

**Stefan Meyer, Stefanie Hoerber und
Christoph Leuschner**

Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen: Ergebnisse einer Literaturstudie



Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen: Ergebnisse einer Literaturstudie

Ergebnisse aus dem F+E-Vorhaben FKZ 3512 86 0300

**Stefan Meyer
Stefanie Hoerber
Christoph Leuschner**



Titelbild: Maisernte als Biogassubstrat bei Grockstädt (Sachsen-Anhalt) (Foto: © ST. MEYER).

Adresse der Autorin und Autoren:

Dr. Stefan Meyer	Georg-August-Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abt. Ökologie und Ökosystemforschung, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen; E-Mail: smeyer1@gwdg.de
Stefanie Hoerber	Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Crop Production Ecology, Box 7043, Ulls väg 16, 750 07 Uppsala (Schweden); E-Mail: stefanie.hoerber@slu.se
Prof. Dr. Christoph Leuschner	Georg-August-Universität Göttingen, Albrecht-von-Haller-Institut für Pflanzenwissenschaften, Abt. Ökologie und Ökosystemforschung, Untere Karspüle 2, 37073 Göttingen; E-Mail: cleusch@gwdg.de

Fachbetreuung im BfN:

Dr. Stefan Nehring FG II1.2 „Botanischer Artenschutz“

Die Vorhaben wurden vom BfN mit Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) gefördert.

Die Beiträge der Skripten werden aufgenommen in die Literaturlatenbank „DNL-online“ (www.dnl-online.de).

BfN-Skripten sind nicht im Buchhandel erhältlich. Eine pdf-Version dieser Ausgabe kann unter <http://www.bfn.de> heruntergeladen werden.

Herausgeber: Bundesamt für Naturschutz
 Konstantinstr. 110
 53179 Bonn
 Telefon: 0228/8491-0
 Fax: 0228/8491-9999
 URL: www.bfn.de

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.

Die in den Beiträgen geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Nachdruck, auch in Auszügen, nur mit Genehmigung des BfN.

Druck: BMU-Druckerei

Gedruckt auf 100% Altpapier

ISBN 978-3-89624-096-5

Bonn - Bad Godesberg 2014

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	4
Tabellenverzeichnis.....	5
Abkürzungsverzeichnis.....	6
1 Einleitung	7
1.1 Klimawandel und Förderung erneuerbarer Energien	7
1.2 Nationale Biodiversitätsstrategie	8
1.3 Status Quo Bioenergie aus Biomasse in Deutschland.....	8
1.4 Status Quo Segetalflora	11
2 Ziel der Studie	14
3 Datenrecherche	15
4 Kurze Literatursynopse	17
4.1 Allgemeine Ergebnisse der Literaturrecherche.....	17
4.2 Biomassekulturen der ersten Generation	20
4.3 Biomassekulturen der zweiten Generation	29
4.2.1 Kurzumtriebsplantagen (KUP).....	30
4.2.2 Sonstige Dauerkulturen.....	35
5 Bewertung des vorliegenden Wissens	42
6 Literaturverzeichnis	48
7 Zusammenfassung / Summary	59
8 Danksagung	61

