zeitraum vom 19. Mai bis 31. Juli 2013 am Löss-Standort zunächst an zwei Bäumen mit einem Durchmesser von 10 cm jeweils vier Graniersonden (SFS2 Typ M, Firma UP GmbH) sowie vier bzw. zwei HRM-Sonden (SFM1, Firma ICT Int. PTY Limited, Australien), um die Anatomie der Pappeln (z. B. die Variabilität des Durchflusses im Stammquerschnitt) besser kennenzulernen. Ab 1. August 2013 bis zum Ende der Vegetationsperiode waren neun Sensoren an neun Bäumen mit repräsentativen Stammdurchmessern angebracht. Seit Beginn der Vegetationsperiode 2013 (Mitte Mai) wurden auf der Schotterfläche ebenfalls neun TDP-Sensoren nach GRANIER an neun repräsentativen Bäumen mit Logger und Energieversorgung installiert.

Das Versuchsdesign während der Vegetationsperiode 2014 hat sich an demjenigen der Vegetationsperiode 2013 orientiert. Von Ende Mai bis September 2014 waren auf der Löss- sowie auf der Schotterfläche, wie in Abbildung 8 zu sehen, jeweils neun TDP-Sensoren

in neun Bäumen angebracht. Die für die Messungen herangezogenen Bäume wurden anhand der Häufigkeitsverteilung der im Winter 2013/2014 erhobenen BHD ausgewählt. Diese Bäume sollen die Bandbreite der auf den jeweiligen KUP vorhandenen BHDs möglichst gut abdecken. Die sensibleren HRM-Sensoren verfügen unter anderem über zwei Messpunkte pro Messnadel und liefern so auch Informationen über die radiale Verteilung des Saftflusses im Stamm. Eine gute Kenntnis der Baumanatomie ist äußerst wertvoll, wenn die gemessenen Saftflussraten auf den gesamten Stamm umgerechnet werden. Die sechs vorhandenen HRM-Sensoren wurden paarweise aus verschiedenen Richtungen in einen Stamm mit bestimmtem Durchmesser eingebaut. Die Sensoren wurden im Laufe des Sommers mehrmals umgesetzt, um die räumliche Verteilung des Saftflusses innerhalb möglichst vieler Stämme unterschiedlicher Durchmesser zu erfassen.

Mithilfe der beschriebenen Sensoren werden die Saftflussdichten in cm^3 pro cm^2 pro Stunde am Messpunkt bestimmt. Um nun die Transpirationsleistung des gesamten Baumes berechnen zu können, ist es hilfreich, die Fläche des wasserleitenden Querschnitts der Bäume zu kennen. Zu diesem Zweck wurden zum einen bei der Erntemaßnahme im Winter 2012/2013 Stammscheiben gefällter Bäume vermessen sowie Kernbohrungen der bemessenen Bäume mithilfe eines Zuwachsbohrers durchgeführt.

Wasserhaushaltsmodell LWF-BROOK90

Der Wasserhaushalt einer Fläche definiert sich hauptsächlich über die Komponenten Niederschlag, Verdunstung sowie Versickerung. Die Niederschlagsmenge ist relativ einfach zu erfassen, anders verhält es sich jedoch mit der Transpiration und vor allem der Infiltration. Diese beiden Parameter lassen sich nur mit erheblichem technischen Aufwand bestimmen. Für



Abbildung 8: Saftflussmessungen mit TDP-Sensoren; links: Löss-Standort; rechts: Schotter-Standort

Fotos: M. Zacios

Fragestellungen zur Grundwasserneubildung sowie zu Stoffeinträgen ins Grundwasser werden deshalb oft Wasserhaushaltsmodelle zu ihrer Beantwortung herangezogen.

Das Wasserhaushaltsmodell BROOK90 (Federer 1995) ist ein deterministisches, prozessorientiertes Modell zur Beschreibung aller Komponenten der Wasserbilanz in täglicher Auflösung. Es rechnet mit einem mittleren Parametersatz, so dass es in erster Linie standortbezogen eingesetzt wird. Eingeschränkt ist es auch für kleinere homogene Einzugsgebiete (bis einige km²) anwendbar (Kennel 1998; Zimmermann et al. 2000). Im Modell BROOK90 wird zur Berechnung der Verdunstung der Widerstandsansatz nach Shuttleworth und Wallace (1985) verwendet, der eine Weiterentwicklung der Berechnung der Verdunstung nach Penman-Monteith darstellt, um in einem einschichtigen Bestand neben Transpiration und Interzeption auch die Boden evaporation berechnen zu können. Die detaillierte, physikalisch begründete Abbildung des Wasserhaushalts im Modell bedingt eine Vielzahl von Parametern.

Zur Berechnung des Wasserhaushalts sind tägliche Messwerte für den Niederschlag, die Luftfeuchte, die Windgeschwindigkeit, die Globalstrahlung sowie das Tagesminimum und -maximum der Lufttemperatur erforderlich. Der Interzeptionsverlust wird mithilfe eines einfachen Speicheransatzes, getrennt für Schneefall oder Regen, ermittelt. Die Speicherkapazität des Kronenraums ist dabei vom Blatt- und Stammflächenindex des Bestands sowie der mittleren, monatspezifischen Dauer eines Niederschlagsereignisses abhängig. Bei der Berechnung der Interzeptionsverdunstung wird der Bestandswiderstand auf null gesetzt und der aerodynamische Widerstand in Abhängigkeit von der Bestandshöhe verwendet. Eine potenzielle Transpiration wird über den Ansatz von Shuttleworth and Wallace (1985)

in Abhängigkeit von der maximalen Blattleitfähigkeit berechnet, reduziert in Abhängigkeit von Luftfeuchte, Temperatur und Strahlungstransmission. Der aerodynamische Widerstand hängt von einem saisonal veränderlichen Blattflächenindex sowie der Bestandshöhe ab. Die Boden evaporation wird durch den Bodenwassergehalt in der obersten Bodenschicht gesteuert.

Die Schneeschmelze aus der Schneedecke basiert auf dem Tagesgradverfahren und berücksichtigt die Temperatur und den Flüssigwassergehalt der Schneedecke. Der Tagesgradfaktor wird in Abhängigkeit vom Blatt- und Stammflächenindex verändert. Die Evaporation von der Schneedecke hängt von den aerodynamischen Widerständen und dem Wasserdampfgradienten ab und wird mit einem empirischen Faktor reduziert.

Der Bodenwasserfluss kann zweigeteilt als Matrix- und Makroporenfluss berechnet werden. Zunächst kann über Parameter des Makroporenflusses gesteuert werden, wie sich das infiltrierte Wasser über das Bodentiefenprofil verteilt und wie hoch der Anteil ist, der direkt als schneller Zwischenabfluss in den Makroporen dem Vorfluter zufließt. Der Anteil des Oberflächenabflusses ergibt sich aus dem Anteil der Sättigungsflächen im Einzugsgebiet. Je nach Sättigung und Hangneigung werden auch in den einzelnen Bodenschichten Lateralflüsse modelliert, die zum »Interflow« beitragen. Der Matrixfluss wird über die Darcy-Richards-Gleichung simuliert. Durch die Transpiration wird jeder Bodenschicht je nach ihrer Durchwurzelungsintensität sowie ihrem Matrixpotenzial Wasser entzogen. Die aktuelle Transpiration ergibt sich dann aus dem Minimum von potenzieller Transpiration und der Bodenwassernachlieferung, die bestimmt wird durch den Widerstand des Wasserflusses, von der Wurzelverteilung und dem Wasserpotenzial der Bodenschichten. Die Parametrisierung der Bodenwassercharakteristik $\psi = f(\Theta)$ sowie der hydrau-

lischen Leitfähigkeit $k=f(\Theta)$ erfolgt über eine modifizierte Funktion nach Mualem-Van Genuchten. Eine Grundwasserkomponente am Gesamtabfluss kann als konstanter Anteil des Grundwassers je Tag festgelegt werden, zusätzlich kann Undichtigkeit eines Einzugsgebiets berücksichtigt werden.

An der bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) wurde zum Originalprogramm eine eigene Simulationsumgebung mit Anbindung an eine Access-Datenbank entwickelt (Hammel und Kennel 2001). Modifikationen wurden bei der Parametrisierung der bodenhydraulischen Funktionen, der Zeitschrittsteuerung und dem Wurzelwachstum durchgeführt. Da nicht alle Eingabeparameter als vor Ort gemessene Größen vorliegen, wurden für einige Parameter Schätzverfahren implementiert. Die bodenhydraulischen Funktionen werden aus Pedotransferfunktionen abgeleitet.

Mithilfe des Modells LWF-BROOK90 wurden die Komponenten des Wasserhaushalts der beiden Flächennutzungen Acker und Kurzumtriebsplantage berechnet. In dieses Modell fließen die gesammelten

Informationen ein, sowohl Informationen über Witterungsverhältnisse sowie über die Bodenverhältnisse (Korngrößenzusammensetzung, Lagerungsdichte etc.) als auch Angaben über die Pflanzenentwicklung (z. B. Blattfläche und Durchwurzelungsintensität). Zur Validierung des Modells wurden die gemessenen Bodenwassergehalte sowie der gemessene Bestandsniederschlag unter KUP herangezogen.

Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Geländeerhebungen sowie der Wasserhaushaltsmodellierung vorgestellt. Zunächst werden die Aufnahmen der Durchwurzelung besprochen, bevor auf die Bodenfeuchtedynamik unter den verschiedenen Nutzungsvarianten verglichen wird. Anschließend wird auf die Kalibrierung sowie Validierung des Wasserhaushaltsmodells eingegangen sowie die berechneten Wasserhaushaltskomponenten mit besonderem Schwerpunkt auf der Grundwasserneubildung von Acker und KUP

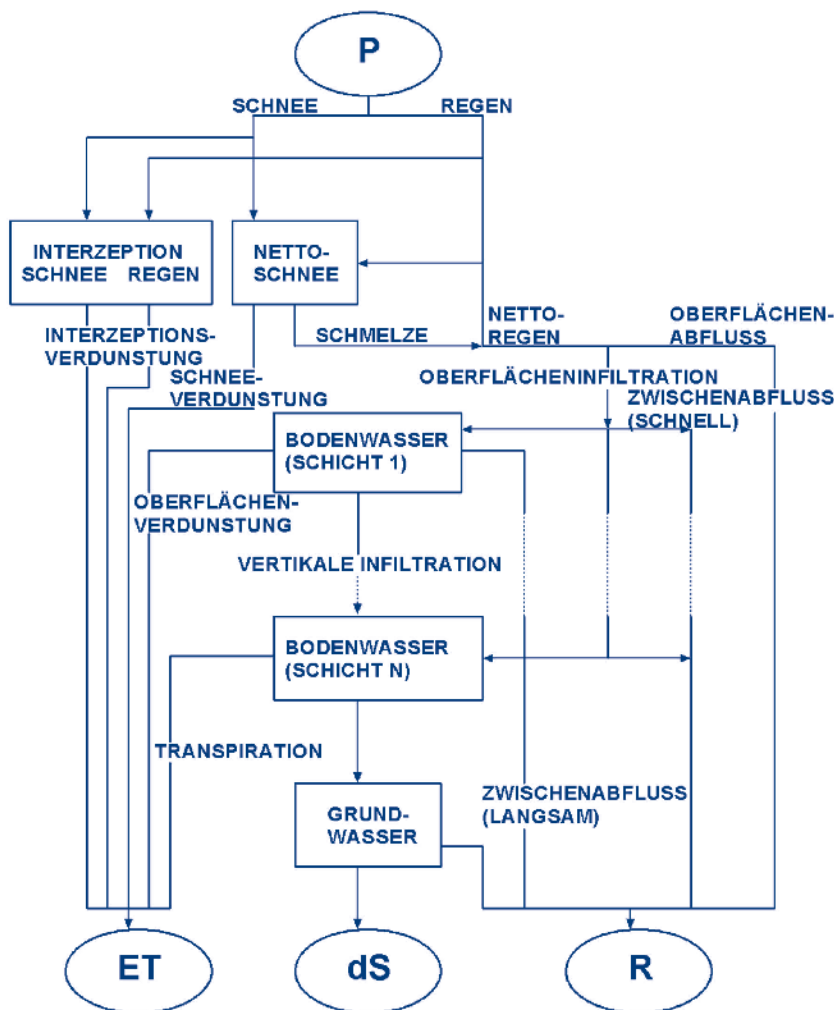


Abbildung 9:
Flussdiagramm von
BROOK90,
P: Niederschlag,
ET: Evapotranspiration,
dS: Tiefensickerung,
R: Abfluss
(SIEMENS 1998)

gezeigt. Zuletzt werden die erfassten Stoffkonzentrationen im Sickerwasser und die daraus berechneten Stoffausträge vorgestellt.

Durchwurzelung

Die Untersuchungen zur Durchwurzelungsintensität unter KUP wurden auf den zuvor beschriebenen fünf Nutzungsvarianten L_GL_B; L_GL_E; L_A_B; L_A_E sowie S_GL_B durchgeführt. Links oben in Abbildung 10 sind die Durchwurzelungsintensitäten der drei fünf bzw. sechs Jahre alten KUP-Bestände einander gegenübergestellt. Die Varianten L_GL_B sowie S_GL_B unterscheiden sich in den oberen 30 cm kaum voneinander, die Variante L_A_B sticht hier etwas hervor. Auf dieser Fläche wurde im Anlagejahr und auch später kein Herbizid aufgebracht. Die höhere Durchwurzelungsintensität könnte zum einen auf die nach wie vor noch verbreitet vorkommende Begleitvegetation zurückzuführen sein. Zum anderen wäre es möglich, dass die Pappeln auf dieser Fläche durch die größere Konkurrenz mit der Begleitvegetation in den ersten Jahren mehr Feinwurzeln ausbilden mussten

um sich ausreichend mit Wasser und Nährstoffen zu versorgen. Anzumerken ist des Weiteren, dass auf der Schotterfläche lediglich bis 70 cm Bodentiefe Wurzeln zu finden waren. Auf den Lössflächen konnten vereinzelt Wurzeln auch bis 100 cm erfasst werden. Einzelne Senkwurzeln haben, wie beim Einbau des neuen Messgrabens beobachtet, den Boden auch noch bis in größere Tiefen erschlossen.

Anders verhält es sich bei den geernteten KUP-Varianten (rechts oben in Abbildung 10). Die KUP auf Grünland ist deutlich windexponierter als die zwischen zwei weiteren KUP-Beständen liegende geerntete KUP auf Acker. Im Frühjahr nach der Ernte konnten so auf KUP_GL_E deutlich mehr Samen aus den benachbarten Flächen angeweht werden als auf KUP_A_E. Die flächendeckende Grasvegetation unter den einjährigen Trieben spiegelt sich deutlich in der Durchwurzelungsintensität bis 30/40 cm wider. Diese Tatsache muss auch bei der Modellierung des Wasserhaushalts berücksichtigt werden. Vergleicht man die beiden unteren Diagramme in Abbildung 10, wird der Unterschied ebenfalls deutlich.

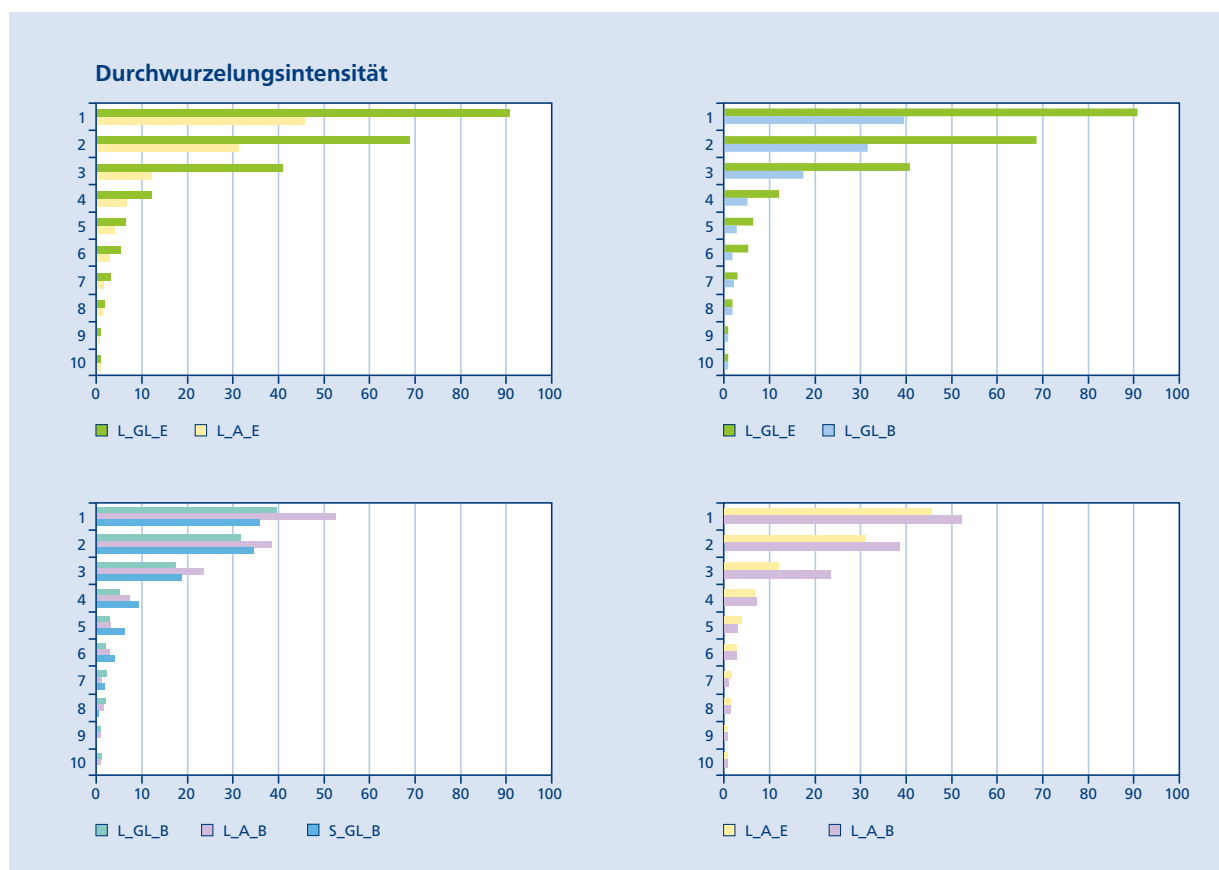


Abbildung 10: Durchwurzelungsintensitäten pro Dezimeter Bodentiefe (1–10) [Wurzelspitzen/dm²] der Standorte in Kaufering; beprobt wurden folgende Varianten: Schotter-Standort mit Vornutzung Grünland (S_GL_B), Löss-Standort mit Vornutzung Grünland (L_GL_B), Löss-Standort mit Vornutzung Acker (L_A_B), alle Beprobungen im Bestand. Dargestellt ist der mittlere Feinwurzelanteil aus allen am Standort beprobten Profilen.

In Abbildung 11 zeigt sich trotz der Unterschiede zwischen den einzelnen Varianten jedoch ein deutlicher Trend. Unter allen Flächen wurden rund 70% der Wurzeln in 0–20 cm gefunden, 82–88% der Wurzeln wurden in den oberen 30 cm gezählt.

Bodenfeuchtdynamik unter KUP

Im Jahresverlauf zeigen die unter der Kurzumtriebs-
 plantage gemessenen volumetrischen Bodenwasser-
 gehalte der fünf Messtiefen deutliche Unterschiede
 zueinander (Abbildung 12). Naturgemäß reagieren
 die Bodenfeuchten in 15 cm besonders sensibel auf

die Witterungsverhältnisse. Diese direkten Reaktionen
 nehmen mit zunehmender Bodentiefe erwartungs-
 gemäß ab. Die sukzessive Erschließung des Bodens mit
 Wurzeln sowie der steigende Wasserbedarf der rasant
 wachsenden Pappeln spiegeln sich in den Messungen
 wider. Im Herbst 2009 ist der Wasserentzug während
 der Vegetationsperiode bis 115 cm Tiefe zu erkennen.
 2010 gehen die Bodenfeuchten bereits bis in 160 cm,
 analog zu den darüber liegenden Tiefen, etwas zurück.
 Ab 2011 ist auch in dieser Tiefe eine deutliche und
 lang anhaltende Senkung der Bodenwassergehalte er-
 reicht worden, welche sich analog sogar bis in 220 cm

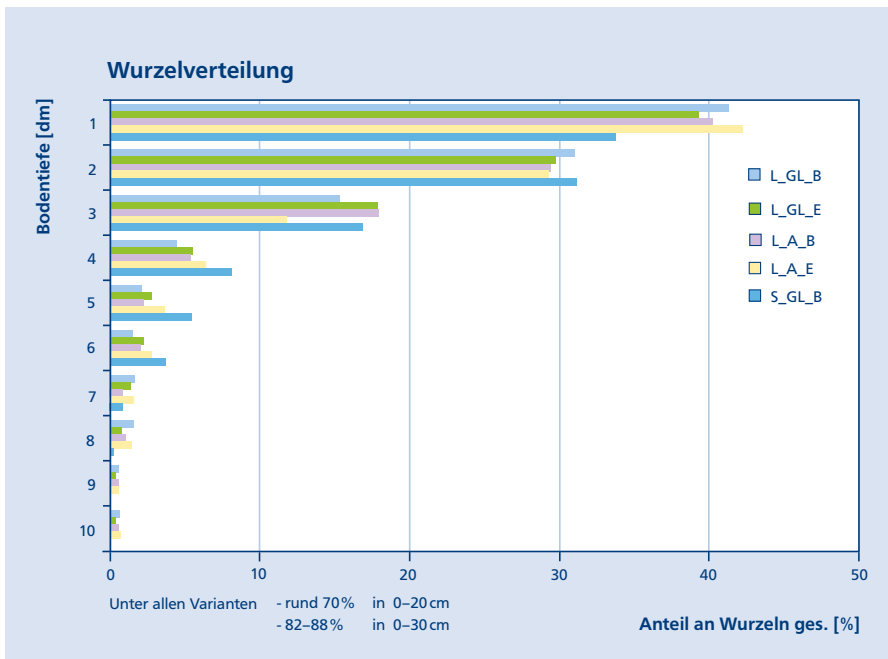


Abbildung 11: Verteilung der Wurzeln mit der Bodentiefe [%] aller Varianten

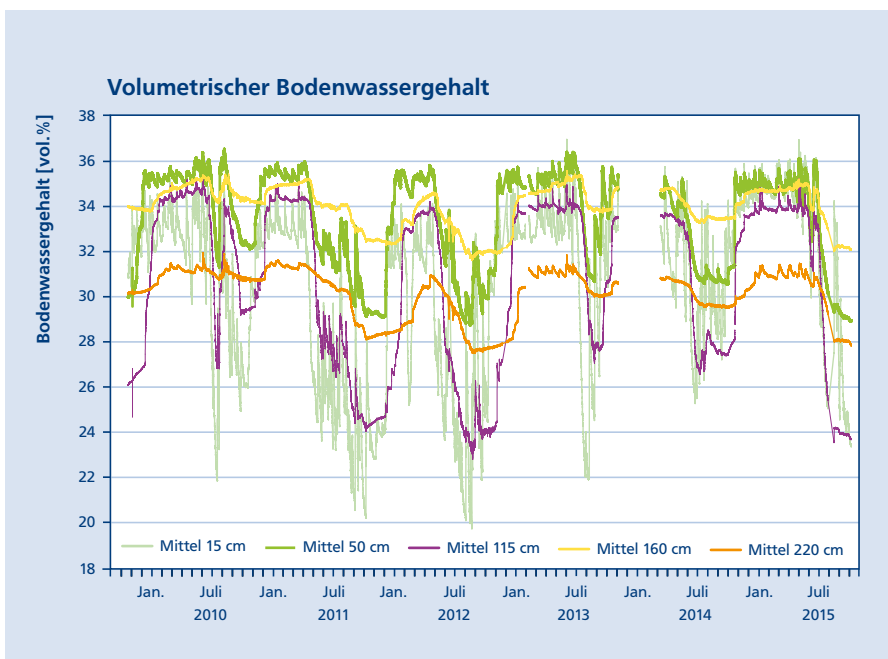


Abbildung 12: gemessener volumetrischer Bodenwassergehalt [%] unter KUP; Tiefen 15, 50, 115, 160, 220 cm; 10/2009 – 10/2015

Tiefe nachvollziehen lässt. Von einer Wasseraufnahme durch die Pflanze ist in diesen Tiefen allerdings bei gegebenen Standortbedingungen nicht auszugehen, wahrscheinlicher ist der Wasserentzug durch kapillaren Aufstieg. Klar zu erkennen ist auch die zeitlich verzögerte Wiederbefeuchtung des Bodens mit zunehmender Tiefe. Im Jahr nach der ersten Ernte (2013) liegen die minimalen Bodenfeuchten aus allen Tiefen in etwa auf dem Niveau vom dritten Jahr nach Anlage der KUP 2010. Mit zunehmendem Alter des zweiten Umtriebs wird auch der Bodenwasserspeicher wieder bis in größeren Bodentiefen genutzt.

Pappeln und auch Weiden haben einen verhältnismäßig hohen Wasserbedarf, welcher die Grundwasserspende unter KUP verglichen mit einjährigen Ackerkulturen reduziert. Für diesen erhöhten Wasserbedarf sind im Wesentlichen folgende vier Bedingungen verantwortlich:

Die längere Vegetationsperiode der Bäume: Während der Acker bereits im Hochsommer abgeerntet ist, verbrauchen die Bäume noch bis in die Herbstmonate hinein das im Boden gespeicherte Wasser.

Die größere Blattfläche der Bäume: Sie ist die treibende Kraft für die erhöhte Transpiration.

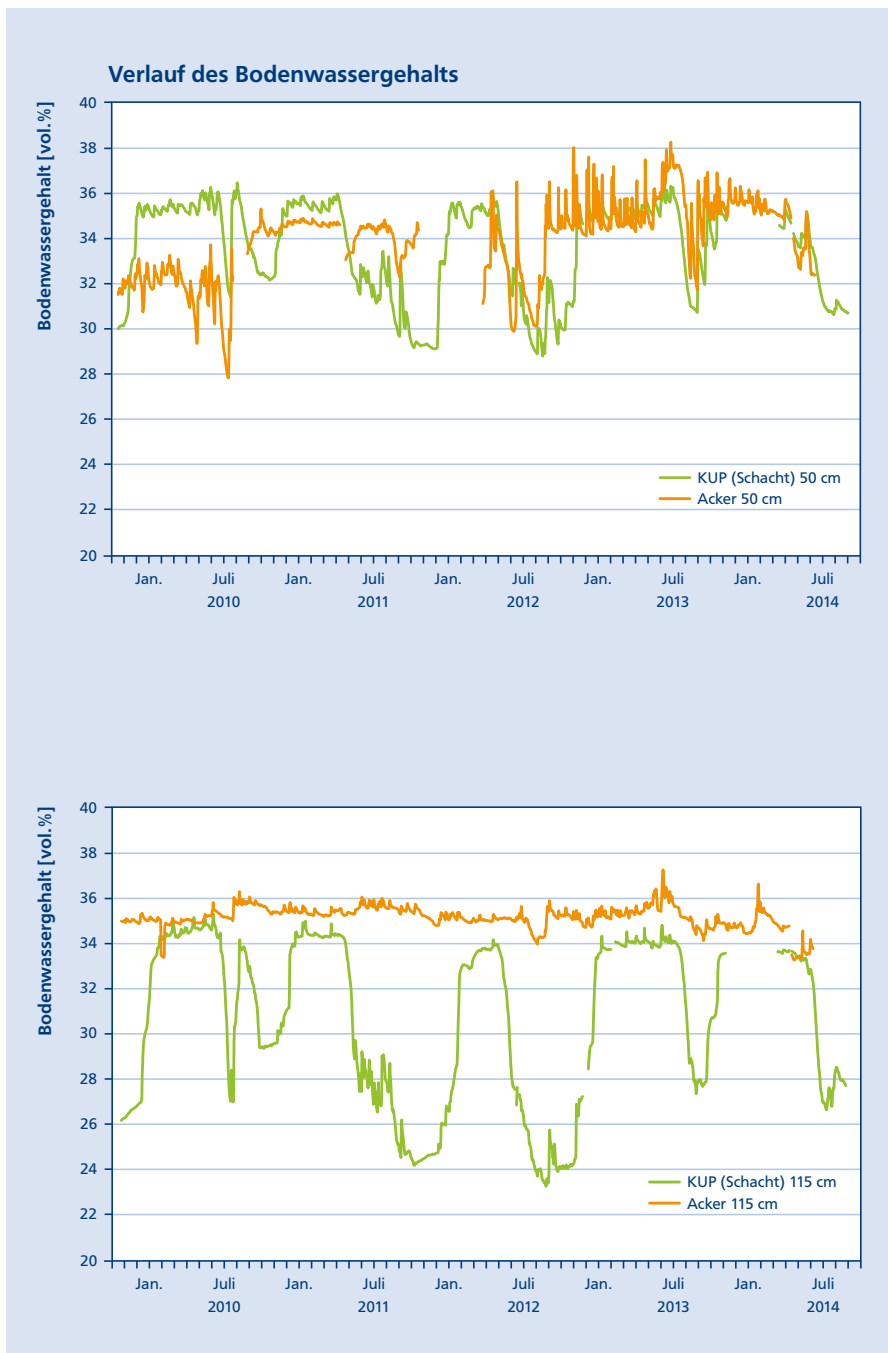


Abbildung 13: Verlauf des Bodenwassergehalts [Vol.-%] unter KUP (grün) und Acker (orange) in 50 cm Bodentiefe; deutlich ist die frühere Auffüllung des Bodenwasserspeichers unter Acker in den Spätsommer/Herbstmonaten zu erkennen.

Abbildung 14: Verlauf des Bodenwassergehalts [Vol.-%] unter KUP (grün) und Acker (orange) in 115 cm Bodentiefe; deutlich ist die tiefere Ausschöpfung des Bodenwasserspeichers unter KUP im Vergleich zu den einjährigen Ackerkulturen zu erkennen.

Die tiefere Erschließung des Bodens über die mehrjährigen Wurzelstöcke: Besonders in größeren Tiefen wird dem Boden so mehr Wasser entzogen und es bedarf, abhängig vom Standort, einer verhältnismäßig längeren Zeitspanne, bis der Bodenwasserspeicher im Herbst wieder gefüllt ist und Grundwasserneubildung stattfinden kann (Abbildung 14).

Das schnelle Wachstum der KUP-Bäume: Für die rapide Biomasseproduktion wird viel Wasser benötigt.

Die Unterschiede in der Länge der Vegetationsperiode sind besonders deutlich an der schnelleren Wiederbefüllung des Bodenwasserspeichers unter einjährigen Kulturen aus Abbildung 13 ersichtlich. Hier ist die gemessene Bodenfeuchte in 50 cm unter den beiden Kulturen dargestellt. In den Herbstmonaten dauert es unter KUP deutlich länger, bis der Bodenwasserspeicher wieder Feldkapazität erreicht hat.

Besonders deutlich wird der Unterschied im Wasserverbrauch zwischen Ackerkulturen und Pappelplantagen an den Bodenfeuchten in 115 cm Tiefe (Abbildung 14). Während in dieser Tiefe unter Acker, wenn überhaupt, lediglich geringe Bodenfeuchterückgänge in den Hochsommermonaten zu verzeichnen waren, zeigt die Bodenfeuchte unter Pappeln hier noch einen sehr deutlich ausgeprägten Jahresgang. Die Boden-austrocknung im Jahr nach der ersten Ernte kann in dieser Tiefe mit jener 2010, also im dritten Jahr nach Anlage der KUP verglichen werden. Die Zeitspanne, in der eine Senkung des Bodenwasservorrats zu verzeichnen war, ist jedoch witterungsbedingt deutlich kürzer als 2010, so dass in diesem Jahr mit größeren Sickerwassermengen zu rechnen ist.

Vergleich KUP verschiedener Umtriebszeiten

In Abbildung 15 sind schließlich die zwischen Juli 2013 und September 2015 im neuen Messgraben erfassten Bodenfeuchten jenen des seit 2009 bestehenden Messschachts gegenübergestellt. Der Messschacht (hellgrüne Linie) befindet sich unter dem im Januar 2013 geernteten und wieder neu ausgetriebenen Teilbestand der KUP, der Messgraben liegt im »Altbestand« der KUP unter sechsjährigen (2013) bis achtjährigen (2015) Pappeln. Die Messtiefen entsprechen mit 15, 50, 115 sowie 160 cm jenen des Schachts. In 15 cm scheint die geerntete KUP-Fläche den Boden etwas stärker auszutrocknen (Abbildung 15, links oben). Diese Beobachtung passt sehr gut mit den ermittelten Durchwurzelungsintensitäten der beiden Flächen zusammen (Abbildung 10 unten links, L_GL_B und L_GL_E). In dieser Tiefe könnte der erhöhte Wasserentzug auf der geernteten Fläche vor allem durch die flächendeckende Begleitvegetation bedingt worden

sein. In 50 cm Bodentiefe (Abbildung 15, rechts oben) ist unter den beiden Nutzungsvarianten auf den ersten Blick kein größerer Unterschied im Wasserentzug zu erkennen. Betrachtet man nun den Bodenfeuchteverlauf in 115 cm in Abbildung 15 links unten, ist zu erkennen, dass im Hochsommer der Boden unter der geernteten Fläche wiederum etwas trockener wird als unter dem »Altbestand«. In 160 cm Bodentiefe (Abbildung 15 rechts unten) verhält es sich genau anders herum. Dies kann auf die leicht abweichenden Unterschiede in den Bodenarten der beiden Messstandorte zurückzuführen sein. In 115 cm ist der Boden unter dem Altbestand im Vergleich zur geernteten Fläche etwas schluffiger, dafür weniger sandig. In 160 cm wiederum ist der Boden unter dem Altbestand deutlich sandiger. Die Pappeln im »Altbestand« mit einem mittleren BHD von 8 bis 10 cm scheinen dem Boden in 160 cm Bodentiefe deutlich Wasser zu entziehen, wohingegen sich der Wasserentzug des geernteten Bestands auf die darüber liegenden Bodenschichten zu konzentrieren scheint.

Transpiration

Im Folgenden sollen nur beispielhaft die berechneten Transpirationsraten [l/Tag] zweier Bäume (L5 und L4) mit unterschiedlichem Brusthöhendurchmesser (BHD 14 bzw. 9,5 cm) gezeigt werden. Abbildung 16 zeigt die Kernbohrungen durch die zwei bemessenen Bäume (L5 oben; L4 unten). An der dunklen Färbung des Stamminneren ist das Kernholz deutlich zu erkennen. Lediglich im helleren, äußeren Bereich (Splintholz) findet Saftfluss statt. Die Unterschiede zwischen den Bäumen aber auch innerhalb des Stammes zwischen den Windrichtungen sind deutlich zu erkennen. Die aus den Kernbohrungen aller bemessenen Bäume erhaltenen Informationen werden zur Bestimmung der Transpirationsraten für den gesamten Baum aus den Punktmessungen verwendet.

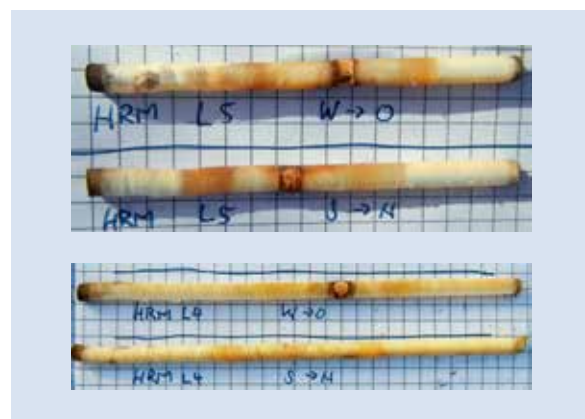


Abbildung 16: Kernbohrungen durch die Bäume L4 mit BHD 14 cm (unten) sowie L5 9,5 cm (oben) Foto: M. Zacios

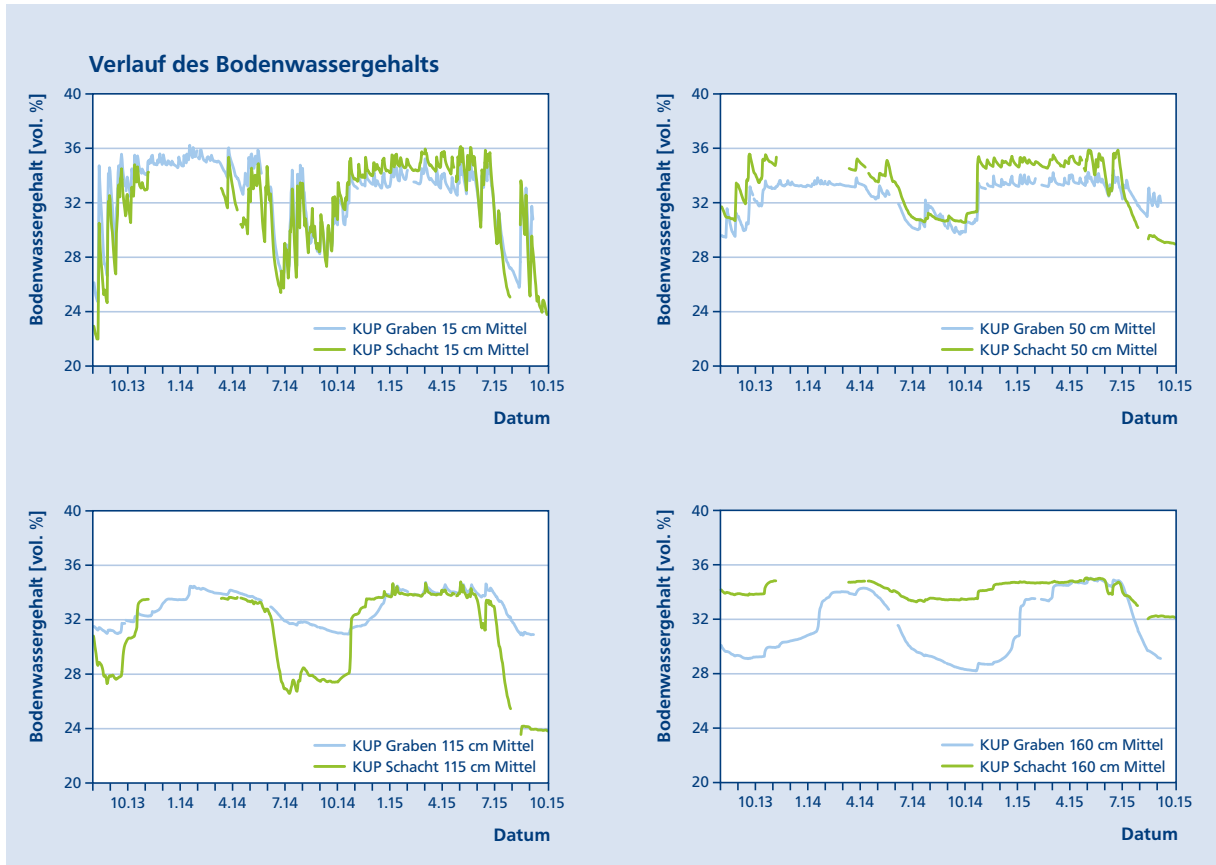


Abbildung 15: Verlauf des Bodenwassergehalts [vol. %] unter KUP erstmals geerntet Winter 2012/2013 (grün) und KUP im ersten Umtrieb 6- bis 8-jährig (blau); Zeitraum: Juli 2013 bis September 2015; 15 cm Bodentiefe (links oben); 50 cm Bodentiefe (rechts oben); 115 cm Bodentiefe (links unten) sowie 160 cm Bodentiefe (rechts unten)

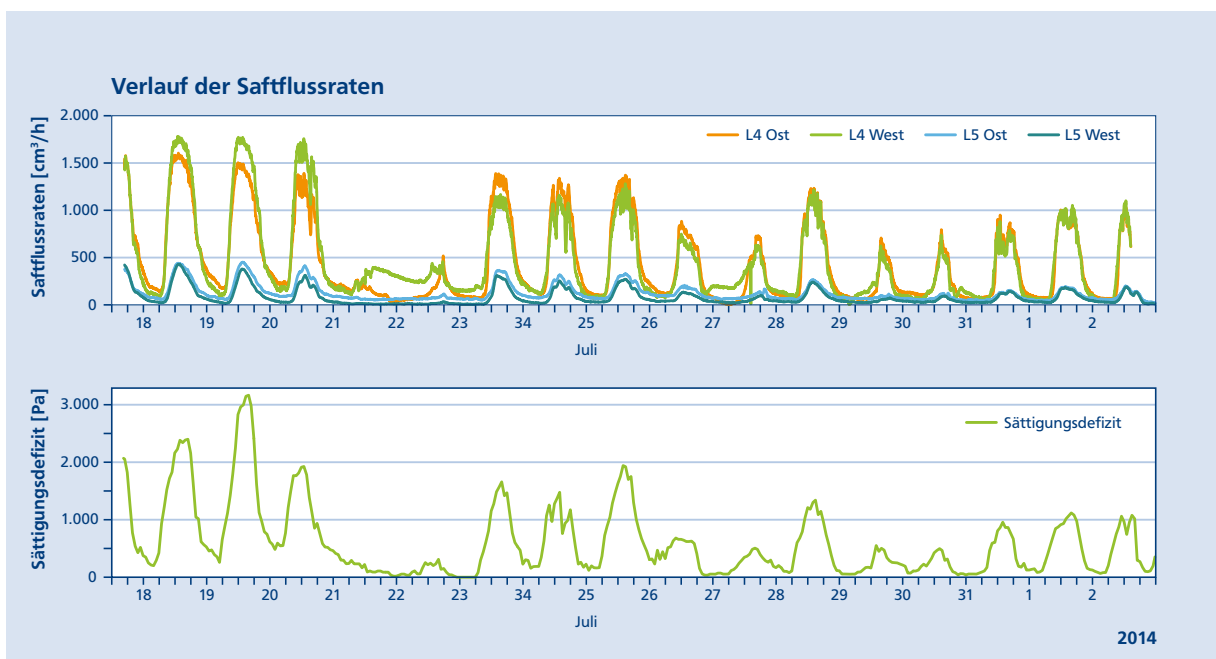


Abbildung 17: (oben) Saftflussraten [cm³/Stunde] der Bäume L4 mit BHD 14 cm sowie L5 9,5 cm jeweils im Westen und Osten des Stammes; (unten) Sättigungsdefizit (Pa)

In Abbildung 17 sind die aus den Messungen berechneten Saftflussraten für den Zeitraum vom 18. Juli bis 2. August 2014 einander gegenübergestellt. L5 zeigt erwartungsgemäß auf den gesamten Stamm berechnet deutlich geringere Saftflussraten von im Maximum $500 \text{ cm}^3/\text{Stunde}$, wohingegen L4 maximale Raten von über $1.600 \text{ cm}^3/\text{Stunde}$ besonders zu Beginn der dargestellten Zeitreihe aufweist. Vergleicht man nun den Verlauf des Sättigungsdefizits des Wasserdampfdrucks in Abbildung 17 unten mit jenem der Saftflussraten ist ein deutlicher Zusammenhang zwischen beiden zu erkennen. Dies zeigt auch den direkten Zusammenhang zwischen gemessenem Xylemfluss und Transpiration. Neben der aktuellen Globalstrahlung und den Windverhältnissen ist das Sättigungsdefizit der Luft eine zentrale Steuergröße für die Transpiration. Das Sättigungsdefizit wird berechnet aus der relativen Luftfeuchte und der Lufttemperatur und beschreibt die Differenz zwischen dem Sättigungsdampfdruck zum aktuell vorhandenen Wasserdampfdruck in der Luft, also

wie viel die Luft noch an zusätzlichen Wasserdampf aufnehmen kann. Neben dem Sättigungsdefizit spielen aber auch die Globalstrahlung (über Blatttemperatur) und der Wind (Feuchtigkeitsaustausch) eine Rolle für die Transpiration.

Wasserhaushaltsmodellierung

Bevor die für Acker und KUP berechneten Wasserbilanzen sowie die Grundwasserneubildungsraten dargestellt werden können, wird an dieser Stelle zunächst die Kalibrierung sowie Validierung des Wasserhaushaltsmodells und somit kurz auf die Modellgüte eingegangen.