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Entwicklung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe in Deutschland 1999-2013	9
Abb. 2: Gesamtverbrauch von Primärenergieträgern und Anteil der erneuerbare Energien am Endenergieverbrauch in Europa im Jahr 2010	10
Abb. 3: Anteil der erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch in Deutschland im Jahr 2012	10
Abb. 4: In Stilllegung überführter Kalkscherbenacker in der Thüringer Rhön	12
Abb. 5: Schutzacker für Ackerwildkräuter am Fliegenberg bei Dischingen	13
Abb. 6: Weiden und Pappeln im 3. Standjahr auf einer Versuchsfläche des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg in Kupferzell	17
Abb. 7: Rapsblüte in der Uckermark	20
Abb. 8: Sonnenblumenfeld (<i>Helianthus annuus</i>)	21
Abb. 9: Maisanbau als Biogassubstrat in der Uckermark	21
Abb. 10: Anteil von Körner- und Silomais im Anbaujahr 2013 in Deutschland	21
Abb. 11: Maisganzpflanzenernte für das Bioenergiedorf Jühnde	22
Abb. 12: Anbau von Winterweizen im Thüringer Becken zur Biokraftstoffproduktion	23
Abb. 13: Mittlere Artenzahl pro Plot in Mais- und Rapsäckern im Vergleich zu Wintergerste und Winterweizen	24
Abb. 14: Relativer Lichtgenuss am Boden in den verschiedenen Kulturarten im Innen- und Randbereich von Ackerflächen	24
Abb. 15: Sorghumhirse (<i>Sorghum halepense</i>) als „Problemunkraut“ in einem Maisbestand in Südungarn	25
Abb. 16: Zuckerhirse (<i>Sorghum bicolor</i>)	25
Abb. 17: Ernte von Gerste als Ganzpflanzensilage bei Volllage	26
Abb. 18: Ganzpflanzenernte für das Bioenergiedorf Jühnde	28
Abb. 19: Ganzpflanzenernte von Grünroggen im Raum Hohenlohe	28
Abb. 20: Durchwachsene Silphie (<i>Silphium perfoliatum</i>)	29
Abb. 21: Biomasseanbau der Durchwachsenen Silphie (<i>Silphium perfoliatum</i>)	29
Abb. 22: Pappelplantage im 13. Standjahr am Standort Georgenhof	30
Abb. 23: Pappelplantagen im 3. Standjahr auf dem Versuchsbetrieb des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg in Rheinstetten-Forchheim	32
Abb. 24: Riesen-Chinaschilf (<i>Miscanthus × giganteus</i>)	35
Abb. 25: Anbau von Riesen-Chinaschilf (<i>Miscanthus × giganteus</i>) in Ceredigion (Wales)	36
Abb. 26: Ernte von Rohrglanzgras (<i>Phalaris arundinacea</i>) in Ceredigion (Wales)	37
Abb. 27: Entwicklung des Deckungsgrades der Segetalflora auf jeweils zwei <i>Miscanthus</i> - und Rohrglanzgras-Flächen in England	38
Abb. 28: Diversität der Segetalflora auf Biomasse-Flächen (<i>Miscanthus</i> und Rohrglanzgras) und angrenzenden konventionell bewirtschafteten Getreideäckern.....	38
Abb. 29: Riesen-Weizengras in der gezüchtete Sorte „Szarvasi 1“ (<i>Elymus elongatus</i> subsp. <i>ponticus</i> cv. Szarvasi-1) als Biomasseanbau auf einem Feld in Ungarn	40

Abb. 30: Probeanbau einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung (2. Standjahr) zur Biomassenutzung im Projekt „Energie aus Wildpflanzen“ bei Kirchlinteln	41
Abb. 31: Probeanbau einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung (1. Standjahr) zur Biomassenutzung bei Ostrach-Hahnennest	41
Abb. 32: Extreme Bodenerosion auf einem sandigen Maisacker in der Uckermark	43

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Stichwortkombinationen und entsprechende Ergebnisse der Literatursuche in den wissenschaftlichen Literaturdatenbanken	16
Tab. 2: Pflanzenarten mit Eignung für die Biomassenutzung	18
Tab. 3: Mittlere Artenanzahl pro Vegetationsaufnahme von Ackerwildkräutern an Acker- rändern in Südhessen	22

Abkürzungsverzeichnis

AZ – Ackerzahl

BEST – BioEnergie-Regionen STärken

BfN – Bundesamt für Naturschutz

BFW – Bundesforschungs- und Ausbildungszentrum für Wald, Naturgefahren und Landschaft Österreich

BMU – Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit

DBU – Deutsche Bundesstiftung Umwelt

DMK – Deutsches Maiskomitee e.V.

DNL – Dokumentation Natur und Landschaft online

DVL – Deutscher Verband für Landschaftspflege e.V.

EE – Erneuerbare Energien

EEG – Erneuerbare-Energien-Gesetz

EEWärmeG – Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz

EWG – Europäische Wirtschaftsgemeinschaft

FNR – Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V.

GPS – Getreide-Ganzpflanzenernte zur Silierung

GVO – Gentechnisch veränderte Organismen

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change

ISI – Institute for Scientific Information

KUP – Kurzumtriebsplantagen

LWF – Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft Bayern

LWG – Bayerische Landesanstalt für Weinbau und Gartenbau

NABU – Naturschutzbund Deutschland e.V.

TLL – Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft

VDLUFA – Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten

vTI – Johann Heinrich von Thünen-Institut

ZALF – Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung e.V.