Die beschriebenen gemessenen Bodenfeuchten wurden zur Kalibrierung des Bodenwasserhaushaltsmodells LWF-BROOK90 verwendet. In den folgenden Abbildungen ist der berechnete Bodenwassergehalt über das gesamte Bodenprofil in mm dem aus den Messungen ermittelten gegenüber gestellt (für KUP in Abbildung 18, für Acker in Abbildung 19). Zusätzlich

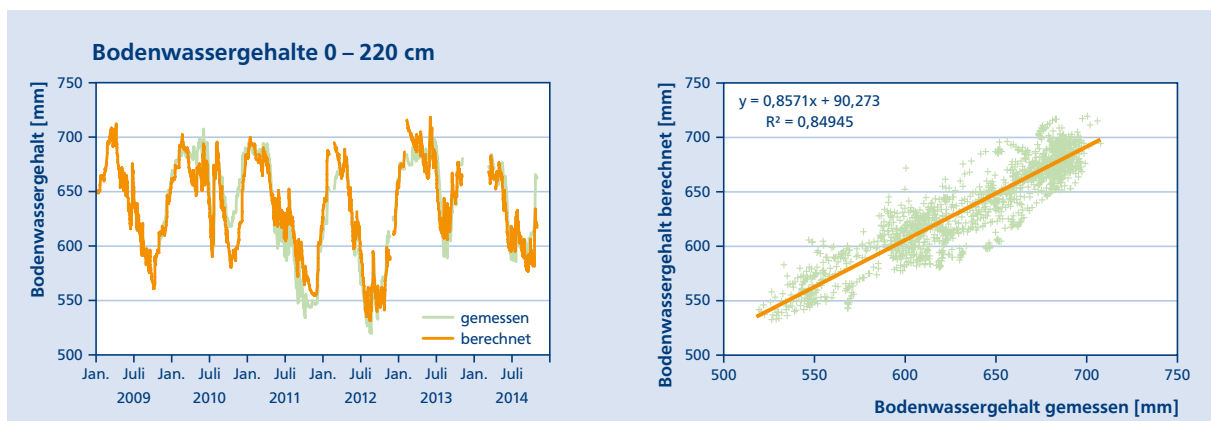


Abbildung 18: links: Bodenwassergehalte im Hauptwurzelsbereich der KUP 0–220 cm gemessen (grün) und berechnet (orange); rechts: gemessene vs. berechnete Bodenwassergehalte.

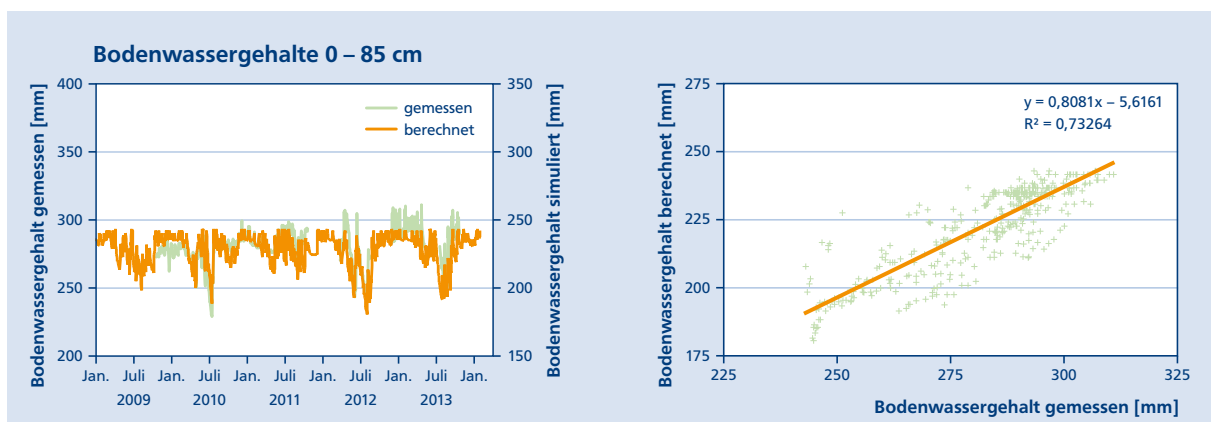


Abbildung 19: links: Bodenwassergehalte im Hauptwurzelsbereich des Ackers 0–85 cm gemessen (grün) und berechnet (orange); rechts: gemessene vs. berechnete Bodenwassergehalte

sind die Korrelationskoeffizienten der jeweiligen Zeitreihen zueinander dargestellt (gleiche Abbildungen jeweils rechts). Mit einem zufriedenstellenden Endstand konnte die Berechnung der Bodenfeuchtedynamik der KUP-Fläche abgeschlossen werden ($R^2 = 0,85$). Ausgenommen einiger weniger Wiederbefeuchtungsphasen sowie den maximalen Austrocknungen des Bodens konnte die Bodenwasserdynamik mit dem Modell sehr gut nachvollzogen werden.

Etwas weniger gut aber immer noch zufriedenstellend gelang die Modellkalibrierung auch auf der Ackerfläche ($R^2 = 0,73$). Die Parametrisierung für den Acker war nicht ganz trivial, da LWF-BROOK90 schwerpunktmäßig zur Berechnung von Waldbeständen konzipiert wurde und deshalb entsprechende Anpassungen z. B. in der Dynamik des Wurzelwachstums angestellt werden musste. Mithilfe der 2012 zusätzlich installierten Bodenfeuchtesensoren in 5 und 30 cm konnte jedoch eine deutliche Verbesserung der Modellgüte erreicht werden.

Validierung der modellierten Interzeption über die gemessene Kronentraufe sowie den Stammabfluss

Unter dem Bestandsniederschlag wird im Allgemeinen der Niederschlag verstanden, welcher unterhalb der Baumkronen bzw. in diesem Fall, unterhalb der Ackerfrucht auf den Boden gelangt. Er ergibt sich also aus der Differenz zwischen Freilandniederschlag und den Interzeptionsverlusten. In den Abbildungen 20 und 21 sind der aus den Klimastationsdaten ermittelte Freilandniederschlag, der über die Bestandsrinnen erfasste Bestandsniederschlag unter KUP (BS-NS), die modellierte Interzeption (INTmod) sowie die Summe aus gemessenem Bestandsniederschlag und modellierter Interzeption (BS-NS+INTmod) jeweils kumuliert für die Zeiträume November 2009 bis Mai 2012 bzw. für das hydrologische Jahr 2014 einander gegenübergestellt. Der Vergleich des Freilandniederschlags mit der Summe des gemessenen Bestandsniederschlags und der modellierten Interzeption bietet eine gute Möglichkeit die Berechnungen der Interzeption zu validieren. Diese beiden Kurven verlaufen erfreulich parallel, die Interzeption wird im Modell also zufriedenstellend nachvollzogen. Der Vergleichbarkeit halber werden hier diejenigen Zeiträume aufgetragen, für die korrekte Bestandsniederschlagsmessungen unter KUP zur Verfügung standen. Die Lücken begründen sich durch Messausfälle beispielsweise bedingt durch das Einfrieren der Wippe in den Wintermonaten. Der in der Summe am Ende des Messzeitraums festgestellt Unterschied beläuft sich auf 100 mm für die erste Periode von 2,5 Jahren und auf 30 mm für das Jahr 2014. Die

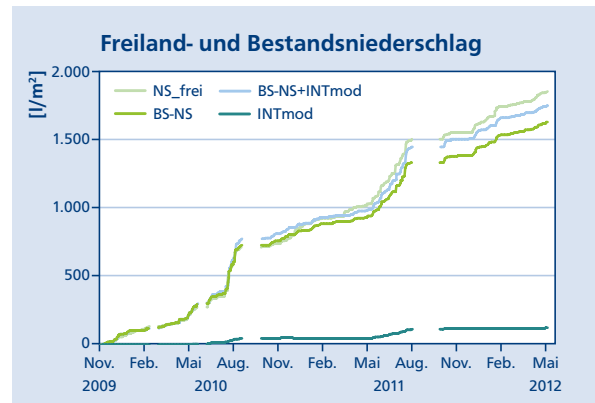


Abbildung 20: Niederschlag (NS_frei), Summe aus gemessenem Bestandsniederschlag und berechneter Interzeption (BS-NS+INTmod); Bestandsniederschlag (BS-NS) sowie berechnete Interzeption (INTmod) jeweils in mm kumuliert für den Zeitraum November 2009 bis Mai 2012

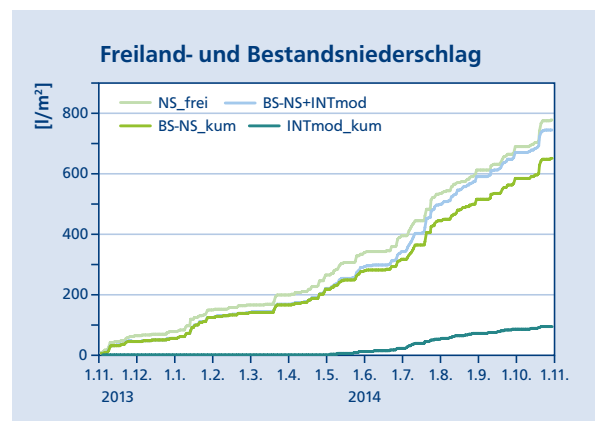


Abbildung 21: Niederschlag (NS_frei), Summe aus gemessenem Bestandsniederschlag (nur Kronentraufe) und berechneter Interzeption (BS-NS+INTmod); Bestandsniederschlag (BS-NS) sowie berechnete Interzeption (INTmod) jeweils in mm kumuliert für das hydrologische Jahr 2014 (Zeitraum November 2013 bis Oktober 2014)

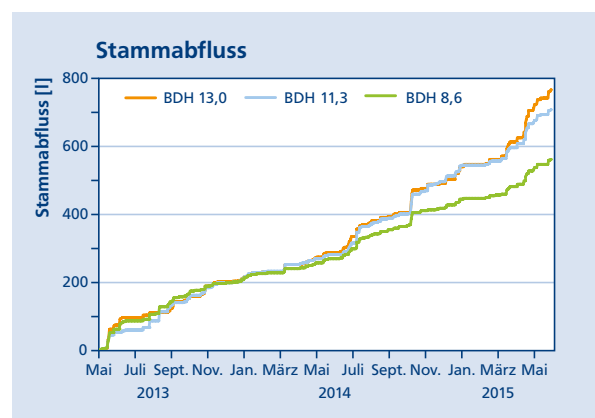


Abbildung 22: Stammabfluss an drei Bäumen mit BHD 8,6 – 11,3 – 13 cm; kumulierte Summen für den Zeitraum Mai 2013 bis Mai 2015

modellierte Interzeption kann aufgrund dieser geringe Unterschiede als realistisch eingestuft werden.

Seit Mai 2013 wird an drei Bäumen mit den Brusthöhendurchmessern (BHD im Herbst 2014) von 8,6 cm sowie 11,3 und 13 cm der Stammabfluss erfasst. Die Summen des am Stamm entlang dem Boden zugeführten Niederschlagswassers sind wie aus den in Abbildung 22 dargestellten kumulierten Summen für den bemessenen Zeitraum von Mai 2013 bis Mai 2015 keinesfalls vernachlässigbar. Sie belaufen sich in der Summe dieser zwei Jahre auf 560 bis 770 Liter. Werden diese Werte über die Häufigkeitsverteilung der BHDs gewichtet auf den gesamten Bestand verrechnet, ergibt sich für das hydrologische Jahr 2014 ein Stammabfluss von 110 l/m², welcher dem Bodenwasserspeicher zugeführt wird. Dieser Stammabfluss wird momentan noch nicht in der Modellierung berücksichtigt, erklärt jedoch zu einem gewissen Grad die Differenz zwischen dem Freilandniederschlag und der Summe aus Kronentraufe und modellierter Interzeption.

Validierung der modellierten Transpiration – erste Ergebnisse

Die während den Vegetationsperioden 2013 und 2014 an sechs- bzw. siebenjährigen Bäumen ermittelten Saftflussraten sollen zur Validierung der berechneten Transpirationsraten herangezogen werden. In Abbildung 23 sind die während einer Vorstudie an einer 9 cm starken Pappel ermittelten Transpirationsraten aufgetragen. Die aus den vier verschiedenen Himmelsrichtungen (Nord, Ost, Süd, West) gemessenen Saftflussraten wurden für den jeweils aus den Kernboh-

rungen für die Himmelsrichtung ermittelten leitenden Querschnitt auf den gesamten Baum hochgerechnet und auf die Modellausgangsgröße von 1 m² bezogen. In Abbildung 23 sind die Unterschiede in den so ermittelten Transpirationsraten deutlich zu erkennen. Im Osten des Stammes wird demzufolge deutlich weniger Wasser transportiert als in den übrigen Bereichen des Stammes. Der zeitliche Verlauf sowie die mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell berechneten Transpirationsraten zeigen eine zufriedenstellende Übereinstimmung. Für den Zeitraum 20. Mai bis 29. Juni 2013 wurden aus den Messungen im Mittel Tagessummen der Transpiration von 2,36 l/m² ermittelt, die modellierten mittleren Tagessummen belaufen sich auf 2,51 l/m². Die Gesamtsumme transpirierten Wassers von 941 l/m² aus den Messungen für den gleichen Zeitraum steht einer modellierten Transpiration von 1001 l/m² gegenüber und zeigt auch hier zufriedenstellende Übereinstimmung mit den Modellberechnungen. Die für die Modellierung gefundenen, die Transpiration bestimmenden Pflanzenparameter wie beispielsweise die maximale Blattleitfähigkeit, können anhand dieser Daten als plausibel eingestuft und somit die berechnete Transpiration als realistisch angenommen werden.

Die Daten aus den Sommern 2013 sowie 2014 werden im Rahmen des KLIP11-Nachfolgeprojekts N7 (seit November 2015) mit dem Schwerpunkt auf der Grundwasserspende sowie dem Wasserverbrauch der Pappeln tiefergehend analysiert sowie bewertet werden können. Besonderer Schwerpunkt wird hier auf der Hochrechnung der punktuellen Messungen an Bäumen der unterschiedlichen BHDs sowie den unter-

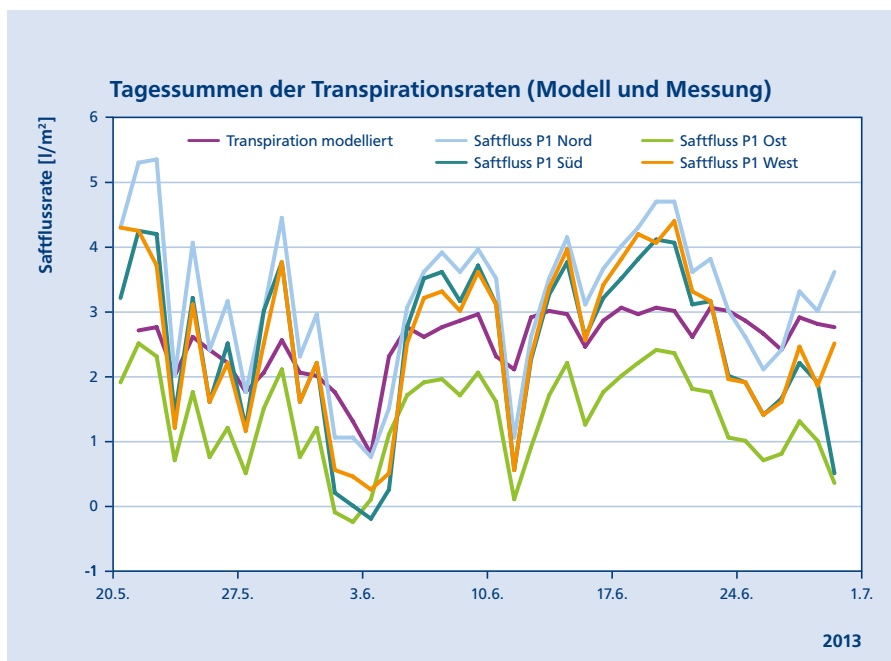


Abbildung 23: Tagessummen gemessener Transpirationsraten [l/m²] einer 6-jährigen Pappel mit BHD = 9 cm (Nord-Ost-Süd-West) sowie modellierte Transpiration [l/m²] für den Zeitraum von 20. Mai bis 29. Juni 2013

schiedlichen Standorten auf den Bestand liegen. Auch für den Schotter-Standort wird dann eine Validierung der Modellberechnungen möglich sein.

Wasserbilanzen KUP und Acker

Eine KUP entwickelt sich bedeutend schneller als ein Waldbestand, da vorzugsweise Baumarten mit rasantem Jugendwachstum angebaut werden. Innerhalb von sieben Jahren hat sich aus einem bracheähnlichen Zustand mit 1–2m hohen Trieben ein Niederwald mit beträchtlichen Baumhöhen von im Mittel 12m nach der siebten Vegetationsperiode entwickelt. Entsprechend dynamisch verhält sich auch der Wasserhaushalt einer KUP. Dieser wird neben dem Bewirtschaftungsstadium auch von den Witterungsverhältnissen während des Jahres beeinflusst. Zur besseren Interpretierbarkeit sollen an dieser Stelle nochmals die Witterungsverhältnisse im Modellierungszeitraum in Erinnerung gerufen werden. 2010 und 2013 waren mit 1.000 bzw. 1.007mm relativ niederschlagsreiche Jahre wohingegen im warmen Jahr 2012 mit 884mm sowie im Jahr 2014 mit 776mm deutlich weniger Niederschlag als im langjährigen Mittel (970mm) zur Verfügung standen.

Auf Basis der oben beschriebenen Informationen zu Pflanzenparametern (Durchwurzelung, Blattfläche) sowie den gemessenen hydrologischen Größen (Niederschlag, Transpiration, Bodenwassergehalt) konnten mit dem so angepassten bodenhydrologischen Modell LWF-BROOK90 die Wasserbilanzen der KUP- sowie

der Ackerfläche für die hydrologischen Jahre (jeweils Oktober bis November) 2010 bis 2013 (Acker) bzw. bis 2014 (KUP) berechnet werden. Für die Jahre 2013 und 2014 wurden auf der KUP-Fläche zwei Varianten berechnet, einmal mit frisch geernteten Bestand (E) und einmal mit sechs- bzw. siebenjährigem Bestand (B). Diese Ergebnisse sowie die unterschiedlichen Einflüsse von Flächennutzung bzw. Bestandsalter sollen im Folgenden besprochen werden.

Einfluss der Flächennutzung auf die Wasserbilanz

Bevor auf die Wasserbilanzen der beiden Landnutzungsformen eingegangen wird, werden zunächst die Evapotranspiration als Summe aus Transpiration, Interzeption sowie die Bodenevaporation und anschließend die berechnete Grundwasserneubildung von Kurzumtriebsplantagen und Acker separat besprochen.

Der größte Unterschied zwischen den beiden Landnutzungsformen liegt erwartungsgemäß im Wasserbedarf der beiden Kulturen. Neben den Jahresniederschlägen, also dem Wasserdargebot spiegeln sich auch andere klimatische Gegebenheiten besonders während der Vegetationsperiode wie Sommertemperaturen und Sättigungsdefizit der Atmosphäre im Wasserbedarf aller Kulturen wider. In Abbildung 24 sind die berechneten Summen der Evapotranspiration in Litern pro Quadratmeter für Acker (orange) sowie Kurzumtriebsplantagen (grün) aufgetragen. Für die Ackerfläche wurden Summen der Evapotranspiration zwischen 530mm im Jahr 2010 und 610mm im Jahr 2011 berechnet. Sie liegen damit rund 200mm niedriger

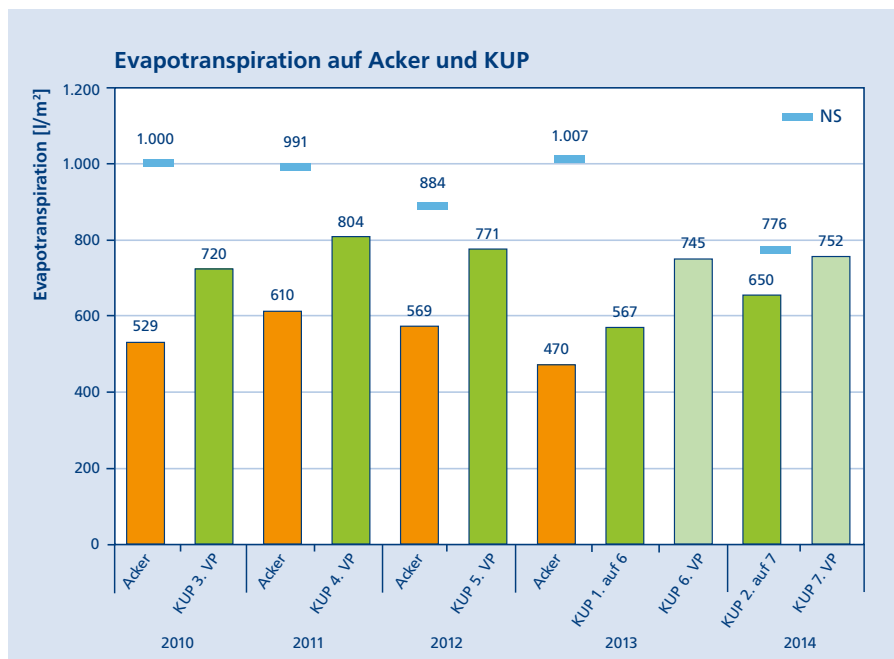


Abbildung 24: Evapotranspiration (Summe aus Transpiration, Interzeption, Bodenevaporation) [l/m²] unter Kurzumtriebsplantagen (grün) und Acker 2010–2014 (orange); Jahressumme Niederschlag [l/m²] (blau).

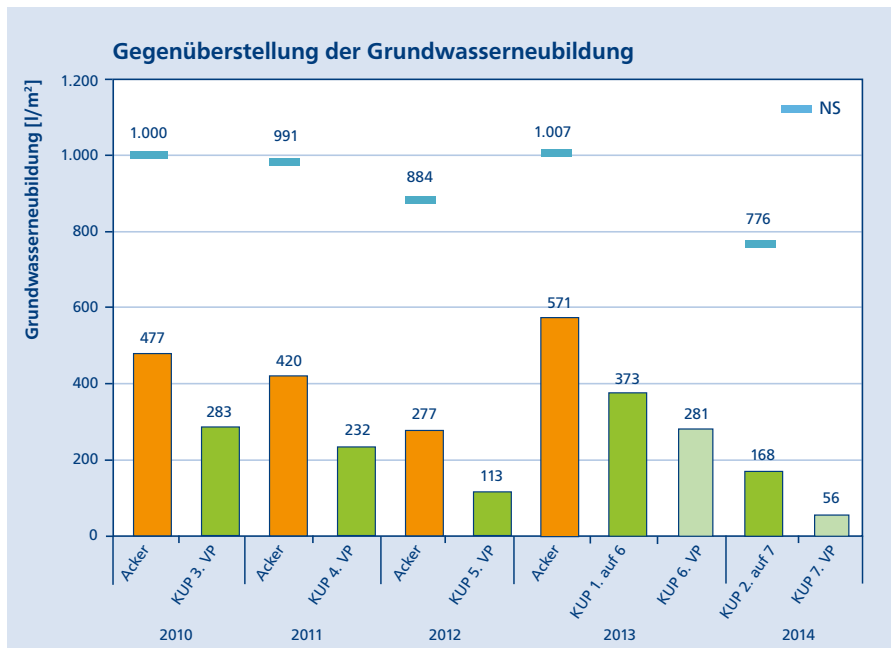


Abbildung 25: Grundwasserneubildung (GWN) [l/m²] unter KUP (grün) und Acker 2010–2013 (orange); Jahressumme Niederschlag [l/m²] (blau).

als die für die 3. bis 5. Vegetationsperiode der Pappeln (2010 bis 2012) berechneten Summen von 720 bis 804 mm. Etwas differenzierter sind hier die unterschiedlichen Bewirtschaftungsstadien der Kurzumtriebsplantagen ab dem Jahr 2013 zu betrachten. Liegt die Gesamtverdunstung der frisch geerntete KUP (E) nur knapp 100 mm über jener des Ackers so weist der sechsjährige Bestand (B) mit 745 mm einen um rund 275 mm höheren Wasserverlust auf als die Ackerfläche mit 470 mm.

Die Grundwasserneubildung wird maßgeblich durch die dargelegten Prozesse und damit einhergehend auch von den Witterungsverhältnissen bestimmt. Die berechnete Grundwasserneubildung (GWN) von Acker und Kurzumtriebsplantagen während des Untersuchungszeitraums sind in Abbildung 25 einander gegenübergestellt. Abhängig von den Witterungsbedingungen des Betrachtungszeitraums liegt die Grundwasserneubildung unter Acker zwischen 277 mm im trockenen Jahr 2012 und 571 mm im kühlen, niederschlagsreichen Jahr 2013. Die GWN unter Kurzumtriebsplantagen schwankt im gleichen Zeitraum zwischen 113 mm (2012) und 373 bzw. 281 mm unter dem geernteten bzw. dem sechsjährigen Bestand. Aus diesen Ergebnissen ergibt sich eine Reduktion der Grundwasserneubildung um 160 mm im fünfjährigen Bestand (2012) bis 290 mm im sechsjährigen Bestand 2013. Die KUP-Bewirtschaftung bewirkt je nach Bestandsalter und Witterungsverhältnissen eine Reduktion der Grundwasserneubildung von 35 bis 60 % gegenüber einjährigen Ackerkulturen. Im Mit-

tel liegt die Grundwasserneubildung unter dem Acker im Untersuchungszeitraum 2010 bis 2013 bei 436 mm, unter Kurzumtriebsplantagen beträgt sie 250 mm im fünfjährigen Umtrieb bzw. 216 mm unter dem 2013 sechsjährigen Bestand. Dies entspricht einer mittleren Abnahme der Grundwasserneubildung von 43 bzw. 51 % unter KUP.

Die Wasserbilanzen der Jahre 2010 bis 2013 sind für KUP in Abbildung 26, für Acker in Abbildung 27 dargestellt. Gezeigt werden jeweils Interzeption (Modellbezeichnung in LWF-BROOK90: INT), Transpiration (Modellbezeichnung TRAN), Bodenverdunstung (Modellbezeichnung SLVP), Grundwasserneubildung (GWN) sowie die Änderung im Bodenwasserspeicher (Modellbezeichnung BS) jeweils anteilig am Jahresniederschlag [%]. Mit Anteilen zwischen 23 und 50 % des Jahresniederschlags fällt die Transpiration (TRAN) als dominierende Größe des modellierten Wasserhaushalts der KUP auf (Abbildung 26). In allen Jahren liegen die transpirierten Wassermengen deutlich über jenen der Ackerfläche mit Werten zwischen 20 % (2013) und 32 % (2012). Die Interzeption (INT), also die Verdunstung des Niederschlagswassers von der Pflanzenoberfläche, auf dem Acker unterscheidet sich nicht deutlich zwischen den Jahren (Abbildung 27). Diejenige der KUP hingegen nimmt analog zur maximalen Blattfläche der Pappeln mit zunehmendem Alter zu und liegt mit Ausnahme des frisch geernteten Bestands 2013 durchgehend über jener der Ackerfläche. Durch die bewirtschaftungsbedingt längeren Phasen offenliegenden Bodens ist die Verdunstung

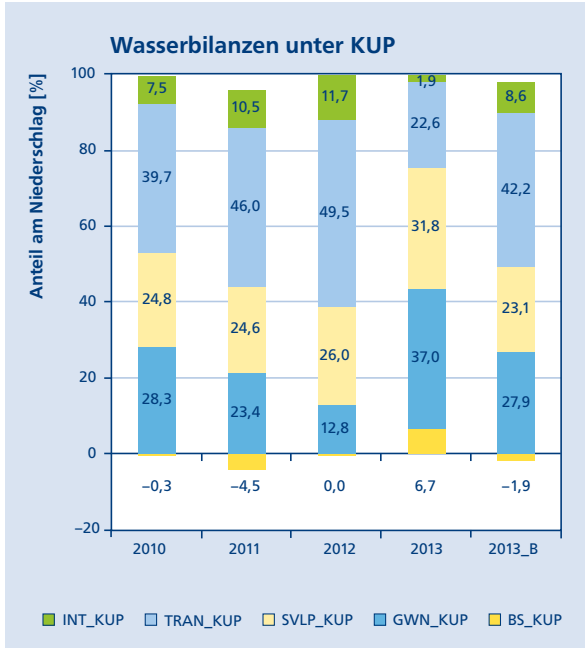


Abbildung 26: Wasserbilanzen unter KUP auf dem Löss-Standort; Interzeption (INT), Transpiration (TRAN), Bodenverdunstung (SLVP), Grundwasserneubildung (GWN) sowie die Änderung im Bodenwasserspeicher (BS) jeweils Anteil am Jahresniederschlag [%]

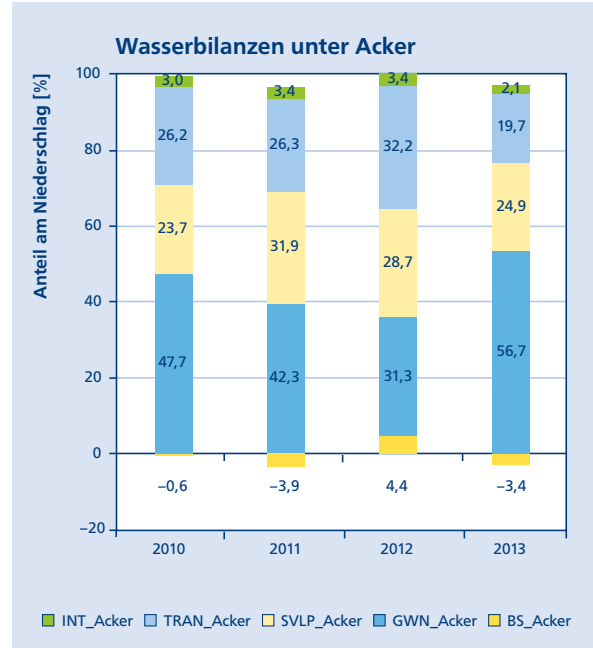


Abbildung 27: Wasserbilanzen unter Acker auf dem Löss-Standort; Interzeption (INT), Transpiration (TRAN), Bodenverdunstung (SLVP), Grundwasserneubildung (GWN) sowie die Änderung im Bodenwasserspeicher (BS) jeweils Anteil am Jahresniederschlag [%]

von der Bodenoberfläche (Modellbezeichnung SLVP) auf Acker gegenüber der KUP durchschnittlich etwas erhöht. Vor allem die mit zunehmendem Alter und maximalem LAI der KUP steigenden Transpirationsraten gehen deutlich zu Lasten der Sickerwassermengen (GWN). Werden auf dem Acker Anteile am Jahresniederschlag von 31% im Jahr 2012 bis 57% im Jahr 2013 dem Grundwasser zugeführt sind es unter den Pappeln nur 13% (2012) bis 37% im geernteten Bestand 2013. Auf die Unterschiede zwischen den beiden Bewirtschaftungsstadien der KUP soll im Folgenden genauer eingegangen werden.

Einfluss des Bestandsalters auf die Wasserbilanzen

Für die Jahre 2013 sowie 2014 wurden die Wasserbilanzen jeweils für den frisch geernteten Bestand auf sechsjährigen Wurzelstöcken (2013) (1. VP auf 6) bzw. den zweijährigen Bestand auf siebenjährigen Wurzelstöcken (2. VP auf 7) sowie den noch nicht geernteten Bestand mit sechs- (2013) bzw. siebenjährigen Bäumen (2014) berechnet. Die Unterschiede in den Wasserbilanzen, welche auf die Bestandsentwicklung zurückzuführen sind, sind in Abbildung 28 dargestellt. Die Interzeption (INT) des älteren Bestands liegt aufgrund der größeren Blattfläche etwas über jener des geernteten. Der höhere Beschirmungsgrad unter den älteren Pappeln spiegelt sich in einer geringeren Bodenver-

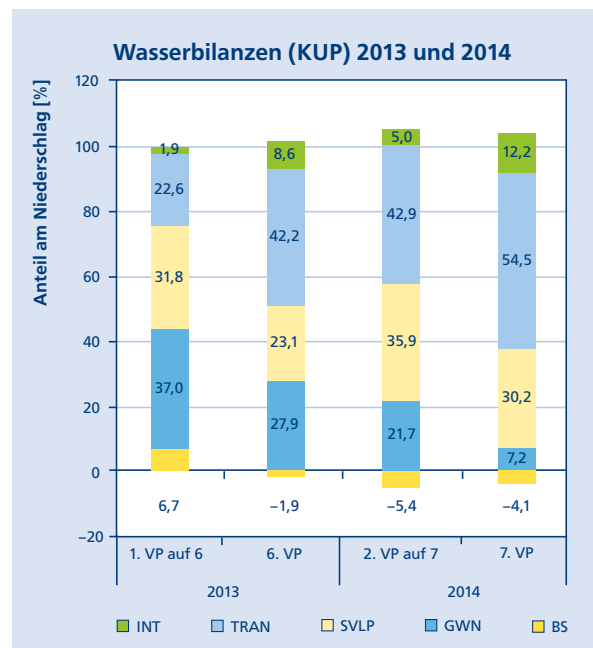


Abbildung 28: Wasserbilanzen für die hydrologischen Jahre (Nov.-Okt.) 2013 und 2014 für KUP 1. bzw. 2. Jahr nach der Ernte (jeweils links) sowie KUP 6- bzw. 7-jährig (jeweils rechts)

dunstung (SLVP) wider. Der markanteste Unterschied liegt jedoch im Wasserentzug (TRAN) der Bäume unterschiedlichen Alters. Besonders im Jahr nach der ersten Ernte, aber auch noch unter dem zweijährigen Bestand werden 19% bzw. 11% des Jahresniederschlags weniger transpiriert. Wie bereits aus Abbildung 24 ersichtlich beläuft sich die gesamte Evapotranspiration unter dem älteren Bestand auf rund 750 mm und liegt somit im Jahr 2013 um rund 180 mm, im Jahr 2014 um 100 mm über jener des geernteten Bestands. Dieser Unterschied macht sich auch in der Grundwasserneubildung bemerkbar, welche abhängig von der jeweiligen Witterung 9 bis 14% des Jahresniederschlags geringer ausfällt. Wie in Abbildung 25 dargestellt, beläuft sich die GWN unter dem sechs- bzw. siebenjährigen Bestand auf 281 mm im niederschlagsreichen Jahr 2013 bzw. auf 56 mm im relativ niederschlagsarmen Jahr 2014 und liegt somit um rund 90 mm (2013) bzw. 110 mm (2014) niedriger als jene unter dem geernteten Bestand. Ein fünfjähriger Umtrieb wirkt sich im Vergleich zu einem siebenjährigen Umtrieb somit positiv auf die Menge des dem Grundwasserkörper zugeführten Wassers aus.

Die aus der Modellparametrisierung erhaltenen Pflanzenparameter konnten verwendet werden um die Einflüsse des Bestandsalters unabhängig von der Witterung genauer zu untersuchen. Hierzu wurden Modellläufe für die Witterungsverhältnisse der Jahre 2008 bis 2014 verwendet, wobei jeweils die Pflanzenparameter, also die Informationen zur Bestandsentwicklung konstant gehalten wurden. So konnten für die Entwicklungsstadien 1. bis 7. Vegetationsperiode (VP) der KUP Evaporationsraten bzw. Grundwasserneubildungsraten für die Witterungsverhältnisse der Jahre 2008 bis 2014 berechnet werden. Die Spannweiten dieser Berechnungen sind in den Abbildungen 29 (EVAP) bzw. 30 (GWN) dargestellt. Für jedes Entwicklungsstadium kann mit diesem Modellansatz eine Aussage zur Abhängigkeit seines Wasserverbrauchs von der Witterungsvariabilität gemacht werden. Aus beiden Abbildungen ist deutlich zu erkennen, dass sich der Wasserhaushalt der KUP unabhängig von den Witterungsverhältnissen zu Beginn der Bewirtschaftung (1. bis 3. Vegetationsperiode) von jenem der späteren Stadien unterscheidet. Mit zunehmendem Alter nimmt die Evapotranspiration, besonders gesteuert durch die Transpiration der Bäume, von durchschnittlich etwas über 600 mm auf knapp 750 mm zu (Abbildung 29). Analog zu dieser Entwicklung nimmt die Grundwasserneubildung mit zunehmendem Bestandsalter von 250 mm im Jahr der Anlage auf etwas über 100 mm ab (Abbildung 30).

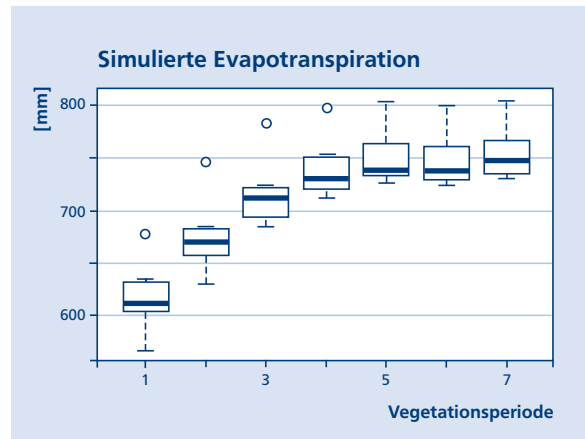


Abbildung 29: simulierte Evapotranspiration [mm] für die Witterungsverhältnisse 2008 – 2014 für unterschiedliche Entwicklungsstadien einer KUP 1. bis 7. Vegetationsperiode

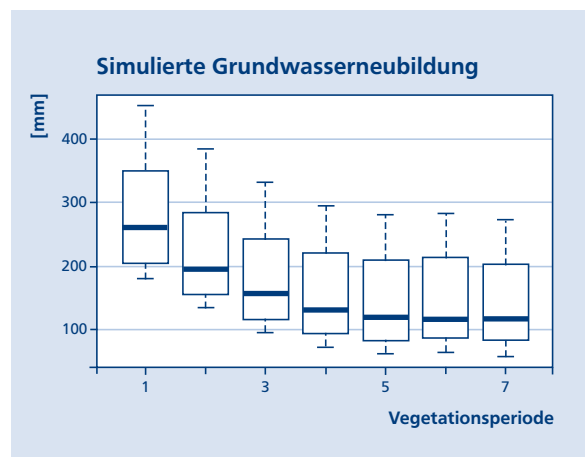


Abbildung 30: simulierte Grundwasserneubildung in mm für die Witterungsverhältnisse 2008 – 2014 für unterschiedliche Entwicklungsstadien einer KUP 1. bis 7. Vegetationsperiode

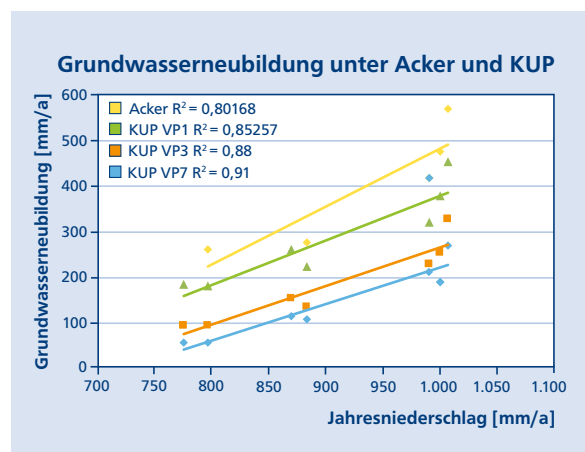


Abbildung 31: Grundwasserneubildung (GWN) in mm unter Acker sowie KUP unterschiedlichen Alters 1. bis 7. Vegetationsperiode in Abhängigkeit zur Jahresniederschlagssumme [mm].

Die aus den dargestellten Berechnungen hervorgegangenen Grundwasserneubildungsraten sind in Abbildung 31 in Abhängigkeit zum jeweiligen Jahresniederschlag jenen der für die Ackerfläche berechneten gegenübergestellt. Aus dieser Abbildung lassen sich nun deutlich die drei die Grundwasserneubildung bestimmenden Faktoren ablesen. Allen Varianten gemeinsam ist die direkte Abhängigkeit vom Jahresniederschlag. Je mehr Wasser dargeboten wird, umso mehr Überschuss, also Grundwasserneubildung, kann versickern. Der Zusammenhang zwischen GWN und dem Niederschlag nimmt mit zunehmendem Wasserbedarf der Kulturen zu. Darüber hinaus weist der Acker im Vergleich zur KUP auch in diesem Vergleich durchgehend höhere Sickerwassermengen auf. Nachdem es mit dieser Methode möglich geworden ist, bestätigt sich aus den in Abbildung 31 dargestellten Berechnungen auch allgemein die Einflüsse des Bestandsalters auf die GWN. Während die Reduktion der GWN gegenüber dem Acker für die erste Vegetationsperiode noch eher gering ausfällt, macht sich der erhöhte Wasserbedarf der Bäume spätestens ab der

dritten Vegetationsperiode deutlich bemerkbar. Dieser Effekt verstärkt sich mit zunehmendem Alter der Bäume noch, die Abhängigkeit vom Jahresniederschlag nimmt weiter zu.

Stoffkonzentrationen im Sickerwasser

Besonderes Interesse galt im Rahmen des Projekts den Stoffeinträgen und hier insbesondere des Nitrats in den Grundwasserkörper des Trinkwassereinzugsgebiets der Gemeinde Kaufering. Untersucht wurden diesbezüglich die Unterschiede zwischen der KUP und der landwirtschaftlichen Referenzfläche. Zur Ermittlung der Stoffeinträge ins Grundwasser eines Standorts sind neben Kenntnissen über den Bodenwasserhaushalt auch umfangreiche Kenntnisse über die Mengen der im Sickerwasser transportierten Stoffe sowie die dazugehörige zeitliche Dynamik erforderlich.

Der bestimmende Unterschied im Stoffhaushalt der beiden verglichenen Landnutzungen ist das Ausbleiben der Düngung auf der Kurzumtriebsplantage. Der Effekt der Düngung spiegelt sich deutlich in den seit Mai 2011 auf der Ackerfläche gewonnenen Stoffkonzentrationen wider. Sowohl bezüglich der Nitrat- aber auch bspw. der Sulfatwerte liegen diese auf der Ackerfläche deutlich über jenen der KUP (Abbildung 32). Die Mediane der Nitratkonzentrationen belaufen sich unter Acker auf 16,7 mg/l unter Kurzumtriebsplantagen inklusive der 2010 noch gemessenen erhöhten Konzentrationen aufgrund des Grünlandumbruchs hingegen bei 5,7 mg/l, im weiteren Verlauf reduzieren sich diese ab November 2010 auf 3,7 mg/l. Sie liegen demzufolge deutlich unter jenen des Ackers, was sich auch in den berechneten Stoffausträgen bemerkbar macht.

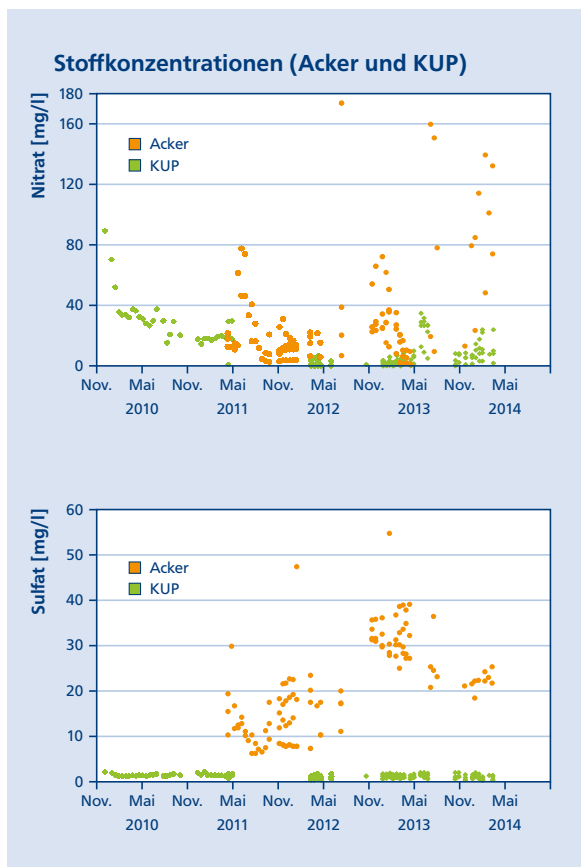


Abbildung 32: Nitratkonzentrationen [mg/l] (oben) sowie Sulfatkonzentrationen [mg/l] (unten) im Sickerwasser unterhalb des Wurzeleinflussbereichs unter Acker (85 cm) sowie KUP (185 cm)

Stoffausträge

Für die Jahre 2010 bis 2014 (KUP) bzw. 2012 und 2013 (Acker) wurden auf Basis der dort gemessenen Stoffkonzentrationen im Bodensickerwasser sowie den aus der Wasserhaushaltsmodellierung ermittelten Raten der Grundwasserneubildung die Stoffausträge unter den beiden Flächen ermittelt. Die Stofffrachten wurden für beiden Flächen unterhalb des Wurzeinflussbereichs berechnet. Auf der Acker-Referenzfläche entspricht dieser der Bodentiefe von 85 cm, für KUP wurde eine Tiefe von 185 cm gewählt. Die Stoffausträge unter den beiden Flächen wurden aus den modellierten Sickerwasserraten und den in der Regel 14-tägig vorhandenen Stoffkonzentrationen berechnet. Lücken in den Stoffkonzentrationen wurden mit dem Median der gesamten gemessenen Werte gefüllt. Im Hinblick auf den Trinkwasserschutz sind die Stoffeinträge von Nitrat in den Grundwasserkörper wesentlich von Interesse.