1 Einleitung

1.1 Klimawandel und Förderung erneuerbarer Energien

Menschliche Aktivitäten, insbesondere die Nutzung fossiler Brennstoffe und die Intensivierung der Landnutzung, haben den atmosphärischen CO₂-Gehalt seit 1850 um rund 30 Prozent ansteigen lassen. Dies führte auch zu drastischen Erhöhungen bei anderen klimarelevanten Spurengasen wie Methan und Distickstoffmonoxid (IPCC 2007). Eine Folge ist die Verstärkung des Treibhauseffektes der Atmosphäre. Im 20. Jahrhundert stieg die mittlere Lufttemperatur der Erde um mehr als 0.6 °C an; bis zum Jahr 2100 wird mit einem weiteren Anstieg um ungefähr 2 bis 4 °C gerechnet (IPCC 2007). Die prognostizierten Klimaänderungen und die Endlichkeit fossiler Energiequellen haben in den letzten Jahren zu verstärkten Investitionen in die Nutzung erneuerbarer Energiequellen geführt.

Um dem prognostizierten Temperaturanstieg und dessen Folgen entgegenzusteuern, fühlt sich Deutschland im Rahmen der nationalen Klimaschutzinitiative verpflichtet, den Anstieg der globalen Durchschnittstemperatur auf höchstens 2 °C gegenüber dem vorindustriellen Niveau zu begrenzen, um inakzeptable Folgen und Risiken des Klimawandels zu vermeiden (BMU 2013a). Die Bundesregierung hat sich zum Ziel gesetzt, die Treibhausgasemissionen in Deutschland bis zum Jahr 2020 um 40%, bis 2030 um 55%, bis 2040 um 70% und bis 2050 um 80 bis 95% zu reduzieren (jeweils bezogen auf das Basisjahr 1990) (BMU 2013a).

Entscheidende Instrumente zur Reduktion von Treibhausgasemissionen waren die Einführung des Gesetzes für erneuerbare Energien (EEG) im Jahr 2004 und das Erneuerbare-Energien-Wärmegesetz (EEWärmeG) im Jahr 2009. Durch diese Bundesgesetze sowie die Förderung der relevanten Forschung und Entwicklung wurden von der Bundesregierung Rahmenbedingungen geschaffen, die in den letzten Jahren zu einem signifikanten Anstieg des Anteils der erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch geführt haben (BMU 2012). Im Jahr 2011 forcierte die Bundesregierung eine beschleunigte Energiewende, die als Fundament für den Umbau der Energieversorgung in Deutschland dient (BMU 2012). Erneuerbare Energien sollen in Zukunft den Hauptanteil der Energieversorgung leisten: Bis spätestens 2020 soll ihr Anteil am Bruttoendenergieverbrauch bei 18% und am Stromverbrauch bei mindestens 35% liegen; bis spätestens 2050 wird sogar ein entsprechender Anteil am Bruttoendenergieverbrauch von 60%, am Stromverbrauch von mindestens 80% angestrebt. Durch umweltpolitische Beschlüsse sind Neuausrichtungen der Energiewende allerdings jederzeit möglich.

Als Energieträger spielt pflanzliche Biomasse innerhalb der erneuerbaren Energien traditionell eine wichtige Rolle (BMU 2011a). In Deutschland trug Biomassenutzung 2011 mit rund zwei Dritteln (67%) zur Bereitstellung von Erneuerbaren Energien (EE) bei (Anteil EE am Gesamtenergieverbrauch 2011: 12.5%) (BFN 2012). Die Erzeugung von Biomasse bedingt allerdings einen hohen landwirtschaftlichen Flächenbedarf, um vergleichsweise geringe Mengen an flüssigen Kraftstoffen (Bioethanol, Biodiesel) und Biogas zu erzeugen. Eine hohe Flächenproduktivität der eingesetzten Energiepflanzen ist deshalb unabdinglich, um die Flächenkonkurrenz mit der Nahrungsmittelproduktion und anderen Ansprüchen an die Fläche zu minimieren (GRASS 2007). Bedingt durch die von der Bundesregierung beschlossenen finanziellen Anreizkomponenten hat in den letzten Jahren eine stetig steigende Nachfrage nach Energiepflanzen zur Gewinnung von Treibstoffen, Strom und Wärme und eine damit verbundene Ausdehnung der Anbauflächen stattgefunden (SCHULTZE & KÖPPEL 2007). Die zur Verfügung stehende landwirtschaftliche Nutzfläche verringert sich jedoch täglich durch andere Nutzungen (z.B. Verkehrsinfrastruktur) und wird immer mehr zum knappen Gut (BMU 2013b). Für Deutschland hat HEISSENHUBER (2008) einen Flächenbedarf von 16 Mio. ha

landwirtschaftlicher Nutzfläche errechnet, der zur Versorgung der Bevölkerung mit Nahrungsmitteln erforderlich sei. Derzeit werden rund 12 Mio. ha als Ackerland und 4 Mio. ha als Grünland genutzt (STATISTISCHES BUNDESAMT 2012), was dieser Zahl ungefähr entspricht. Auch die gründliche Studie der NATIONALEN AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA (2013) kommt zu dem Schluss, dass eine Ausweitung des Energiepflanzenanbaus aufgrund der enormen Flächenkonkurrenz keine sinnvolle Option ist, den Verbrauch von fossilen Energien zu reduzieren. Mehrere Szenarien prognostizieren deshalb, dass die Energiegewinnung aus Biomasse in Zukunft nur geringfügig zunehmen kann und wird, während Zuwächse im Bereich der erneuerbaren Energie vor allem im Bereich der Photovoltaik, Solarthermie, sowie in Form von Windenergie auf See und an Land erreicht werden müssen (NITSCH et al. 2012).

1.2 Nationale Biodiversitätsstrategie

Die heutige intensive landwirtschaftliche Bodennutzung hat starke negative Effekte auf die Biodiversität und die Stoffkreisläufe in der Agrarlandschaft (z.B. ELLENBERG & LEUSCHNER 2010; STORKEY et al. 2012). Böden, Grund- und Oberflächenwasser werden durch Nährstoffeinträge und Pestizidrückstände fortlaufend belastet und das Landschaftsbild durch eine Vereinheitlichung des Anbauregimes teilweise entwertet (BfN 2010). Diese Entwicklung ist verbunden mit einem dramatischen Verlust an biologischer Vielfalt und einer drastischen Verringerung der Populationsgrößen ehemals charakteristischer Arten der Agrarökosysteme (DONALD et al. 2006; WAHL et al. 2011; STORKEY et al. 2012; MEYER et al. 2013).

Eine Ausweitung des Energiepflanzenanbaus ist nur denkbar, wenn die Gewährleistung anderer wichtiger Ökosystemdienstleistungen der Agrarlandschaft sichergestellt werden kann und die Verträglichkeit der Anbausysteme mit Klimaschutzzielen belegt ist. In der nationalen Strategie der Bundesregierung zur biologischen Vielfalt wurde eine Landwirtschaft festgeschrieben, die die Agrobiodiversität fördert (BMU 2011b). Bis Mitte des 20. Jahrhunderts bildeten landwirtschaftliche Nutzflächen für viele heute gefährdete Tier- und Pflanzenarten des Offenlandes geeignete Lebensräume. Durch fortschreitende Intensivierung der Bewirtschaftung verschwand jedoch die Vielfalt der agrarisch geprägten Lebensräume und mit den darauf angewiesenen Tier- und Pflanzenarten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Ziel der nationalen Biodiversitätsstrategie der Bundesregierung ist deshalb eine Erhöhung der Biodiversität in den Agrarökosystemen bis zum Jahre 2020 (BMU 2011b). Die Erreichung dieses Zieles ist durch die Ausweitung des Energiepflanzenanbaus noch schwieriger und damit unwahrscheinlicher geworden, wie die folgende Auswertung der relevanten Literatur zeigt.

1.3 Status Quo Bioenergie aus Biomasse in Deutschland

Energie aus Biomasse kann aus tierischen und pflanzlichen Rohstoffen oder Abfallprodukten gewonnen werden und schließt Energiepflanzen, Holz, Stroh, Gülle, Mist und Bioabfälle ein (BMU 2012). Die als Energieträger genutzten organischen Stoffe pflanzlichen oder tierischen Ursprungs wie Holz, Stroh oder frische Energiepflanzen-Biomasse werden auch als nachwachsende Rohstoffe bezeichnet (INFORMATION.MEDIEN.AGRAR et al. 2009). Von diesen Energieträgern kann feste, flüssige oder gasförmige Biomasse entnommen oder extrahiert und zur Wärme-, Strom- oder (Bio-)Kraftstofferzeugung verwendet werden.