Bedingt durch den hohen Wasserverbrauch der Pappeln wurde unter Kurzumtriebsplantagen erheblich weniger Wasser dem Grundwasserkörper zugeführt als unter Acker, was sich wiederum senkend auf die Stoffausträge (Stofffrachten) unter Kurzumtriebsplantagen auswirkte.

Der für Trinkwassereinzugsgebiete relevante Schwellenwert für die Stofffrachten, um die Qualität des Trinkwassers nicht zu gefährden, ergibt sich einzugsgebietsspezifisch über die Multiplikation der Grundwasserneubildung (in mm) mit der Nitratkonzentration von 50 mg/l, bezogen auf Nitrat-Stickstoff (vgl. Auth et al. 2005). Der für das Kauferinger Trinkwassereinzugsgebiet so ermittelte Schwellenwert der Nitrat-Stickstoff-Frachten liegt, für eine durchschnittlich angenommene Sickerwasserspende von 300 mm/Jahr, bei 33,8 kg/(ha*a). Die erfassten Frachten auf der Acker-Fläche übersteigen im niederschlagsreichen Jahr 2013 diesen Schwellenwert, im relativ trockenen Jahr 2012 mit geringer Grundwasserneubildung auf beiden Bewirtschaftungsvarianten sowie den übrigen Jahren unter KUP liegen die Stoffausträge darunter.

Punktuell können auf Ackerflächen jedoch noch deutlich höhere Nitrat-Stickstoff-Frachten verzeichnet werden (bspw. im Vorgewende). Der Eintrag an Nitrat in den Grundwasserkörper ist unter der KUP im Jahr 2012 knapp 70%, im Jahr 2013 76% geringer als unter dem konventionell bewirtschafteten Referenz-Acker. Ähnlich verhält es sich auch mit Verlusten weiterer Nährelemente wie Calcium, Magnesium und Sulfat.

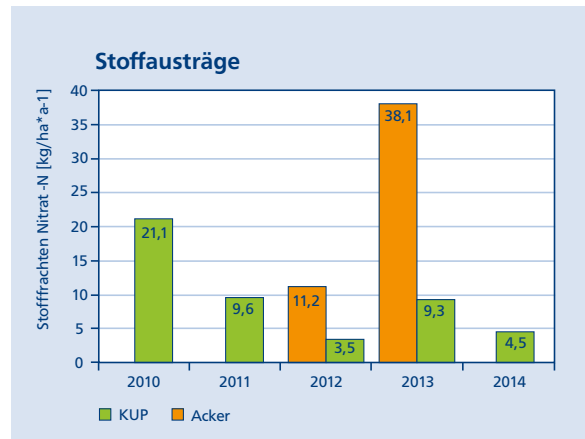


Abbildung 33: Stofffrachten Nitrat-N [kg/ha*a] unter KUP für die Jahre 2010 bis 2014 (grün) sowie unter Acker 2012 und 2013 (orange).

Die Erntemaßnahme der KUP im Januar 2013 zeigte keine nennenswerten zusätzlichen Stoffverlagerungen in die Tiefe. Die deutlich erhöhten Austräge unter KUP im Jahr 2010 von 21 kg pro Hektar erklären sich zum einen durch die relativ hohen Sickerwasserraten bedingt durch hohe Sommerniederschläge, zum anderen jedoch auch durch die erhöhte Stoffmobilisierung nach dem im Jahr 2008 durchgeführten Grünlandumbruch. Dieser Effekt klingt aber ab dem Jahr 2011 wieder deutlich ab.

Diskussion und Schlussfolgerungen

Wasserhaushalt

Während der Kalibrierungsphase der Wasserhaushaltsmodellierung konnten die gemessenen Bodenwassergehalte in den verschiedenen Tiefenstufen der beiden Landnutzungen sehr gut bis gut nachvollzogen werden. Die Bodenwasserdynamik innerhalb des Bodenprofils wird im Modell gut abgebildet. Auch die berechnete Interzeption zeigte zufriedenstellende Übereinstimmungen mit der aus den Messungen des Bestandsniederschlags abgeleiteten Interzeption im Gelände. Ebenso zeigen die ersten Ergebnisse der Transpirationmessungen, dass die berechnete Transpiration im Modell LWF-BROOK90 plausibel abgebildet wird.

Im Vergleich zu anderen Studien wird die Interzeption mit im Mittel 9,5% des Jahresniederschlags oder knapp 95 mm in Kaufering eher niedriger eingeschätzt. Petzold et al. (2010) geben durchschnittliche Interzeptionsraten von 176 mm bzw. knapp 25% des Jahresniederschlags an, ähnliche Werte ermittelte auch Schmidt-Walter et al. (2012) mit 168 mm bzw. 25% des

Niederschlags. Murach et al. (2008) beschreiben auf den im Rahmen des DENDROM-Projekts untersuchten Pappel-Kurzumtriebsplantagen höhere Interzeptionsraten mit 171 mm (27%) im neun- bzw. 118 mm (20%) im dreijährigen Bestand. Da die Interzeption in Kaufering über den gemessenen Bestandsniederschlag zufriedenstellend validiert worden ist, kann diese dennoch als gegeben erachtet werden. Möglicherweise hat das Niederschlagsregime, das heißt der Unterschied zwischen der Art der Niederschläge einen Einfluss auf die Interzeption. Großtropfige Gewitterniederschläge im Alpenvorland stehen kleinertropfigen Niederschlägen im mittelsächsischen Lösshügelland gegenüber. Letztere führen zu einer erhöhten Interzeption in Sachsen. Dem gegenüber stehen die für Kaufering wiederum höher berechneten Bodenevaporationswerte von 250 mm oder 27,7%. Auf den sächsischen Standorten von Petzold et al. nehmen diese im Mittel Werte von 115,5 mm an, mit 76 mm liegen Schmidt-Walter et al. (2013) sogar noch darunter. Mit knapp über 100 mm (16,5%) bzw. 120 mm (21%) im neun- bzw. dreijährigen Bestand weisen die KUP bei Murach et al. (2008) ähnliche Werte auf. Die Unterschiede in der Bodenevaporation lassen sich über die größere Wasserverfügbarkeit auf den Kauferinger Standorten erklären, welche die höheren Verdunstungsraten ermöglicht. In der Summe gleichen sich diese beiden Wasserhaushaltskomponenten wieder einander an. In Kaufering ergeben sich Summen von Interzeption und Bodenevaporation von im Mittel 330 mm. Gegenüber 240 mm auf dem Weidenbestand bei Schmidt-Walter et al. (2013), 323 mm bis 254 mm auf von Petzold et al. (2010) beschriebenen sächsischen KUP-Standorten und den 270 bzw. 240 mm der Untersuchungen von Murach et al. (2008) sind die Unterschiede, besonders wenn das deutlich höhere Wasserangebot auf den Kauferinger Flächen berücksichtigt wird, als vernachlässigbar zu bezeichnen.

Die für die Kauferinger Flächen berechnete Transpiration von im Mittel 370 mm pro Jahr im fünfjährigen Umtrieb und 430 mm bis zur siebten Vegetationsperiode kann durch die Modellergebnisse für den Tharandter Standort mit einer ähnlichen Jahresniederschlagssumme von 957 mm gegenüber 932 mm in Kaufering bestätigt werden. Petzold et al. (2010) berechneten dort eine jährliche Transpiration von im Mittel 453 mm. Zum Teil deutlich niedrigere Werte weisen die Studien von Schmidt-Walter et al. (2013) und Murach et al. (2008) mit im Mittel 256 bzw. 222 mm auf. Das Angebot an Niederschlag bestimmt also maßgeblich die Menge transpirierten Wassers.

Die aus den Wasserhaushaltsberechnungen ermittelten Raten der Grundwasserneubildung können sehr gut mit jenen in Tharandt bei ähnlichen Niederschlagsverhältnissen verglichen werden. Bei Petzold et al. (2010) ergibt sich demzufolge im langjährigen Mittel eine Grundwasserneubildung von 204 mm gegenüber den in Kaufering für die Jahre 2010 bis 2014 unter beiden Bewirtschaftungsvarianten ermittelten mittleren Grundwasserneubildungsraten von 209 mm.

Zwar haben KUP erst bei größeren Flächenanteilen messbare Auswirkungen auf den Wasserhaushalt eines Gebiets, vor einem großflächigen Anbau, besonders in Bereichen mit geringer Grundwasserneubildung sollten daher wasserwirtschaftliche Aspekte berücksichtigt werden. Andersherum betrachtet kann die größere Ausschöpfung des Bodenwasserspeichers durch die KUP-Bäume auch durchaus gewünschte Effekte fördern. Bei Hochwasser oder erosionswirksamen Starkregenereignisse in den Sommer- und Herbstmonaten kann der Boden viel Wasser aufnehmen und in der Fläche zurückhalten. Auch Flächen, die zur Vernässung neigen und dadurch oftmals schlecht zu befahren sind, bieten sich für eine KUP-Nutzung an. Pappeln als klassische Auen-Bewohner können mit einem gewissen Grad an Feuchtigkeit gut umgehen und kommen auch mit einer kurzfristigen Überschwemmung gut zurecht.

Stoffausträge

Die Unterschiede der Stoffausträge unter den Kauferinger Flächen KUP und Referenzacker sind maßgeblich gesteuert von der ausbleibenden Düngung auf der KUP. Die Unterschiede zwischen den Jahren sind auf die sehr unterschiedlichen Witterungsverhältnisse, besonders auf die unterschiedlichen Jahresniederschlagssummen, zurückzuführen. Die aus den berechneten Sickerwasserraten sowie den gemessenen 14-tägigen Nitratkonzentrationen abgeleiteten Stoffausträge unter KUP zwischen 3,5 und 9,6 kg/ha in den Jahren 2011 bis 2014 liegen niedriger als die von Schmidt-Walter et al. (2013) berechneten Werte von im Mittel 16,5 kg/ha für das Jahr 2010, wohingegen der noch vom Grünlandumbruch im Jahr der Anlage geprägte N-Austrag im Jahr 2010 demgegenüber erhöhte Werte aufweist. Mortensen et al. (1998) fanden lediglich einen N-Austrag 2 kg/ha auf einer gedüngten Weiden-KUP. Aronsson und Bergström (2001) berechneten dagegen 150 kg/(ha*Jahr) im ersten Jahr nach der Anlage einer Weiden-KUP. Untersuchungen von Dimitriou und Aronsson (2005) auf einer ebenfalls gedüngten Weiden-KUP ergaben einen Austrag von 90 kg/(ha*Jahr) auf sandigen Böden. Auf eine deutliche Reduktion der Stoffaus-

träge bei ausbleibender Düngung der KUP kann auf Grundlage der Kauferinger Erhebungen ohne Zweifel geschlossen werden.

Ackerbauliche Nutzung am Uferstrand oder im Überschwemmungsbereich auch kleinerer Fließgewässer birgt besonders während Hochwasserereignissen die Gefahr von erhöhten Stoffeinträgen in den Bach- oder Flusslauf. Die oben beschriebenen positiven Effekte bezüglich der Einträge gelöster oder erodierter Stoffe in Gewässer können im Uferbereich von Oberflächengewässern genutzt werden. Bei fehlender natürlicher Ufervegetation können Kurzumtriebsplantagen in Gewässerrandstreifen, erodiertes Bodenmaterial zurückhalten und somit den oberflächigen Eintrag von Sedimenten und daran gebundener Nährstoffe in das Fließgewässer abpuffern (Bärwolff et al. 2013; Fürstenau 2014). Wie oben beschrieben, wirkt sich das Ausbleiben der Düngung auch und insbesondere in unmittelbarer Gewässernähe positiv auf die Stoffeinträge in das Fließgewässer aus. Darüber hinaus fördert die langjährige Bodenruhe eine gesteigerte Wasser- und Stoffhaltefähigkeit des Bodens. Angereicherte Stoffe können durch das ausgeprägte Wurzelsystem der Bäume auch aus tieferen Regionen des Bodens entzogen werden. Diffuse Stoffeinträge durch Uferinfiltration können so ebenfalls deutlich reduziert werden.

Literatur

- AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover.
- Aronson, P.G.; Bergström L.F. (2001): Nitrate leaching from lysimeter-grown short-rotation willow coppice in relation to N-application, irrigation and soil type. *Biomass Bioenergy* 21 (3).
- Auth, S.; Forstner, S.; Rintelen, P.-M.; Halama, M.; Auerswald, K. (2005): Nährstoffbelastungen der Gewässer durch die Landwirtschaft; Methoden zur Abschätzung – Möglichkeiten zur Reduzierung. Landesamt für Wasserwirtschaft [Hrsg.].
- Bärwolff, M.; Reinhold, G.; Fürstenau, C.; Graf, T.; Jung, L.; Vetter, A. (2013): Gewässerrandstreifen als Kurzumtriebsplantagen oder Agroforstsysteme. Gutachten im Auftrag des Umweltbundesamts, Text 93/2013.
- Bay. LfU (Bayerisches Landesamt für Umwelt) (Hrsg.) (2014): Grundwasser für die öffentliche Wasserversorgung: Nitrat und Pflanzenschutzmittel; Berichtsjahre 2008 bis 2012. Umwelt Spezial
- Breuer, L.; Eckhardt, K.; Frede, H.-G. (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. In: *Ecological Modelling*, 139: 237–293. Elsevier.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit [BMU, Hrsg.] (2003): Hydrologischer Atlas von Deutschland, 3. Lieferung. Projektleitung Bundesanstalt für Gewässerkunde, Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br. Textred. Ingeborg Vonderstraß
- Burgess, S.S.O.; Adams, M.; Turner, N.C.; Beverly, C.R.; Ong, C.K.; Khan, A.A.H.; Bleby, T.M. (2001): An improved heat pulse method to measure low and reverse rates of sap flow in woody plants. In: *Tree Physiol.* 21: 1157–1157.
- DBU (2010): Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft; Ergebnisse aus dem Projekt Novalis. Online: <https://www.dbu.de/phpTemplates/publikationen/pdf/120410114219pelp.pdf>. Stand: Dezember 2015
- Deutsche Bundesstiftung Umwelt (2010): Kurzumtriebsplantagen – Ergebnisse aus dem Projekt Novalis. Deutsche Bundesstiftung Umwelt [Hrsg.].
- Dimitriou, I.; Aronson, P. (2005): Willows for energy and phytoremediation in Sweden. *Unasylva* 221 (56).
- DVWK (1986): DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft 211/1986: Ermittlung des Interzeptionsverlustes in Waldbeständen bei Regen; Verlag Paul Parey, Hamburg.
- DVWK (1990): DVWK Merkblätter zur Wasserwirtschaft 217/1990: Gewinnung von Bodenwasserproben mithilfe der Saugkerzen-Methode; Verlag Paul Parey, Hamburg.
- Federer, C. A (1995): BROOK90 – A simulation model for evaporation, soil water and stream flow. Version 3.24, Documentation, USDA Durham, USA.
- Fürstenau, C. (2014): Agrarholz ein natürlicher Biofilter entlang von Fließgewässern – Chancen und Risiken. 4. Forum Agroforstsysteme am 3./4.12.2014 in Dornburg
- Gemeinde Kaufering (2009): Nachhaltigkeitskonzept Kaufering. Online: <http://www.kaufering.de/?language=de&kat=Nachhaltigkeit>. Stand: Dezember 2015.
- Hammel, K.; Kennel, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushaltes von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell Brook90. In: *Forst. Forschungsberichte München*, Bd. 185.
- Kennel, M. (1998): Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes von Waldökosystemen – Fallstudien: Forsthydrologisches Forschungsgebiet Krofdorf und Referenzeinzugsgebiet Große Ohe. In: *Forst. Forschungsberichte München*, Bd. 168.
- Lamersdorf, N.; Schmidt-Walter, P. (2011): Weniger Nitratsträge durch Kurzumtriebsplantagen. In: *ACKERplus*, Bd. 3.11, S. 78–82.
- Mortensen, J.; Nielsen, K.H.; Jorgensen, U. (1998): Nitrate leaching during establishment of willow (*Salix viminalis*) on two soil types and at two fertilization levels. *Biomass and Bioenergy* 15 (6).

Murach, D.; Knur, L.; Schultze, M. (Hrsg.) (2008): DENDROM – Zukunftsrohstoff Dendromasse – Endbericht. Eberswalde.

Niederberger, J.; Zacios, M.; Burger, F.; Grimmeisen, W.; Pertl, L.; Schubert, A.; Schulz, C.; Strebelow J.; Zimmermann, L. (2010): Energiewälder zum Trinkwasserschutz. In: LWF aktuell 75.

Petzold, R.; Wahren, A.; Feger, K.-H. (2010): Steuerungsoptionen des Wasser- und Stoffhaushalts auf Landschaftsebene durch den Anbau von Kurzumtriebsplantagen – ein Forschungsansatz. In: Stadt Marktredwitz [Hrsg.] »Marktredwitzer Bodenschutztagung Tagungsband 6, Bodenschutz in Europa – Ziele und Umsetzung«, S. 91–96.

Schmidt-Walter, P.; Lamersdorf, N. (2012): Biomass Production with Willow and Poplar Short Rotation Coppices on sensitive areas – the Impact on Nitrate Leaching and Groundwater Recharge in a Drinking Water Catchment near Hanover, Germany. Bioenergy Research 5.

Schwarze, H.; Röhrich C. (2006): Untersuchungen zum Pappel- und Weidenanbau im Kurzumtrieb auf landwirtschaftlichen Flächen. Vortrag zur 1. Fachtagung der BMBF-Projekte DENDROM, AGROWOOD und AGROFORST (2006) »Anbau und Nutzung von Bäumen auf landwirtschaftlichen Flächen« 6.–7.11.06 in Tharandt.

Shuttleworth, E.; Wallace, W. (1985): Evaporation from sparse crops – an energy combination theory. In: Quart. J.R. Met. Soc. 111, 839–855.

Siemens, K. (1998): Sensitivitätsanalysen mit dem Wasserhaushaltsmodell BROOK90. Diplomarbeit TU Dresden, IHM-Lehrstuhl für Meteorologie (unveröffentlicht).

Zacios, M.; Niederberger, J. (2011): Energiewald unter Dauerbeobachtung – Seit zwei Jahren werden in Kaufering die Auswirkungen einer Kurzumtriebsplantage auf die Grundwasserneubildung und die Trinkwasserqualität untersucht. LWF aktuell 85, S. 34–36.

Zimmermann, L.; Moritz, K.; Kennel, M.; Bittersohl, J. (2000): Influence of bark beetle infestation on water quantity and quality in the catchment Grosse Ohe/Bavarian Forest National Park. In: Silva Gabreta 4, 51–62.

Keywords: poplar, short rotation coppice, energy forestry, water budget, measurement, modelling, LWF-BROOK90, transpiration, sap flow, interception, ground water recharge, element budget, nitrate, drinking water protection area

Summary: Short rotation coppice (SRC) grows much faster than a forest because tree species with high juvenile growth are preferably used. Exemplary on a drinking water protection area in the Bavarian Alpine foothills water and element budgets for a poplar SRC during a four year study period are shown. Water budget regime was deduced partly through measurable quantities (precipitation, transpiration, soil water budget) as well as other water quantities (e.g. ground water recharge, soil water fluxes) from the soil hydrologic model LWF-BROOK90. A reduction of ground water recharge below poplar compared to agricultural crops by 35 to 60% is effected through SRC development dependent on stand age and weather conditions. Evapotranspiration increases with age of trees, so that if applying short rotation periods of maximum four to five years this effect can be antagonized to a certain degree. Nitrate input to ground water is significantly reduced through extensification of land use by setting up a SRC compared to fertilized agricultural areas, crops and intensive managed grassland likewise. According to specific site conditions SRC needs no or little fertilization. Nitrate input to ground water is reduced by 70 to 76%. Higher nitrate loads from poplar in the first year of the study are explained by longer-lasting effects of the ploughing up of grassland prior to setting up poplar SRC there. The harvest of SRC in January 2013 showed no noteworthy additional element fluxes to deeper depth. Setting up SRC in agricultural areas are beneficial not only for ground water protection but as well as for protection of waters in general besides flood protection and erosion control.

Regenwurmbesiedlung von Kurzumtriebsplantagen in der Gemeinde Kaufering

Johannes Burmeister, Martina Zacios und Roswitha Walter

Schlüsselwörter: Kurzumtriebsplantagen, Regenwürmer, Boden

Zusammenfassung: Regenwürmer erfüllen viele Funktionen im Boden und sind ein wichtiger Bestandteil des Ökosystems. Insgesamt zeigen die Untersuchungen der Regenwurmfauna von bis zu sieben Jahre alten Kurzumtriebsplantagen (KUP) mit Pappeln in Kaufering, dass diese ähnlich wie eine Grünlandnutzung oder eine bodenschonende Ackerbewirtschaftung mit z. B. pflugloser Bodenbearbeitung oder längerem Kleeerasenbau einen reichhaltigen und vielfältigen Regenwurmbestand fördern können. Insbesondere auf intensiv bewirtschafteten Ackerböden kann die Anlage von Kurzumtriebsplantagen auch aufgrund der positiven Entwicklung der Regenwürmer zur ökologischen Bereicherung beitragen. Die Ergebnisse zeigen zudem, dass die Standortverhältnisse die Ausprägung der Regenwurmfauna stark beeinflussen und auch Alter, Rotation und Vorbewirtschaftung der KUP-Flächen von Bedeutung sein können.

Einleitung

Regenwürmer sind bekannt als Schlüsselorganismen der Bodenökologie. In Deutschland kommen 46 Arten vor (Lehmitz et al. 2014), die drei Lebensformen zugeordnet werden (Dunger 2008, Tabelle 1). Ihre Bedeutung für Kurzumtriebsplantagen ist im Wesentlichen vor dem Hintergrund des Wasserhaushalts und des Stoffkreislaufs zu beurteilen. Besonders in nicht bearbeiteten Böden kommt den Regenwürmern eine wichtige Rolle bei der Einmischung und dem Abbau von organischer Substanz sowie bei der Anlage von luft- und wasserführenden Makroporen zu. Zu einem Großteil werden die so genannten »Bioporen« von den aktiv grabenden Regenwürmern und hier insbesondere den Vertretern der Tiefgräber, die dauerhafte senkrechte Röhren anlegen (anezische Arten, z. B. *Lumbricus terrestris*), geschaffen. So verbessert die Grabaktivität der Regenwürmer die Infiltration und mindert den Oberflächenabfluss und die Erosion (Joschko et al. 1992; Krück et al. 2001). Zudem schaffen sie mit ihrem Porensystem

auch Lebensraum für andere Bodentiere, die selbst über kein ausgeprägtes Grabvermögen verfügen.

Von Bedeutung sind die Regenwürmer auch für den Nährstoffkreislauf und den Humushaushalt einer KUP. Durch die Zerkleinerung und Einmischung von organischer Substanz in den Boden wirken Regenwürmer positiv auf die Nährstoffnachlieferung ein (Bieri und Cuendet 1989; Blouin et al. 2013). Zum einen holen die tiefgrabenden Arten das jährlich anfallende Laub von der Bodenoberfläche, ziehen es zu deutlich sichtbaren Häufchen zusammen und transportieren es in tiefere Bodenschichten, wo sie es dann vorzersetzt weiterverarbeiten und in Form von Regenwurmlösung zum Teil wieder an der Bodenoberfläche absetzen. Insbesondere die tiefgrabende Art *Lumbricus terrestris* wird durch ein ausreichendes Angebot an Streu- und Rotmaterial an der Bodenoberfläche gefördert (Krück et al. 2001). Zum anderen ernähren sich die Mineralbodenformen (endogäische Arten) vorwiegend von bereits weiter zersetztem, organischem Material, vermischen es mit Mineralbodenbestandteilen, sorgen so für einen gut durchmischten Boden und sind an der Bildung von stabilen Ton-Humus-Komplexen beteiligt. Der Abbau der Laubstreu wird meist von verschiedenen Organismen übernommen (z. B. Bakterien, Pilze, Springschwänze, Asseln usw.), und die Ausprägung der Zersetzerfauna hängt stark von bodenchemischen, -physikalischen und -ökologischen Ausgangsbedingungen ab. Man kann jedoch davon ausgehen, dass bei der Anwesenheit von Regenwürmern diese den Abbau des anfallenden abgestorbenen Materials beschleunigen (vgl. Blouin et al. 2013). Eine Akkumulation von Laubstreu wäre für den Nährstoffkreislauf hinderlich und eine kontinuierliche Rückführung der in der Laubstreu enthaltenen Nährstoffe ist wünschenswert. Die langsame Umsetzung und Stabilisierung (z. B. Ton-Humus-Komplexe) der Nährstoffe und des organischen Materials ist auch von Bedeutung, um das Risiko von Nährstoffverlusten durch eine rasch eintretende Zersetzung bei erhöhtem Wasserangebot und geändertem Wärmehaushalt nach der Ernte zu minimieren. Nicht zu vernachlässigen ist der Aspekt, dass Regenwürmer für zahlreiche Tiere eine wichtige

Streubewohner (epigäische Arten)	Mineralschichtbewohner (endogäische Arten)	Tiefgräber (anezische Arten)
		
<ul style="list-style-type: none"> · leben oberflächennah in der Streu und Humusauflage · bilden keine oder nur temporäre Röhren · kommen vorwiegend im Grünland und Wald vor 	<ul style="list-style-type: none"> · leben im Mineralboden bis ca. 60 cm Tiefe und graben ständig neue auch horizontale Röhren · tragen zur Feindurchmischung von organischer Substanz mit dem Mineralboden bei 	<ul style="list-style-type: none"> · legen nahezu senkrechte, tief in den Unterboden reichende, stabile Röhren an · sammeln organisches Material an der Oberfläche ein, das sie in ihre Röhren ziehen

Tabelle 1: Lebensformen der Regenwürmer

Nahrungsgrundlage darstellen. Beispielsweise dienen Regenwürmer Laufkäfern (vor allem *Carabus* Arten), Säugetieren (Spitzmäuse, Igel, Wildschweine, Dachse etc.), Vögeln (Drosseln, Krähen, Kiebitze, Weißstörche etc.) und Amphibien als Beute (Lukasiewicz 1996; Bauer et al. 2005; Dunger 2008; Graff 1983). Die Artenzusammensetzung und Anzahl der Regenwürmer in und auf dem Boden kann somit einen Einfluss auf trophisch nachgelagerte Lebensgemeinschaften haben.

Die Forschung beschäftigt sich erst seit Kürzerem mit der Regenwurmfauna von Kurzumtriebsplantagen und konkrete Versuchsergebnisse nehmen langsam zu (Makeschin et al. 1989; Schmitt et al. 2010; Huber et al. 2013). Von Interesse ist, in wie weit Regenwürmer unter Kurzumtriebsplantagen Lebensraum finden und ob sich ihre Siedlungsdichte und Biomasse mit zunehmendem Bestandesalter verändert. Um sich dieser Thematik weiter anzunähern, wurden über fünf Jahre Aufnahmen zur Regenwurmfauna in der Gemeinde Kaufering durchgeführt. Gegenstand der Untersuchung war dabei auch, wie sich der Regenwurmbestand einer Kurzumtriebsplantage im Vergleich mit anderen Landnutzungsformen wie Wald, Acker und Grünland einordnet. Zudem war die Siedlungsdichte und Artenzusammensetzung auf verschiedenen Standorten für die Beurteilung der Leistungen dieses Faunenbestandteils im Boden von Interesse.

Untersuchungsflächen und Methode

Alle Untersuchungsflächen liegen bei Kaufering im oberbayerischen Landkreis Landsberg am Lech. Jeweils auf einem Löss-, Schotter-, und Ton-Standort erfolgte im Jahr 2013 eine Probenahme der Regenwürmer von fünfjährigen Kurzumtriebsplantagen (Pappel, Anlage 2008 auf Grünland oder ökologisch genutzten Äckern) im Vergleich zu den Landnutzungstypen Grünland und Forst (vor allem Fichte). Die KUP auf dem Löss-Standort diente auch zur Erfassung des Regenwurmbestands in einer Zeitreihe von 2011 bis 2015 (jährlich, Ausnahme 2014). Dabei konnte im letzten Untersuchungsjahr 2015 bereits auf einer Teilfläche die Situation nach dem ersten Umtrieb erfasst werden. Zum Vergleich der Nutzungsformen KUP und Acker wurden im Jahr 2015 zu den Untersuchungen der KUP auf dem Lössstandort fünf verschiedene Lössäcker mit unterschiedlicher Nutzungsintensität, ein Grünland sowie eine mit *Miscanthus* bestellte Fläche beprobt.

Zur Erfassung des Regenwurmbestands wurde die in Dunger und Fiedler (1997) beschriebene Fangmethode eingesetzt. Auf eine Fläche von 0,25 m² wurden in zwei Gaben 10 Liter einer 0,2%igen Formaldehyd-Lösung aufgebracht. Das Formaldehyd wirkt leicht reizend auf der Haut der Regenwürmer, sodass diese bei Kontakt mit der Lösung aus dem Boden nach oben kriechen. Die an der Bodenoberfläche erscheinenden Tiere wurden eingesammelt, in Ethanol fixiert und anschließend gezählt, gewogen und die adulten Tiere auf ihre Art bestimmt. Das im Boden verbleibende Formaldehyd wird relativ schnell von Mikroben abgebaut.

Untersuchungsfläche / Nutzung	Nutzung / Fruchtfolge	Bodenbearbeitung	Düngung
Acker intensiv	ab 2010: Gerste–Mais–Winterweizen–Grünroggen–Mais–Winterweizen 2015: Winterdinkel	Pflug bis 25 cm; nach Grünroggen nur Grubber	mineralisch 2011: Gärrest
Acker Kompost	ab 2012: Silomais–Weizen–Hafer 2015: Winterweizen	Pflug 18–20 cm	mineralisch, Frischkompost, Gärrest
Acker ökol. I	ab 2012: Hafer–Winterweizen–Sojabohnen 2015: Winterweizen	Pflug 20 cm	Gülle
Acker ökol. II	2011:Triticale 2012–2014: Klee gras 2015: Winterweizen	Pflug 20 cm, außer während Klee gras	2011 und 2015: Gülle
Acker pfluglos	ab 2012: Winterweizen–Raps–Wintergerste seit Juli/August 2014: Acker gras (Weidel gras)	pfluglos seit 2012	mineralisch, Gülle
Grünland	Mähwiese, vier Schnitte	keine	Gülle im Frühjahr; nach Schnitt mineralisch
KUP Grünland U1	Pappel Max3; im ersten Umtrieb, Anlage 2008, Vornutzung: Grünland	keine	keine
KUP Grünland U2	Pappel Max3; im zweiten Umtrieb, Anlage 2008, 1. Ernte 2013 Vornutzung: Grünland	keine	keine
KUP ÖAcker	Pappel Max3; im ersten Umtrieb, Anlage 2008; Vornutzung: ökologisch bewirtschafteter Acker	keine	keine
Miscanthus	Anlage: 2012	keine	

Tabelle 2: Im Jahr 2015 untersuchte Flächen auf dem Löss-Standort bei Kaufering.

Die Anwendung einer Austreibungsmethode kombiniert mit einer Handauslese ist für eine gute Bestandserfassung der Regenwürmer unerlässlich (Ehrmann und Babel 1991; Fründ und Jordan 2003; Pelosi et al. 2009). Dazu wurde ein Viertel der beprobten umrahmten Fläche, also $1/16\text{m}^2$, mit dem Spaten ca. 30 cm tief ausgestochen. Dieses Bodenmaterial wurde nochmals per Hand nach im Boden verbliebenen Regenwürmern durchsucht und die gefundenen Regenwürmer berücksichtigt. Mit Hilfe dieser beider Methoden wurde die Regenwurmfau na mit jeweils neun Stichproben pro untersuchter Fläche erfasst. Die Erhebungen fanden jeweils im Frühjahr statt (2011 im März, 2012, 2013 und 2015 im April).

Ergebnisse und Diskussion

Zeitliche Entwicklung der Regenwurmfau na einer Kurzumtriebsplantage

Die 2008 angelegte KUP auf einem grünlandgenutzten Löss-Standort im Trinkwasserschutzgebiet der Gemeinde Kaufering wurde nach drei Jahren erstmals auf ihre Regenwurmfau na hin untersucht (Abbildung 1). Auch wenn der sehr hohe Bestandswert der Regenwürmer von über $600\text{ Individuen/m}^2$ im Jahr 2011 in den folgenden Jahren auf ca. 350 bis 500 Individuen/ m^2 zurückging, stieg gleichzeitig die Zahl adulter Tiere an. Der besonders hohe Anteil an juvenilen Tieren im Jahr 2011 kann auf natürliche, kurzfristige Populationschwankungen, z. B. aufgrund von Witterungsereignissen, die die Reproduktionsrate der Regenwürmer

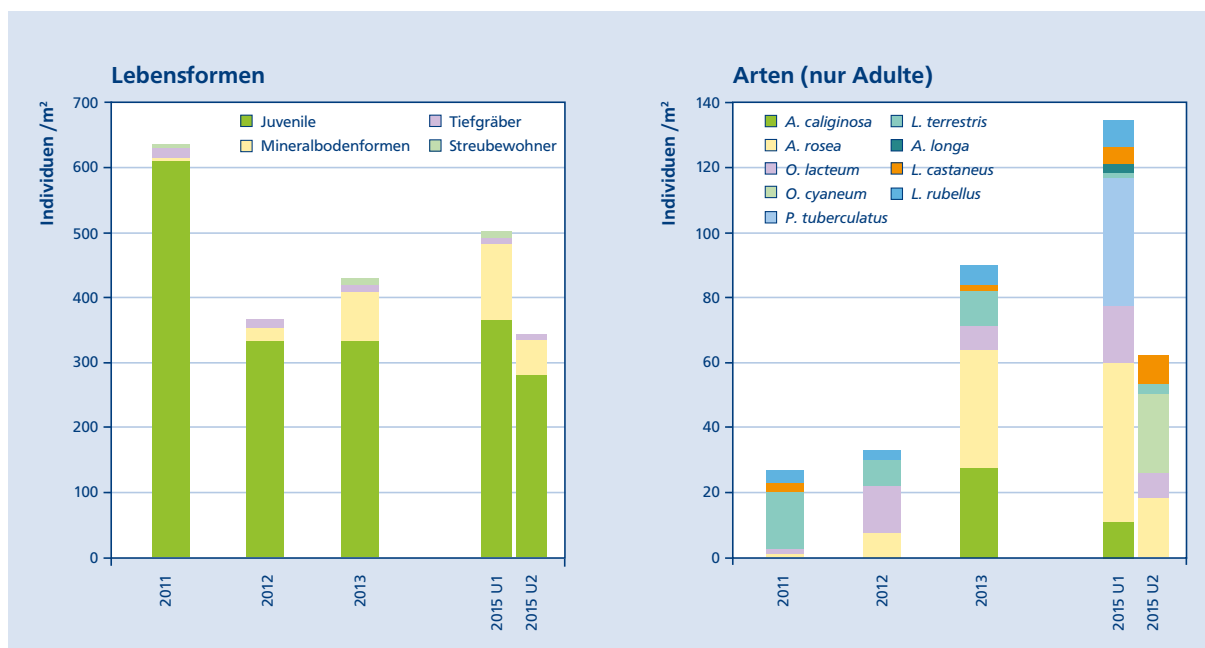


Abbildung 1: Zeitliche Entwicklung der Regenwurmsiedlungsdichte (Individuen/m²) auf einer KUP in Kaufering, links nach Lebensformen, rechts nach Arten (nur adulte Tiere), U1 = im ersten Umtrieb, U2 = nach dem ersten Umtrieb.

kurzfristig anregen, hindeuten. Auch das ausgewogenere Verhältnis von juvenilen zu adulten Tieren in den folgenden Jahren 2013 und 2015 weist darauf hin. Besonders die Zahl adulter endogäischer Regenwürmer (Mineralbodenformen) stieg tendenziell mit zunehmendem Alter der KUP an (Abbildung 1). Überraschend ist die Tatsache, dass der Ausgangsbestand an adulten Tauwürmern (*Lumbricus terrestris*) sich bis zum Jahr 2015 reduzierte. Möglicherweise spielen hierbei eine Änderung der Artenzusammensetzung in der KUP, wie beispielsweise auch die Zunahme von Prädatoren oder anderen Zersetzern und das veränderte Nahrungsangebot eine Rolle. Das Auftreten von *Proctodrilus tuberculatus* im Jahr 2015 könnte eine Änderung in der Faunenzusammensetzung andeuten. Eventuell wurde die sehr kleine Art allerdings auch in den Vorjahren übersehen. Der Anteil an streubewohnenden Arten blieb über die Jahre auf ähnlichem Niveau.

Bemerkenswert sind die Unterschiede zwischen den beiden Aufnahmen vor und nach dem ersten Umtrieb der KUP im Jahr 2015. Die Siedlungsdichte in der bereits im Winter 2012/2013 erstmals geernteten KUP lag deutlich niedriger als im benachbarten siebenjährigen Bestand. In wie weit diese Unterschiede durch Änderungen des Mikroklimas und der Nahrungsvfügbarkeit zu erklären sind müssten langfristige Untersuchungen zeigen. Auch in eher langen Zeiträumen auftretende Effekte der evtl. zu erwartenden Änderun-

gen des pH-Wertes, der Nährstoffversorgung und des Humushaushaltes bleiben noch offen.

Ein mit zunehmendem Wachstum der Bäume verbundener Anstieg des jährlichen Wasserverbrauchs einer KUP hat auf einem tiefgründigen Löss-Standort in einer niederschlagsreichen Region wie Kaufering (jährlich über 900 mm, 2006–2015 Landsberg am Lech) vermutlich keine größeren Auswirkungen auf den Regenwurmbestand. Allerdings ist dieser Aspekt in niederschlagsarmen Regionen nicht zu vernachlässigen.

Insgesamt deutet die Anzahl von neun nachgewiesenen Arten und der Regenwurmbestand von ca. 350 bis 500 Individuen/m² darauf hin, dass Kurzumtriebsplantagen geeignet sind einen reichhaltigen und vielfältigen Regenwurmbestand zu fördern bzw. zu erhalten. Wie sich der Regenwurmbestand und die Zusammensetzung bei zunehmendem Alter und in Abhängigkeit der Rotationen weiterentwickeln wird, ist allerdings noch nicht ausreichend untersucht.

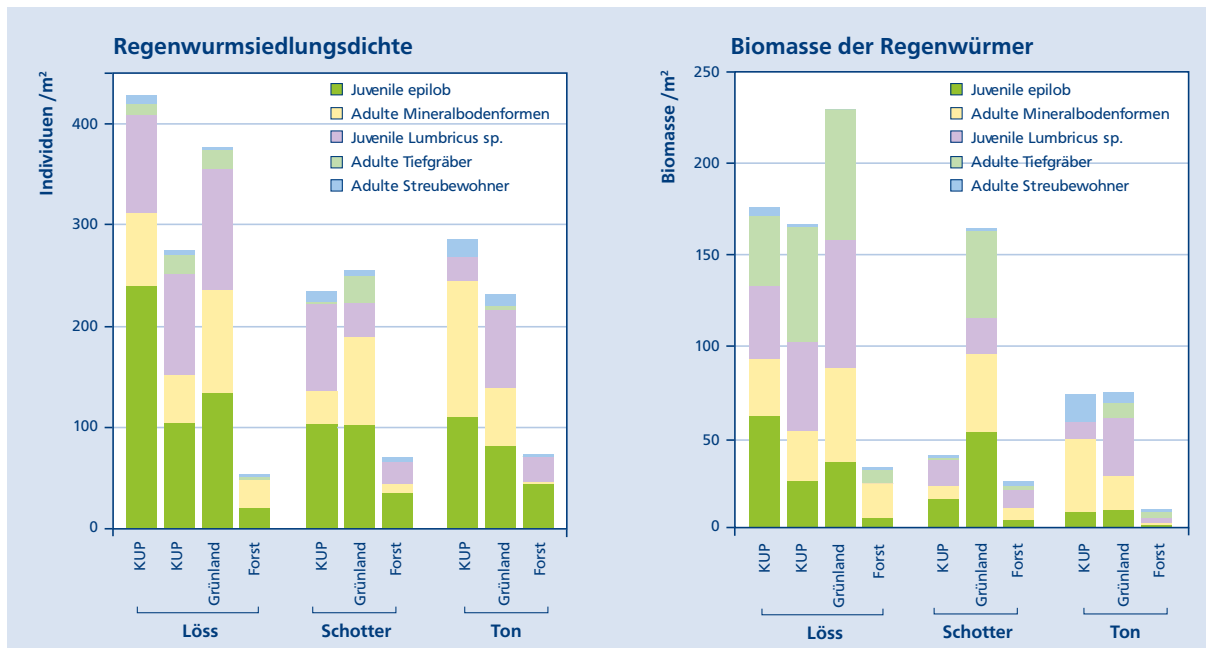


Abbildung 2: Regenwurmsiedlungsdichte (Individuen/m²) und Regenwurmbiomasse (g/m²) nach Lebensformen auf den 2013 untersuchten Flächen mit KUP, Grünland und Forst an drei unterschiedlichen Standorten in Kaufering.

Regenwurmfauna auf KUP unterschiedlicher Standorte

Auf dem Lössstandort zeigten im Jahr 2013 bei den drei Landnutzungen KUP, Grünland und Forst sowohl die 2008 auf Grünland etablierte, fünfjährige KUP, als auch das Grünland die höchsten Siedlungsdichten der Regenwürmer (Abbildung 2). Lössböden bieten aufgrund ihrer Tiefgründigkeit und Grabbarkeit gute Bedingungen für Regenwürmer und sie liefern durch ihre hohe Ertragsfähigkeit eine große Menge an Nahrung für Bodentiere in Form von abgestorbenen Pflanzenteilen. Auch das Grünland auf dem Schotter-Standort zeigte eine hohe Siedlungsdichte sowie Biomasse der Regenwürmer. Die 2009 auf Grünland angelegte KUP auf diesem Standort wies eine deutlich geringere Biomasse auf, da der Tauwurm *Lumbricus terrestris* dort fehlte. In wie weit dies durch den standörtlichen Unterschied der Fläche (z. B. mehr Schotter oder Sand) oder die bewuchsbedingten Änderungen z. B. die trockeneren Bodenverhältnisse durch den erhöhten Wasserverbrauch der Bäume zurückzuführen ist, bleibt offen. Auf Tonböden zeigten Grünland und KUP eine in etwa ähnliche Biomasse und Siedlungsdichte der Regenwürmer, jedoch fehlte dort *Lumbricus terrestris* unter KUP vollständig. Dafür war *Lumbricus rubellus* (Streubewohner) und *Octolasion lacteum* (Mineralbodenform) dort besonders häufig vertreten. Die Forstflächen zeigten auf allen Standorten die geringste Regenwurmdichte und -biomasse. Auch eine bundesweite

Analyse bestätigt, dass Forstflächen im Vergleich zu Grünland und Acker durchschnittlich geringere Regenwurmabundanzen haben (Römcke et al. 2012). Zu beachten ist, dass die Kurzumtriebsplantagen alle auf Flächen mit günstigen Nutzungsformen (Grünland, ökologisch genutzter Acker) und somit wahrscheinlich mit einem entsprechend hohen Ausgangsbestand an Regenwürmern angelegt wurden.

Die Ergebnisse bestätigen, dass neben der Nutzungsform auch die Standortbedingungen und hier wahrscheinlich besonders die Gründigkeit und das verfügbare Wasser von besonderer Bedeutung nicht nur für die zu erwartenden Erträge der KUP, sondern auch für die Regenwurmfauna sind. Auf flachgründigen, sandigen oder kiesigen Standorten mit geringen Niederschlägen und Grundwasser weit unter der Flur ist davon auszugehen, dass die Regenwurmfauna von diesen Bedingungen geprägt wird. Belastbare Daten von anderen Kurzumtriebsplantagen fehlen aus Bayern aber derzeit noch. Im Vergleich zu Acker ist der Wasserverbrauch besonders in tieferen Bodenschichten unter KUP deutlich höher, was zu trockeneren Bodenverhältnissen über das Jahr und einer langsameren Wiederbefeuchtung im Herbst führt (siehe Artikel Zacios und Zimmermann in diesem Heft). Unter Umständen kann sich dies besonders in niederschlagsarmen Gebieten (z. B. in Unterfranken) ungünstig für die Regenwürmer auswirken. Allerdings sind die obersten

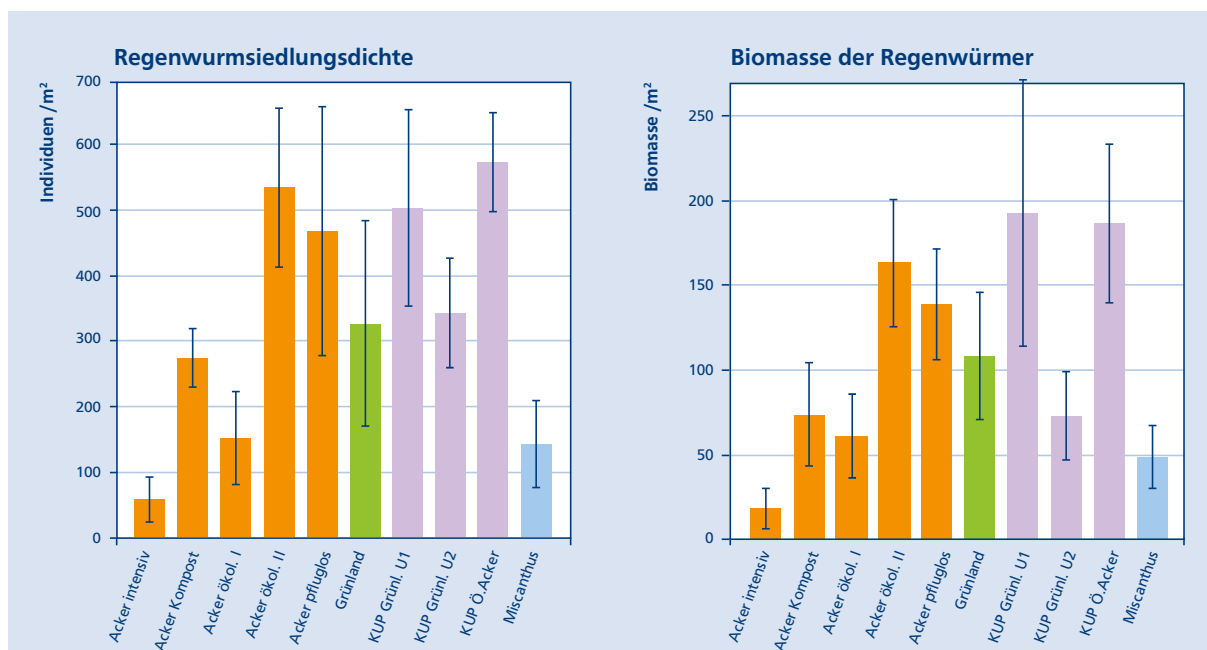


Abbildung 3: Regenwurmsiedlungsdichte (Individuen/m²) und Regenwurmbiomasse (g/m²) auf den 2015 untersuchten Flächen am Löss-Standort in Kaufering.

Bodenschichten besonders im Sommer stärker vor Verdunstung geschützt. Die permanente Bodenbedeckung durch die Bäume und die Laubstreu bietet den Regenwürmern wahrscheinlich auch besseren Schutz vor Kälteperioden im Winter (Scheu 1992) oder längeren Trockenperioden im Sommer.

Regenwurmfauna verschiedener Äcker und KUP

Da Kurzumtriebsplantagen vorwiegend auf Ackerflächen angelegt werden sollen, ist der Vergleich mit dieser Landnutzungsform besonders interessant. Es zeigte sich, dass die beiden noch nicht geernteten Kurzumtriebsplantagen sowie der pfluglos bewirtschaftete Acker und der Acker auf dem in den drei Vorjahren Klee gras (Acker ökol. II, Tabelle 2) angebaut wurde, die höchste Regenwurmsiedlungsdichte und -biomasse aufwiesen (Abbildung 3). Die fünf untersuchten Ackerflächen zeigten in Abhängigkeit von der Bewirtschaftung sehr unterschiedliche Werte, wobei besonders die Bodenbearbeitungsintensität einen wichtigen Einfluss auf die Regenwurmfauna hat. Es bestätigt sich somit, dass eine pfluglose Bodenbearbeitung in Äckern mit entsprechender Mulch auflage sich positiv auf die Regenwurmsiedlungsdichte auswirkt (Bauchhenß 1988; Emmerling 2001; Krück et al. 2001; Maurer-Troxler et al. 2006; Johnson-Maynard et al. 2007; Joschko et al. 2009; Jossi et al. 2011). Aber auch ökologisch bewirtschaftete Äcker mit mehrjährigem

Klee gras anbau bieten günstige Lebensbedingungen für Regenwürmer wie die vorliegenden Untersuchungen zeigen. Dagegen weisen intensiver genutzte Äcker im Vergleich zu den Kurzumtriebsplantagen einen geringeren Regenwurmbestand auf wie dies auch andere Studien belegen (Makeschin et al. 1989; Schmitt et al. 2010; Huber et al. 2013). Entscheidend für den guten Regenwurmbestand in den Böden der Kurzumtriebsplantagen ist neben der Bodenruhe wahrscheinlich zudem die Bodenbedeckung mit Blattstreu über den Winter bzw. der dichte Kronenschluss während der Vegetationsperiode. Auch die Siedlungsdichte und Artenvielfalt der Regenwürmer im Grünland ist durchschnittlich höher als auf Ackerflächen (Walter et al. 2015). Neben einer eher humuszehrenden Fruchtfolge und einer höheren Bodenbearbeitungsintensität kann eine zu hohe mechanische Bodenbelastung die Lebensbedingungen für Bodentiere verschlechtern, z. B. durch Sauerstoffmangel, Staunässe, weniger Hohlräume sowie durch Veränderungen der Nahrungsmenge und -qualität. Eine Bodenverdichtung durch das Befahren bei feuchten Bedingungen kann zu geringeren Siedlungsdichten der Regenwürmer führen (Söchtig und Larink 1992; Krammer et al. 2008; Walter et al. 2015). Da Kurzumtriebsplantagen nur zur Ernte nach mehreren Jahren im Winter befahren werden und dabei Tage mit Bodenfrost genutzt werden können, ist hier diese Gefahr gering.

Die auf Grünland angelegte KUP wies im Vergleich zu der auf einem ökologischen Acker angelegten KUP eine höhere Dichte an *Octolasion lacteum* auf. Im Übrigen wurde diese Art im Grünland häufiger gefunden (in geringerem Umfang auf den Ackerflächen mit Kompostdüngung und *Miscanthus*). Die Vorbewirtschaftung bzw. der Ausgangszustand der Regenwurmfaua scheint demnach durchaus die weitere Entwicklung der Regenwurmfaua zu beeinflussen. *Lumbricus terrestris* war deutlich häufiger auf der auf Acker angelegten Fläche ohne *Octolasion lacteum*. Inwieweit solche Unterschiede durch Ressourcenkonkurrenz bzw. Nischenüberlappung oder durch unterschiedliche Bodenbedingungen entstehen, sollte weiter beobachtet werden. Die meisten Arten konnten in der KUP, die auf Grünland angelegt wurde nachgewiesen werden (U1: acht, U2: sieben). In der KUP auf der ehemaligen Ackerfläche, im Grünland und *Miscanthus* wurden sechs Arten gefunden, auf den Ackerflächen vier (Acker intensiv) bzw. fünf (alle übrigen). Dies entspricht auch dem auf bayerischen Bodendauerbeobachtungsflächen ermittelten Durchschnitt für Äcker (Walter und Burmeister 2013).

Zudem wird der Regenwurmbestand entscheidend vom zur Verfügung stehenden Nahrungsangebot beeinflusst. Es ist bekannt, dass sich auf landwirtschaftlich genutzten Flächen eine organische Düngung, also in Form von Gülle, Mist, Mulchen, Gründüngung u. ä., positiv auf den Regenwurmbestand auswirkt (z. B. Edwards und Lofty 1982; Bauchhenß 1989; Estevez et al. 1996; Whalen et al. 1998; Lerory et al. 2008). In den Kurzumtriebsplantagen bildet im Wesentlichen das im Herbst fallende Laub die primäre Nahrungsgrundlage für die Regenwürmer, insbesondere für die epigäischen und anezischen Arten. Regenwürmer im Allgemeinen ernähren sich von einem weiten Spektrum an totem organischem Material, bevorzugen in der Regel aber Streu mit einem hohen Gehalt an leicht löslichen Kohlenstoffverbindungen und einem gewissen Zersetzungsgrad (Curry und Schmidt 2007). In Folge dessen kann die Baumartenwahl einen Einfluss auf die Ernährung der Regenwürmer haben (siehe z. B. auch Šlapokas und Granhall 1991). Schmitt et al. (2010) und Huber et al. (2013) konnten Unterschiede der Regenwurmsiedlungsdichte zwischen verschiedenen Baumarten nachweisen. Untersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft und der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft im Rahmen der Projektes »Entwicklung und Erprobung eines Agroforstsystems im ökologischen Landbau zur Energieholzgewinnung« in Pulling (Landkreis Freising) zeigten eine höhere Regenwurmbiomasse unter

Grau- und Schwarzerlen gegenüber den Pappelklonen (Max3). Zu berücksichtigen ist, bei entsprechenden Freilandversuchen, jedoch neben der Verwertbarkeit auch die Menge des Falllaubs. In der kurzen Lichtphase nach der Ernte können auch Gräser und Beikräuter einen Teil zum Nahrungsangebot beitragen.

Die Ergebnisse der Untersuchungen in Kaufering legen nahe, dass auch in Plantagen mit schnellwachsenden Baumarten Regenwürmer wichtige Bestandteile des Bodenökosystems sind und sich ein arten- und individuenreicher Regenwurmbestand im Boden einer KUP entwickeln kann. Welches Gleichgewicht sich langfristig zwischen den einzelnen Bodenorganismen, dem Nahrungsangebot und den physikalischen und chemischen Bodeneigenschaften einstellt, ist noch nicht endgültig geklärt. Wie auch in Kaufering gezeigt werden konnte, ist für die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften im und auf dem Boden der große Einfluss des Standortes und dessen besondere Bedingungen typisch. In der Agrarlandschaft stellen Kurzumtriebsplantagen mit ihren charakteristischen Eigenschaften, wie regelmäßiges auf den Stock setzen, Laubfall, spezifischer Temperatur- und Wasserhaushalt, Habitatstrukturen dar, welche die Kultur- und Lebensraumvielfalt bereichern können.

Literatur

- Bauchhenß, J. (1988): Funktion der Bodentiere auf Flächen mit extensiver Bodenbearbeitung. Schule und Beratung Heft 1–2, S. III-10 bis III-12.
- Bauchhenß, J. (1989): Düngung und Bodenleben. PdN-Ch 2/38, 36–40.
- Bauer, H.-G.; Bezzel, E.; Fiedler, W. (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Aula-Verlag, Wiebelsheim, 622 S.
- Bieri, M.; Cuendet, G. (1989): Die Regenwürmer, eine wichtige Komponente von Ökosystemen. Landwirtschaftliche Forschung, Recherche agronomique en Suisse 28 (2), 81–96.
- Blouin, M.; Hodson, M.E.; Delgado, E.A.; Baker, G.; Brussaard, L.; Butt, K.R.; Dai, J.; Dendooven, L.; Peres, G.; Tondoh, J.E.; Cluzeau, D.; Brun, J.-J. (2013): A review of earthworm impact on soil function and ecosystem services. European Journal of Soil Science 64, 161–182.
- Curry, J. P.; Schmidt, O. (2007): The feeding ecology of earthworms – A review. Pedobiologia 50, 463–477.
- Dunger, W.; Fiedler, H.J. (1997): Methoden der Bodenbiologie. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 539 S.
- Dunger, W. (2008): Tiere im Boden. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben, 280 S.
- Edwards, C.; Lofty, J. (1982): Nitrogenous fertilizers and earthworm populations in agricultural soils. Soil Biology & Biochemistry 14, 515–521.
- Ehrmann, O.; Babel, U. (1991): Quantitative Regenwurmerfassung – ein Methodenvergleich. Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 66 (I), 475–478.
- Emmerling, C. (2001): Response of earthworm communities to different types of soil tillage. Applied Soil Ecology 17, 91–96.
- Estevez, B.; N'Dayegamiye, A.; Coderre, D. (1996): The effect on earthworm abundance and selected soil properties after 14 years of solid cattle manure and NPKMg fertilizer application. Canadian Journal of Soil Science 76 (3), 351–355.
- Fründ, H.C.; Jordan, B. (2003): Regenwurmerfassung mit Senf oder Formalin? Versuche zur Eignung verschiedener Senfzubereitungen für die Austreibung von Regenwürmern. Osna-brücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 29, 97–102.
- Graff, O. (1983): Unsere Regenwürmer – Lexikon für Freunde der Bodenbiologie. Verlag M. & H. Schaper, Hannover, 112 S.
- Huber, J.; Papaja-Hülsbergen, S.; Wolfrum, S.; Schmid, H.; Hülsbergen, K.-J. (2013): Regenwurmpopulation in ökologisch und integriert bewirtschafteten Agroforstsystemen. In Neuhoff, D., Stumm, C., Ziegler, S., Rahmann, G., Hamm U., Köpke, U. (Ed.), 12. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau, Verlag Dr. Köster, Berlin, 424–427.
- Johnson-Maynard, J.L.; Umiker, K. J.; Guy, S.O. (2007): Earthworm dynamics and soil physical properties in the first three years of no-till management. Soil and Tillage Research 94, 338–245.
- Joschko, M.; Söchtig, W.; Larink, O. (1992): Functional relationship between earthworm burrows and soil water movement in column experiments. Soil Biology and Biochemistry 24 (12), 1545–1547.
- Joschko, M.; Gebbers, R.; Barkusky, D.; Rogasik, J.; Höhn, W.; Hierold, W.; Fox, C.A.; Timmer, J. (2009): Location-dependency of earthworm response to reduced tillage on sandy soil. Soil and Tillage Research 102, 55–66.
- Jossi, W.; Zihlmann, U.; Anken, T.; Dorn, B.; Van der Heijden, M. (2011): Reduzierte Bodenbearbeitung schont die Regenwürmer. Agrarforschung Schweiz 2(10), 432–439.
- Krück, S.; Nitzsche, O.; Schmidt, W. (2001): Verbesserte Regenverdaulichkeit durch Regenwurmmaktivität – Regenwürmer vermindern Erosionsgefahr. Landwirtschaft ohne Pflug 1, 18–21.
- Lehmitz R.; Römbke J.; Jänsch S.; Krück S.; Beylich A.; Graefe U. (2014): Checklist of earthworms (Oligochaeta: Lumbricidae) from Germany. Zootaxa 3866 (2): 221–245.
- Kramer, S.; Weisskopf, P.; Oberholzer, H.-R. (2008): Status of Earthworm populations after different compaction impacts and varying subsequent soil management practices. – 5Th International Soil conference ISTRO Czech Branch, 249–256.
- Leroy, B.; Schmidt, O.; Van den Bossche, A.; Reheul, D.; Moens, M. (2008): Earthworm population dynamics as influenced by the quality of exogenous organic matter. Pedobiologia 52, 139–150.
- Lukasiewicz, J. (1996): Predation by the beetle *Carabus granulatus* (Coleoptera, Carabidae) on soil macrofauna in grassland on drained plots. Pedobiologia 40, 364–376.
- Makeschin, F.; Rehfuess, K. E.; Rüschi, I.; Schörry, R. (1989): Anbau von Pappeln und Weiden im Kurzumtrieb auf ehemaligem Acker: Standortliche Voraussetzungen, Nährstoffversorgung, Wuchsleistung und bodenökologische Auswirkungen. Forstw. Cbl. 108, 125–143.
- Maurer-Troxler, C.; Chervet, A.; Ramseier, L.; Struney, W.G. (2006): Zur Bodenbiologie nach 10 Jahren Direktsaat und Pflug – ähnlich wie auf Dauergrünland. Landwirtschaft ohne Pflug 6, 14–19.
- Pelosi, C.; Bertrand, M.; Capowiez, Y.; Boizard, H.; Roger-Estrade, J. (2009): Earthworm collection from agricultural fields: Comparisons of selected expellants in presence/absence of hand-sorting. European Journal of Soil Biology 45, 176–183.
- Römbke, J.; Roß-Nickoll, M.; Toschki, A.; Höfer, H.; Horak, F.; Russell, D.; Burkhardt, U.; Schmitt, H. (2012): Erfassung und Analyse des Bodenzustands im Hinblick auf die Umsetzung und Weiterentwicklung der Nationalen Biodiversitätsstrategie. Umweltbundesamt – Texte 33, 386 S.

Scheu, S. (1992): Changes in the lumbricid coenosis during secondary succession from a wheat field to a beechwood on limestone. *Soil Biology & Biochemistry* 24 (12), 1641–1646.

Schmitt, A.; Tischer, S.; Hofmann, B.; Christen, O. (2010): Lumbricidenvorkommen unter schnellwachsenden Baumarten im Kurzumtrieb auf einer Schwarzerde im mitteldeutschen Trockengebiet. In Deutsche Bodenkundliche Gesellschaft (Hrsg.), Gemeinsame Sitzung Kommission III DBG und Fachgruppe 4 Bundesverband Boden Titel der Tagung: Boden und Standortqualität- Bioindikation mit Regenwürmern (eprints.dbges.de/498/1/Schmitt_etal_25Feb10.pdf, abgerufen am 26.05.2015)

Šlapokas, T.; Granhall, U. (1991): Decomposition of willow-leaf litter in a short-rotation forest in relation to fungal colonization and palatability for earthworms. *Biology and Fertility of Soils* 10 (4), 241–248.

Söchting, W.; Larink, O. (1992): Effect of soil compaction on activity and biomass of endogeic lumbricids in arable soils. *Soil Biology and Biochemistry* 24 (12), 1595–1599.

Walter, R.; Burmeister, J. (2013): Regenwürmer in bayerischen Ackerböden. Merkblatt der bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft.

Walter, R.; Burmeister, J.; Brandhuber, R. (2015): Regenwürmer – aktuelle Gefahren und positive Entwicklungen in landwirtschaftlich genutzten Böden. In Tagungsband »Jahr des Bodens« Schwere Maschinen, enge Fruchtfolgen, Gärreste – eine Gefahr für die Bodenfruchtbarkeit? Fachtagung, 13. Kulturlandschaftstag 18. und 19. Juni 2015, Würzburg, Hrsg. BMEL, LfL Bayern, 26–39.

Whalen, J.K.; Parmelee, R.; Edwards, C. (1998): Population dynamics of earthworm communities in corn agroecosystems receiving organic or inorganic fertilizer amendments. *Biology and Fertility of Soils* 27, 400–407.

Keywords: short rotation coppice, earthworm, soil

Summary: Earthworms fulfil many functions in soils and are a major element of this ecosystem. Overall the results of investigations of earthworm fauna in short rotation poplar coppice with an age of up to seven years in Kaufering show that coppice can foster an abundant and diverse earthworm population, just like grassland or arable land under conservation tillage or multiannual trefoil-grass cultivation. Especially in intensively managed arable soils the establishment of short rotation coppice can contribute to an ecological enhancement due to the positive development of the earthworms. Furthermore, the results show that site conditions have a strong influence on the earthworm fauna. Yet age, rotation cycle and previous cultivation of the plantation can also be important.

Die Spinnenfauna der Kurzumtriebsplantage Wöllershof von 1995 bis 2011

Theo Blick und Frank Burger

Schlüsselwörter: Arachnida, Araneae, Bayern, Bodenfallen, Bodenfotoelektoren, Kurzumtriebsplantage, Oberpfalz, Spinnen, Sukzession

Zusammenfassung: Auf der Kurzumtriebsversuchsfläche bei Wöllershof (Landkreis Neustadt an der Waldnaab, Oberpfalz) wurde die Spinnenfauna mithilfe von Bodenfotoelektoren und Bodenfallen in den Jahren 1995, 2000, 2006 und 2011 von Mai bis Oktober sowie im Winter 2006/2007 mit Bodenfallen erfasst. Vergleichend wurden angrenzende Waldbereiche und ein Acker in die Untersuchungen einbezogen. Insgesamt konnten 181 Spinnenarten nachgewiesen werden, davon 119 auf der Versuchsfläche. Darunter befinden sich eine bundesweit und vier in Bayern gefährdete Spinnenarten. Weiterhin wurden mehrere Arten der Rote-Liste-Kategorien G, R und D erfasst. Die einmalige Erfassung der winteraktiven Fauna 2006/07 erhöhte die Zahl der nachgewiesenen Spinnenarten allein um 21 Arten (sieben auf der Versuchsfläche). Die Spinnenfauna zeigt im Lauf der Jahre deutliche Veränderungen auf der Versuchsfläche. Die Sukzession schreitet auch 20 Jahre nach Anlage der Versuchsfläche weiter fort. Eine Auswertung mithilfe von Korrespondenzanalysen auf Basis von Ähnlichkeitsindizes zeigt eine deutliche Entwicklung der Fauna der Versuchsfläche. Anfangs ähnelte sie der Ackerfauna und in den Jahren 2006 sowie 2011 der Fauna der angrenzenden Waldbereiche. Auch die Waldbindung der auf der Versuchsfläche erfassten Spinnen nahm von 1995 bis 2011 stetig zu und näherte sich bis zum Jahr 2011 den Werten der Waldflächen an. Die Artenzahlen eng an Wälder gebundener Arten bleiben auf der Versuchsfläche niedriger als in den Wald-Vergleichsflächen.

Spinnen kommen in allen terrestrischen Lebensräumen in großer Artenzahl vor. In Deutschland sind derzeit 992 Spinnenarten etabliert (Blick et al. 2016). Spinnen ernähren sich räuberisch, meist von anderen Arthropoden. Eine Nahrungsspezialisierung ist nur in wenigen Fällen bekannt. Aufgrund der spezifischen Ansprüche vieler Arten an bestimmte Mikrohabitate und damit oft an spezifische Lebensräume eignen sie sich zur qualitativen Beurteilung von Groß- wie von

Kleinlebensräumen (Blick 1999). Veränderungen ihrer Lebensräume durch verschiedene Einflüsse (Änderung der Nutzungsintensität, Entwässerung, Schadstoffimmissionen, Sukzession, etc.) können durch Spinnen gut dokumentiert und bewertet werden. Deswegen werden Spinnen bei Schutzwürdigkeitsbeurteilungen, Eingriffsgutachten, Erfolgskontrollen, Biotopmonitoring, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen etc. regelmäßig herangezogen.

Fragestellungen

Auf der 1992 begründeten Kurzumtriebs-Versuchsfläche Wöllershof (Oberpfalz, Topografische Karte 1:25.000 Nr. 6239, Koordinaten 49,759° N, 12.185° O, 410–430 m ü. NN) wurde die Spinnenfauna in den Jahren 1995, 2000, 2006/07 sowie 2011 untersucht (Blick und Burger 2002; Schardt et al. 2007, 2008; Stoll et al. 2015). Die Untersuchungen erfolgten – mit einer Ausnahme – jeweils genau in der Mitte der Rotationen, nur im Jahr 2006 ein Jahr später. In einzelnen Jahren wurden zu Vergleichszwecken angrenzende Waldbereiche und angrenzender Acker in das Untersuchungsprogramm einbezogen.

Die Daten sollen Folgendes ermöglichen:

- Vergleiche der Fauna der Kurzumtriebsfläche in den verschiedenen Untersuchungsjahren (1995, 2000, 2006, 2011) nach jeweils identischer Methodik (Bodenfallen und Bodenfotoelektoren).
- Um die potenziell mögliche Waldfauna zu ermitteln wurden angrenzende Waldbereiche (2000, 2006, 2011) mit Bodenfallen erfasst um die Daten der Versuchsfläche mit dem »Zielhabitat« Wald vergleichen zu können.
- Um die Fauna des »Ausgangshabitats«, auf dem die Kurzumtriebsfläche im Jahr 1992 angelegt wurde, ermitteln zu können, wurde der angrenzende Acker untersucht (1995, 2000).
- Zur Vervollständigung des Artenspektrums und zur Erforschung der im Winter aktiven Arten wurden einmalig im Winter 2006/07 Bodenfallenfänge (Pappelfläche, Acker, Waldbereiche) durchgeführt.

Der vorliegende Beitrag fasst die bisherigen Ergebnisse seit 1995 für die Spinnen zusammen. Derzeit, im Jahr 2016, findet erneute Untersuchung statt, mit dem analogen Untersuchungsprogramm wie im Jahr 2011.

Material und Methode

Auf der Kurzumtriebsfläche wurden in den vier Untersuchungsjahren (1995, 2000, 2006, 2011) jeweils sechs Fallenkombinationen (Bodenfalle innerhalb und außerhalb des Eklektors sowie die Eklektorkopfdose – vgl. z. B. Blick und Burger 2002) postiert (Abbildung 1). Weiterhin standen je sechs Bodenfallen in bis zu drei angrenzenden Waldbereichen. In dem Waldbereich, der in den Jahren 2000, 2006 und 2011 untersucht wurde, war kurz nach dem Jahr 2000 der Waldbestand durch Entnahme fast aller Fichten stark aufgelichtet worden. Im angrenzenden Acker wurden im Jahr 1995 eben solche Fallenkombinationen wie in der Kurzumtriebsfläche eingesetzt. Die Ackeruntersuchung im Jahr 2000 erfolgte, wie die oben genannten Fänge in angrenzenden Waldbereichen, ebenso wie die Win-

terfänge ausschließlich mit je sechs Bodenfallen pro Untersuchungsfläche.

Die Leerung der Fallen erfolgte im ca. vierwöchigen Turnus – auch im Winter 2006/07 – in den in Tabelle 1 angegebenen Zeiträumen.

Untersuchungszeitraum	Fangbeginn	Fangende
1995	13. Mai 1995	28. Oktober 1995
2000	06. April 2000* bzw. 8. Mai 2000	05. November 2000
2006	03. Mai 2006	04. November 2006
Winter 2006/07*	04. November 2006	04. Mai 2007
2011	26. April 2011	31. Oktober 2011

Tabelle 1: Detaillierte Angaben zu den Fangperioden der Spinnenuntersuchungen

* Für den Vergleich der Daten der Untersuchungsjahre 1995, 2000, 2006 und 2011 werden die vom 6. April bis 8. Mai 2000 und die ab dem 4. November 2006 gefangenen Tiere nicht mit herangezogen.



Abbildung 1, oben: Bodenfotoeklektor und dahinter Bodenfalle, in der Versuchsfläche, 03. Mai 2006
unten: Trichterspinn *Coelotes terrestris* Foto: T. Blick

Am 06. April und 10. Juni 2000 sowie am 01. Februar 2007 wurden Handfänge (vor allem Klopfproben und Absuchen der Rinde) durchgeführt. Diese Daten gehen nur in die Gesamtlisten und -daten, nicht aber in die Vergleiche der Fallendaten ein.

Aus den pro Untersuchungsjahr eingesetzten Fallen bzw. Fallenkombinationen ergeben sich folgende Auswertungsmöglichkeiten (jeweils bezüglich Arten und Individuen):

- die insgesamt erfassten Spinnen
- die auf der Versuchsfläche erfassten Spinnen
- die pro Untersuchungsjahr (Mai bis Oktober) und -fläche mit den Fallenkombinationen (je sechs) erfassten Spinnen: Acker 1995, Versuchsfläche 1995, 2000, 2006, 2011
- die pro Untersuchungsjahr (Mai bis Oktober) mit den Bodenfallen (je sechs) erfassten Spinnen: Acker 1995, 2000, Versuchsfläche 1995, 2000, 2006, 2011, Versuchsfläche 2000 mit neunjährigen Pappeln, Mischwald 2000 (Verjüngungshieb kurz nach der Jahrtausendwende), Mischwald verjüngt 2006, 2011, Nadelwald 2006, Laubwald 2006
- die mit den Winterfängen (November 2006 bis April 2007) erfassten Spinnen: Acker, Versuchsfläche, Mischwald verjüngt, Nadelwald, Laubwald

Diese fünf Varianten werden im Folgenden überwiegend deskriptiv ausgewertet. Dazu werden auch die unten genannten Parameter Waldbindung und Bestand in Deutschland herangezogen. Für die Fallenkombinationen und Fallenreihen werden auch Korrespondenzanalysen grafisch dargestellt (Details sind im betreffenden Kapitel erläutert).

Das Bestimmen der Spinnen erfolgte mithilfe der maßgeblichen Fachliteratur, die den Internetseiten von Nentwig et al. (2016) und des World Spider Catalog (2016) zu entnehmen ist. Die Nomenklatur und Familienzuordnung folgt dem World Spider Catalog (2016).

Die Waldbindung der Spinnenarten wird nach einem System klassifiziert, das an die Waldbindung der Pflanzen nach Schmidt et al. (2011) angelehnt ist (vgl. auch Blick 2012; Dorow und Blick 2013) – es werden nur die drei im Folgenden genannten Hauptkategorien verwendet:

W	Waldarten im engeren Sinn: Arten die ihren Schwerpunkt in Wäldern haben
M	Waldarten im weiteren Sinn: Arten, die ihren Schwerpunkt nicht in Wäldern haben, aber regelmäßig in Wäldern vorkommen
O	Offenlandarten und sonstige Arten: Diese Arten kommen nur sehr vereinzelt oder zufällig in Wäldern vor

Die Gefährdung und der Bestand der Spinnenarten in Deutschland ist der Roten Liste der Spinnen Deutschlands entnommen (Blick et al. 2016), den Gefährdungsstatus in Bayern listen Blick und Scheidler (2004) auf. Folgende Rote-Liste-Kategorien sind für die Spinnenfauna von Wöllershof relevant:

3	gefährdet
G	Gefährdung unbekanntes Ausmaßes
R	extrem seltene Art
D	Daten defizitär

Diese fünf Bestandsklassen Deutschlands kommen für die Spinnen von Wöllershof vor:

sh	sehr häufig
h	häufig
mh	mäßig häufig
s	selten
ss	sehr selten

Die Einstufungen basieren auf den Rasterfrequenzen auf TK25-Basis (Messtischblätter) der bekannten Nachweise der Spinnen in Deutschland (Staudt 2016) und sind bei Blick et al. (2016) für alle deutschen Arten verfügbar.

Die dargestellten Korrespondenzanalysen (Abbildungen 12 und 13) wurden mithilfe des Programmes BiodiversityPro durchgeführt (McAleece et al. 1997). Es diente auch zum Erstellen der Grafiken. Grundlage ist die Berechnung der Renkonen-Indices. Das heißt die Daten wurden auf die relative Häufigkeit pro Fallereihe und Jahr standardisiert und damit der Bray-Curtis-Index berechnet. Die Ähnlichkeiten der Spinnengemeinschaften werden in eine flächige Punktgrafik umgerechnet. Der Renkonen-Index wird rein qualitativen Indices (wie Sørensen oder Jaccard) vorgezogen, da er nicht nur die An- oder Abwesenheit der Arten, sondern auch deren relative Häufigkeit berücksichtigt.

Ergebnisse

Insgesamt wurden in Wöllershof 181 Spinnenarten aus 21 Spinnenfamilien nachgewiesen, 119 Arten und 18 Familien davon wurden auf der Versuchsfläche erfasst. Es wurden 13.168 Individuen gefangen, davon waren 9.445 adult (diese konnten alle bis zur Art bestimmt werden) und 3.723 juvenil (von diesen konnten 185 bis zur Art, die übrigen mindestens bis zur Familie bestimmt werden). Die juvenilen Spinnen werden in den tabellarischen Auswertungen in der Regel nicht mit berücksichtigt (mit Ausnahme von Tabelle 2). Wenn die Artenzahlen verglichen werden, sind die bis zur Art bestimmbaren Jungtiere jedoch mit einbezogen. Lediglich drei Arten wurden bisher ausschließlich als Jungtiere erfasst (*Pityohyphantes phrygianus*, *Pisaura mirabilis*, *Diaea dorsata*).

	Gesamt	1995	2000 *	2000	2006	W 06/07	2011
Insgesamt							
Individuenzahlen	13.168	4.623	1.635	988	3.032	2.248	1.370
Artenzahlen	181	65	81	63	85	92	62
Versuchsfläche							
Individuenzahlen	4.234	954	618	378	1.090	461	1.043
Artenzahlen	119	46	60	46	40	29	54

Tabelle 2: Summen der Individuen- und Artenzahlen der Spinnen insgesamt und auf der Versuchsfläche

W 06/07 = Winter 2006/07; 2000* = inkl. April, 2000 = ohne April

Da in den verschiedenen Perioden neben der Versuchsfläche verschiedene Vergleichsflächen (Wald, Acker) untersucht wurden, sind nur die Werte für die Versuchsfläche vergleichbar. Auf der Versuchsfläche sind die Individuenzahlen stark schwankend (Maximum 1995: 4.235 Spinnen, Minimum 2000: 378 Spinnen). Die Artenzahl war auf der Versuchsfläche 1995 und 2000 gleich (46), fiel 2006 etwas ab (40) und lag 2011 auf dem bisher höchsten Niveau (54).

die *Lycosidae* auf dem Acker und vor der ersten Ernte der Versuchsfläche artenreicher als den späteren Jahren bzw. im Wald.

Die Versuchsfläche wird erst ab 2006 deutlich artenreicher und übertrifft im Jahr 2011 den Acker. Mit Ausnahme des Mischwaldes (vor dem Verjüngungshieb) sind die Waldflächen mit 37 bis 52 Arten am artenreichsten.

Spinnenfamilien und Artensummen

Am arten- und individuenreichsten unter den 21 nachgewiesenen Spinnenfamilien waren die Vertreter der *Linyphiidae* (Zwerg- und Baldachinspinnen) und der *Lycosidae* (Wolfspinnen), danach folgten die *Agelenidae* (Trichterspinnen) und *Gnaphosidae* (Plattbauchspinnen). Die Artenzahlen der *Linyphiidae* und *Agelenidae* sind im Wald höher als auf dem Acker, dementsprechend steigen sie mit dem zunehmenden Alter der Versuchsfläche (Abbildung 2); hingegen sind

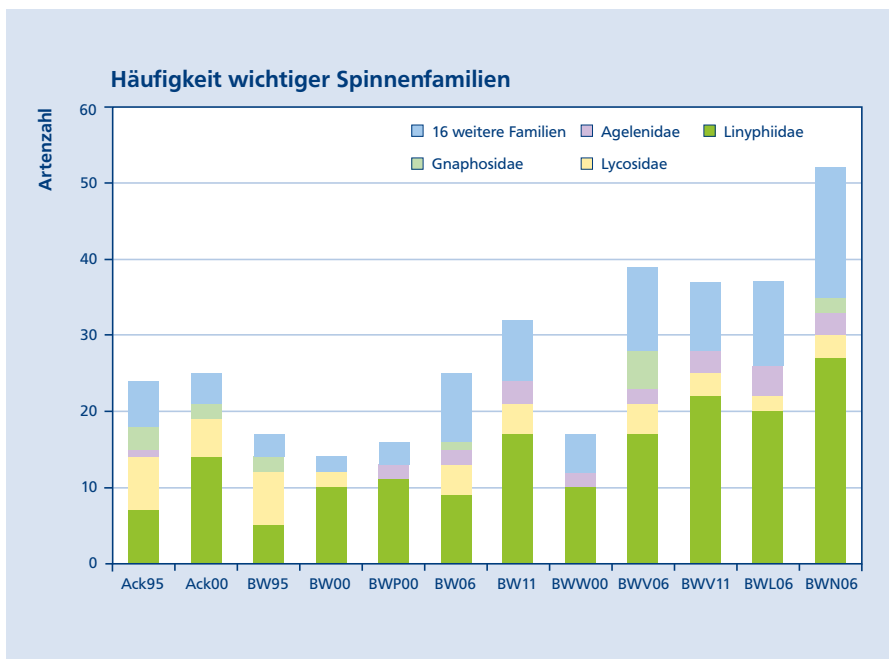


Abbildung 2: Artenzahlen der vier häufigsten Spinnenfamilien (übrige Familien summarisch) in den Bodenfallenfängen 95, 00, 06, 11 = Untersuchungsjahre 1995, 2000, 2006, 2011 (jeweils Mai bis Oktober)
Ack = Acker, BW = Pappelversuchsfläche (5-jährig), BWP = Pappelversuchsfläche (10-jährig), BWW/BWV = Mischwald-Vergleichsfläche (Schirmschlag 2005), BWL = Vergleichsfläche Laubwald, BWN = Vergleichsfläche Nadelwald

Datengrundlagen

Die tabellarischen Grundlagen für die folgenden Auswertungen sind im Anhang (Tabelle 3 bis Tabelle 6):

- a) Artenliste (insgesamt bzw. nur Versuchsfläche), mit allen ergänzenden Angaben pro Art (Waldbindung, Bestand/Seltenheit, Rote Listen)
- b) Artenliste der Fallenkombinationen pro Jahr und Fläche (fünf Spalten, 110 Arten)
- c) Artenliste Bodenfallen pro Untersuchungsjahr und Fallenreihe (12 Spalten, 114 Arten)
- d) Artenliste der Bodenfallenfänge im Winter (fünf Spalten, 92 Arten)
- b) und c) sind auch Grundlage für die Korrespondenzanalyse-Grafiken (Abbildung 12, Abbildung 13)

Waldbindung

Es werden verschiedene Vergleiche präsentiert. Alle Spinnendaten und alle Daten der Versuchsfläche (Abbildungen 3 und 4), die der Fallenkombinationen pro Jahr (Abbildung 5) sowie der Bodenfallenreihen pro Jahr (Abbildung 6).

Der Anteil der Waldarten (im engeren Sinn, W, und im weiteren Sinn, M) ist sowohl bei den Arten als auch bei den adulten Individuen hoch, bei den Daten der Versuchsfläche (Abbildung 4) ein wenig niedriger als bei den Gesamtdaten (Abbildung 3). Wobei insbesondere bezüglich der Individuen der Anteil der Offenlandtiere (O) und der enger an den Wald gebundenen (W) zugunsten der Waldarten im weiteren Sinn (M) geringer ist.

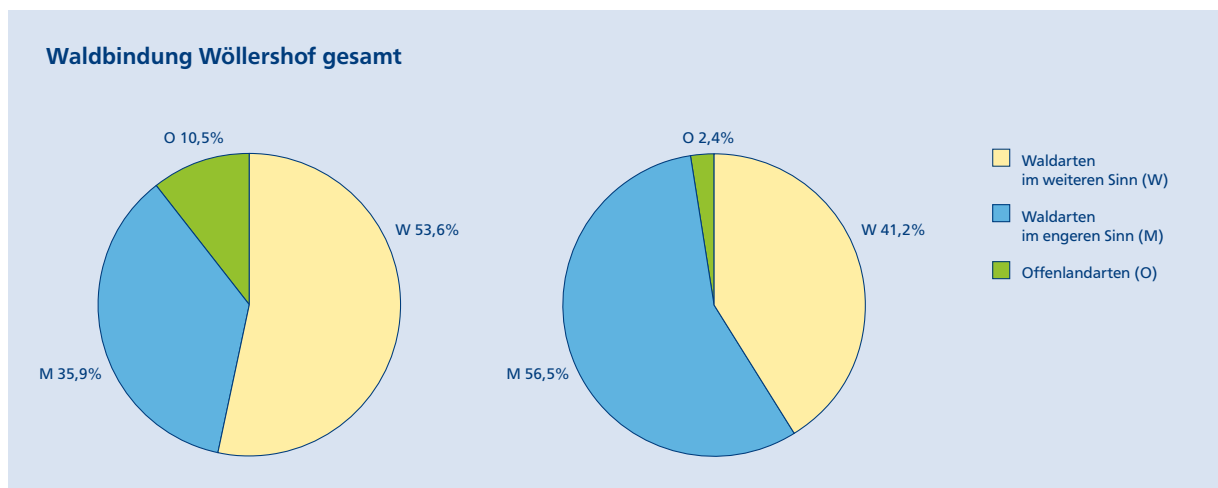


Abbildung 3: Waldbindung der Arten (links) und adulten Individuen (rechts)

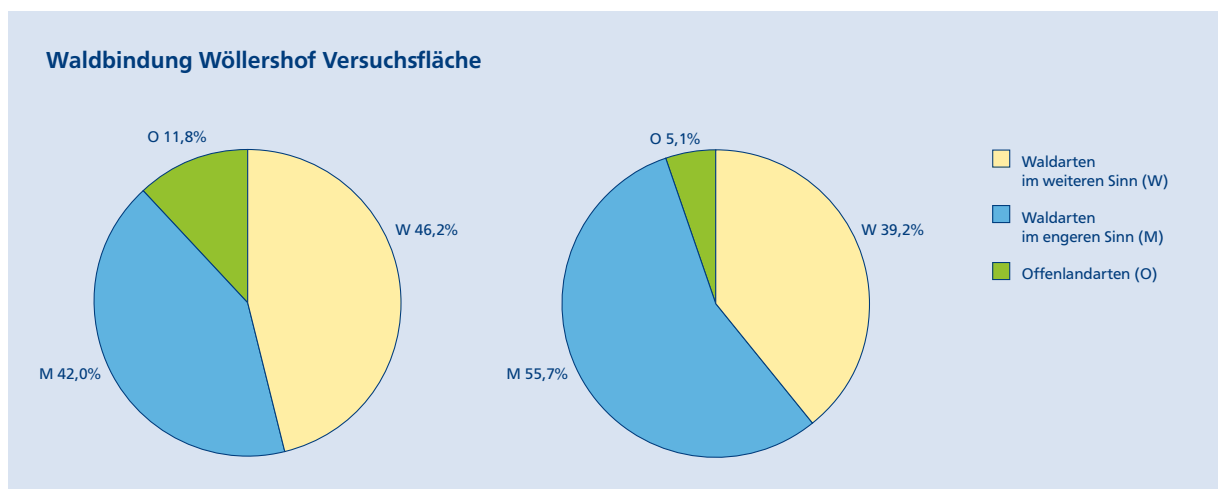


Abbildung 4: Waldbindung der Arten (links) und adulten Individuen (rechts)

Die Entwicklung der Versuchsfläche vom Acker bis zum Alter der Anpflanzungen von knapp 20 Jahren (am Ende des vierten Umtriebs) zeigt ein deutliches Bild (Abbildung 5): Die Waldarten im engeren Sinn nehmen immer höhere Anteile ein und die Offenlandarten verschwinden fast ganz.

Vergleicht man die Bodenfallendaten, nimmt also die Waldstandorte hinzu (Abbildung 6), wird deutlich, dass bei den Anteilen der Arten sich die Versuchsfläche in der dritten Rotationsperiode (2006) deutlich den Waldverhältnissen annähert, bei Betrachtung der Individuenzahlen wird diese Annäherung erst im vierten Umtrieb (2011) etwas deutlicher, was auch der Vergleich der Artenzahl pro Familie zeigte (Abbildung 2).

Bestandsklassifizierung der Arten

Eine Auswertung der Bestandsklassen der Arten zeigt ähnliche Tendenzen, wie die Waldbindung der Arten (Abbildungen 7 bis 10).

Hier sind zum einen die Unterschiede zwischen den Auswertungen der Arten und der Individuen (Abbildungen 7 und 8) deutlich größer als bei der Waldbindung. Bei den Individuenzahlen machen die deutschlandweit sehr häufigen Arten 94–96% aus, während sie bei den Artenzahlen 65–75% erreichen. Bezüglich der Individuen erreichen die sehr seltenen, seltenen und mäßig häufigen Arten zusammen weniger als 0,5%. Die Dominanz der sehr häufigen Arten ist für die Versuchsfläche noch ein wenig höher als für die Gesamtdaten. Neben Daten des zweimal untersuchten Ackers fehlen hier auch fünf Walddatensätze – im Wald haben die sehr häufigen Arten immer einen geringeren Anteil als auf Äckern.