Für die Gewinnung von Bioenergie aus Biomasse werden in den letzten Jahren vermehrt sogenannte Energiepflanzen verwendet, häufig auch als „Biomassepflanzen“ bezeichnet, die der energetischen Nutzung dienen. Häufig wird zwischen Energiepflanzen der ersten und zweiten Generation unterschieden (DAUBER et al. 2010). Bioenergiepflanzen der ersten Generation sind bereits etablierte einjährig genutzte Feldfrüchte wie Mais, Weizen, Roggen, Triticale, Raps oder Sojabohnen, die zur Bioenergiegewinnung geerntet werden. Bioenergiepflanzen der zweiten Generation sind Pflanzen, die vorwiegend für die Verbrennung oder Bioethanol-Produktion verwendet werden. Es sind vor allem lignocellulosereiche Pflanzen wie mehrjährige Kulturen Grasartiger oder schnellwachsender Baumarten, die in Form von Kurzumtriebsplantagen (KUP) kultiviert werden (KARP & SHIELD 2008; DAUBER et al. 2010). Im Jahr 2013 wurden in Deutschland auf ca. 2.1 Mio. ha Fläche nachwachsende Rohstoffe angebaut (Abb. 1) (FNR 2013a)¹. Dies entspricht etwa einem Sechstel der aktuell zur Verfügung stehenden ackerbaulichen Nutzfläche Deutschlands.

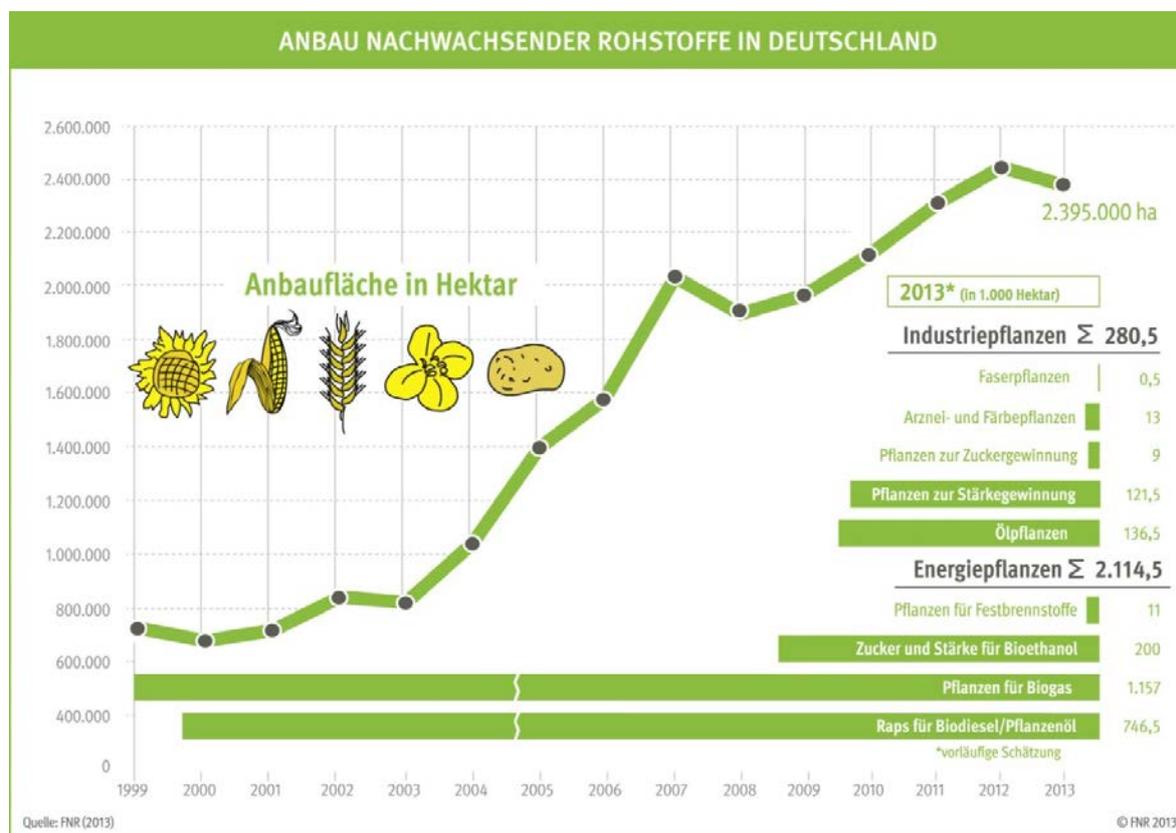


Abb. 1: Entwicklung des Anbaus nachwachsender Rohstoffe in Deutschland 1999-2013 (FNR 2013a).