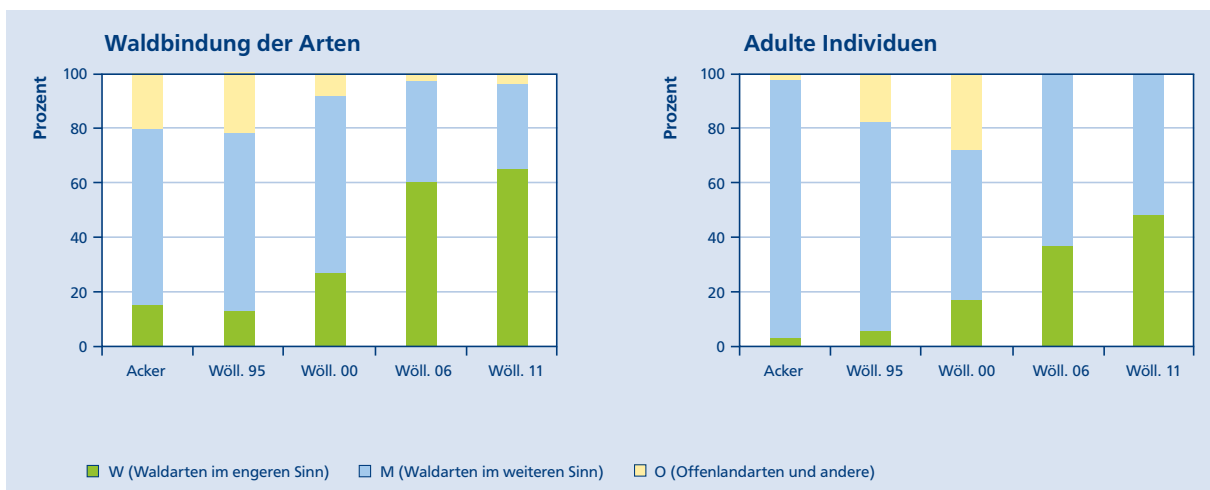


Abbildung 5: Fallenkombinationen pro Untersuchungsfläche und Jahr

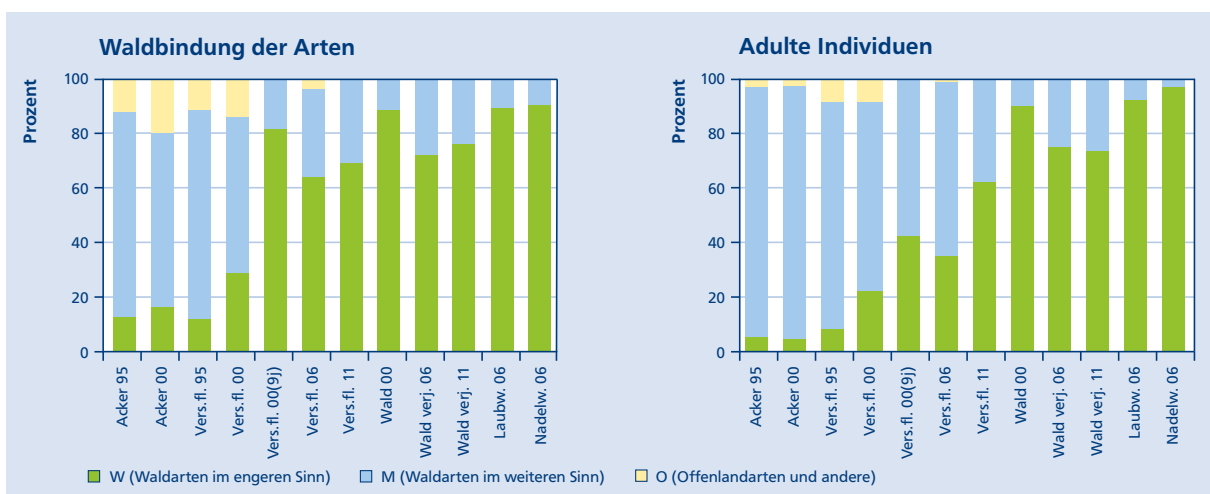


Abbildung 6: Bodenfallen pro Fallenreihe und Jahr

Dieses Bild wird auch durch die Auswertung der Faltenkombinationen (Acker und Versuchsfläche) bestätigt (Abbildung 9). Es liegt eine starke Dominanz der sehr häufigen Arten vor und es ist nur eine Tendenz der Zunahme der häufigen und mäßig häufigen Arten festzustellen.

Beim Vergleich der Bodenfallenuntersuchungen, unter Einbeziehung der Waldflächen, zeigt sich (Abbildung 10), dass sich die Waldbereiche bezüglich der Verteilung der Bestandsklassen der Arten und Individuen deutlich von der Versuchsfläche, auch 20 Jahren nach deren Anlage, unterscheiden. Interessanterweise erreicht der Nadelwald die geringsten Anteile der sehr häufigen Arten, gefolgt vom Laubwald. Der Anteil der sehr häufigen Arten im Mischwald nimmt nach dem Schirmschlag erwartungsgemäß zu.

Arten der Roten Listen und seltene Arten

Insgesamt wurden 14 Arten (mit 128 Individuen) der Roten Listen Deutschlands oder Bayerns bzw. deutschlandweit seltene oder sehr seltene Arten gefangen, darunter sechs Arten (mit zehn Individuen) auf der Versuchsfläche (Tabelle 3). Es wurden Arten der Rote-Liste-Kategorien 3 (gefährdet), G (Gefährdung anzunehmen), R (sehr selten/geografische Restriktion) sowie D (Daten defizitär) erfasst. Auf der Versuchsfläche wurden die sechs besonderen Arten nur in den Jahren 1995 und 2000 sowie im Winter 2006/07 gefangen (Tabellen 4 bis 6). Die meisten Rote-Liste-Arten und seltene Arten waren im Nadelwald und im Laubwald in den Fallen.

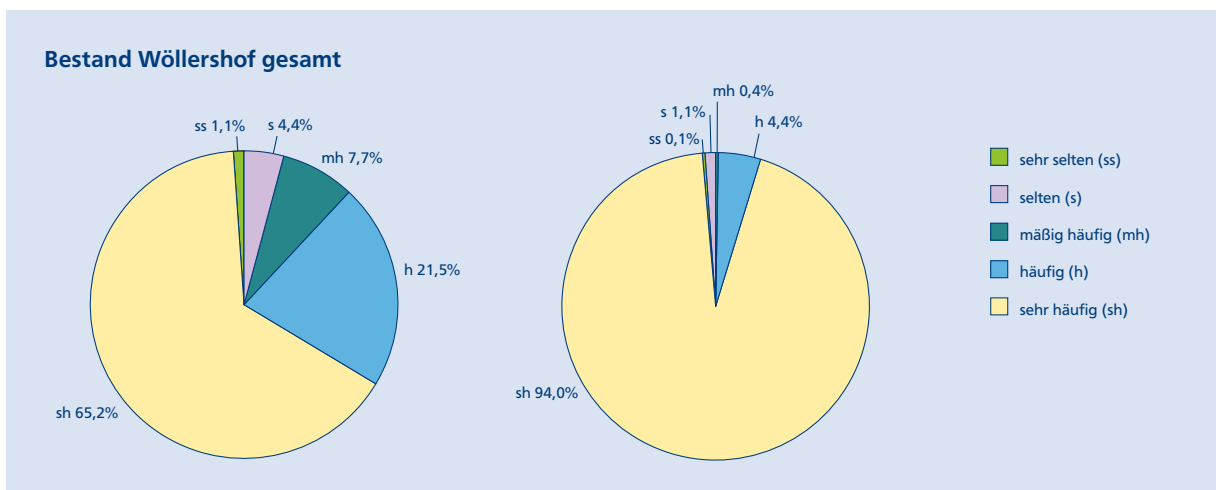


Abbildung 7: Bestand in Deutschland: der Arten (links) und der adulten Individuen (rechts)

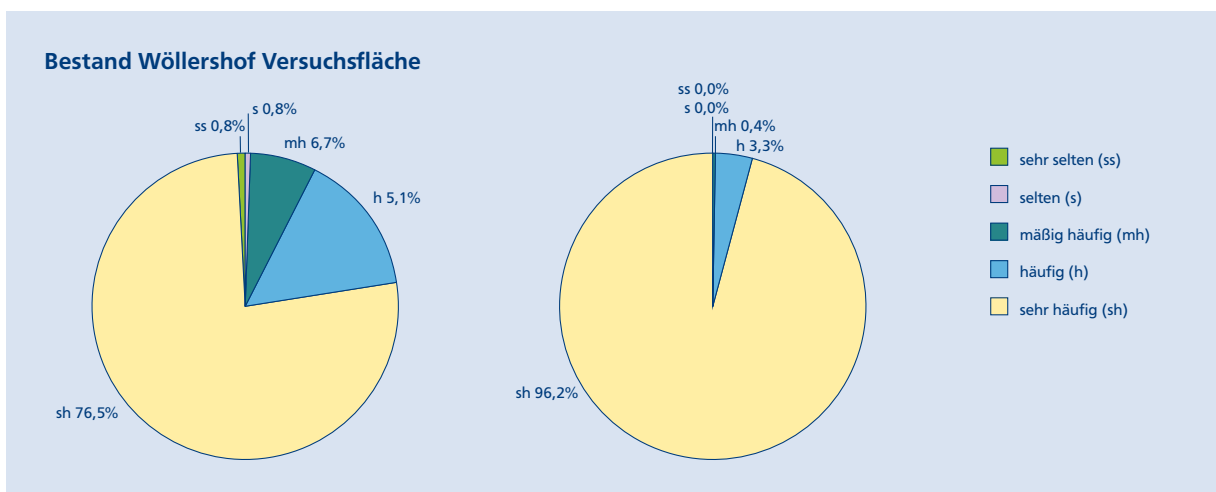


Abbildung 8: Bestand in Deutschland: der Arten (links) und der adulten Individuen (rechts)

Auf der Versuchsfläche wurde ein Exemplar der sehr seltenen Waldart *Centromerus subcaecus* auct. (zur taxonomischen Problematik vgl. Thaler und Höfer 1988) in einer Eklektorkopfdose auf der Versuchsfläche erfasst. Sie wurde wahrscheinlich aus dem angrenzenden Wald angeweht. Von der deutschland- und bayerweit gefährdeten Art *Hygrolycosa rubrofasciata*, die auf dauernde Feuchte angewiesen ist, war im März 2007, wohl aus den unterhalb der Versuchsfläche liegenden Feuchtbereichen, ein umherwanderndes Männchen in einer Falle der Versuchsfläche.

Auf die deutschlandweit sehr seltene Waldart *Scotargus pilosus* soll ein wenig näher eingegangen werden. Es gibt nur sehr wenige Nachweise dieser Art aus Deutschland (Abbildung 11). Sie ist aus in den Alpen, dem Schwarzwald, den ostbayerischen Grundgebirgen sowie dem Zittauer Gebirge bekannt. Ein einzelner Fund liegt aus dem Voralpengebiet vor. Insgesamt ist die Art in Gebirgen der Paläarktis, von Nordafrika bis Sibirien verbreitet (Bosmans 2006) und ihre wenigen Funde in Deutschland zeigen vor allem die hiesigen Defizite an Walduntersuchungen auf – die Exemplare von Wöllershof wurden überwiegend zwischen Dezember und März gefangen, lediglich ein Weibchen im Mai.

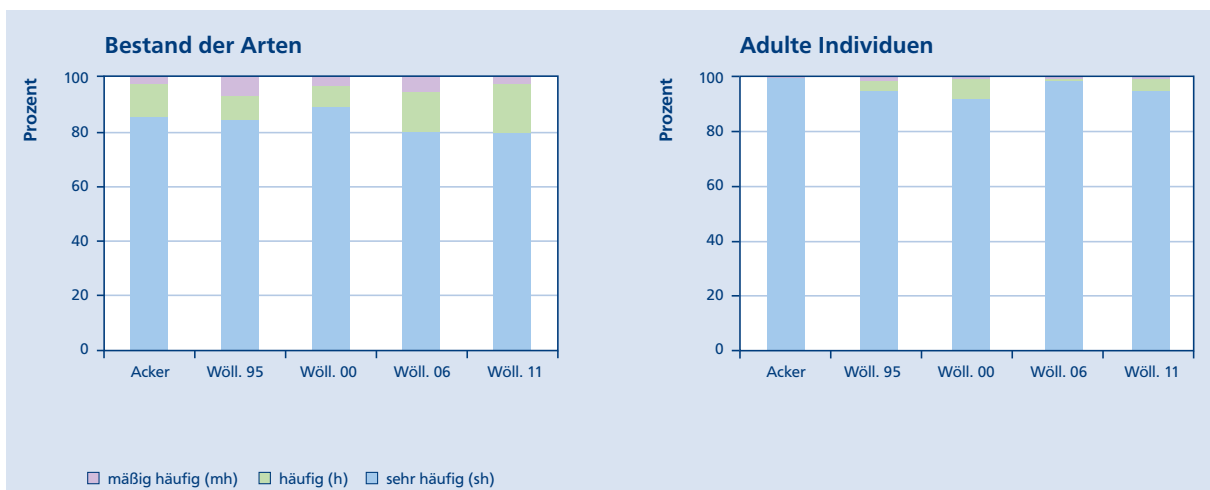


Abbildung 9: Bestand in Deutschland, Fallenkombinationen pro Jahr

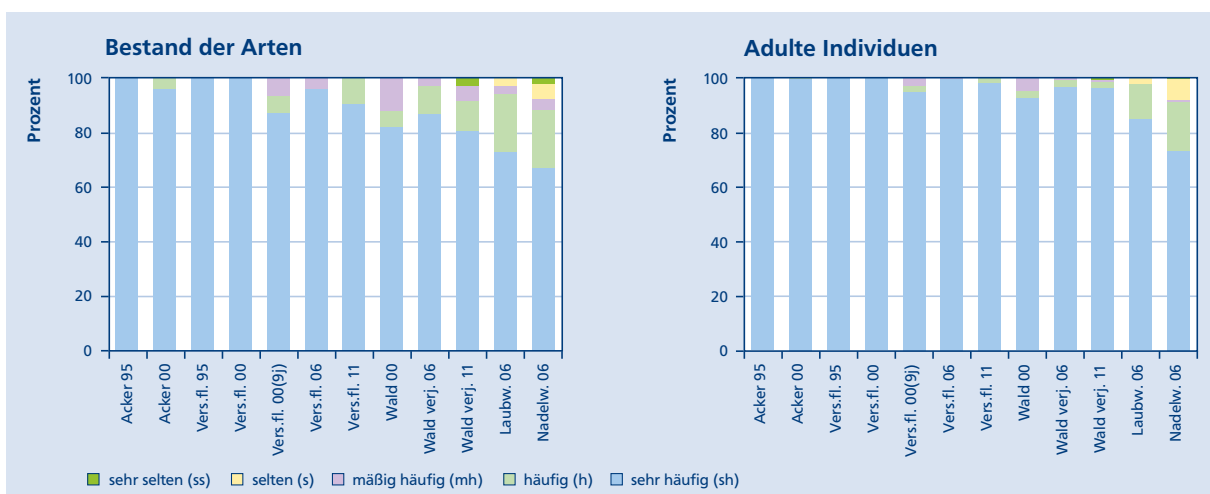


Abbildung 10: Bestand in Deutschland, Bodenfallen pro Jahr

Korrespondenzanalyse der Faunenentwicklung

Es wurden einerseits die Daten der Fallenkombinationen (Abbildung 12, Tabelle 5 im Anhang) und andererseits die Daten der Bodenfallenfänge (Mai–Oktober) (Abbildung 13, Tabelle 6 im Anhang) ausgewertet.

Die Grafik der Fallenkombinationen (Abbildung 12) zeigt eine deutliche Entwicklung (durch gestrichelte Pfeile angezeigt) der Spinnenzönosen vom Ausgangsbiotop Acker über die Versuchsflächendaten der Jahre 1995, 2000, 2006 bis 2011. Ein Ende der Entwicklung

ist nicht absehbar. Die x-Achse ist als vom Wald (negative Werte) zum Offenland (positive Werte) gerichtet interpretierbar. Für die y-Achse wird vermutet, dass niedrige Werte eine höhere Vergrasung (Versuchsfläche im Jahr 1995) und höhere Werte eine geringere Vergrasung anzeigen. Geringere Vergrasung bedeutet geringeren Raumwiderstand, wie dies auf dem Acker 1995 und in der Versuchsfläche 2006 sowie insbesondere 2011 der Fall war.

Art	DE	Bayern (By)	Seltenheit	Waldbindung	Gesamt	Versuchsfläche
<i>Allomengea scopigera</i>		3		M	5	5
<i>Centromerus prudens</i>		G		W	1	1
<i>Centromerus subcaecus</i> auct.		R	ss	W	2	1
<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i>	3	3	s	M	1	1
<i>Improphantes nitidus</i>	D	D	s	W	12	
<i>Lepthyphantes nodifer</i>			s	W	9	
<i>Mastigusa arietina</i>	D	G	s	M	1	
<i>Mecopisthes silus</i>			s	W	78	
<i>Mioxena blanda</i>		3		O	7	1
<i>Porrhomma errans</i>		D	s	O	1	
<i>Pseudocarorita thaleri</i>		D	s	W	3	
<i>Scotargus pilosus</i>	G	D	ss	W	6	
<i>Syedra gracilis</i>		3	s	W	1	
<i>Walckenaeria unicornis</i>		3		O	1	1

Tabelle 3: Rote-Liste-Arten und seltene Arten. DE: Rote Liste Deutschland (Blick et al. 2016), By: Rote Liste Bayern (Blick und Scheidler 2004), Seltenheit: deutschlandweit seltene (s) bzw. sehr seltene (ss) Arten (Blick et al. 2016), Waldbindung: Waldbindung (Text und Tabelle 4 im Anhang), Gesamt/Versuchsfläche: Anzahl der erfassten Spinnen der jeweiligen Arten insgesamt bzw. auf der Versuchsfläche

Art	Acker		Versuchsfläche			
	95	00	95	00	06	11
<i>Allomengea scopigera</i>			5			
<i>Centromerus prudens</i>			1			
<i>Mioxena blanda</i>	5					

Tabelle 4: Rote-Liste-Arten und seltene Arten in den Fallenkombinationen (Bodenfalle und Eklektor). Von *Mioxena blanda* und von *Walckenaeria unicornis* wurde je ein Exemplar auf der Versuchsfläche im April 2000 im Eklektor gefangen.

Art	Acker		Versuchsfläche				Mischwald			Laubwald	Nadelwald	
	95	00	95	00	00 [9j]	06	11	00	verj. 06	verj. 11	06	06
<i>Centromerus subcaecus</i> auct.										1		
<i>Lepthyphantes nodifer</i>												1
<i>Mecopisthes silus</i>								1			4	32
<i>Scotargus pilosus</i>												1
<i>Syedra gracilis</i>												1

Tabelle 5: Rote-Liste-Arten und seltene Arten der Bodenfallenreihen. Von *Centromerus subcaecus* auct. wurde ein weiteres Exemplar auf der Versuchsfläche im April 2000 gefangen.

Art	Acker	Versuchsfläche	Mischwald verjüngt	Laubwald	Nadelwald
<i>Mastigusa arietina</i>				1	
<i>Improphantes nitidus</i>					12
<i>Lepthyphantes nodifer</i>			2	3	3
<i>Mecopisthes silus</i>				7	34
<i>Mioxena blanda</i>	1				
<i>Porrhomma errans</i>	1				
<i>Pseudocarorita thaleri</i>			1	1	1
<i>Scotargus pilosus</i>				2	3
<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i>		1			

Tabelle 6: Rote-Liste-Arten und seltene Arten der Winterfänge 2006/07 mit Bodenfallen

In die Grafik der Abbildung 13 können, wegen der Beschränkung auf die Bodenfallendaten, verschiedene Varianten und Stadien des Zielhabitats Wald mit einbezogen werden. Ein Teil der Versuchsfläche wurde beim ersten Umtrieb nicht geerntet und im Jahr 2000 ebenfalls mit Bodenfallen untersucht (»Versuchsf. 2000[9J]«). Die in Abbildung 12 gezeigte Sukzessionsentwicklung wird mit Abbildung 13 bestätigt. Weiterhin ist eine deutliche Änderung der Positionierung des Mischwalds vor (Jahr 2000) und nach der forstlichen Verjüngung (Jahre 2006 und 2011) zu sehen. Die Spinnenfauna der Versuchsfläche kommt im Jahr 2011 bereits der des verjüngten Waldes nahe.

Winterfänge

Im Winter 2006/07 wurden einmalig Winterfänge durchgeführt. Ein Teil der Spinnenarten hat ihre Hauptaktivitätszeit im Winter (z. B. Schaefer 1976), darunter auch zahlreiche Waldarten. Durch die Winterfänge wurde das Gesamtartenspektrum um 21 Arten ergänzt (7 auf der Versuchsfläche), darunter z. B. auch die meisten Exemplare von *Scotargus pilosus* (Tabelle 6 und Abbildung 11).

Im Winter wurden die meisten der Rote-Liste-Arten und der seltenen Arten erfasst (Tabelle 6). Hierdurch wird auch das allgemeine Datendefizit von Winterdaten, insbesondere auch aus Wäldern, deutlich. Der Erkenntniszuwachs seit Erstellung der bayerischen Roten Liste (Blick und Scheidler 2004) wird auch durch die geringere Anzahl der Arten deutlich, die demgegenüber auf der aktuellen bundesweiten Roten Liste (Blick et al. 2016) eingestuft sind (Tabelle 3).

Diskussion

Da es keine vergleichbare Langzeituntersuchung zur epigäischen Fauna von Energiewäldern bzw. Kurzumtriebsplantagen gibt, kann die Diskussion kurz gefasst werden. Bemerkenswert ist, dass, trotz der Ernte im 5-Jahres-Rhythmus, eine immer noch andauernde Sukzessionsentwicklung der Spinnenfauna stattfindet. Woran das liegt kann nur vermutet werden, da es keine parallelen, z. B. bodenkundlichen, ergänzenden Untersuchungen gab. Es ist zu vermuten, dass die zunehmende Waldähnlichkeit der Fauna durch die Streuauflage der Pappelblätter und die Humusbildung

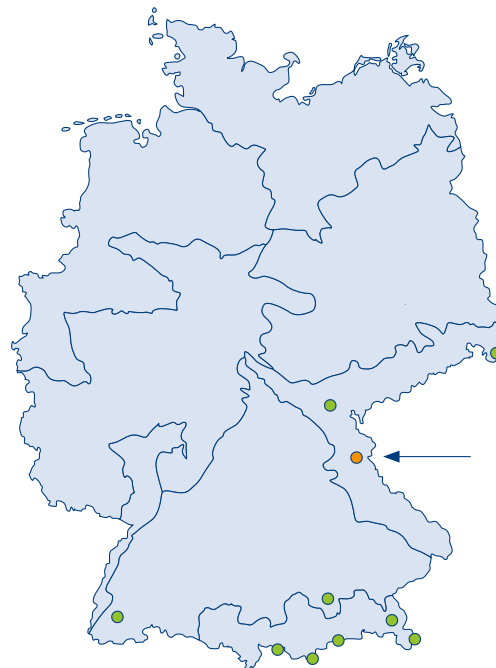


Abbildung 11: Nachweise von *Scotargus pilosus* in Deutschland (nach Staudt 2016), der orange Punkt markiert den Fund bei Wöllershof

zu erklären ist. Ein Jahr offenlandähnliche Lichtverhältnisse jeweils nach der Ernte genügen offenbar nicht um einer Offenlandfauna weiterhin dauerhaften Lebensraum zu bieten, so wie es auf dem angrenzenden Acker der Fall ist und auch auf Grünland der Fall wäre. Die weiterhin vorhandene Waldfauna im Mischwald nach dem Schirmschlag weisen in dieselbe Richtung. Auf der Versuchsfläche Wöllershof hat sich nach knapp 20 Jahren eine relativ walddartenarme Niederwald-Spinnenfauna entwickelt (Schardt et al. 2008).

Danksagung

Wir danken dem Bayerischen Staatsministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten für die langjährige finanzielle Förderung der Untersuchungen. Michael-Andreas Fritze (Callistus, Eckersdorf) danken wir für die Hilfe bei den Aufsammlungen und das Sortieren des Großteils der Fallenfänge. Andrew Liston (Senckenberg, Müncheberg) hat dankenswerterweise das Summary sprachlich geprüft.

Fallenkombinationen

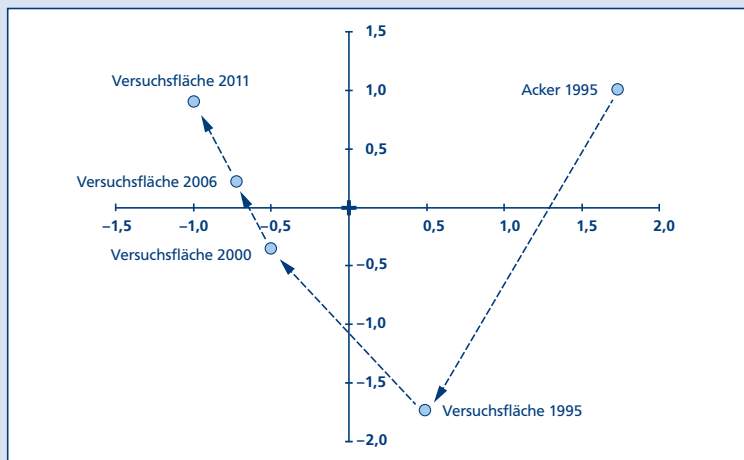


Abbildung 12: Fallenkombinationen: Korrespondenzanalyse auf Basis des Bray-Curtis-Index der relativen Häufigkeiten der Arten (= Renkonen-Index)

Bodenfallen

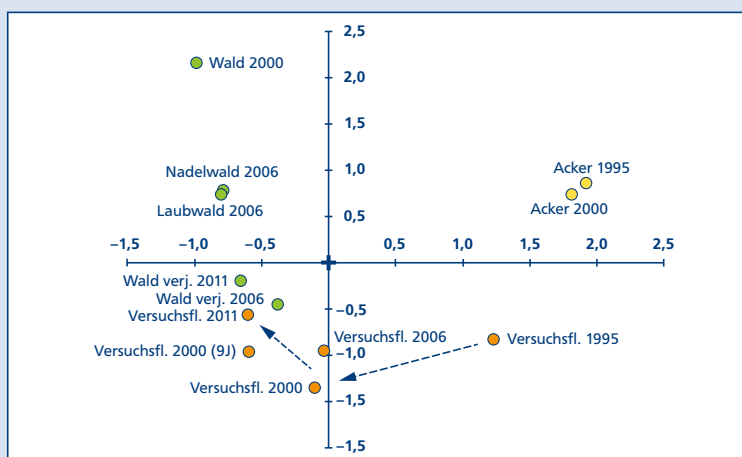


Abbildung 13: Bodenfallen: Korrespondenzanalyse auf Basis des Bray-Curtis-Index der relativen Häufigkeiten der Arten (= Renkonen-Index)

Literatur

- Blick, T. (1999): Spinnentiere. In: Vereinigung umweltwissenschaftlicher Berufsverbände Deutschlands [VUBD] (Hrsg.): Handbuch landschaftsökologischer Leistungen. Empfehlungen zur aufwandsbezogenen Honorarermittlung. 3. überarb. erw. Aufl. Veröffentlichungen der VUBD 1, S. 147–160.
- Blick, T. (2012): Die Spinnen (Araneae) des Naturwaldreservates Kinzigau (Hessen). Untersuchungszeitraum 1999–2001. Naturwaldreservate in Hessen 12, S. 53–124.
- Blick, T.; Burger, F. (2002): Wirbellose in Energiewäldern. Am Beispiel der Spinnentiere der Kurzumtriebsfläche Wöllershof (Oberpfalz, Bayern). – Naturschutz und Landschaftsplanung 34, S. 276–284.
- Blick, T.; Scheidler, M. (2004): Rote Liste gefährdeter Spinnen (Arachnida: Araneae) Bayerns. Schriftenreihe des Bayerischen Landesamtes für Umweltschutz 166 (für 2003), S. 308–321.
- Blick, T.; Finch, O.-D.; Harms, K.H.; Kiechle, J.; Kielhorn, K.-H.; Kreuels, M.; Malten, A.; Martin, D.; Muster, C.; Nährig, D.; Platen, R.; Rödel, I.; Scheidler, M.; Staudt, A.; Stumpf, H.; Tolke, D. (2016): Rote Liste und Gesamtartenliste der Spinnen (Arachnida: Araneae) Deutschlands. 3. Fassung, Stand: April 2008, einzelne Änderungen und Nachträge bis August 2015. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70/4, S. 383–510.
- Bosmans, R. (2006): Contribution to the knowledge of the Linyphiidae of the Maghreb. Part XI. Miscellaneous linyphiid genera and additions (Araneae: Linyphiidae: Linyphiinae). Bulletin et annales de la Société royale d'entomologie de Belgique 141, S. 125–161.
- Dorow, W.H.O.; Blick, T. (2013): Die Fauna hessischer Naturwaldreservate. Struktur- und Artenvielfalt, gefährdete Arten, Waldbindung. AFZ-Der Wald 2013(24), S. 16–18.
- McAleece, N.; Lamshead, P.J.D.; Paterson, G.L.J. (1997): Biodiversity Pro. The Natural History Museum, London. Internet: http://gcmd.nasa.gov/records/NHML_Biopro.html
- Nentwig, W.; Blick, T.; Gloor, D.; Hänggi, A.; Kropf, C. (2016): araneae: Spinnen Europas – Spiders of Europe. Version 5.2016. Internet: <http://www.araneae.unibe.ch>
- Schardt, M.; Burger, F.; Blick, T. (2007): Spinnen reagieren sensibel. Artenvielfalt von Energiewäldern und Ackerland im ökologischen Vergleich. LWF aktuell 61, S. 30–31.
- Schardt, M.; Burger, F.; Blick, T. (2008): Ökologischer Vergleich der Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) von Energiewäldern und Ackerland. Mitteilungen der Deutschen Gesellschaft für allgemeine und angewandte Entomologie 16, S. 131–135.
- Schmidt, M.; Kriebitsch, W.-U.; Ewald, J. (2011): Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. BfN-Skripten 299, S. 1–111.
- Staudt, A. (2016): Nachweiskarten der Spinnentiere Deutschlands (Arachnida: Araneae, Opiliones, Pseudoscorpiones). Internet: <http://www.spiderling.de/arages/index2.htm>
- Stoll, B.; Burger, F.; Blick, T. (2015): Es wächst und wächst und wächst. Schnellwachsende Baumarten – 20 Jahre Hackschnitzel und positive ökologische Ergebnisse. LWF aktuell 105, S. 4–7.
- Thaler, K.; Höfer, H. (1988): Eine weitere Art der Gattung Centromerus Dahl 1886 in Mitteleuropa: *C. sp. prope subcaecus* Kulczynski 1914 (Arachnida: Araneae: Linyphiidae). Senckenbergiana biologica 68, S. 389–396.
- World Spider Catalog (2016): World spider catalog, version 17.0. Natural History Museum Bern. Internet: <http://wsc.nmbe.ch>

Siehe Anhang ab Seite 88

Keywords: Arachnida, Araneae, spiders, Bavaria, Germany, photoelectors on the ground, short rotation coppice, traps on the ground, succession

Summary: The spider fauna (Arachnida: Araneae) of the short rotation coppice Wöllershof (Germany, Bavaria, Upper Palatinate) from 1995 to 2011. In the years 1995, 2000, 2006 and 2011 the spider fauna of the short rotation coppice Wöllershof (Upper Palatinate, Bavaria, Germany) was investigated with pitfall traps and photoelectors on the ground. The research took place in the period from May to October, and additionally in one winter (2006/2007) with pitfall traps. For comparison, adjacent forest sites and an arable site were included in the program. A total of 181 spider species was recorded, 119 of them at the short rotation coppice site. Single Red Data List species were trapped, e.g. species classified as endangered (»3«) in Germany (one) and in Bavaria (four). Additionally several species classified as »G« (generally endangered, detailed degree unknown), »R« (geographically restricted/very rare) and »D« (Data deficient). The unique trapping in the winter 2006/07 resulted in 21 additional species, seven of them at the short rotation coppice site. Over the years the spider fauna the short rotation coppice shows distinct changes. Succession continues even 20 years after installing the experimental short rotation coppice. By means of correspondence analyses is shown, that the spider fauna is developing from an arable coenosis to a near-forest-coenosis. The classification of the recorded spiders according to their affiliation to forests shows a steady increase in silvicol species beginning in 1995 which reached approximately the level of the forest sites in 2011. However, the number of species closely linked to forests remains lower in the short rotation coppice compared with the forest sites.

Pflanzenvielfalt in Kurzumtriebsplantagen

Barbara Michler, Hagen S. Fischer und Frank Burger

Schlüsselwörter: Phytodiversität, Kurzumtriebsplantagen, Artenzusammensetzung, Waldarten, langjährige Beobachtungsreihe

Zusammenfassung: Kurzumtriebsplantagen (KUP) dienen in erster Linie der Energieholzproduktion, haben aber auch Einfluss auf den Wasser- und Kohlenstoffhaushalt der Landschaft und auf die Biodiversität. In diesem Beitrag wird in zwei Versuchsplantagen der LWF die Phytodiversität der Kurzumtriebsplantagen untersucht. Es konnte gezeigt werden, dass KUP eine höhere Pflanzen-Artenzahl aufweisen als die sie umgebenden intensiv genutzten landwirtschaftlichen Flächen. Die biologisch bewirtschaftete KUP bei Kaufering schnitt dabei besser ab als die dortige konventionelle KUP. Die Analyse der Lebensformenspektren, der soziologischen Artgruppen und der vorhandenen Waldarten in der langjährigen Beobachtungsreihe (1993–2016) der KUP in Wöllershof belegen eine Entwicklung zu größerer Naturnähe. Die langjährige Entwicklung verläuft zyklisch und ist von Ernteterminen geprägt. Die mehrfachen Ernten und der damit verbundene erhöhte Lichtgenuss verändern die Artzusammensetzung immer wieder kurzfristig in Richtung des Ausgangszustands. Mit zunehmender Beschattung kommen aber auch die Waldarten wieder zum Zug. Am Ende des Beobachtungszeitraums hat sich die Bodenflora völlig verändert. Das Niveau der erzielbaren Diversität ist von der lokalen Samenbank der KUP und der Diversität der umgebenden Landschaft abhängig. Freiflächen und naturnahe Hecken im Bewirtschaftungsbereich der KUP begünstigen das Einwandern neuer Arten in die KUP und führen zur Ausbildung von saumartigem Grünland. Der naturschutzfachliche Wert der gesamten Anlage steigt.

Kurzumtriebsplantagen erfreuen sich steigender Beliebtheit als Energieholzlieferanten. Darüber hinaus haben sie weitere Funktionen. Sie beeinflussen u. a. auch das Landschaftsbild und sie stellen ein Potential für die Erhöhung der Biodiversität in der Agrarlandschaft dar (Baum et al. 2009; Kroihner et al. 2010; Naturschutzbund Deutschland [NABU] e.V. 2016). Die Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft (LWF) führt seit 1992 Projekte auf Versuchsstandorten

in Ober- und Unterfranken, Oberbayern, Niederbayern, der Oberpfalz und Schwaben durch, die sich mit Anbau, Wuchsleistung und Ernte sowie den ökologischen Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen beschäftigen (Burger 2010; Stoll et al. 2015). Im Fokus der vorliegenden Untersuchung steht die Entwicklung der Bodenvegetation in der KUP und deren Diversität.

Am Beispiel der Kurzumtriebsplantagen bei Kaufering (Landkreis Landsberg am Lech) und bei Wöllershof (Landkreis Neustadt an der Waldnaab) werden folgende Fragen beantwortet:

- Wirkt sich die Vorbehandlung mit Herbiziden auf die Anzahl der Arten aus?
- Wie entwickelt sich die Artenzahl im Beobachtungszeitraum?
- Ändert sich die Artzusammensetzung im Beobachtungszeitraum? Wenn ja, wie?
- Erhöhen Freiflächen die Diversität der KUP?

Die Energiewaldflächen bei Kaufering, liegen auf einer Höhe von 618 m ü. NN im Wuchsbezirk Lechfeld (13.1) auf der mit einer Lösslehmschicht überzogenen Landsberger Platte. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt zwischen 7 ° und 8 °C. Jährlich fallen ca. 1.000 mm Niederschlag (www.bis.bayern.de). Archäologische Funde und Pollenanalysen belegen, dass das Gebiet bereits in der Mittelsteinzeit (9.000 bis 6.500 v. Chr.) von Jägern und Sammlern bewohnt war und seit 7.500 v. Chr. ackerbaulich genutzt wird. Schon zur Römerzeit war das Gebiet waldarm (Meier 2010). Eine intensiv genutzte, von Ackerbau dominierte Agrarlandschaft prägt die direkte Umgebung der KUP. Natürlicherweise würde auf den nährstoffreichen Böden der Sternmieren-Hainbuchen-Stieleichenwald (*Stellario holostae-Carpinetum*) stocken (StMELF 2013). In der weiteren Umgebung existieren jedoch keine naturnahen Waldbestände dieses Typs mehr. Die nächstgelegenen Wälder finden sich in 300 Meter Entfernung in den Lechauen bzw. an der steil ansteigenden Kauferinger Lechleite. Sie repräsentieren jedoch einen anderen Standorttyp. Die KUP wurde erst 2008 angelegt: Sie ist mit Max3-Pappelhybriden im Pflanzverband 1 m × 2 m bestockt. Zwei Varianten wurden implementiert: Der Typ »konventionell« (1,5 ha) ist eine kon-

ventionell bewirtschafteten KUP, sie wurde früher als Grünland genutzt. Der Typ »Bio« (3,1 ha) wurde ohne Herbizideinsatz auf einem Bio-Acker angelegt (Zacios et al 2012). Von 2009–2014 fanden in dieser KUP vegetationskundliche Untersuchungen statt. Die Analyse der Vegetationsdaten von Kaufering soll aufzeigen, wie die Entwicklung der Bodenvegetation im ersten Umtrieb in der biologisch bewirtschafteten, im Vergleich mit der konventionell bewirtschafteten KUP verläuft.

Die KUP in Wöllershof ist eine der ältesten in Bayern. Die Versuchsfläche besteht seit 1992 und ist im Wuchsbezirk Vorderer Oberpfälzer Wald (10.3) auf einer Höhe von 420–440 m ü.NN gelegen. Die Jahresdurchschnittstemperatur liegt ebenfalls zwischen 7 ° und 8 °C. Der Jahresniederschlag beträgt aber nur ca. 700 mm (www.bis.bayern.de). Ausgangsmaterial für die Bodenbildung sind glimmerreiche Gneise, die grusig-lehmig verwittern. Die Standorteinheit ist zumeist ein mäßig frischer bis frischer sandig-grusiger Lehm (Burger 2010). Die potentielle natürliche Waldgesellschaft ist der Hainsimsen-Buchenwald (*Luzulo-Fagetum*), bei besserer Nährstoffversorgung auch der Waldmeister-Buchenwald (*Galio odorati-Fagetum*). In den Tallagen können Auwälder (*Stellario-Alnetum*) und Bruchwälder (*Alnion*) wachsen. Die Umgebung der KUP ist deutlich strukturierter als in Kaufering. Es finden sich neben Äckern auch Wälder und Hecken. Die KUP liegt auf einem nach Norden exponierten Hang. Oberhalb der KUP schließt ein Acker an, im Westen und Osten grenzt Wald an, im Tal wird eine Fischzuchtanlage betrieben. Die KUP wurde 1992 auf einer Ackerfläche angelegt und hat eine Gesamtfläche von 8 ha. Ein Teil der KUP wird im fünfjährigen Umtrieb bewirtschaftet. Im Beobachtungszeitraum liegen vier Umtriebszeiten (1992–1997, 1998–2002, 2003–2007, 2008–2013). Andere Flächen weisen eine Umtriebszeit von zehn Jahren auf (1992–2002, 2003–2013) (Burger 2010). Auf den Versuchsflächen im fünfjährigen Umtrieb wurde ein einheitlicher Pflanzverband gewählt (2,5m × 0,6m). Für die zehnjährige Umtriebszeit wurde der Abstand in der Reihe auf 1,2m verdoppelt (2,5m × 1,2m). Robinie, Roterle, die Aspensorten Ahle, Tapiau und Münden sowie zwölf Klone der Balsampappel wurden ausgebracht. In die KUP ist ein als Biotop kartierter Hohlweg mit altem Baumbestand integriert (LfU 1990, 2009). Zwei Stromtrassen durchqueren die KUP in Nord-Süd-Richtung. Die Flächen unter der Leitung werden gelegentlich gefräst um Gehölzaufwuchs zu verhindern. Bei der Holzernte werden sie befahren. Den südlichen Rand der KUP bildet eine Hecke mit naturnaher Baum- und Strauchbepflanzung.

Zwischen Hecke und KUP liegt ein ca. 10m breiter Streifen, der wie die Stromtrassen bewirtschaftet wird. Die Entwicklung der Freiflächen (Brachen) unter der Trasse und vor der Hecke wurde in die Analysen mit einbezogen. Seit 1992 wurden Vegetationsaufnahmen in der KUP, in der Freifläche der KUP, in dem angrenzenden Acker und im angrenzenden Grünland erstellt um die Entwicklung der Vegetation zu dokumentieren.

Umgestaltung von Acker zu KUP – Auswirkungen auf die Pflanzenvielfalt

Die Umgestaltung vom Acker zur KUP bedingt eine Veränderung der Standortbedingungen, die sich positiv auf die Pflanzenvielfalt auswirken kann.

Bodenbearbeitung: Äcker werden jährlich gepflügt, in der Folge finden sich in der Begleitvegetation einjährige Arten (Therophyten). Bei der Anlage der KUP wurde der Boden bis in eine Tiefe von 25cm umgepflügt und geeeggt. Danach unterblieb die Bodenbearbeitung. Mehrjährige Arten können sich ansiedeln.

Licht: Die Kronen der Bäume beschatten den Unterwuchs. Mit zunehmendem Alter werden die Kronen dichter, die Beschattung nimmt zu. Lichtkeimer können sich schwerer etablieren. Die geringe Beleuchtungsstärke reduziert die Photosyntheseleistung und damit die Biomasse des Unterwuchses. Schattenpflanzen haben Konkurrenzvorteile. Waldarten können einwandern. Wird die KUP geerntet, verändern sich die Lichtverhältnisse radikal. Lichtliebende Arten sind wieder im Vorteil, schattentolerante Arten werden zurückgedrängt.

Pflanzenschutzmittel: Äcker werden jährlich mit Herbiziden behandelt, um den Kulturpflanzen Wachstumsvorteile zu verschaffen. In der KUP wurde im Herbst und im Frühjahr vor der Pflanzung einmalig ein Totalherbizid angewandt, um die Entwicklung der Begleitvegetation zu verzögern bis sich die Stecklinge der Plantage etabliert haben. Danach wurden keine Herbizide mehr ausgebracht. Noch im Boden vorhandene Samen können sich entwickeln, Arten aus der näheren Umgebung können einwandern.

Düngung: Äcker werden jährlich gedüngt, in Kurzumtriebsplantagen unterbleibt die Düngung. Die Bäume entziehen dem Boden Nährstoffe. Arten, die an nährstoffarme Verhältnisse angepasst sind, könnten sich ansiedeln.

Die Analyse der KUP Wöllershof hat zum Ziel die Entwicklung der Phytodiversität im Zeitraum von 1992–2016 zu beschreiben, zu analysieren und in Bezug zu regional üblichen Bewirtschaftungsformen (Acker, Grünland) zu stellen.

Methoden zur Datenerhebung

Vegetationsaufnahmen

Die Vegetationsaufnahmen wurden nach der Methode von Braun-Blanquet (1964) angefertigt. In der biologisch und in der konventionell bewirtschafteten KUP in Kaufering wurden von 2009 bis 2014 (sechs Beobachtungsjahre) jährlich sieben Vegetationsaufnahmen, insgesamt 84, erstellt. Hinzu kommen zwei Beobachtungsjahre (14 Vegetationsaufnahmen) in der geernteten KUP (biologisch) 2013 und 2014. Der Beobachtungszeitraum in Wöllershof umfasst 24 Jahre (1992–2016). 458 Vegetationsaufnahmen wurden im bestockten Teil der Versuchsfläche, auf Brachen im bewirtschafteten Bereich der KUP und auf benachbarten Ackerflächen sowie im benachbarten Grünland angefertigt. Folgende Nutzungstypen werden unterschieden:

- KUP, 10-jähriger Umtrieb: 104 Vegetationsaufnahmen
- KUP, 5-jähriger Umtrieb: 185 Vegetationsaufnahmen
- Acker: 77 Vegetationsaufnahmen
- Brache: 70 Vegetationsaufnahmen
- Grünland: 22 Vegetationsaufnahmen

Der Stichprobenumfang der einzelnen Nutzungstypen in Wöllershof ist unterschiedlich. Parameter wie die Häufigkeiten der Lebensformen und andere (siehe unten) können deshalb nicht direkt miteinander verglichen werden. Diese Parameter werden daher als prozentuale Anteile dargestellt. Der Untersuchungsumfang variiert innerhalb des Beobachtungszeitraums. Untersuchungen auf Ackerflächen wurden aufgegeben, da sich auf dem Acker keine Beikräuter mehr fanden. Die Beobachtungen der Grünlandfläche wurden ebenfalls eingestellt, weil sich die Nutzung der Grünlandfläche änderte. Die Aufnahmefläche betrug jeweils 50m². Die Bearbeiter unterschieden sieben Schätzklassen. Sie wurden bei Berechnungen mit den von Ellenberg (2001) vorgeschlagenen Werten codiert (Tabelle 1). Die Werte entsprechen den Mittelwerten der Schätzklassen.

Symbol	Deckung	Mittlere Deckung
r	sehr wenige Individuen	0,01 %
+	< 1%	0,1%
1	1–5%	3,0%
2m	1–5% sehr viele Individuen	5,0%
2a	5–15%	10,0%
2b	15–25%	20,0%
3	25–50%	37,5%
4	50–75%	62,5%
5	75–100%	87,5%

Tabelle 1: Codierung der Schätzklassen für die Deckungswerte

Die Aufnahmen aller Untersuchungsjahre wurden in der relationalen Datenbank WeiVegBase (Fischer et al. 2014) integriert. Die Artnamen sind synonymbereinigt und entsprechen der Nomenklatur der GermanSL (Jansen und Dengler 2008). Die Vegetationsaufnahmen pro Nutzungstyp entsprechen einer Zufallsstichprobe. Deshalb können Kennwerte differenziert nach Jahr und Nutzung berechnet werden: z.B. der Mittelwert der Artenzahl (Anteil) differenziert nach Jahr. Die Gesamtdeckung der Arten einer Vegetationsaufnahme wurde anhand der einzelnen Deckungswerte der Arten für die Krautschicht berechnet (Fischer 2015). Die gepflanzten Kulturen und die Feldfrucht des Ackers wurden nicht bewertet.

Diversität

Die floristische Vielfalt der KUP wird anhand der Anzahl der vorkommenden Arten ermittelt. Die Anzahl der Arten der Vegetationsaufnahme wurde berechnet und anschließend ein Mittelwert pro Jahr differenziert nach Nutzung ermittelt.

Lebensformen

Raunkiaer hat 1919 ein System der Lebensformen von Pflanzen erstellt, indem die Arten nach der Lage ihrer Überdauerungsknospen eingeteilt werden. Die Überdauerung ungünstiger Jahreszeiten umfasst neben kalten Wintern auch trockene Jahreszeiten. Es gibt folgende Lebensformen:

- Phanerophyten haben ihre Überdauerungsknospen mehr als 30 cm über dem Boden. Hierzu zählen vor allem Bäume und Sträucher.
- Chamaephyten besitzen Knospen, die zwischen einem und 30 cm über dem Boden liegen. Hierzu gehören etwa Zwergsträucher und Polsterpflanzen.

- Hemikryptophyten haben ihre Überdauerungsknospen unmittelbar an der Bodenoberfläche, sodass sie durch die Laubschicht und im Winter durch Schnee geschützt sind. Die Knospen sitzen häufig an basalen Teilen der vorjährigen Triebe. Die Gräser des Grünlands zählen beispielsweise hierzu.
- Geophyten bilden im Boden verborgene Überdauerungsorgane und -knospen (Rhizome, Knollen und Zwiebeln), die so besonders gut geschützt sind.
- Therophyten sind einmal blühende krautige Arten, die ihren Lebenszyklus in weniger als einem Jahr vollbringen und keine Überdauerungsorgane bilden. Die Überwinterung erfolgt durch die Diasporen (Samen).

Für unsere Fragestellung ist von Interesse, ob eine Entwicklung in der Zusammensetzung der Lebensformen stattfindet.

Ellenberg et al. (2003) ordneten den mitteleuropäischen Arten Lebensformen zu. Für die verschiedenen Nutzungstypen wurde der prozentuale Anteil (relative Häufigkeit) des Vorkommens der einzelnen Lebensformen in den Vegetationsaufnahmen (KUP) ermittelt und ein Mittelwert differenziert nach Jahr und Nutzung berechnet.

Waldarten

Schmidt et al (2011) erstellten eine Waldartenlisten der Farn- und Blütenpflanzen (1.216 Taxa), Moose und Flechten Deutschlands, differenziert nach naturräumlichen Großregionen. Die Beobachtungspunkte sind der Großregion Hügel- und Bergland zuzuordnen. Die Autoren unterscheiden folgende Kategorien bei der Bindung von Pflanzenarten an Wald:

- 1 weitgehend an Wald gebunden
 - 1.1 vorwiegend im geschlossenen Wald
 - 1.2 vorwiegend an Waldrändern und auf Waldverlichtungen
- 2 im Wald und im Offenland
 - 2.1 im Wald wie im Offenland
 - 2.2 auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland

Bei Gefäßpflanzen werden die Buchstaben B (Bäume), S (Sträucher), K (Kräuter) verwendet. Die Anzahl der Waldarten pro Vegetationsaufnahme wurde bestimmt und der Anteil der Kategorien differenziert nach Jahr und Nutzung berechnet. Um das Ergebnis übersichtlich zu gestalten, wurden nur die Unterkategorien zu Hauptkategorien, differenziert nach Bäumen, Sträuchern und Kräutern, zusammengefasst:

- 1 weitgehend an Wald gebunden: B1, S1, K1
- 2 im Wald und im Offenland: B2, S2, K2

Soziologische Artengruppen

Die Zuordnung der vorkommenden Arten zu soziologischen Artgruppen spiegelt die Veränderung der Lebensbedingungen auf der Ebene von Pflanzengesellschaften wider.

Ellenberg et al. (2003) differenzieren in der Übersicht der Pflanzengesellschaften Mitteleuropas neun übergeordnete Gruppen von Klassen. Im Datenmaterial treten Arten der folgenden Gruppen auf:

- Klasse 3: krautige Vegetation oft gestörter Plätze (Ruderalarten)
- Klasse 5: anthrozoogene Heiden und Rasen (Grünlandarten)
- Klasse 6: waldnahe Staudenfluren und Gebüsche (Arten der Staudenfluren)
- Klasse 7: Nadelwälder und verwandte Heiden (Nadelwaldarten)
- Klasse 8: Laubwälder und verwandte Gebüsche (Laubwaldarten)

Der Anteil der vorkommenden Arten der soziologischen Artgruppen wurde pro Vegetationsaufnahme bestimmt und der prozentuale Anteil der Artgruppen pro Aufnahme differenziert nach Jahr und Nutzung ermittelt.

Multivariate Analysen

Die Vegetationsaufnahmen wurden multivariat statistisch analysiert. Damit kann zum einen die floristische Entwicklung der KUP im Beobachtungsraum aufgezeigt werden und zum anderen können die Kurzumtriebsplantagen mit Äckern und Brachen und Grünland verglichen werden.

Die statistische Analyse orientiert sich an einer Veröffentlichung von Wildi (1989). Die Analyse der Daten erfolgte mit dem Statistikpaket R (R development core team 2010) mit den Zusatzpaketen vegan (Oksanen et al. 2011), dave (Wildi 2013), RColorBrewer (Neuwirth 2014) sowie ggplot (Wickham 2016) und gclus (Hurley 2012). Die Daten wurden wegen der linkssteilen, rechtsschiefen Verteilung der Deckungswerte transformiert, um den Einfluss einzelner hoher Deckungswerte zu mindern. Die Vegetationsaufnahmen der verschiedenen Bewirtschaftungsformen wurden für die Auswertung differenziert nach Jahren gemittelt. Das Ergebnis der Analysen wird tabellarisch und als Dendrogramm dargestellt. Bei der Klassifikation der Aufnahmen werden Aufnahmegruppen gebildet. Wesentliche Elemente sind die Berechnung einer Ähnlichkeitsmatrix zwischen allen Paaren von Aufnahmen und die Verschmelzung floristisch ähnlicher Aufnahmen zu Gruppen. Als Ähnlichkeitsmaß wird für die Aufnahmen die »Jaccard-Ähnlichkeit« eingesetzt. Die Aufnahmen wur-

den mit einem hierarchischen Clusterverfahren nach Ward (1963) zu Gruppen verschmolzen. Das Ergebnis wird als Dendrogramm dargestellt, das wie folgt interpretiert wird: Die Verschmelzung erfolgt von unten nach oben. Je niedriger die Verschmelzungsebene, desto ähnlicher sind sich Vegetationsaufnahmen, je höher die Verschmelzungsebene desto unähnlicher. Im Diagramm (Dendrogramm der Clusteranalyse und Vegetationstabelle, Abbildung 7) sind verschiedene Gruppen von Vegetationsaufnahmen zu erkennen. Probestellen in unterschiedlichen Gruppen unterscheiden sich in ihrer floristischen Zusammensetzung. Probestellen einer Gruppe sind sich floristisch sehr ähnlich. In der Vegetationstabelle des Diagrammes sind nur Arten dargestellt, die die Aufnahmegruppen signifikant differenzieren. Anhand einer einfaktoriellen Varianzanalyse (Jancey's F-rank: Jancey 1979; Wildi und Orłóci 1996) werden die signifikanten Arten identifiziert.

Ergebnisse aus sechs Jahren Beobachtung

KUP in intensiver, konventioneller Agrarlandschaft im Vergleich zu Bio

Vergleicht man die Entwicklung der Artenzahlen in der biologisch und der konventionell bewirtschafteten KUP, so wird deutlich, dass in beiden Typen die Anzahl der Arten im Beobachtungszeitraum kontinuierlich abgenommen hat. Die biologisch bewirtschaftete

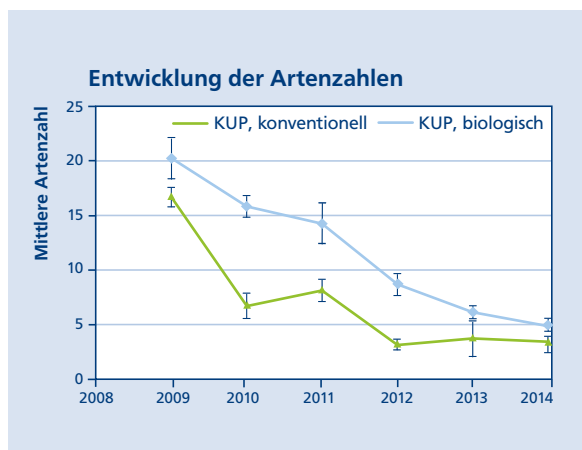


Abbildung 1: Entwicklung der Artenzahlen von 2009 bis 2014 in der konventionell und der biologisch bewirtschafteten KUP in Kaufering; Fehlerbalken: Standardfehler des Mittelwertes. Die Artenzahl nimmt in beiden Bewirtschaftungsformen kontinuierlich ab. In der biologisch bewirtschafteten KUP ist die Artenzahl in jedem Jahr bis 2013 signifikant höher als in der konventionell bewirtschafteten KUP. Der Unterschied verringert sich von Jahr zu Jahr und ist 2014 nicht signifikant.

tete KUP startet mit höheren Werten als die konventionell bewirtschaftete KUP. Nach sechs Jahren weist sie jedoch nur eine geringfügig höhere Artenzahl als die konventionell bewirtschaftete KUP auf. Der Unterschied ist 2014 nicht signifikant. Nach der ersten Ernte stieg die Artenzahl in der biologisch bewirtschafteten KUP wieder an. Wie sich die konventionell bewirtschaftete KUP entwickelt ist noch nicht absehbar. Bisher sind wenige neue Arten hinzugekommen. Spenderpopulationen für Waldarten existieren in der näheren Umgebung nicht.

Entwicklung der Anzahl der Arten von 1992–2016

Auf der KUP in Wöllershof wird die Entwicklung der Anzahl der Arten in den langjährigen Zeitreihen der KUP und der Brachen betrachtet (Abbildung 2).

Die Entwicklung der Artenzahlen verläuft zyklisch und wird von den Ernteterminen geprägt. Die höchsten Artenzahlen finden sich zu Beginn des Beobachtungszeitraums in den KUP: durchschnittlich 29 Arten pro Probestelle. In den Flächen mit 5-jähriger Umtriebszeit nimmt die Anzahl der Arten im ersten Aufwuchs (1993–1997) kontinuierlich ab. Nach der ersten Ernte (1998) steigt sie wieder an und fällt bis Ende des zweiten Aufwuchses (1998–2002) abermals ab. Nach der zweiten Ernte (2003) steigt sie erneut an und fällt bis Ende des dritten Aufwuchses (2003–2007) wieder ab. Im Frühjahr 2008 erfolgte die vierte Ernte, die Anzahl der Arten stieg aufs Neue. Die letzte Ernte erfolgte 2014. Der aktuelle Stand (2016) gleicht der Situation von 2008.

In den Flächen mit 10-jähriger Umtriebszeit ist ähnliches zu beobachten: während der ersten Umtriebszeit (1992–2002) fällt die Artenzahl kontinuierlich. Nach der Ernte (2002) steigt sie an und sinkt bis zum Ende der zweiten Umtriebszeit (2003–2014) wieder ab.

Der Erntebetrieb wirkt sich auch auf die Brachen aus. Die Entwicklung der Artenzahl folgt dem zyklischen Verhalten der KUP. Seit 1999 zeigen die Brachen höhere Artenzahlen wie die angrenzenden Kurzumtriebsplantagen. Am Ende der Zeitreihe weisen die Brachen die höchsten Werte für die Artenzahlen auf.

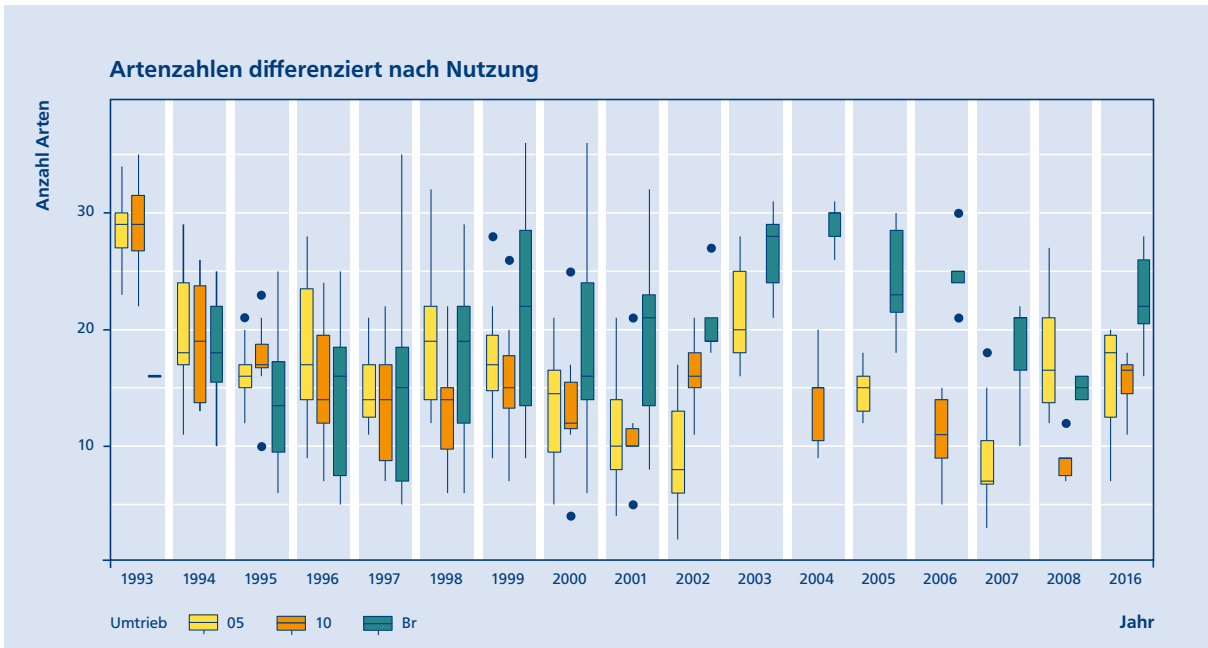


Abbildung 2: Entwicklung der durchschnittlichen Artenzahlen (Median) von 1993 bis 2016; differenziert nach Umtrieb: 05=5-jähriger Umtrieb; 10=10-jähriger Umtrieb; Br=Brache; Ernte des 5-jährigen Umtriebs 1998, 2003, 2008; 2014, Ernte des 10-jährigen Umtriebs 2002, 2014; der Erntetermin liegt im Frühjahr. Die Vegetationsaufnahmen wurden im Sommer erstellt. Die Entwicklung der Artenzahlen verläuft zyklisch und wird von den Ernteterminen geprägt.

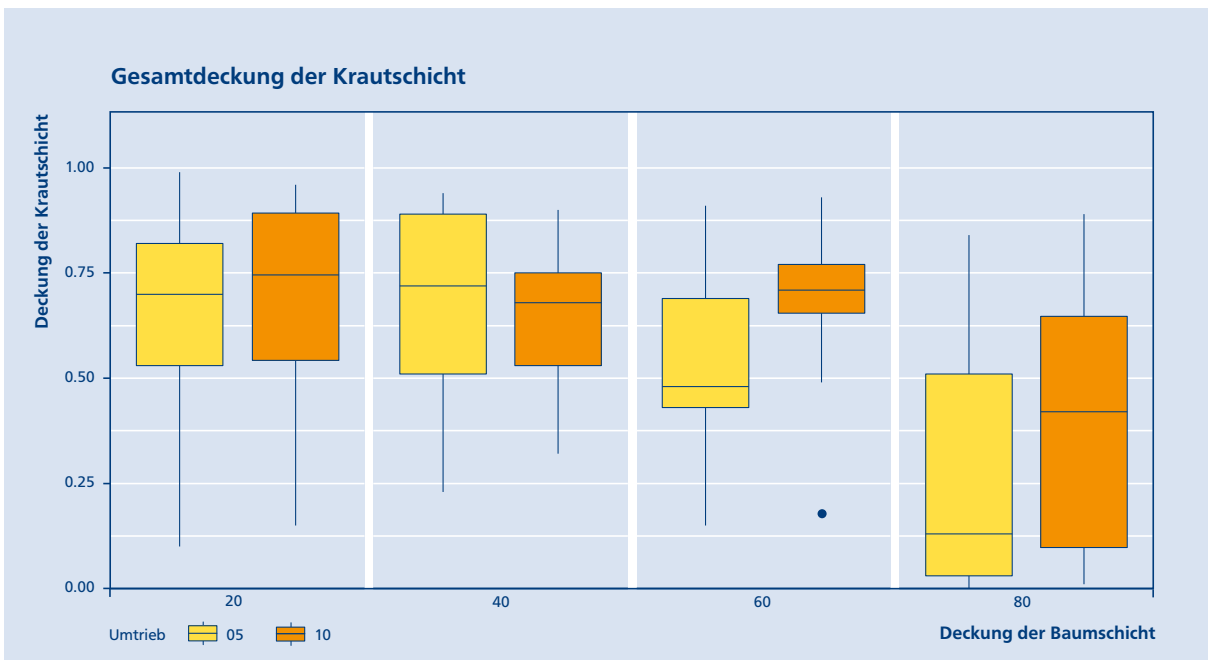


Abbildung 3: Entwicklung der Gesamtdeckung der Krautschicht in Abhängigkeit von der Deckung der Baumschicht in der KUP bei Wöllershof.

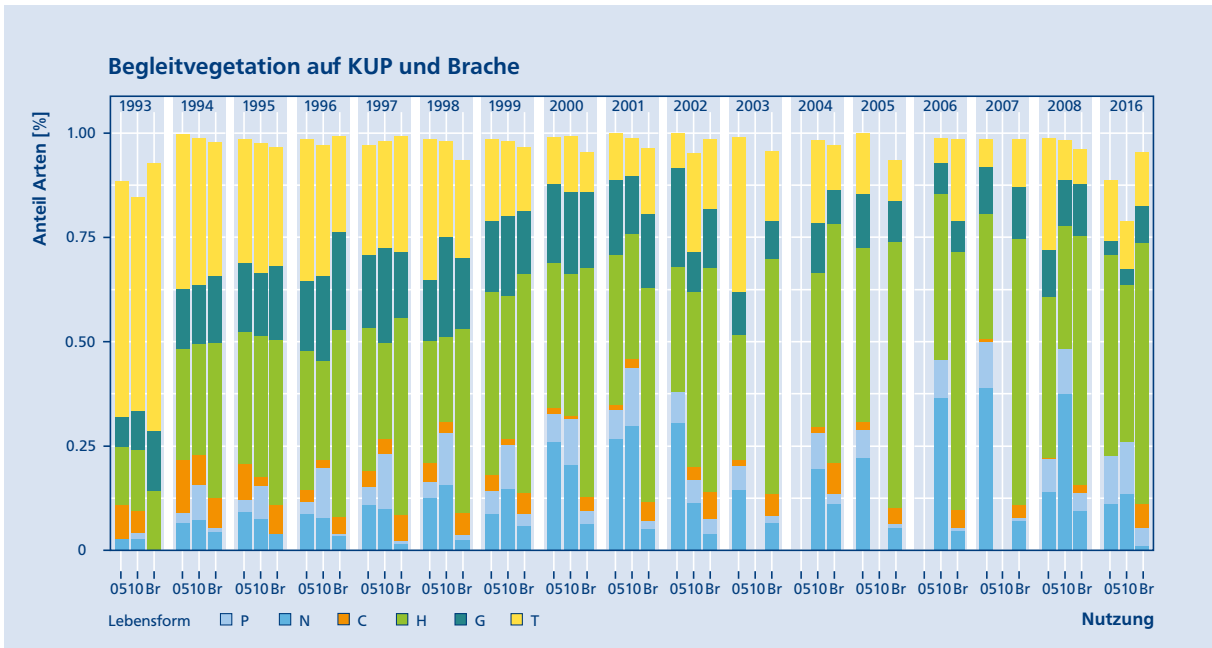


Abbildung 4: Entwicklung der prozentualen Häufigkeit des Vorkommens der Lebensformen von 1993 bis 2016; differenziert nach Nutzung: 05=5-jähriger Umtrieb; 10=10-jähriger Umtrieb; Br=Brache; P: Phanerophyten (v. a. Bäume und Sträucher) N: Nanophanerophyten (Strauch oder Kleinbaum, meist 0,5–5 m hoch) C: Chamaephyten (v. a. Zwergsträucher und Polsterpflanzen) H: Hemikryptophyten (z. B. Gräser des Grünlands) G: Geophyten (Überdauerungsorgane im Boden) T: Therophyten (einmal blühende krautige Arten, Überwinterung durch Diasporen [Samen]) Zu Beginn des Beobachtungsraumes finden sich in allen drei Nutzungsformen der KUP vor allem Therophyten. Sie weisen auf die frühere Nutzung als Acker hin. Ihr Anteil verringert sich kontinuierlich bis 2016. Hemikryptophyten nehmen zu. KUP und Brachen entwickeln sich unterschiedlich: In die KUP wandern Bäume und Sträucher ein, in die Brachen Zwergsträucher.

Deckungswerte

Die Deckungswerte der Krautschicht stehen in unmittelbarem Zusammenhang mit der Deckung der sie beschattenden Baumschicht. Die Krautschicht weist bei einer Gesamtdeckung der Baumschicht von weniger als 40 Deckungsprozenten im 5- und 10-jährigen Umtrieb Werte zwischen 68 und 75% (Median) auf. Die Unterschiede sind nicht signifikant. Steigt die Deckung der Baumschicht auf 60 Deckungsprozente an, weist die Krautschicht des 10-jährigen Umtriebs mit 71% einen signifikant höheren Wert als der 5-jährige Umtrieb mit 48% auf. Eine Erklärung hierfür mag der weitere Pflanzabstand im 10-jährigen Umtrieb sein, der einen seitlichen Lichteinfall begünstigt. Bei 80% ist eine starke Streuung bei beiden Nutzungsvarianten zu beobachten. Der Unterschied im Medianwert von nahezu 30 Deckungsprozenten ist deshalb nicht signifikant (Abbildung 3).

Entwicklung der Lebensformen

Im ersten Beobachtungsjahr stellen einjährige Lebensformen (T) mit 56% (Median) den Hauptanteil der vorkommenden Arten. Nach der Ernte des 5-jährigen Umtriebs (1998, 2003, 2008) und des 10-jährigen Umtriebs (2002) steigt der Anteil der Therophyten kurzfristig an, fällt dann aber wieder ab. Der hohe Anfangswert wird in den folgenden Jahren nicht mehr erreicht, bis 2016 sinkt der Anteil der Therophyten auf 13%, während im Gegenzug der Anteil der Hemikryptophyten (H) von 14% auf 48% ansteigt. Gehölzpflanzen (P, N und C) sind im 10-jährigen Umtrieb meist zahlreicher vertreten als im 5-jährigen Umtrieb und in den Brachen, und expandieren hier von 8% auf 22%.

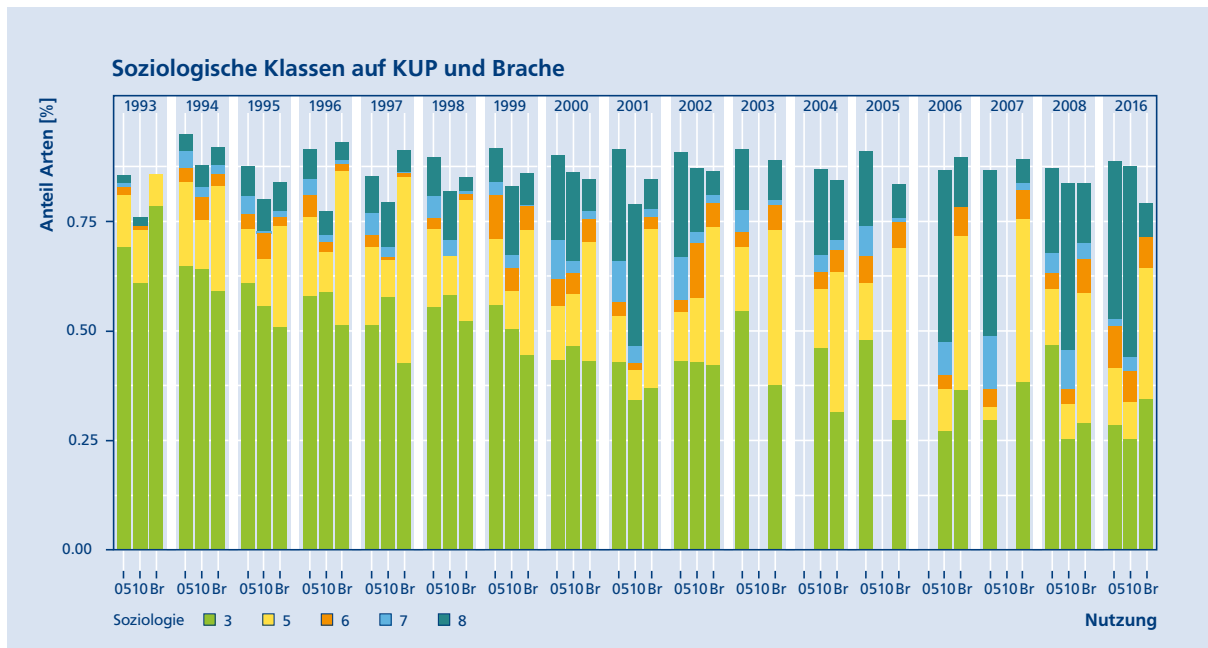


Abbildung 5: Prozentuale Häufigkeit des Vorkommens der soziologischen Klassen; Entwicklung von 1993 bis 2016; differenziert nach Umtrieb: 05 = 5-jähriger Umtrieb; 10 = 10-jähriger Umtrieb; Br = Brache; 3 = Krautige Vegetation oft gestörter Plätze (Ruderalarten); 5 = Anthropo-Zoogene Heiden und Rasen (Grünlandarten); 6 = Waldnahe Staudenfluren und Gebüsche (Arten der Staudenfluren); 7 = Nadelwälder und verwandte Heiden (Nadelwaldarten); 8 = Laubwälder und verwandte Gebüsche (Laubwaldarten). Zu Anfang dominieren Ruderalarten. Am Ende finden sich im bestockten Teil der KUP Arten der Staudenfluren, Nadelwaldarten und Laubwaldarten während sich auf den Brachflächen ein Graslandssystem etabliert hat.

Soziologische Artengruppen

In der KUP und auf den Freiflächen ist der Anteil Ruderalarten (3) von 70% auf 30% zurückgegangen. In den KUP etablieren sich stattdessen vor allem Arten der Laubwälder (40%), der Nadelwälder (2,5%) und der Säume (1,5%) während in den Brachen vor allem Grünlandarten (30%) und in geringerem Umfang Sau-arten (7%) und Arten der Laubwälder (7%) zum Zuge kommen.

Waldarten

1993 lag der Anteil der Waldarten in allen drei Nutzungsformen bei etwa 20%. Nach 23 Jahren hat der Anteil der Waldarten in der Krautschicht (K2) deutlich zugenommen: Im fünfjährigen Umtrieb auf 50%, im 10-jährigen Umtrieb auf 40% und in den Brachen auf 60%. Bäume (B2) und Sträucher (S2) wanderten in die KUP ein und nehmen dort einen Anteil von 20% der Arten ein.

Entwicklung der Artenszusammensetzung

Die Vegetationsaufnahmen der KUP, Wiesen und Äcker wurden gemeinsam analysiert. Das Dendrogramm (Abbildung 7) bildet die Ähnlichkeit der Artenszusammensetzung ab. Es zeigt zwei Hauptäste: Links die Nutzungstypen der KUP, rechts Grünland und Acker. Insgesamt werden fünf Hauptgruppen unterschieden: drei innerhalb der KUP, sowie Acker und Grünland. Gruppe 1 stellt die frühen Jahre der KUP und den Zustand im Erntejahr da, Gruppe 4 sind die Brachen, Gruppe 2 sind die späteren Stadien der KUP. In frühen Entwicklungsstadien der KUP und kurz nach der Ernte der KUP sowie in den Freiflächen wachsen Ruderalarten bzw. Therophyten (Arten von *Chenopodium album* einschließlich *Eriogonum acris* in Abbildung 7). Die Arten *Juncus effusus*, *Quercus robur*, *Cirsium palustre*, *Fragaria vesca* und *Fraxinus excelsior* haben ihren Schwerpunkt in den Freiflächen und älteren Entwicklungsstadien der KUP. Es folgen Arten, die auf der Freifläche und in früheren und späteren Entwicklungsstadien der KUP vorkommen (*Geum urbanum* mit *Vicia hirsuta*). Die bisher genannten Arten finden sich nur in geringem Umfang im angrenzenden Acker und Grünland. Sie entstammen wohl der Samenbank der Fläche (ehemaliger Acker) und der näheren Umgebung. Hemikryptophyten, die in der Frei-

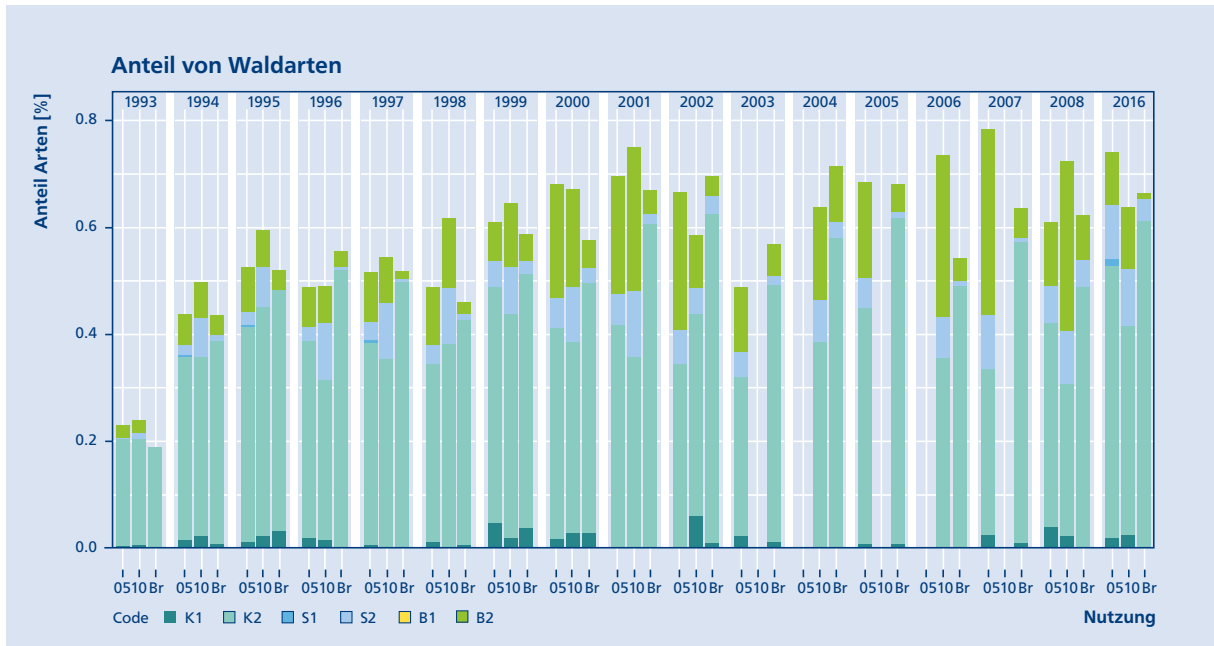


Abbildung 6: Prozentualer Anteil der Waldarten an der Gesamtanzahl der Arten; Entwicklung von 1993 bis 2016; differenziert nach Nutzungstyp: 05=5-jähriger Umtrieb; 10=10-jähriger Umtrieb; Br=Brache; B=Bäume; S Sträucher; K Kräuter; weitgehend an Wald gebunden: B1, S1; K1; im Wald und im Offenland: B2, S2, K2. Der Anteil der Waldarten hat sich im Beobachtungszeitraum verdreifacht. Den Hauptanteil bilden Kräuter (K2), die sowohl im Wald als auch im Offenland vorkommen.

fläche, in früheren Entwicklungsstadien der KUP und im Acker vorkommen, schließen an (*Taraxacum* bis *Tussilago farfara*). Arten die im Grünland und allen Nutzungstypen bzw. Entwicklungsstadien der KUP, bevorzugt jedoch auf den Freiflächen auftreten (*Trifolium repens* bis *Plantago lanceolata*) schließen an. Am Ende der Tabelle stehen Arten, die nur auf den Freiflächen wachsen (*Erigeron annuus* bis *Agrimonia eupatoria*).

Artenreiche Ökosysteme dank KUP

Kurzumtriebsplantagen sind zunehmend attraktiv für die Energieholzgewinnung, haben aber darüber hinaus oft weitergehende positive ökologische Funktionen. Die Begleitvegetation der KUP wird durch viele Faktoren beeinflusst. Licht und Alter spielen eine Rolle, ebenso die Diversität der Landschaft und die frühere Nutzung der KUP (Baum et al. 2009; Kroiher et al. 2010; Naturschutzbund Deutschland [NABU] e.V. 2016)).

Anhand der langjährigen Beobachtungsreihe (1993–2016) der KUP in Wöllershof konnte gezeigt werden, dass die Biodiversität im Vergleich zum umliegenden intensiv genutzten Acker- und Grünland deutlich

erhöht ist. Die biologisch bewirtschaftete KUP bei Kaufering zeigt dabei deutlich positivere Effekte wie die konventionell bewirtschaftete. Insgesamt ist das Niveau der Diversität in Kaufering niedriger als in Wöllershof. Hier spiegelt sich die geringe Diversität der umgebenden Landschaft wieder. Arten aus der umliegenden Landschaft können nur begrenzt einwandern. Die Anlage einer naturnahen Hecke mit Saumzone wie in Wöllershof verbunden mit einer Freifläche, die als Starthilfe Saatgut für die Entwicklung von artenreichem Grünland enthält, kann diese Landschaft naturschutzfachlich aufwerten.

Die Deckung des Unterwuchses reagiert deutlich auf die Beschattung der Kulturpflanzen. Bei höherer Deckung der Kulturpflanzen (> 60%) geht die Deckung der Krautschicht deutlich zurück, wobei ein weiterer Pflanzabstand der Biodiversität zugutekommt. Dichter Kronenschluss reduziert nicht nur die Deckung der Arten, sondern auch ihre Fertilität. Viele Individuen sind nur vegetativ vorhanden. Die wenigsten gelangen zur Blüte bzw. zur Samenreife. Werden in einer KUP verschiedene Pflanzabstände realisiert, resultiert eine Vielfalt von Lichtverhältnissen, in die sich verschiedene Pflanzenarten einnischen können.



Abbildung 7 (links): Entwicklung der Artenzusammensetzung (1993–2016) in den KUP und regional üblichen Bewirtschaftungsformen (Acker und Grünland).

x-Achse unten: Nutzungstyp, Jahr der Vegetationsaufnahme und Gruppennummer: 05 = 5-jähriger Umtrieb;

10 = 10-jähriger Umtrieb; Br = Brache; Gr = Grünland; Ac = Acker; Gruppe 1–5 (wie x-Achse oben)

x-Achse oben: Dendrogramm der Vegetationsaufnahmen mit zwei Hauptästen (KUP links sowie Acker (3) und Grünland (5) rechts), unterschieden in fünf Hauptgruppen, drei innerhalb der KUP:

2 = frühe Stadien der KUP und Zustand im Erntejahr; 4 = Brachen; 1 = spätere Stadien der KUP

y-Achse: Artname: H = herb (Krautschicht)

Die Intensität des Grüntons korreliert mit der Deckung der Arten:

hellgrün = niedrige, dunkelgrün = hohe Deckung

Die Entwicklung der Anteile verschiedener Lebensformen, soziologischen Artgruppen und typischen Waldarten zeigt im Beobachtungsraum (1993–2016) eine Entwicklung der KUP hin zu größerer Naturnähe. Zu diesem Schluss gelangen auch (Delarze und Ciardo 2002; Kroihner et al. 2010; Baum 2012) anhand kürzerer Beobachtungsreihen. Während die frühen Entwicklungsstadien viele einjährige Ruderalpflanzen und nur wenige typische Waldarten beherbergen, nehmen mit dem Alter der KUP die Anteile ausdauernder Waldarten zu. In Wöllershof konnten sie aus dem Hohlwegbiotop und den angrenzenden Wäldern einwandern. Betrachtet man die langjährige Entwicklung der Vegetation in der KUP in Wöllershof, ist der von Ernteterminen geprägte zyklische Verlauf offensichtlich. Die mehrfachen Ernten und der damit verbundene erhöhte Lichtgenuss verändern die Artzusammensetzung immer wieder kurzfristig in Richtung des Ausgangszustands. Mit zunehmender Beschattung kommen aber auch die Waldarten wieder zum Zug. Am Ende des Beobachtungszeitraums hat sich die Bodenflora völlig verändert. Betrachtet man die mittleren Artenzahlen des 5-jährigen und 10-jährigen Umtriebs, so sind sie nur im ersten Jahr nach der Anlage der KUP deutlich höher als 2016. Auf den gehölzfreien Brache- und Bewirtschaftungsstreifen (Freiflächen) entwickeln sich Grünlandbiotope mit Saumarten, die noch artenreicher sind, als die KUP. Sie unterscheiden sich aber auch deutlich von den intensiv genutzten Acker- und Grünlandflächen der Umgebung. Die Arten stammen wohl aus den umliegenden in die Landschaft eingebetteten Biotopen und den angrenzenden Wäldern. Der NABU (2016) empfiehlt bei der Anlage von KUP Freiflächen und Strauchmäntel zu integrieren. Beides ist in Wöllershof vor 23 Jahren implementiert worden, artenreiches Grünland mit Saumarten konnte sich etablieren. Die statistische Analyse (Abbildung 7) zeigt, dass die KUP ein eigenes artenreiches Ökosystem entwickelt, das sich deutlich (nicht nur durch die anderen Kulturpflanzen) von den Acker- und Wiesensystemen unterscheidet, aus denen sie entstanden sind.

Literatur

Baum, S. (2012): Phytodiversity in Short Rotation Coppice plantations. Online verfügbar unter <https://ediss.uni-goettingen.de/bitstream/handle/11858/00-1735-0000-000D-F05A-1/baum.pdf?sequence=1>.

Baum, S.; With, M.; Kroihner, F.; Bolte, A. (2009): The impact of Short Rotation Coppice plantations on phytodiversity. In: *Agriculture and Forestry Research* 3 (59), S. 163–170, zuletzt geprüft am 16.03.2016.

BayLfU (1990, 2009): Biotopkartierung. www.lfu.bayern.de/natur/biotopkartierung_flachland

Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd ed. Springer, Wien.

StMELF (2013): Wald funktionsplan für die Region Augsburg. 102 S.

Burger, F. J. (2010): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Diss. TU München

Delarze R, Ciardo F (2002): Rote Liste-Arten in Pappelplantagen. In: *Informationsblatt Forschungsbereich Wald WSL Birmensdorf* (9), S. 3–4

Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V. (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. 3rd ed. Verlag, Göttingen.

Ellenberg, H.; Weber, H. E.; Düll, R.; Wirth, V.; Werner, W. (2003): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa – Datenbank. *Scripta Geobotanica XVIII*. Göttingen, Erich Goltze GmbH & Co

Fischer, H. S. (2015): On the combination of species cover values from different vegetation layers. *Applied Vegetation Science* 18, S. 169–170

Fischer, H. S.; Michler, B.; Schwall, M.; Kudernatsch, T.; Walentowski, H.; Ewald, J. (2014): Was wächst denn da? Weihenstephaner Vegetationsdatenbank stärkt künftig die interdisziplinäre Zusammenarbeit in der Freilandökologie. – *LWF aktuell* 103, S. 34–37

Jancey, R. (1979): Species ordering on a variance criterion. *Vegetatio* 39, S. 59–63

Jansen, F.; Dengler, J. (2008): GermanSL – Eine universelle taxonomische Referenzliste für Vegetationsdatenbanken in Deutschland. GermanSL - A universal taxonomic reference list for phytosociological databases in Germany. *Tuexenia* 28, S. 239–253

Kroiher, F.; Baum, S.; Bolte, A. (2010): Pflanzenvielfalt. Ergebnisse aus dem Projekt Novalis. In: Kurzumtriebsplantagen: Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft, S.26–43. Online verfügbar unter <https://www.dbu.de/phpTemplates/publikationen/pdf/120410114219pelp.pdf>, zuletzt geprüft am 08.03.2016.

Meier, W. (2010): Die Landsberger Platte, eine Kulturlandschaft mit Geschichte. *Landsberger Geschichtsblätter* 109, S. 5–9

Naturschutzbund Deutschland (NABU) e.V. (Hg.) (2016): Naturverträgliche Anlage und Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen (KUP). Unter Mitarbeit von Bosch & Partner GmbH. Online verfügbar unter https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/landwirtschaft/160303-nabu_naturvertraegliche-anlage-kup.pdf, zuletzt geprüft am 08.03.2016.

Niederberger, J.; Zacios, M.; Burger, F.J.; Grimmeisen, W.; Pertl, L.; Schubert, A.; Schulz, A.; Strebelow J.; Zimmermann, L. (2010): Energiewälder zum Trinkwasserschutz. *LWF aktuell* 75, S. 64.

Oksanen, J.; Blanchet, F.G.; Kindt, R.; Legendre, P.; O'Hara, R.B.; Simpson, G.L.; Solymos, P.; Stevens, M.H.H.; Wagner, H. (2011): *vegan*: Community Ecology Package. R package version 1.17–11. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

Palmer, W. (2012): Ordination Methods – an overview. <http://ordination.okstate.edu/CA.htm>, geprüft am 08.12.2012

R development core team (2010): R: A language and environment for statistical computing. – URL: <http://www.R-project.org/>, Vienna.