Energie aus erneuerbaren Energiequellen wurde im Jahr 2010 in Europa zu 69% aus Biomasse landwirtschaftlicher oder forstwirtschaftlicher Herkunft und dessen Abfällen gewonnen (Abb. 2). Im Jahr 2011 betrug der Anteil der erneuerbaren Energien in Deutschland 12,5% am gesamten Endenergieverbrauch (BMU 2013c, FNR 2013b), wovon rund 2/3 der erneuerbaren Energie aus Biomasse stammte (Abb. 3). In den USA wurde 9% der Energie aus erneuerbaren Energiequellen gewonnen, wobei 48% dieser Menge aus Biomasse stammte (U.S. ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION 2011).

¹ Die Werte für 2013 sind Schätzwerte. In 2012 wurden Energiepflanzen auf 2.156.000 ha angebaut. Die Schätzung für 2013 ist mit 2.114.500 ha leicht rückgängig.

Holz ist sowohl in Europa als auch in Deutschland die wichtigste Bioenergiequelle (SCHÄFER & ORTINGER 2007; KALTSCHMITT et al. 2009; PONITKA et al. 2011; NEMESTÓTHY 2012) (Abb. 2), wobei bundesweit etwa ein Viertel der Holzproduktion energetisch genutzt wird (FNR 2013a). Aus Holz hergestellte Produkte wie Papier, Bauholz u.a. werden zu einem erheblichen Teil letztendlich ebenfalls für die Energiegewinnung genutzt.

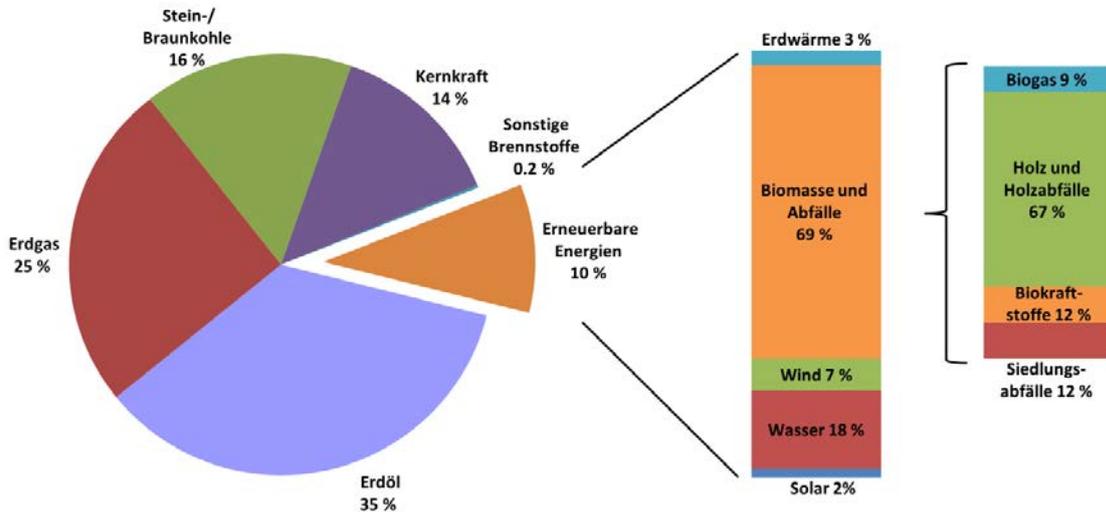


Abb. 2: Gesamtverbrauch von Primärenergieträgern und Anteil der erneuerbare Energien am Endenergieverbrauch in Europa im Jahr 2010 (nach EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA), verändert).