Raunkjær, C.C. (1905): Types biologiques pour la géographie botanique. *Overs. Kongl. Danske Vidensk. Selsk. Forh.*, S. 347–437.

Schmidt, M.; Kriebitzsch, W.-U.; Ewald, J. (2011): Waldartenliste der Farn- und Blütenpflanzen, Moose und Flechten Deutschlands. Bundesamt für Umweltschutz, Bonn-Bad Godesberg.

Stoll, B.; Burger, F.; Blick, T. (2015): Es wächst und wächst und wächst. Schnellwachsende Baumarten – 20 Jahre Hackschnitzel und positive ökologische Ergebnisse. In: *LWF aktuell* 105/2015 105, S. 4–7, zuletzt geprüft am 08.03.2016.

Ward, J.H. (1963): Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Amer. Stat. Ass.* 58, S. 236–244

Wickham, H. (2016): *ggplot2*. Elegant Graphics for Data Analysis. 2nd ed. 2016. Cham, s.l.: Springer International Publishing (Use R!). Online verfügbar unter <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-24277-4>.

Wildi, O.; Orłóci, L. (1996): Numerical exploration of community patterns. A guide to the use of MULVA-5. 2nd ed. – The Hague: SPB Acad. Publishing. 171 S.

Wildi, O. (1989): A new numerical solution to traditional phytosociological tabular classification. *Vegetatio* 81(1–2), S. 95–106.

Wildi, O. (2013): *Data analysis in vegetation ecology*. 2nd ed. – Wiley-Blackwell, Hoboken, N.J. 301 S.

Wildi, O. (2013): *dave*: Functions for “Data Analysis in Vegetation Ecology”. R package version 1.17–11. <http://CRAN.R-project.org/package=dave>.

Zacios, M.; Niederberger, J.; Seidel, H.; Christoph, H.; Zimmermann, L.; Burger, F. (2012): Hydrologische und ökologische Aspekte bei Kurzumtriebsplantagen. *LWF aktuell* 90, S. 21–23

Keywords: Short Rotation Coppice longterm monitoring, species richness

Summary: Short Rotation Coppice (SRC) are primarily serving wood energy production, but also affect water and carbon balance of the landscape and its biodiversity. In this study phytodiversity of the SRC is examined in two experimental plantations of the LWF. It was shown that SRC are exhibiting plant species richness of the surrounding intensively farmed agricultural land. The organically farmed KUP in Kaufering did better than the local conventional SRC. Analysis of the life-form spectra, the sociological species groups and of the present forest species in the long-term observation series (1993–2016) of the SRC in Wöllershof approve a development to a state closer to nature. The long-term development is cyclical and is marked by harvest dates. The repeated harvests and the resulting increased light supply are short-term changing the species-composition towards the initial state. With increasing shading however the forest species are flourishing. At the end of the observation period, the ground vegetation has completely changed. The level of diversity achieved depends on the local seedbank and on diversity of the surrounding landscape of the SRC. Including open spaces and natural hedges in the management area of the KUP favour the invasion of new species into the SRC and lead to the formation of species-rich grassland. The conservation value of the entire system increases.

Die Ökobilanz von Kurzumtriebsplantagen

Frank Burger und Janine Schweier

Schlüsselwörter: Hackschnitzel, Energiebilanz, Klimawirksamkeit, Holzertesysteme

Zusammenfassung: Die Methode der Ökobilanz wurde angewandt, um den extensiven Charakter des Landnutzungssystems Kurzumtriebsplantage (KUP) zu veranschaulichen. Dazu wurde der Aufwand an fossiler Energie quantifiziert, der in die Bewirtschaftung von KUP für die Erzeugung von Energie-Hackschnitzeln gesteckt werden muss. Der Input an Energie liegt, je nachdem wie die Plantage geerntet wird, zwischen rund 330 und 800 Megajoule (MJ) und reicht bis zu 1.600 MJ, bei zusätzlicher Düngung und Bewässerung pro Tonne produzierter trockener KUP-Hackschnitzel. Das Verhältnis von Input zu Output (dem unteren Heizwert [Hu] der erzeugten Tonne Hackschnitzel) ergibt eine sehr weite Spanne. Landwirtschaftliche Energiekulturen erreichen keine derart günstigen Verhältnisse. Ernte, Rodung und Transport verursachen den höchsten Energieaufwand. Begründung und Pflege der Plantage fallen dagegen kaum ins Gewicht. Vollautomatische Mähhäcksler und Anbau-Mähhackler haben die geringsten Energie-Inputs. Gehölmähhäcksler arbeiten ebenfalls sehr energieeffizient. Leistungsfähige Erntemaschinen können wegen ihrer enormen Produktivität also trotz hohen Kraftstoffverbrauchs günstige Umweltwirkungen je Einheit aufweisen. Die Ergebnisse zeigen weiterhin, dass die Hackschnitzel möglichst nicht über eine Entfernung von 20km transportiert werden sollten, um die gute Energieeffizienz des Anbaus von KUP optimal zu nutzen. Neben dem Energieaufwand wurden für die Kurzumtriebsplantagen auch potenzielle Umweltwirkungen in den Kategorien Klimaänderung und Eutrophierung ermittelt. Auch hier sind die Resultate wesentlich günstiger im Vergleich zu landwirtschaftlichen Kulturen wie Winterraps, Zuckerrübe und Silomais.

Einleitung

Die Ökobilanz (Life Cycle Assessment, LCA) ist eine normierte Methode zur Analyse der Umweltwirkungen von Produkten. Um einen einheitlichen Standard zu gewährleisten, orientiert man sich bei der Ökobilanzierung an den internationalen Normenwerken ISO 14040 und 14044 (NAGUS 2006). Ökobilanzen liefern neben Aussagen zu potentiellen Umweltwirkungen wie Klimawirksamkeit oder Eutrophierung auch Daten zu Energie-Inputs und -Outputs, die bei der Herstellung und der Anwendung der untersuchten Produkte entstehen.

Im vorliegenden Beitrag wird zunächst auf den Energiebedarf der technischen Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen eingegangen. Das heißt, es wird in der sogenannten Sachbilanz ermittelt, wieviel fossile Energie aufgewendet werden muss, um eine KUP anzulegen, zu pflegen und nach einigen Jahren die Bäume zu fällen, zu rücken und zu hacken. Anschließend wird erfasst, wieviel Energie für den Transport der Hackschnitzel zum Heizwerk nötig ist und natürlich muss auch das Heizwerk gebaut und Jahre später wieder abgerissen werden. Das Verhältnis dieser Energie-Inputs zum Energieinhalt der erzeugten Hackschnitzel ergibt die Energiebilanz. Anschließend folgt in der sogenannten Wirkungsabschätzung die Darstellung der potentiellen Umweltwirkungen; bei der Bewirtschaftung von Kurzumtriebsplantagen sind die wichtigsten Kategorien die Klimaänderung und die Eutrophierung.

Methodik

Die erforderlichen Daten zur Berechnung der Ökobilanz von Kurzumtriebsplantagen wurden in Arbeitszeitstudien bei der Bewirtschaftung von KUP im Flachland und im Mittelgebirge gewonnen (Burger 2010; Schweier 2013). Die meisten derzeit gängigen Erntelinien konnten auf diese Weise analysiert werden. Sie reichen von der motormanuellen Fällung über den Einsatz von hochmechanisierter Forsttechnik bis hin zum Einsatz landwirtschaftlicher Mähtechnik. Die Datenaufnahme

find in kleinstrukturierten landwirtschaftlichen Gebieten Süddeutschlands statt. Wichtig dabei war ein praxisnaher Einsatz der Maschinen, um repräsentative Ergebnisse mit hoher Aussagekraft zu erhalten.

In dieser Arbeit werden alle während der Bewirtschaftung der KUP anfallenden In- und Output-Flüsse in Bezug zum Produkt Hackschnitzel gesetzt. Bei der Energiebilanz der Hackschnitzel wird wegen der unterschiedlichen Heizwerte nach den reell gemessenen Wassergehalten differenziert, die hier zwischen 24% und 60% liegen.

Mit dem Ziel einer möglichst umfassenden Darstellung der Umweltwirkungen und Energieverhältnisse wurden den Vorgaben der DIN EN ISO folgend die Vorketten, auch »graue Energie« genannt, in die Betrachtung mit einbezogen. Gemeint ist damit die Energie, die beispielsweise zur Produktion der Maschinen, sowie der Treib- und Schmierstoffe aufgewendet werden muss (Daten aus ecoinvent 2010).

Ergebnisse

Systeminputs

Betrachten wir zunächst die Inputseite der Bewirtschaftung. Der Aufwand für Anlage und Pflege der KUP wird als konstant gesehen. Differenziert wird nach den Erntelinien, nach der Transportentfernung der Hackschnitzel, nach Düngung und Bewässerung. Tabelle 1 zeigt den Kraftstoffeinsatz von fünf verschiedenen Erntelinien zur Produktion einer Tonne absolut trockener KUP-Hackschnitzel frei Feldrand. Im fünfjährigen Umtrieb sind drei Erntelinien dargestellt, von motormanueller Fällung mit mobilem kranbeschicktem Hacker (Linie 1) über Fäller-Bündler-Einsatz mit Rücken und Hacken (Linie 2) bis zum vollautomatischen Anbau-Mäh Hacker, der die Bäume in einem Arbeitsgang vom Stock trennt und hackt (Linie 3). Außerdem sind zwei Erntelinien im zehnjährigen Umtrieb dargestellt: die motormanuelle Fällung (Linie 4) und die mechanisierte Fällung mit Harvester (Linie 5), beides mit anschließendem Rücken und Hacken am zentralen Platz.

Linie Nr.	Dauer Umtrieb	Beschreibung Ernteverfahren	Verwendete Maschinen	Verwendete Materialien	Verbrauch [kg/t _{atro}]
1	5	Fällen motormanuell	Motorsäge (2,6 kW)	Zweitaktgemisch Sägekettenöl	0,32 0,19
		Hacken kranbeschick	Hacker Eschlböck Biber 7 an Traktor (110 kW)	Diesel	4,91
			Traktor mit Hänger (66 kW)	Diesel	0,13
2	5	Fäller-Bündler	Fäller-Bündler TJ 720 an Timberjack TJ 870 (114 kW)	Diesel	2,34
		Rücken	Rückemaschine Ponsse 516 (158 kW)	Diesel	0,87
		Hacken am zentralen Platz	Hacker Heizomat an Traktor (147 kW)	Diesel	5,95
3	5	Anbau-Mäh Hacker (Wieneke/Döhrer)	Anbaumäh Hacker Wieneke/Döhrer an Traktor (96 kW)	Diesel	3,64
			Traktor mit Hänger (66 kW)	Diesel	0,38
4	10	Fällen motormanuell	Motorsäge (2,6 kW)	Zweitaktgemisch Sägekettenöl	0,09 0,06
		Rücken	Rückemaschine HSM 805 (85 kW)	Diesel	1,25
		Hacken am zentralen Platz	Hacker Heizomat mit eigenem Motor (137 kW)	Diesel	2,99
			Traktor zum Versetzen der Container (66 kW)	Diesel	0,03
5	10	Harvesterfällung	Harvester Timberjack 870 (114 kW)	Diesel	1,23
		Rücken	Rückemaschine HSM 805 (85 kW)	Diesel	1,25
		Hacken am zentralen Platz	Hacker Heizomat mit eigenem Motor (137 kW)	Diesel	2,99
			Traktor zum Versetzen der Container (66 kW)	Diesel	0,03

Tabelle 1: Beispielhafte Übersicht von fünf Erntelinien inklusive Kraftstoffverbrauch, bezogen auf eine produzierte Tonne absolut trockener (t_{atro}) Hackschnitzel (Quelle: Zeitstudien der Autoren)

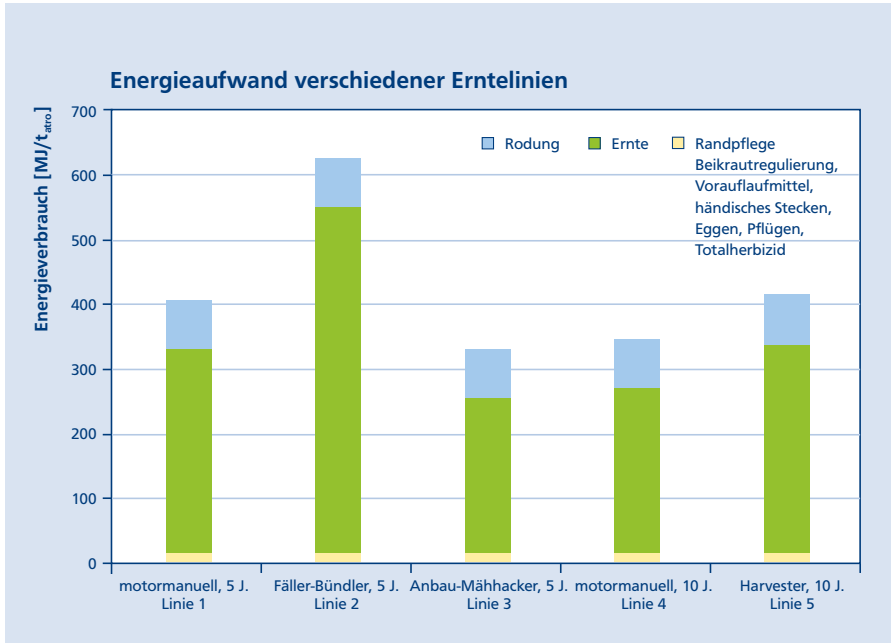


Abbildung 1: Energie-Input bei Anbau und Ernte von Kurzumtriebsplantagen, differenziert nach fünf Erntelinien, bezogen auf eine Tonne absolut trockener Hack-schnitzel frei Feldrand



Abbildung 2: New Holland Gehölmähhäcksler Typ FR 9060 mit Vorsatz 130 FB Foto: F. Burger



Abbildung 3: Mähemaher Stemster MK III bei der Ernte Foto: J. Schweiher

Es fällt auf, dass der Kraftstoffbedarf beim Einsatz des vollautomatischen Anbau-Mähhackers im fünfjährigen Umtrieb (Linie 3) am niedrigsten ist. Wenig Kraftstoff wird auch bei der motormanuellen Fällung im zehnjährigen Umtrieb verbraucht (Linie 4); der Grund dafür ist in der höheren Effektivität der eingesetzten Maschinen bei der Ernte der – im Vergleich zum fünfjährigen Umtrieb – wesentlich stärkeren zehn Jahre alten Bäume zu suchen.

Abbildung 1 zeigt den Energie-Input aller notwendigen Bewirtschaftungsprozesse, von der Flächen-vorbereitung über die Pflanzung bis zum Hacken der Bäume und zur Rodung der Fläche (in Megajoule pro produzierte Tonne absolut trockener Hack-schnitzel frei Feldrand). Differenziert wird wieder nach den fünf vorgestellten Erntelinien.

Den geringsten Energieaufwand mit 330 MJ/t_{atro} erfordert der Anbau von KUP im fünfjährigen Umtrieb mit vollautomatischer Ernte durch den Anbau-Mähacker (Linie 3), gefolgt vom zehnjährigen Umtrieb mit motormanueller Ernte und anschließendem Rücken und Hacken (345 MJ/t_{atro}, Linie 4). Den höchsten Energie-Input mit über 600 MJ/t_{atro} benötigt der fünfjährige Umtrieb bei Ernte mit einem Fäller-Bündler Aggregat und Rücken und Hacken an einem zentralen Platz (Linie 2). Vergleicht man die beiden Umtriebszeiten miteinander, so ist der durchschnittliche Energiebedarf bei einer Bewirtschaftung in der zehnjährigen Rotation geringer als in der fünfjährigen. Auffallend hoch ist in jedem Fall der Anteil der für Ernte und Rodung aufgewendeten Energie im Verhältnis zu dem als konstant betrachteten

Energieeinsatz der anderen Bewirtschaftungsprozesse. Ernte und Rodung sind in allen Fällen zu über 95% für den Energie-Input verantwortlich.

Abbildung 4 zeigt die Ergebnisse einer weiteren Untersuchung zum Energieaufwand der Produktion von Hackschnitzeln aus KUP. Hier wurden zwei verschiedene Erntelinien analysiert, diesmal einschließlich der notwendigen Energie für den Transport zum Abnehmer in 50 km Entfernung. In der Linie 1 erfolgt die Ernte durch einen über 500 PS starken vollautomatischen Gehölmähhäcksler, der die Bäume bis zu einem Durchmesser am Schnitthals von ca. 15–17 cm

fällt und sofort hackt (Abbildung 2). Die Hackschnitzel werden mit kleinen, von landwirtschaftlichen Schleppern gezogenen Containern zu einem nahe gelegenen Zwischenlager gebracht und von dort per LKW zum Endabnehmer transportiert. In der Erntelinie 2 werden die Bäume bis zu einem Durchmesser am Schnitthals von ca. 20 cm mit einem Mähssammler gefällt, gesammelt und am Rand des Felds abgelegt (Abbildung 3). Dort trocknen sie vier bis sechs Monate und werden anschließend von einem mobilen Hacker gehackt und ebenfalls per LKW zum Endabnehmer transportiert.

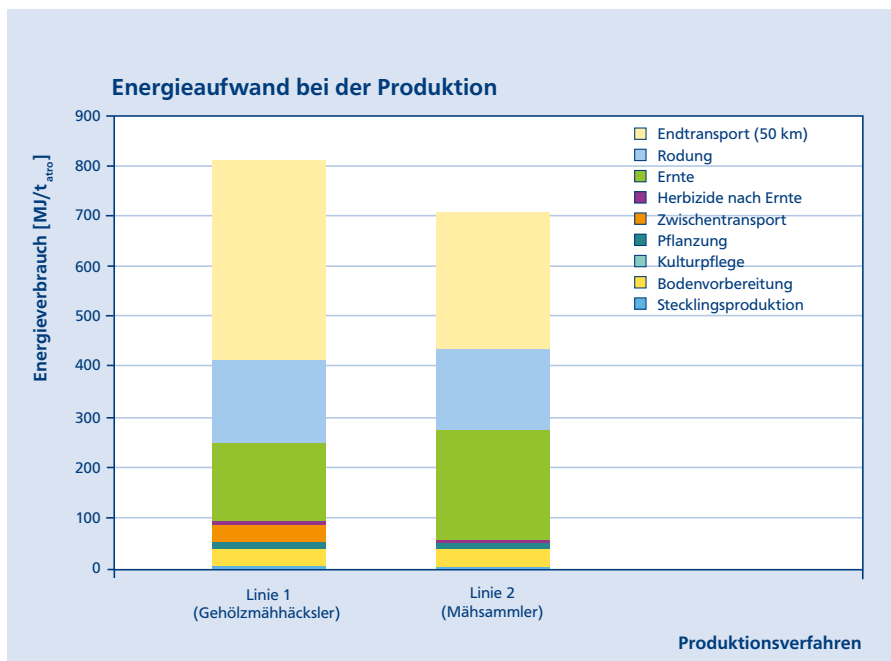


Abbildung 4: Energie-Input für die Bereitstellung von Hackschnitzel aus KUP, einschl. Transport, für zwei Erntelinien bezogen auf eine Tonne absolut trockene Hackschnitzel

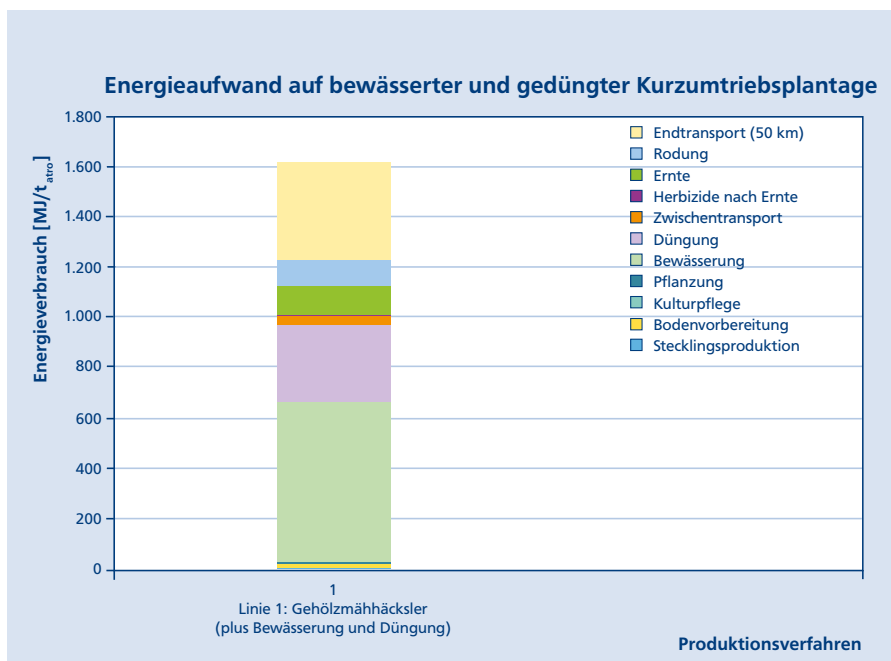


Abbildung 5: Energie-Input für die Bereitstellung von Hackschnitzel aus KUP einschließlich Endtransport, Bewässerung über Tröpfchen-Bewässerungssystem und Düngung

Auch bei den beiden hier untersuchten Erntelinien dominieren die Energie-Inputs für die Prozesse Ernte und Rodung gegenüber den übrigen Arbeiten auf der KUP. Der Gehölmähhäcksler hat zwar einen höheren Kraftstoffbedarf als der Mähsmäher, erzielt aber auch eine höhere Ernteleistung. Das Erntegut ist zudem bereits gehackt – im Gegensatz zum Mähsmäher ist kein zweiter Arbeitsschritt mehr notwendig. Allerdings erfordert der Gehölmähhäcksler den permanenten Einsatz von Schlepper-Container-Gespanssen für die Abfuhr der Hackschnitzel.

Bezieht man zusätzlich den im Durchschnitt 50 km langen Transport der Hackschnitzel zum Zielort mit in die Betrachtung ein, so wird deutlich, dass dann der Transport der energieintensivste Prozess ist (Abbildung 4). In der Erntelinie 1 ist der Anteil des Transports an der gesamten eingesetzten Energie höher als bei der zweiten Erntelinie, da hier frische Hackschnitzel mit 55 % Wassergehalt transportiert werden müssen. In der Erntelinie 2 ist der Wassergehalt der Hackschnitzel durch die Lufttrocknung auf 30 % reduziert, wodurch die Anzahl der Tonnenkilometer deutlich sinkt und die Produktionslinie mit dem Mähsmäher beim Gesamtenergieverbrauch besser abschneidet als die Linie mit dem Gehölmähhäcksler.

Die Transportdistanz hat also einen erheblichen Einfluss auf den Energieverbrauch. Berechnungen mit alternativen Distanzen zeigten, dass der Energieverbrauch in Erntelinie 1 bei einer Erhöhung der Transportdistanz von 50 km auf 100 km um 49 % (von 809 auf 1.201 MJ/t_{atro}) zunimmt. Bei einer kürzeren Transportdistanz verringert er sich entsprechend. So sinkt der Energieverbrauch in Erntelinie 2 von 704 MJ z. B. auf 541 MJ/t_{atro}, wenn die Distanz auf 20 km verringert wird.

Die Notwendigkeit von Bewässerung und Düngung von Kurzumtriebsplantagen mit dem Ziel einer höheren Biomasseproduktion wird immer wieder diskutiert. Abbildung 5 stellt die Effekte dieser Maßnahmen auf den Input an Energie anhand einer Kurzumtriebsanlage am Hang beispielhaft dar. Durch den unterstellten Mehrzuwachs von 12 anstatt vorher 7,6 Tonnen atro je Jahr und Hektar fällt der Energie-Input je Tonne atro für die Bewirtschaftungsprozesse von der Bodenvorbereitung bis zum Endtransport im Vergleich zu dem Ergebnis in Abbildung 4 etwas geringer aus.

Unter Berücksichtigung der Bewässerung einer KUP über ein Tröpfchen-Bewässerungssystem steigt der Energieverbrauch pro Tonne atro insgesamt deutlich an (Abbildung 5). Verantwortlich ist vor allem der Stromverbrauch für die Pumpen der Bewässerungsanlage. Dieser war im untersuchten Fall mit 1,5 kWh je Kubikmeter Wasser überdurchschnittlich hoch, da die

Förderhöhe des Wassers im Mittel bei 30 m lag. Zudem war die ausgebrachte Wassermenge verhältnismäßig hoch (510 m³/a*ha). Wie das Beispiel zeigt, ist eine intensive Bewässerung auf hanglagigen Flächen aus energetischer Sicht nur dann empfehlenswert, wenn sie unter Ausnutzung der Schwerkraft »von oben« erfolgt und die verfügbare Wassermenge dafür auch ausreicht. Eine ergänzende Berechnung mit einem durchschnittlichen Stromverbrauch der Pumpen ergab immer noch einen Energie-Input von rund 400 MJ je Tonne atro alleine für die Bewässerung. Daraus würde sich bei Bewässerung der KUP ein Gesamtenergieverbrauch für die Produktion und den Transport der Hackschnitzel von rund 1.100 MJ/t_{atro} ergeben.

Die zusätzliche Ausbringung von Dünger führt zu einem Gesamtenergiebedarf der KUP, der mit rund 1.600 MJ/t_{atro} doppelt so hoch ist wie der Vergleichswert ohne Bewässerung und Düngung. Die Düngung hat natürlich auch Auswirkungen auf das Eutrophierungspotenzial: es steigt etwa um das sechsfache gegenüber der Variante ohne Düngung oder Bewässerung. Dies ist einerseits durch die »graue Energie«, die im Dünger steckt (Aufwand für Herstellung) und andererseits durch die zusätzliche Nitratauswaschung zu erklären.

Die Energiebilanz von Kurzumtriebsplantagen

Setzt man die Energie-Inputs der Bewirtschaftung der Kurzumtriebsanlage (Abbildung 1) in das Verhältnis zu der gewonnenen Energie (Output), so erhält man die Energiebilanz des Anbaus von KUP. Abbildung 6 zeigt den Output in Form des unteren Heizwerts (MJ) von einer Tonne absolut trockenem Holz. Der untere Heizwert ist natürlich nur eine modellhafte Annahme und wird in der Praxis wegen des im Holz vorhandenen Wassers nicht ganz erreicht. In Abbildung 7 wird der Wassergehalt der Hackschnitzel in die Betrachtung mit einbezogen.

Der Vergleich Input-Output macht den extensiven Charakter der Bodennutzungsart Kurzumtriebsanlage deutlich. Die Energieverhältnisse bewegen sich in einem Rahmen von 1:55 (Linie 3, Ernte mit dem Anbau-Mähmäher) und 1:29 (Linie 2, Ernte mit dem Fäller-Bündler und anschließendem Rücken und Hacken). Biedermann et al. (2010) ermittelten für den Anbau von Winterweizen zur energetischen Verwertung Energie-Input-Output-Verhältnisse, die ebenfalls die Vorketten von Maschinen und Kraftstoffen einbeziehen und daher gut mit den in Abbildung 6 gezeigten Werten vergleichbar sind. Die Input-Output-Verhältnisse von Winterweizen reichen von ca. 1:15 für den günstigsten Standort bis ca. 1:6,5 für den schlechtesten Standort

und sind damit wesentlich ineffizienter als bei Kurzumtriebsplantagen.

Tabelle 2 gibt die bei der KUP-Ernte aufgewendete Energie in absoluten Werten und als Prozentsatz der erzeugten Energie an. Die in den Vorketten verbrauchte Energie ist getrennt dargestellt. Dadurch wird ein direkter Vergleich mit Energiebilanzen der Produktion von Waldhackschnitzeln (Zimmer 2009) möglich. Bei diesen wurde der Primärenergieeinsatz bei der Bereitstellung von Waldhackschnitzeln für verschiedene Mechanisierungsvarianten berechnet. Die bei den Kurzumtriebsplantagen direkt eingesetzte Energie

schwankt in einem Bereich von 1,13% bis 2,57% der im absolut trockenen Holz enthaltenen Energie (Tabelle 2). Dies entspricht in etwa den Energieeinsätzen der Profi-Szenarien von Zimmer (2009), die sich in einem Bereich von 1,4% bis 2,5% des unteren Heizwerts bewegen. Wesentlich höher fällt bei demselben Autor der Energiebedarf der Kleinwald-Szenarien aus, der in einem Rahmen zwischen 4,3% und 6,5% liegt. Bezieht man beide Szenarien in den Vergleich mit ein, so ist der Energie-Input bei der Produktion von Waldhackschnitzeln im Durchschnitt höher als bei der Gewinnung von Hackschnitzeln aus Kurzumtriebsplantagen.

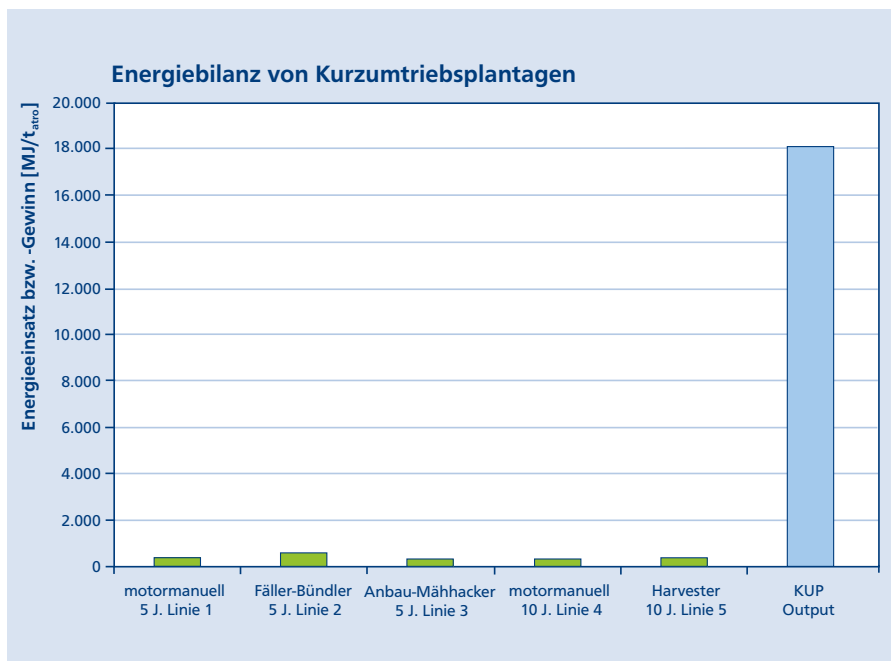


Abbildung 6: Verhältnis Energie-Input zu -Output bei der Bewirtschaftung von KUP differenziert nach fünf Erntelinien, bezogen auf eine Tonne absolut trockene Hackschnitzel frei Feld

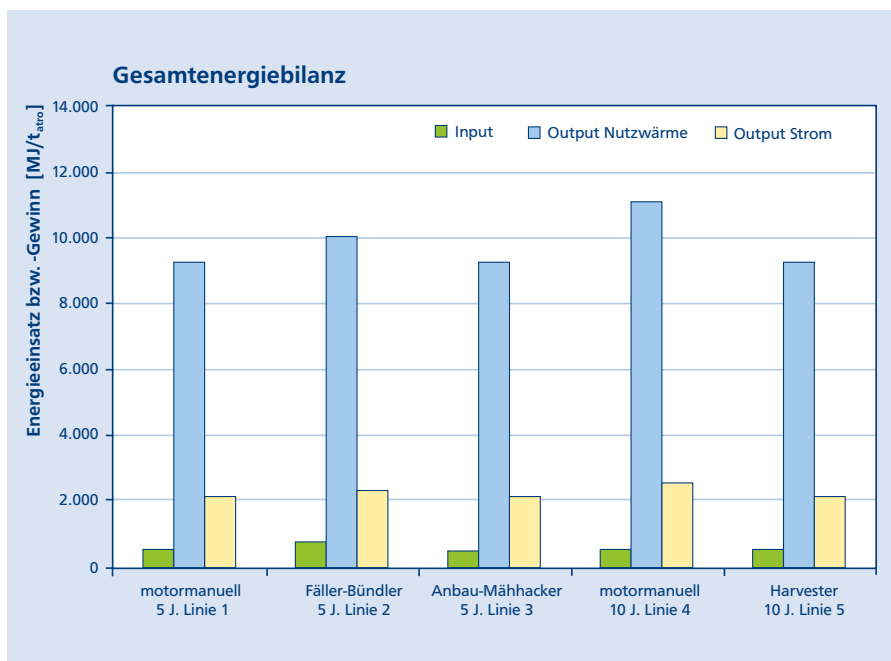


Abbildung 7: Verhältnis von Gesamtenergie-Input/-Output bei zusätzlicher Einbeziehung der Verwertung von einer Tonne absolut trockener KUP-Hackschnitzel in einer 1,4-MW-KWK-Anlage differenziert nach fünf Erntelinien

Umtrieb	5-jährig			10-jährig	
	1	2	3	4	5
Beschreibung Ernteverfahren	· Fällen motor-manuell · Hacken kranbeschickt	· Fäller-Bündler · Rücken · Hacken am zentralen Platz	· Anbau-Mäh-hacker	· Fällen · Rücken · Hacken am zentralen Platz	· Harvesterfällung · Rücken · Hacken am zentralen Platz
Energie-Input zur Erzeugung von Hackschnitzel [MJ/t _{atro}]					
Ernteverfahren gesamt	316	536	241	256	323
direkt eingesetzte Energie	276	465	204	226	280
Vorkette	41	71	36	30	43
Eingesetzte Energie in % vom Output (Unterer Heizwert – Hu)					
Ernteverfahren gesamt	1,75	2,96	1,33	1,41	1,79
direkt eingesetzte Energie	1,52	2,57	1,13	1,25	1,55
Vorkette	0,23	0,39	0,20	0,16	0,24

Tabelle 2: Energie-Input der Ernte von KUP differenziert nach direkt eingesetzter Energie und Vorketten, dargestellt am Beispiel von fünf Erntelinien, angegeben in MJ pro Tonne absolut trockener Biomasse und in % der erzeugten Energie (Hu)

Die kahlschlagartige Ernte der KUP sowie die exakte räumliche Ordnung erhöhen die Produktivität der eingesetzten Maschinen, was sich vorteilhaft auf die Energiebilanz auswirkt.

Geht man einen Schritt weiter und bezieht die Verbrennung in einem Heizkraftwerk mit ein, so erhält man die Gesamtenergiebilanz (Abbildung 7). Der Energie-Input, hier blau dargestellt, ist im Vergleich zu dem in Abbildung 6 gezeigten Input angestiegen. Das liegt am Energieaufwand, der für den Transport der Hackschnitzel, den Bau des Heizkraftwerks, die Entsorgung der Asche usw. aufgewendet werden muss (ecoinvent 2010). Dem gegenüber stehen die Outputs von Wärme (blau dargestellt) und Strom (gelb dargestellt). Die Verhältnisse von Energie-Input zu -Output reichen von 1:16 bei der Erntelinie mit dem Fäller-Bündler im fünfjährigen Umtrieb (Linie 2) und 1:26 bei motormanueller Fällung und anschließendem Rücken und Hacken am zentralen Platz in der zehnjährigen Rotation (Linie 4). Es fällt auf, dass nicht nur die Energie-Inputs variieren, sondern auch die Outputs. Dies liegt daran, dass bei der ersten, dritten und fünften Erntelinie frische Hackschnitzel mit einem Wassergehalt von 60% verwertet wurden. Bei der zweiten und vierten Linie lagen die Wassergehalte der Hackschnitzel nach einer gewissen Trocknungszeit bei 55% bzw. 24%, wodurch höhere Energie-Outputs resultieren. Es lässt sich leicht erkennen, dass die Mehrausbeute an Energie bei einem Vielfachen des Inputs liegt. Aus Sicht der Energie-

effizienz lohnt es sich also, die Bäume auf der Fläche oder im Polter abtrocknen zu lassen. Zu beachten sind hierbei jedoch auch Biomasseverluste, die während der Trocknung durch mikrobiologische Prozesse auftreten und je nach Trocknungsmethode stark variieren. Diese wurden in der hier dargestellten Bilanz nicht berücksichtigt.

Die Umweltwirkungen von Kurzumtriebsplantagen

Um die Umweltrelevanz von Kurzumtriebsplantagen abzuschätzen, bezieht man die bei der Bewirtschaftung entstehenden Energie- und Stoffströme auf bestimmte Umweltkategorien. Die allgemein bekannte Wirkungskategorie Klimaänderung ist definiert als der Einfluss menschlich bedingter Emissionen auf die Strahlungsabsorption der Atmosphäre. Dies führt zu einer verminderten langwelligen Abstrahlung in das Weltall und damit zu einer Aufheizung des Weltklimas. Den verschiedenen Treibhausgasen, wie Kohlendioxid, Lachgas oder Methan werden in Charakterisierungsmodellen unterschiedliche Klimawirksamkeiten zugeordnet; das addierte Ergebnis nennt man »Treibhauspotenzial«. Es hat die Einheit »Kilogramm CO₂-Äquivalente«, hier pro Jahr und Hektar dargestellt.

Abbildung 8 stellt die *Klimawirksamkeit* von Kurzumtriebsplantagen der des Anbaus der landwirtschaftlichen Energiekulturen Winterraps, Zuckerrübe und Silomais gegenüber. Auch hier wird der extensive Charakter des KUP-Anbaus deutlich. Die CO₂-Äquivalent-Emissionen beim Anbau der Feldfrüchte übersteigen die von KUP um ein Vielfaches. Am schlechtesten schneidet der Anbau von Zuckerrüben mit einem Output von knapp 10.000 CO₂-Äquivalenten pro Jahr und Hektar ab.

In Tabelle 3 ist die CO₂-Äquivalent-Bilanz der Bewirtschaftung von KUP dargestellt. Referenzsystem ist die Verbrennung von Heizöl. In Holz ist eine große Menge an CO₂-Äquivalenten gespeichert (-18.504 kg CO₂-Äq./a*ha), die später bei der Verbrennung der Hackschnitzel wieder freigesetzt wird. In diesem Fall wurde Heizöl durch die thermische Verwertung der Hackschnitzel ersetzt, so dass eine Gutschrift für die entsprechend substituierte Menge Heizöl erfolgt (-13.500 kg CO₂-Äq./a*ha).

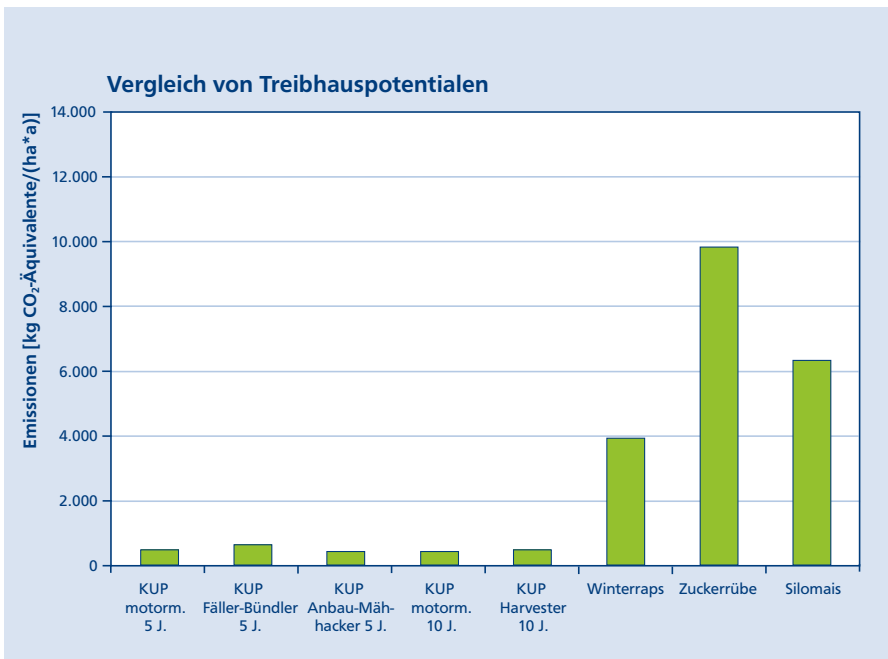


Abbildung 8: Treibhauspotential von KUP im Vergleich zu Winterraps, Zuckerrübe und Silomais: CO₂-Äquivalent-Emissionen beim Anbau (Daten für die landwirtschaftlichen Kulturen nach Bystricky 2009, vgl. Bystricky 2015)

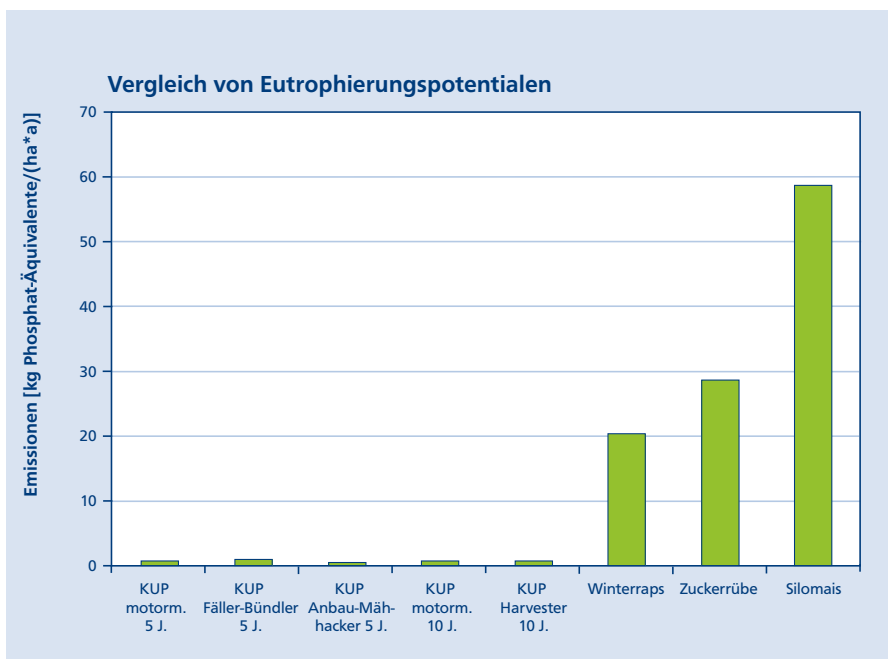


Abbildung 9: Eutrophierungspotenzial von KUP im Vergleich zu Winterraps, Zuckerrüben und Silomais (Daten für die landwirtschaftlichen Kulturen nach Bystricky 2009, vgl. Bystricky 2015)

Von der Gutschrift werden die CO₂-Äquivalent-Emissionen abgezogen, die durch die Bewirtschaftung (Anlage, Pflege, Ernte und Rodung) entstanden sind. Das resultierende Gesamtergebnis (»Saldo«) entspricht der Netto-CO₂-Ersparnis (-13.087 kg CO₂-Äq./a*ha) und zeigt, dass der Anbau von KUP und die Verwertung der Hackschnitzel zur Energieproduktion vorteilhaft gegenüber dem fossilen Energieträger Heizöl ist.

Die Wirkungskategorie *Eutrophierung* umfasst alle Auswirkungen von hohen Konzentrationen von Makronährelementen (vor allem Stickstoff und Phosphor). Eutrophierung kann zu unerwünschten Veränderungen in der Artenzusammensetzung von Ökosystemen führen. Außerdem sind hohe Nährstoffkonzentrationen der Grund für qualitative Beeinträchtigungen von Oberflächengewässern und des Grundwassers. Das Eutrophierungspotenzial beinhaltet alle Emissionen in Luft, Wasser und Erdboden. Gemessen wird es in Kilogramm Phosphat-Äquivalenten. In Abbildung 9 fällt auf, dass, wie bei der Klimawirksamkeit, auch das Eutrophierungspotenzial von Winterraps, Zuckerrübe und Silomais um ein Vielfaches höher ist als das der KUP. Dies liegt vor allem an den in der Landwirtschaft notwendigen Düngergaben. Während der Anbau von Kurzumtriebsplantagen in der ungünstigsten Erntevariante ein Eutrophierungspotenzial von knapp 0,8kg Phosphat-Äquivalenten pro Jahr und Hektar verursacht (Linie 2), liegt die günstigste landwirtschaftliche Kultur bei ca. 20kg Phosphat-Äquivalenten und der Silomais als Kultur mit dem höchsten Eutrophierungspotenzial bei fast 60kg Phosphat-Äquivalenten pro Jahr und Hektar.