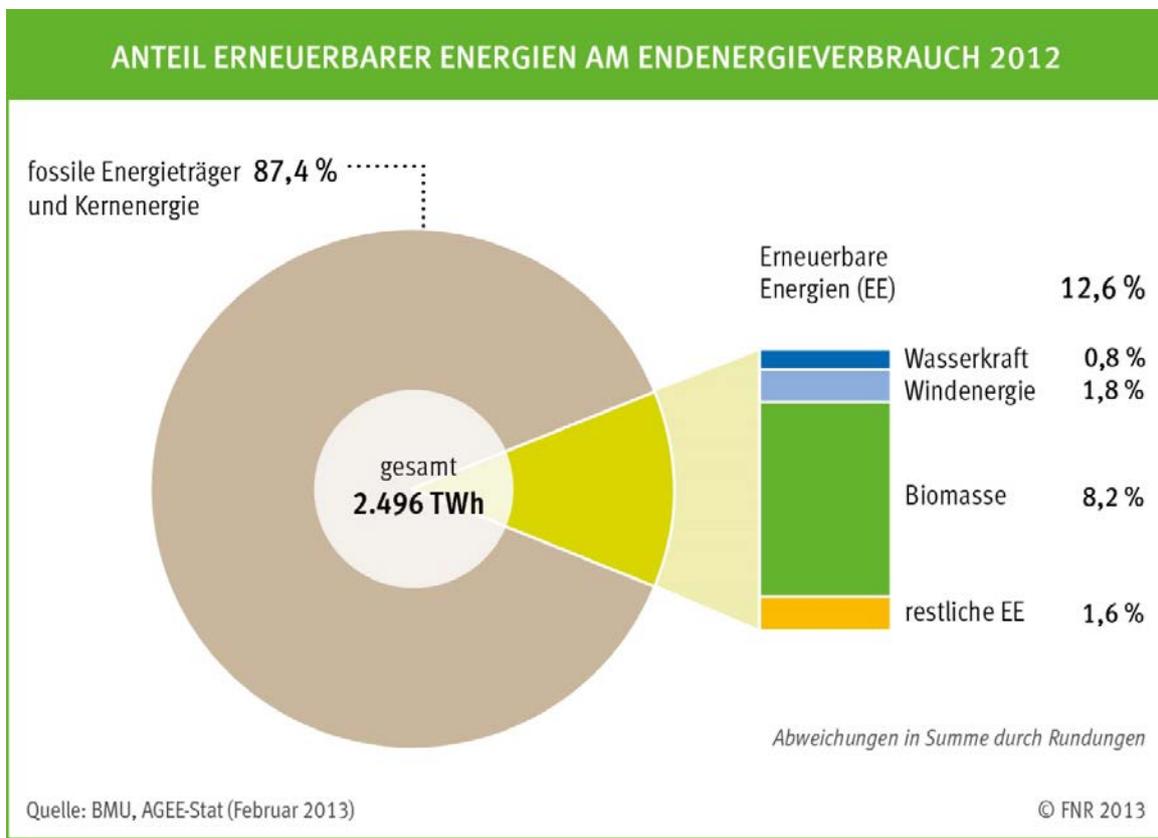


Abb. 3: Anteil der erneuerbaren Energien am Endenergieverbrauch in Deutschland im Jahr 2012 (FNR 2013b).

Biomasse kann über geringere Produktqualitäten verfügen. Daher muss nicht auf Qualitätskriterien der Nahrungsmittelproduktion wie hoher Eiweißgehalt, Backqualität oder Fremdbesatzanteile geachtet werden (GRAß & WACHENDORF 2007). Herkömmliche Ackerkulturen können daher als Biomasselieferanten dienen (GLEMNITZ et al. 2008a). Weiterhin ist es möglich - im Gegensatz zur bisher bekannten Praxis - neue Nutzpflanzenarten und Mischkulturen von spezifisch zusammengestellten Fruchtkombinationen anzubauen (GLEMNITZ et al. 2010a).

Momentan wird auch davon ausgegangen, dass Bioabfälle, Klärschlamm, Gülle und Getreidestroh als Quellen für Bioenergie zukünftig an Bedeutung gewinnen werden, weil dadurch der Nutzungskonflikt zwischen stofflicher und energetischer Biomassenutzung vermieden oder zumindest abgeschwächt werden könnte (BMU 2012).

1.4 Status Quo Segetalflora

Die auf Äckern neben den angebauten Kulturarten auftretenden Pflanzen werden als Ackerunkräuter, Ackerwildkräuter, Ackerbegleitarten oder Segetalarten bezeichnet. Es sind Pflanzen, die aus der biologisch-ökologischen Perspektive von RADEMACHER (1948) „*gesellschaftsbildend mit den Nutzpflanzen zusammen auftreten, deren Kultur für sie erträglich, förderlich oder sogar lebensnotwendig ist*“. Nach der ökonomischen Definition des gleichen Autors sind es Pflanzen, die „*unerwünschterweise auf dem Kulturland wachsen und dort mehr Schaden als Nutzen verursachen*“. Eine in wissenschaftlichen Publikationen häufig verwendete wertfreie Bezeichnung ist der Begriff „Segetalflora (von lat. *segetalis* = zur Saat gehörig; *seges* = die Saat). Wir verwenden in der vorliegenden Arbeit die Begriffe Ackerwildkräuter und Segetalarten synonym.