Position	Prozessschritt	[kg CO ₂ -Äq./ha/a]
Aufwand	Verbrennung Hackschnitzel	18.504
	Rodung	54
	Ernte	163
	Anbau KUP	188
	Pflege und Anlage	8
Einsparung	Speicherung	-18.504
	Substitution Heizöl	-13.500
Saldo		-13.087

Tabelle 3: CO₂-Äquivalent-Bilanz des Anbaus von Kurzumtriebsplantagen am Beispiel der Erntelinie 3 mit dem Anbau-Mähacker

Literatur

Biedermann, G.; Moitzi, G.; Boxberger, J. (2010): Klar positive Energiebilanz in der Getreideproduktion. *Blick ins Land* 45(2): 34–36

Burger, F. (2010): Bewirtschaftung und Ökobilanzierung von Kurzumtriebsplantagen. Dissertation, TU München 180 S.

Bystricky, M. (2009): Die Nutzenkorbmethode als Ansatz zum Vergleich der Strom-, Wärme-, und Kraftstoffproduktion aus Energiepflanzen. Vortrag auf der Ökobilanz-Werkstatt 2009, 05.–07. 10. Freising. www.netzwerk-lebenszyklusdaten.de/Researcherchestand:08.05.2010.

Bystricky, M. (2015): Weiterentwicklung der ökobilanziellen Bewertung des Energiepflanzenanbaus auf Ebene von Modellbetrieben und Einzelkulturen anhand von Fallstudien für Bayern. Dissertation TU München 169 S.

Ecoinvent (2010): Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Ecoinvent Centre, Empa, St. Gallen, Schweiz.

NAGUS (Normenausschuss für Grundlagen des Umweltschutzes im DIN) (2006): Umweltmanagement – Ökobilanz – Grundsätze und Rahmenbedingungen (ISO 14040:2006); deutsche und englische Fassung EN ISO 14040:2006. DIN Deutsches Institut für Normung e. V.

Schweier, J. (2013): Erzeugung von Energieholz aus Kurzumtriebsplantagen auf landwirtschaftlichen Marginalstandorten in Südwestdeutschland – Umweltbezogene und ökonomische Bewertung alternativer Bewirtschaftungskonzepte unter besonderer Berücksichtigung verschiedener Holzernteverfahren. München. Dr. Hut Verlag, 289 S.

Zimmer, B. (2009): Ökobilanzierung der Bereitstellung von Waldhackschnitteln. In: Eberhardinger A., Warkotsch W., Zormaier F., Schardt M., Huber T., Zimmer B. (2009): Prozessanalyse und Ökobilanzierung der Bereitstellung von Waldhackgut. Schlussbericht, Lehrstuhl für Forstliche Arbeitswissenschaft und Angewandte Informatik der TU München, Freising, S. 104–141.

Keywords: Wood chips, energy balance, climate change impact, timber harvesting systems

Summary: The life cycle assessment method was applied to demonstrate the extensive character of short-rotation coppice (SRC) as a land-use system. Therefore the fossil energy expended in the management of short-rotation plantations in order to produce wood chips as a fuel was quantified. Depending on how the plantation is harvested, the energy input is between 330 and 800 megajoules (MJ) and up to 1.600MJ when also irrigated and fertilised per ton of dry short-rotation wood chips produced. The ratio of input to output (to the lower heating value [net calorific value] of the ton of wood chips produced) has a very wide range. Agricultural energy crops do not achieve such favourable conditions. Of the operational processes, harvesting, clearing and transport consume the most energy. The establishment and tending of the plantation are practically negligible by comparison. The results of the comparison of different harvesting systems also show that optimum use of the good energy efficiency of the SRC can only be made if the wood chips are not transported further than 20km. As well as the energy consumption, the potential environmental impacts of the SRC in terms of climate change and eutrophication were determined. Here too, the results are significantly more favourable than those attained for agricultural crops such as winter rapeseed, sugar beet and silage maize.

Anhang

Tabellen zu Kapitel 4

Die Spinnenfauna der Kurzumtriebsplantage Wöllershof von 1995 bis 2011

Tabelle 7: Gesamtartenliste und Arten der Vergleichsfläche, mit Roten Listen, Waldbindung und Bestandsklassifizierung in Deutschland (vgl. Material und Methoden)

Familie	Deutsch	Arten	Autor, Jahr	RL DE	RL By	WB	Bestand DE	Gesamt	Versuchsfläche
Agelenidae	Trichterspinnen	<i>Coelotes terrestris</i>	(Wider, 1834)			W	sh	186	63
		<i>Histocona torpida</i>	(C. L. Koch, 1837)			W	sh	30	1
		<i>Inermocoelotes inermis</i>	(L. Koch, 1855)			W	sh	326	16
		<i>Tegenaria ferruginea</i>	(Panzer, 1804)			W	h	1	
Amaurobiidae	Finsterspinnen	<i>Amaurobius fenestralis</i>	(Ström, 1768)			W	sh	1	
		<i>Callobius claustrarius</i>	(Hahn, 1833)			W	h	118	5
Araneidae	Radnetzspinnen	<i>Araniella cucurbitina</i>	(Clerck, 1757)			W	sh	1	1
		<i>Larinioides patagiatus</i>	(Clerck, 1757)			M	h	1	
		<i>Mangora acalypha</i>	(Walckenaer, 1802)			M	sh	3	1
		<i>Nuctenea umbratica</i>	(Clerck, 1757)			W	sh	1	
Clubionidae	Sackspinnen	<i>Clubiona comta</i>	C. L. Koch, 1839			W	sh	3	3
		<i>Clubiona lutescens</i>	Westring, 1851			M	sh	43	41
		<i>Clubiona neglecta</i>	O. P.-Cambridge, 1862			O	sh	7	6
		<i>Clubiona pallidula</i>	(Clerck, 1757)			W	sh	4	1
		<i>Clubiona reclusa</i>	O. P.-Cambridge, 1863			O	sh	83	77
		<i>Clubiona subsultans</i>	Thorell, 1875			W	mh	1	
		<i>Clubiona terrestris</i>	Westring, 1851			W	sh	10	2
Dictynidae	Kräuselspinnen	<i>Cicurina cicur</i>	(Fabricius, 1793)			M	sh	27	3
		<i>Mastigusa arietina</i>	(Thorell, 1871)	D	G	M	s	1	
Dysderidae	Sechsaugen-spinnen	<i>Dysdera erythrina</i>	(Walckenaer, 1802)			W	sh	4	
		<i>Harpactea lepida</i>	(C. L. Koch, 1838)			W	h	29	1
Gnaphosidae	Plattbauchspinnen	<i>Drassodes lapidosus</i>	(Walckenaer, 1802)			M	sh	1	
		<i>Drassyllus lutetianus</i>	(L. Koch, 1866)			M	sh	182	110
		<i>Drassyllus pusillus</i>	(C. L. Koch, 1833)			M	sh	18	5
		<i>Haplodrassus signifer</i>	(C. L. Koch, 1839)			M	sh	1	1
		<i>Haplodrassus soerenseni</i>	(Strand, 1900)			W	mh	9	1
		<i>Micaria pulicaria</i>	(Sundevall, 1831)			M	sh	24	13
		<i>Zelotes clivicola</i>	(L. Koch, 1870)			W	h	10	
Hahniidae	Bodenspinnen	<i>Zelotes subterraneus</i>	(C. L. Koch, 1833)			W	sh	5	
		<i>Cryphoeca silvicola</i>	(C.L. Koch, 1834)			W	h	56	
		<i>Hahnia helveola</i>	Simon, 1875			W	h	1	
Linyphiidae	Zwerg- und Baldachinspinnen	<i>Hahnia pusilla</i>	C. L. Koch, 1841			W	sh	4	3
		<i>Agyneta affinis</i>	(Kulczyński, 1898)			O	sh	4	4
		<i>Agyneta conigera</i>	(O. P.-Cambridge, 1863)			W	h	2	
		<i>Agyneta innotabilis</i>	(O. P.-Cambridge, 1863)			W	mh	2	

Familie	Deutsch	Arten	Autor, Jahr	RL DE	RL By	WB	Bestand DE	Gesamt	Versuchsfläche
		<i>Agyneta rurestris</i>	(C. L. Koch, 1836)			M	sh	165	4
		<i>Agyneta saxatilis</i>	(Blackwall, 1844)			M	sh	1	1
		<i>Allomengea scopigera</i>	(Grube, 1859)		3	M	mh	5	5
		<i>Araeoncus humilis</i>	(Blackwall, 1841)			M	sh	78	8
		<i>Bathyphantes gracilis</i>	(Blackwall, 1841)			M	sh	25	1
		<i>Bathyphantes nigrinus</i>	(Westring, 1851)			W	sh	10	8
		<i>Bathyphantes parvulus</i>	(Westring, 1851)			M	sh	3	3
		<i>Centromerita bicolor</i>	(Blackwall, 1833)			M	sh	7	
		<i>Centromerus cavernarum</i>	(L. Koch, 1872)			W	mh	1	
		<i>Centromerus pabulator</i>	(O. P.-Cambridge, 1875)			W	sh	9	1
		<i>Centromerus prudens</i>	(O. P.-Cambridge, 1873)		G	W	mh	1	1
		<i>Centromerus serratus</i>	(O. P.-Cambridge, 1875)			M	h	1	
		<i>Centromerus subcaecus</i> auct. non	Kulczyński, 1914		R	W	ss	2	1
		<i>Centromerus sylvaticus</i>	(Blackwall, 1841)			W	sh	257	133
		<i>Ceratinella brevis</i>	(Wider, 1834)			W	sh	212	112
		<i>Dicymbium nigrum brevisetosum</i>	Locket, 1962			M	sh	55	30
		<i>Dicymbium tibiale</i>	(Blackwall, 1836)			W	h	24	16
		<i>Diplocephalus cristatus</i>	(Blackwall, 1833)			M	sh	1	1
		<i>Diplocephalus latifrons</i>	(O. P.-Cambridge, 1863)			W	sh	132	103
		<i>Diplocephalus picinus</i>	(Blackwall, 1841)			W	sh	303	154
		<i>Diplostyla concolor</i>	(Wider, 1834)			M	sh	765	566
		<i>Dismodicus bifrons</i>	(Blackwall, 1841)			M	sh	35	35
		<i>Dismodicus elevatus</i>	(C. L. Koch, 1838)			W	mh	3	1
		<i>Drapetisca socialis</i>	(Sundevall, 1833)			W	sh	3	J
		<i>Entelecara acuminata</i>	(Wider, 1834)			W	h	9	9
		<i>Entelecara erythropus</i>	(Westring, 1851)			W	h	4	3
		<i>Erigone atra</i>	Blackwall, 1833			M	sh	205	13
		<i>Erigone dentipalpis</i>	(Wider, 1834)			M	sh	180	5
		<i>Erigonella hiemalis</i>	(Blackwall, 1841)			M	sh	40	33
		<i>Gongyliellum latebricola</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			W	sh	1	
		<i>Gongyliellum vivum</i>	(O. P.-Cambridge, 1875)			M	h	2	1
		<i>Helophora insignis</i>	(Blackwall, 1841)			W	mh	3	
		<i>Improphantes nitidus</i>	(Thorell, 1875)	D	D	W	s	12	
		<i>Kaestneria dorsalis</i>	(Wider, 1834)			M	mh	1	1
		<i>Labulla thoracica</i>	(Wider, 1834)			W	h	2	
		<i>Lepthyphantes leprosus</i>	(Ohlert, 1865)			M	h	1	
		<i>Lepthyphantes minutus</i>	(Blackwall, 1833)			W	h	2	
		<i>Lepthyphantes nodifer</i>	Simon, 1884			W	s	9	
		<i>Linyphia hortensis</i>	Sundevall, 1830			W	sh	7	
		<i>Linyphia triangularis</i>	(Clerck, 1757)			W	sh	2	J
		<i>Macrargus rufus</i>	(Wider, 1834)			W	sh	81	
		<i>Mansuphantes mansuetus</i>	(Thorell, 1875)			W	h	34	
		<i>Maso sundevalli</i>	(Westring, 1851)			W	sh	14	6
		<i>Mecopisthes silus</i>	(O. P.-Cambridge, 1872)			W	s	78	

Familie	Deutsch	Arten	Autor, Jahr	RL DE	RL BY	WB	Bestand DE	Gesamt	Versuchsfläche
		<i>Mermessus trilobatus</i>	(Emerton, 1882)			M	h	3	1
		<i>Micrargus herbigradus</i>	(Blackwall, 1854)			W	sh	74	28
		<i>Micrargus subaequalis</i>	(Westring, 1851)			M	sh	7	7
		<i>Microlinyphia pusilla</i>	(Sundevall, 1830)			M	sh	1	
		<i>Microneta viaria</i>	(Blackwall, 1841)			W	sh	36	10
		<i>Minyriolus pusillus</i>	(Wider, 1834)			W	h	1	
		<i>Mioxena blanda</i>	(Simon, 1884)		3	O	h	7	1
		<i>Moebelia penicillata</i>	(Westring, 1851)			W	h	13	3
		<i>Neriere clathrata</i>	(Sundevall, 1830)			W	sh	11	3
		<i>Neriere emphana</i>	(Walckenaer, 1841)			W	h	2	
		<i>Neriere montana</i>	(Clerck, 1757)			W	h	4	4
		<i>Nusoncus nasutus</i>	(Schenkel, 1925)			W	mh	2	
		<i>Obscuriphantes obscurus</i>	(Blackwall, 1841)			W	h	2	2
		<i>Oedothorax apicatus</i>	(Blackwall, 1850)			M	sh	2186	23
		<i>Oedothorax fuscus</i>	(Blackwall, 1834)			M	sh	11	3
		<i>Ostearius melanopygius</i>	(O. P.-Cambridge, 1879)			M	h	1	
		<i>Palliduphantes pallidus</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			W	sh	156	32
		<i>Pelecopsis radicola</i>	(L. Koch, 1872)			M	h	1	
		<i>Pityohyphantes phrygianus</i>	(C. L. Koch, 1836)			W	mh	J	
		<i>Porrhomma errans</i>	(Blackwall, 1841)		D	O	s	1	
		<i>Porrhomma microphthalmum</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			M	sh	9	4
		<i>Porrhomma oblitum</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			M	mh	7	3
		<i>Pseudocarorita thaleri</i>	(Saaristo, 1971)		D	W	s	3	
		<i>Scotargus pilosus</i>	Simon, 1913	G	D	W	ss	6	
		<i>Stemonyphantes lineatus</i>	(Linnaeus, 1758)			M	sh	1	
		<i>Syedra gracilis</i>	(Menge, 1869)		3	W	s	1	
		<i>Tapinocyba pallens</i>	(O. P.-Cambridge, 1872)			W	h	1	1
		<i>Tapinopa longidens</i>	(Wider, 1834)			W	h	3	
		<i>Tenuiphantes alacris</i>	(Blackwall, 1853)			W	h	12	J
		<i>Tenuiphantes cristatus</i>	(Menge, 1866)			W	sh	108	14
		<i>Tenuiphantes mengei</i>	(Kulczyński, 1887)			M	sh	20	19
		<i>Tenuiphantes tenebricola</i>	(Wider, 1834)			W	sh	147	15
		<i>Tenuiphantes tenuis</i>	(Blackwall, 1852)			M	sh	10	1
		<i>Thyreosthenius parasiticus</i>	(Westring, 1851)			W	h	1	
		<i>Tiso vagans</i>	(Blackwall, 1834)			M	sh	4	
		<i>Trematocephalus cristatus</i>	(Wider, 1834)			W	h	8	8
		<i>Walckenaeria acuminata</i>	Blackwall, 1833			W	sh	6	2
		<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	(O. P.-Cambridge, 1878)			W	sh	10	4
		<i>Walckenaeria corniculans</i>	(O. P.-Cambridge, 1875)			W	sh	1	
		<i>Walckenaeria cucullata</i>	(C. L. Koch, 1836)			W	sh	39	
		<i>Walckenaeria dysderoides</i>	(Wider, 1834)			W	sh	4	
		<i>Walckenaeria furcillata</i>	(Menge, 1869)			W	sh	2	
		<i>Walckenaeria nudipalpis</i>	(Westring, 1851)			M	sh	6	4
		<i>Walckenaeria obtusa</i>	Blackwall, 1836			W	sh	26	1

Familie	Deutsch	Arten	Autor, Jahr	RL DE	RL By	WB	Bestand DE	Gesamt	Versuchsfläche
		<i>Walckenaeria unicornis</i>	O. P.-Cambridge, 1861		3	O	sh	1	1
		<i>Walckenaeria vigilax</i>	(Blackwall, 1853)			O	sh	5	
Liocranidae	Feldspinnen	<i>Agroeca brunnea</i>	(Blackwall, 1833)			W	sh	59	28
Lycosidae	Wolfspinnen	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	(Clerck, 1757)			M	sh	48	10
		<i>Aulonia albimana</i>	(Walckenaer, 1805)			M	sh	1	1
		<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i>	(Ohlert, 1865)	3	3	M	s	1	1
		<i>Pardosa amentata</i>	(Clerck, 1757)			M	sh	660	474
		<i>Pardosa lugubris</i>	(Walckenaer, 1802)			W	sh	865	299
		<i>Pardosa palustris</i>	(Linnaeus, 1758)			M	sh	169	4
		<i>Pardosa prativaga</i>	(L. Koch, 1870)			O	sh	1	
		<i>Pardosa pullata</i>	(Clerck, 1757)			M	sh	68	34
		<i>Pirata piraticus</i>	(Clerck, 1757)			O	sh	3	
		<i>Piratula latitans</i>	(Blackwall, 1841)			M	sh	4	4
		<i>Trochosa ruricola</i>	(De Geer, 1778)			O	sh	41	24
		<i>Trochosa terricola</i>	Thorell, 1856			M	sh	131	87
Mimetidae	Spinnenfresser	<i>Ero furcata</i>	(Villers, 1789)			W	sh	3	2
Miturgidae	Wanderspinnen	<i>Zora spinimana</i>	(Sundevall, 1833)			M	sh	18	14
Philodromidae	Laufspinnen	<i>Philodromus collinus</i>	C.L. Koch, 1835			W	sh	1	
Phrurolithidae	Ameisensackspinnen	<i>Phrurolithus festivus</i>	(C. L. Koch, 1835)			M	sh	10	9
Pisauridae	Jagdspinnen	<i>Pisaura mirabilis</i>	(Clerck, 1757)			M	sh	J	
Salticidae	Springspinnen	<i>Euophrys frontalis</i>	(Walckenaer, 1802)			M	sh	1	1
		<i>Evarcha arcuata</i>	(Clerck, 1757)			M	sh	8	6
		<i>Neon reticulatus</i>	(Blackwall, 1853)			W	sh	7	
		<i>Pseudeuophrys erratica</i>	(Walckenaer, 1826)			W	mh	1	J
		<i>Pseudeuophrys lanigera</i>	(Simon, 1871)			O	mh	1	1
		<i>Salticus scenicus</i>	(Clerck, 1757)			O	sh	1	1
		<i>Synageles venator</i>	(Lucas, 1836)			O	h	33	27
		<i>Talavera aequipes</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			O	sh	3	3
Segestriidae	Fischernetzspinnen	<i>Segestria senoculata</i>	(Linnaeus, 1758)			W	sh	2	
Tetragnathidae	Streckerinnen	<i>Metellina mengei</i>	(Blackwall, 1869)			W	sh	1	1
		<i>Metellina segmentata</i>	(Clerck, 1757)			W	sh	7	3
		<i>Pachygnatha clercki</i>	Sundevall, 1823			O	sh	2	2
		<i>Pachygnatha degeeri</i>	Sundevall, 1830			O	sh	22	3
		<i>Pachygnatha listeri</i>	Sundevall, 1830			W	sh	23	2
		<i>Tetragnatha extensa</i>	(Linnaeus, 1758)			M	sh	2	1
		<i>Tetragnatha montana</i>	Simon, 1874			W	sh	2	1
		<i>Tetragnatha obtusa</i>	C. L. Koch, 1837			W	h	11	9
		<i>Tetragnatha pinicola</i>	L. Koch, 1870			M	sh	2	
Theridiidae	Kugelspinnen	<i>Enoplognatha latimana</i>	Hippa & Oksala, 1982			M	h	7	6
		<i>Enoplognatha ovata</i>	(Clerck, 1757)			W	sh	4	2
		<i>Enoplognatha thoracica</i>	(Hahn, 1833)			M	sh	2	1
		<i>Neottiura bimaculata</i>	(Linnaeus, 1767)			M	sh	21	16
		<i>Paidiscura pallens</i>	(Blackwall, 1834)			W	sh	1	1
		<i>Pholcomma gibbum</i>	(Westring, 1851)			W	h	1	

Familie	Deutsch	Arten	Autor, Jahr	RL DE	RL By	WB	Bestand DE	Gesamt	Versuchsfläche
		<i>Phylloneta impressa</i>	(L. Koch, 1881)			M	sh	5	
		<i>Platnickina tincta</i>	(Walckenaer, 1802)			W	sh	1	
		<i>Robertus arundineti</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			O	h	1	1
		<i>Robertus lividus</i>	(Blackwall, 1836)			W	sh	83	21
		<i>Robertus neglectus</i>	(O. P.-Cambridge, 1871)			M	h	1	
		<i>Theridion mystaceum</i>	L. Koch, 1870			W	h	1	
Thomisidae	Krabbenspinnen	<i>Diaea dorsata</i>	(Fabricius, 1777)			W	sh	J	J
		<i>Ozyptila atomaria</i>	(Panzer, 1801)			M	sh	1	1
		<i>Ozyptila praticola</i>	(C. L. Koch, 1837)			W	sh	115	17
		<i>Ozyptila trux</i>	(Blackwall, 1846)			M	sh	18	17
		<i>Xysticus audax</i>	(Schrank, 1803)			W	h	2	
		<i>Xysticus bifasciatus</i>	C. L. Koch, 1837			O	sh	1	1
		<i>Xysticus cristatus</i>	(Clerck, 1757)			M	sh	19	13
		<i>Xysticus kochi</i>	Thorell, 1872			O	sh	5	

Tabelle 8: Spinnendaten der Fallenkombinationen (je sechs) pro Jahr (Mai bis Oktober): Acker 1995, Versuchsfläche 1995, 2000, 2006, 2011

Familie	Arten	Acker 95	Versuchsfl. 95	Versuchsfl. 00	Versuchsfl. 06	Versuchsfl. 11
Agelenidae	<i>Coelotes terrestris</i>	1	2		30	25
	<i>Histopona torpida</i>					1
	<i>Inermocoelotes inermis</i>		1		2	8
Amaurobiidae	<i>Callobius claustrarius</i>		2	J	2	1
Araneidae	<i>Mangora acalypha</i>	1	1			
Clubionidae	<i>Clubiona comta</i>					1
	<i>Clubiona lutescens</i>			1	10	27
	<i>Clubiona neglecta</i>	1	6			
	<i>Clubiona pallidula</i>					1
	<i>Clubiona reclusa</i>	2	27	33	4	1
	<i>Clubiona terrestris</i>				2	
Dictynidae	<i>Cicurina cicur</i>				1	1
Dysderidae	<i>Harpactea lepida</i>					J
Gnaphosidae	<i>Drassyllus lutetianus</i>	63	110			
	<i>Drassyllus pusillus</i>	12	5			
	<i>Haplodrassus signifer</i>		1			
	<i>Haplodrassus soerenseni</i>				1	
	<i>Micaria pulicaria</i>	11	13			
Hahniidae	<i>Hahnia pusilla</i>				1	
Linyphiidae	<i>Agyneta affinis</i>			4		
	<i>Agyneta rurestris</i>	98	3			1
	<i>Agyneta saxatilis</i>			1		
	<i>Allomengea scopigera</i>		5			

Familie	Arten	Acker 95	Versuchslf. 95	Versuchslf. 00	Versuchslf. 06	Versuchslf. 11
	<i>Araeoncus humilis</i>	56	8			
	<i>Bathyphantes gracilis</i>	19	1			
	<i>Bathyphantes nigrinus</i>					1
	<i>Bathyphantes parvulus</i>			3		
	<i>Centromerus pabulator</i>					1
	<i>Centromerus prudens</i>		1			
	<i>Centromerus sylvaticus</i>		10	10	22	12
	<i>Ceratinella brevis</i>				21	34
	<i>Dicymbium nigrum brevisetosum</i>	2		4		
	<i>Dicymbium tibiale</i>				1	13
	<i>Diplocephalus latifrons</i>			5	12	65
	<i>Diplocephalus picinus</i>			5	13	89
	<i>Diplostyla concolor</i>	2	1	25	143	347
	<i>Dismodicus bifrons</i>			10	1	13
	<i>Dismodicus elevatus</i>					1
	<i>Entelecara acuminata</i>				3	6
	<i>Entelecara erythropus</i>				1	2
	<i>Erigone atra</i>	159	10	1	1	1
	<i>Erigone dentipalpis</i>	80	1	2	1	1
	<i>Erigonella hiemalis</i>			8		1
	<i>Gongyliellum latebricola</i>	1				
	<i>Gongyliellum vivum</i>	1		1		
	<i>Maso sundevalli</i>				2	2
	<i>Mermessus trilobatus</i>					1
	<i>Micrargus herbigradus</i>			1	10	8
	<i>Micrargus subaequalis</i>		1	6		
	<i>Microlinyphia pusilla</i>	1				
	<i>Microneta viaria</i>					6
	<i>Minyriolus pusillus</i>	1				
	<i>Mioxena blanda</i>	5				
	<i>Moebelia penicillata</i>					3
	<i>Neriere clathrata</i>					1
	<i>Neriere montana</i>					3
	<i>Obscuriphantes obscurus</i>					2
	<i>Oedothorax apicatus</i>	1.654	19	4		
	<i>Oedothorax fuscus</i>	5		1		1
	<i>Ostearius melanopygius</i>	1				
	<i>Palliduphantes pallidus</i>				9	13
	<i>Porrhomma microphthalmum</i>	3	4			
	<i>Porrhomma oblitum</i>	2		1	1	
	<i>Tapinocyba pallens</i>				1	
	<i>Tenuiphantes cristatus</i>				1	
	<i>Tenuiphantes mengei</i>			3	8	5
	<i>Tenuiphantes tenebricola</i>				6	7
	<i>Tenuiphantes tenuis</i>	5		1		

Familie	Arten	Acker 95	Versuchsfl. 95	Versuchsfl. 00	Versuchsfl. 06	Versuchsfl. 11
	<i>Trematocephalus cristatus</i>				1	7
	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>	1		1		1
	<i>Walckenaeria nudipalpis</i>		1	2		
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>	3			7	4
Lycosidae	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	13	8		2	
	<i>Aulonia albimana</i>					1
	<i>Pardosa amentata</i>	8	53	12	314	
	<i>Pardosa lugubris</i>	60	8	1	163	53
	<i>Pardosa palustris</i>	142	4			
	<i>Pardosa prativaga</i>	1				
	<i>Pardosa pullata</i>	15	32	1		
	<i>Pirata piraticus</i>	3				
	<i>Piratula latitans</i>		2	1		1
	<i>Trochosa ruricola</i>	12	24			
	<i>Trochosa terricola</i>	1	1		55	5
Mimetidae	<i>Ero furcata</i>					2
Miturgidae	<i>Zora spinimana</i>	1	1	9		2
Phrurolithidae	<i>Phrurolithus festivus</i>		7		1	1
Pisauridae	<i>Pisaura mirabilis</i>	J				
Salticidae	<i>Euophrys frontalis</i>			1		
	<i>Evarcha arcuata</i>		3	1		
	<i>Pseudeuophrys lanigera</i>		1			
	<i>Salticus scenicus</i>		1			
	<i>Synageles venator</i>	5	7	13		
	<i>Talavera aequipes</i>		3			
Tetragnathidae	<i>Metellina segmentata</i>			2		1
	<i>Pachygnatha clercki</i>	J	J			
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	9	3			J
	<i>Pachygnatha listeri</i>	1				
	<i>Tetragnatha extensa</i>	1			1	
	<i>Tetragnatha montana</i>					1
	<i>Tetragnatha pinicola</i>	2				
Theridiidae	<i>Enoplognatha latimana</i>	1	6			
	<i>Enoplognatha thoracica</i>	1	1			
	<i>Neottiura bimaculata</i>	5	14	2	J	
	<i>Robertus arundineti</i>		1			
	<i>Robertus lividus</i>			1	7	9
Thomisidae	<i>Ozyptila atomaria</i>		1			
	<i>Ozyptila praticola</i>			6	6	3
	<i>Ozyptila trux</i>				9	8
	<i>Xysticus cristatus</i>	5	13			
	<i>Xysticus kochi</i>	2				

**Tabelle 9: Spinnendaten der Bodenfallen (je sechs) pro Jahr (Mai bis Oktober):
Acker 1995, 2000, Versuchsfläche 1995, 2000, 2006, 2011, Versuchsfläche 2000
mit 9-jährigen Pappeln, Mischwald 2000, Mischwald verjüngt 2006, 2011,
Nadelwald 2006, Laubwald 2006**

Familie	Arten	Acker 95	Versuchsfl. 95	Versuchsfl. 00	Versuchsfl. 06	Versuchsfl. 11	Acker 95	Versuchsfl. 95	Acker 95	Versuchsfl. 95	Acker 95	Versuchsfl. 95	Acker 95
Agelenidae	<i>Coelotes terrestris</i>	1				1	6	9	3	15	4	53	33
	<i>Histoipona torpida</i>							1			4	8	15
	<i>Inermocoelotes inermis</i>					1	1	2	1	25	39	99	41
	<i>Tegenaria ferruginea</i>											1	
Amaurobiidae	<i>Amaurobius fenestralis</i>											J	1
	<i>Callobius claustrarius</i>							1	4			35	68
Araneidae	<i>Larinioides patagiatus</i>												1
Clubionidae	<i>Clubiona lutescens</i>					1	3	2		1	1		
	<i>Clubiona pallidula</i>									1	1	1	
	<i>Clubiona reclusa</i>		1	3	1		2						
	<i>Clubiona subsultans</i>								1				
	<i>Clubiona terrestris</i>						2						5
Dictynidae	<i>Cicurina cicur</i>									3	3		
Dysderidae	<i>Dysdera erythrina</i>											2	2
	<i>Harpactea lepida</i>					1		J			J	9	1
Gnaphosidae	<i>Drassodes lapidosus</i>		1										
	<i>Drassyllus lutetianus</i>	26	8	32						1			
	<i>Drassyllus pusillus</i>	7		2						1			
	<i>Haplodrassus soerenseni</i>						1			4			4
	<i>Micaria pulicaria</i>	2											
	<i>Zelotes clivicola</i>									7			2
	<i>Zelotes subterraneus</i>									5			
Hahniidae	<i>Cryphoeca silvicola</i>												9
	<i>Hahnia pusilla</i>						1						1
Linyphiidae	<i>Agyneta affinis</i>				1								
	<i>Agyneta conigera</i>												2
	<i>Agyneta rurestris</i>	3	3									1	
	<i>Araeoncus humilis</i>	6	1	2									
	<i>Bathypantes gracilis</i>	5	1										
	<i>Bathypantes nigrinus</i>					1		1					
	<i>Bathypantes parvulus</i>				1								
	<i>Centromerus cavernarum</i>										1		
	<i>Centromerus pabulator</i>							1			1		1
	<i>Centromerus subcaecus auct.</i>										1		
	<i>Centromerus sylvaticus</i>		4	4	2	6	9	5		6	5		5
	<i>Ceratinella brevis</i>						9	8	1	12	2	3	12
	<i>Dicymbium nigrum brevisetosum</i>		3										
	<i>Dicymbium tibiale</i>							3		1	2		1
<i>Diplocephalus latifrons</i>		1			1	2	15	1	1	1	3	6	
<i>Diplocephalus picinus</i>					1	9	46		4	16	6	39	
<i>Diplostyla concolor</i>		2		7	21	51	90	2	63	50	13	3	
<i>Dismodicus bifrons</i>				1			1						

Familie	Arten	Acker 95	Versuchsl. 95	Versuchsl. 00	Versuchsl. 06	Versuchsl. 11	Acker 95	Versuchsl. 95	Acker 95	Versuchsl. 95	Acker 95	Versuchsl. 95	Acker 95
	<i>Dismodicus elevatus</i>												1
	<i>Drapetisca socialis</i>												2
	<i>Entelecara erythropus</i>											1	
	<i>Erigone atra</i>	22	1									1	
	<i>Erigone dentipalpis</i>	17		1									
	<i>Erigonella hiemalis</i>				5						1		1
	<i>Helophora insignis</i>							1				1	
	<i>Labulla thoracica</i>											2	
	<i>Lepthyphantes minutus</i>										1		
	<i>Lepthyphantes nodifer</i>												1
	<i>Linyphia hortensis</i>							1	2	1			1
	<i>Macrargus rufus</i>							1					1
	<i>Mansuphantes mansuetus</i>										2		
	<i>Maso sundevalli</i>								1	J			3
	<i>Mecopisthes silus</i>											7	34
	<i>Mermessus trilobatus</i>							1					
	<i>Micrargus herbigradus</i>				1		6	5	1	8	4		12
	<i>Micrargus subaequalis</i>			1	1								
	<i>Microneta viaria</i>					1		4		2	8	3	
	<i>Neriere clathrata</i>							1		1			1
	<i>Neriere emphana</i>											1	1
	<i>Oedothorax apicatus</i>	506	265	6	2								
	<i>Oedothorax fuscus</i>	2	1								1		
	<i>Palliduphantes pallidus</i>					1	7	7	2	19	29	27	22
	<i>Pelecopsis radicola</i>									1			
	<i>Porrhomma microphthalmum</i>		2										
	<i>Porrhomma oblitum</i>					1					1		
	<i>Scotargus pilosus</i>												1
	<i>Syedra gracilis</i>												1
	<i>Tapinopa longidens</i>											1	2
	<i>Tenuiphantes alacris</i>											J	1
	<i>Tenuiphantes cristatus</i>											1	
	<i>Tenuiphantes mengei</i>				1		4	2					
	<i>Tenuiphantes tenebricola</i>					1	2	4	22	2	5	38	43
	<i>Tenuiphantes tenuis</i>		2						2				
	<i>Walckenaeria acuminata</i>		1			1							
	<i>Walckenaeria atrotibialis</i>					1		1		1	3	1	
	<i>Walckenaeria corniculans</i>											1	
	<i>Walckenaeria cucullata</i>										1	5	6
	<i>Walckenaeria dysderoides</i>									2			2
	<i>Walckenaeria furcillata</i>									2			
	<i>Walckenaeria vigilax</i>		1										
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>	1					5	2		1	1	1	2
Lycosidae	<i>Alopecosa pulverulenta</i>	8		5			2			21	1		
	<i>Aulonia albimana</i>							1					

Familie	Arten	Versuchsflächen											
		Acker 95	Versuchsfl. 95	Versuchsfl. 00	Versuchsfl. 06	Versuchsfl. 11	Acker 95	Versuchsfl. 95	Acker 95	Versuchsfl. 95	Acker 95	Versuchsfl. 95	Acker 95
	<i>Pardosa amentata</i>	6	25	12	1		311			29		11	1
	<i>Pardosa lugubris</i>	36	11	4	1		156	49		264	35	32	45
	<i>Pardosa palustris</i>	74	22	2									
	<i>Pardosa pullata</i>	9	15	13									
	<i>Piratula latitans</i>							1					
	<i>Trochosa ruricola</i>	8	3	4									
	<i>Trochosa terricola</i>	1		1			29	1		17	4		5
Mimetidae	<i>Ero furcata</i>							1			J		1
Miturgidae	<i>Zora spinimana</i>										1		
Philodromidae	<i>Philodromus collinus</i>												1
Phrurolithidae	<i>Phrurolithus festivus</i>			1			1	1		1			
Salticidae	<i>Neon reticulatus</i>								1	3		1	1
	<i>Synageles venator</i>		1										
Segestriidae	<i>Segestria senoculata</i>												1
Tetragnathidae	<i>Metellina segmentata</i>											1	
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	7											
	<i>Pachygnatha listeri</i>									7		1	
	<i>Tetragnatha extensa</i>	1											
	<i>Tetragnatha montana</i>												1
Theridiidae	<i>Neottiura bimaculata</i>	1											
	<i>Robertus lividus</i>						4	4	1	14	4	8	8
Thomisidae	<i>Diaea dorsata</i>					J							
	<i>Ozyptila praticola</i>				2		3	2	1	19	11	15	42
	<i>Ozyptila trux</i>						5	2		1			
	<i>Xysticus audax</i>												1
	<i>Xysticus cristatus</i>	2	1	1									
	<i>Xysticus kochi</i>	1	1										

Tabelle 10: Spinnendaten der Bodenfallen (je sechs) der Winterfänge (November 2006 bis April 2007): Acker, Versuchsfläche, Mischwald verjüngt, Laubwald, Nadelwald

Familie	Arten	Standort				
		Acker	Versuchsfl.	Mischwald verj.	Laubwald	Nadelwald
Agelenidae	<i>Coelotes terrestris</i>		1	2	7	4
	<i>Histoipona torpida</i>				J	2
	<i>Inermocoelotes inermis</i>		1	14	42	19
Amaurobiidae	<i>Callobius claustrarius</i>			J	J	4
Araneidae	<i>Mangora acalypha</i>	J				
	<i>Nuctenea umbratica</i>					1
Clubionidae	<i>Clubiona comta</i>		1			
	<i>Clubiona reclusa</i>		3			
	<i>Clubiona terrestris</i>				1	2
Dictynidae	<i>Cicurina cicur</i>	5	1	6		7

Familie	Arten	Acker	Versuchsfl.	Mischwald verj.	Laubwald	Nadelwald
	<i>Mastigusa arietina</i>				1	
Dysderidae	<i>Harpactea lepida</i>			1	9	8
Gnaphosidae	<i>Zelotes clivicola</i>			1		
Hahniidae	<i>Cryphoeca silvicola</i>				1	33
	<i>Hahnia helveola</i>					1
	<i>Hahnia pusilla</i>		1			
Linyphiidae	<i>Agyneta rurestris</i>	59				
	<i>Araeonus humilis</i>	13				
	<i>Bathyphantes gracilis</i>	1				
	<i>Bathyphantes nigrinus</i>			2		
	<i>Centromerita bicolor</i>	7				
	<i>Centromerus pabulator</i>			2	3	1
	<i>Centromerus serratus</i>	1				
	<i>Centromerus sylvaticus</i>	7	67	37	42	18
	<i>Ceratinella brevis</i>	5	57	26	25	11
	<i>Dicymbium nigrum brevisetosum</i>	8				
	<i>Dicymbium tibiale</i>		2	3		1
	<i>Diplocephalus cristatus</i>		1			
	<i>Diplocephalus latifrons</i>		18	3	5	8
	<i>Diplocephalus picinus</i>	1	38	25	17	40
	<i>Diplostyla concolor</i>	1	15	42	18	3
	<i>Dismodicus elevatus</i>					1
	<i>Drapetisca socialis</i>					1
	<i>Erigone atra</i>	22				
	<i>Erigone dentipalpis</i>	90				
	<i>Erigonella hiemalis</i>	1		1		
	<i>Helophora insignis</i>				1	
	<i>Improphantes nitidus</i>					12
	<i>Lepthyphantes leprosus</i>					1
	<i>Lepthyphantes nodifer</i>			2	3	3
	<i>Linyphia hortensis</i>				1	1
	<i>Linyphia triangularis</i>				1	1
	<i>Macrargus rufus</i>			5	22	51
	<i>Mansuphantes mansuetus</i>			24	1	7
	<i>Maso sundevalli</i>				J	1
	<i>Mecopisthes silus</i>			1	4	32
	<i>Mermessus trilobatus</i>	2				
	<i>Micrargus herbigradus</i>	1	7	5	3	10
	<i>Microneta viaria</i>		1	5	3	2
	<i>Mioxena blanda</i>	1				
	<i>Moebelia penicillata</i>					2
	<i>Neriere clathrata</i>	1	2	2	3	
	<i>Nusoncus nasutus</i>	2				
	<i>Oedothorax apicatus</i>	21				
	<i>Palliduphantes pallidus</i>	1	9	15	2	7
	<i>Pityohyphantes phrygianus</i>					J

Familie	Arten	Acker	Versuchsfl.	Mischwald verj.	Laubwald	Nadelwald
	<i>Porrhomma errans</i>	1				
	<i>Porrhomma oblitum</i>	1				
	<i>Pseudocarorita thaleri</i>			1	1	1
	<i>Scotargus pilosus</i>				2	3
	<i>Stemonyphantes lineatus</i>	1				
	<i>Tenuiphantes alacris</i>		J	1	2	8
	<i>Tenuiphantes cristatus</i>	2	13	6	83	2
	<i>Tenuiphantes mengei</i>	1	2			
	<i>Tenuiphantes tenebricola</i>		1	1	8	11
	<i>Thyreosthenius parasiticus</i>				1	
	<i>Tiso vagans</i>	1				
	<i>Walckenaeria acuminata</i>			1	2	
	<i>Walckenaeria cucullata</i>			7	9	9
	<i>Walckenaeria nudipalpis</i>	1				
	<i>Walckenaeria obtusa</i>			14	6	5
	<i>Walckenaeria vigilax</i>	4				
Liocranidae	<i>Agroeca brunnea</i>		12	16	5	2
Lycosidae	<i>Alopecosa pulverulenta</i>			2	1	
	<i>Hygrolycosa rubrofasciata</i>		1			
	<i>Pardosa amentata</i>	15	81	5	4	
	<i>Pardosa lugubris</i>		73	54	26	39
	<i>Trochosa terricola</i>	4	10	8	3	
Miturgidae	<i>Zora spinimana</i>			1	1	
Salticidae	<i>Evarcha arcuata</i>	2				
Segestriidae	<i>Segestria senoculata</i>				J	
Tetragnathidae	<i>Metellina segmentata</i>			1	1	1
	<i>Pachygnatha clercki</i>		1			
	<i>Pachygnatha degeeri</i>	9				
	<i>Pachygnatha listeri</i>	3	1	8	1	
Theridiidae	<i>Pholcomma gibbum</i>	1				
	<i>Robertus lividus</i>	1	3	14	4	8
	<i>Robertus neglectus</i>	1				
Thomisidae	<i>Diaea dorsata</i>				J	J
	<i>Ozyptila praticola</i>		2	3	J	6
	<i>Xysticus audax</i>	1				
	<i>Xysticus kochi</i>	2				

Anschriften der Autoren

Theo Blick

Callistus – Gemeinschaft für Zoologische und Ökologische Untersuchungen
Heidloh 8
95503 Hummeltal
E-Mail: callistus@theoblick.de

Dr. Frank Burger

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
E-Mail: frank.burger@lwf.bayern.de

Johannes Burmeister

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Ökologischen Landbau,
Bodenkultur und Ressourcenschutz
Lange Point 6
85354 Freising
E-Mail: johannes.burmeister@lfl.bayern.de

Dr. Hagen S. Fischer

Ifanos-Natur & Landschaft
Forchheimer Weg 46
91341 Röttenbach
E-Mail: b.michler@ifanos.de

Dr. Barbara Michler

Ifanos-Natur & Landschaft
Forchheimer Weg 46
91341 Röttenbach
E-Mail: b.michler@ifanos.de

Dr. Stefan Müller-Kroehling

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
E-Mail: stefan.mueller-kroehling@lwf.bayern.de

Dr. Werner Ortinger

Bayerisches Staatsministerium
für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten
Ludwigstraße 2
80539 München
E-Mail: werner.ortinger@stmelf.bayern.de

Dr. Janine Schweier

Universität Freiburg
Professur für Forstliche Verfahrenstechnik
Werthmannstraße 6
79085 Freiburg
E-Mail: janine.schweier@foresteng.uni-freiburg.de

Roswitha Walter

Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft
Institut für Ökologischen Landbau,
Bodenkultur und Ressourcenschutz
Lange Point 6
85354 Freising
E-Mail: roswitha.walter@lfl.bayern.de

Martina Zacios

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
E-Mail: martina.zacios@lwf.bayern.de

Dr. Lothar Zimmermann

Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft
Hans-Carl-von-Carlowitz-Platz 1
85354 Freising
E-Mail: lothar.zimmermann@lwf.bayern.de