Die Mehrzahl der Ackerwildkräuter hat sich an die speziellen Standortbedingungen mit den jährlichen Bodenstörungen auf ackerbaulich genutzten Flächen optimal angepasst. Folgerichtig wird die Flora der Ackerflächen hauptsächlich von einjährigen (annuellen) Arten dominiert, deren Populationen sich alljährlich aus der Samenbank erneuern. Diese Pflanzen reagieren empfindlich gegenüber Änderungen im Flächenmanagement (FRECKLETON & WATKINSON 1998). Als Haupteinflussfaktoren gelten der Aussaattermin der Kulturpflanzen, deren horizontale und vertikale Vegetationsstruktur, sowie direkte Bewirtschaftungsmaßnahmen (GLEMNITZ et al. 2010a). Je nach Art der Bewirtschaftung reduziert oder erhöht sich die Samendichte in der Diasporenbank, die Überlebensrate der Sämlinge und die Anzahl der Samen pro Pflanze, die in die Samenbank zurückkehrt (FRECKLETON & WATKINSON 1998).

Solange es in Mitteleuropa Ackerbau gibt, d.h. seit dem Neolithikum, hat sich die Begleitvegetation der angebauten Kulturpflanzen wiederholt verändert, und zwar immer wieder teils an Arten bereichert, teils sich aber auch ihrer entledigt (BURRICHTER et al. 1993). Bereits um 1950 waren durch Änderungen im Anbauspektrum und aufgrund der Einführung der maschinellen Saatgutreinigung verschiedene Segetalpflanzen im Stuttgarter Raum weitgehend verschwunden, die noch um 1860 sehr verbreitet waren (KOCH 1980). Im Zuge der stark zunehmenden Intensivierung der Bewirtschaftung seit etwa 1950 ist die Artenverarmung in der Segetalflora immer rascher vorangeschritten (ELLENBERG & LEUSCHNER 2010). Schon Anfang der 1960er Jahre wies TÜXEN (1962) auf den Kennartenverlust der Ackerwildkraut-Gesellschaften hin. In den folgenden Jahrzehnten wurde aus zahlreichen Regionen Deutschlands (und Mitteleuropas) über oft drastische Rückgänge der Segetalflora berichtet (z.B. MEISEL 1966; MEISEL & VON HÜBSCHMANN 1976; WAGENITZ & MEYER 1981; HOTZE & VAN ELSSEN 2006; KOHLBRECHER et al. 2012; MEYER et al. 2013). Heute steht jede zweite Ackerwildkraut-Art in mindestens einem Bundesland Deutschlands auf der Roten Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (HOFMEISTER & GARVE 1998). Als Hauptfaktoren für die drastische

Abnahme der Artenvielfalt auf den ackerbaulich genutzten Standorten gelten die chemische Unkrautbekämpfung, die dichter stehenden Kulturpflanzenbestände, die Saatgutreinigung, eine verbesserte Bodenbearbeitung, die Aufkalkung saurer Sandäcker, die Aufdüngung nährstoffarmer Grenzertragsäcker und die Drainage feuchter Ackerstandorte sowie ein früher Stoppelumbruch. Darüber hinaus wurden in den letzten Jahren und Jahrzehnten besonders auf weniger produktiven Sonderstandorten zunehmend Felder stillgelegt (KOHLBRECHER et al. 2012) (Abb.4), so vor allem seit 1993 mit Beginn der Stilllegungsverpflichtung durch die Europäische Wirtschaftsgemeinschaft (EWG 1992). Das betraf flachgründige Kalkscherbenäcker, nährstoffarme Sandackerstandorte wie auch temporär vernässte Ackersenken. Seit 2007 hat sich das Blatt gewendet und meist wurde die ackerbauliche Nutzung an diesen Standorten aufgrund veränderter energie- und agrarpolitischer Rahmenbedingungen wieder aufgenommen (KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER 2010; DBU 2010). Allein im Landkreis Soltau-Fallingb. (Niedersachsen) sind nach Ende der Stilllegungsverpflichtung im Jahre 2007 innerhalb von zwei Jahren 2.200 ha Brachäcker wieder in die intensive ackerbauliche Nutzung aufgenommen worden (WIEHE et al. 2009). Von den Stilllegungs- und Transformationsmaßnahmen sind vor allem solche Standorte betroffen, die aufgrund der bisherigen wirtschaftlichen Rahmenbedingungen oft traditionell extensiv bewirtschaftet wurden (Grenzertragsflächen)² und so letzte Rückzugsgebiete bedrohter Arten darstellten. Durch das Ausbleiben der Bodenbearbeitung haben anuelle Arten, die jedes Jahr nach erfolgter Bestellung des Feldes erneut ihren Vegetationszyklus durchlaufen, keine Entwicklungsmöglichkeiten mehr. In mitteleuropäischen Regionen mit guten Böden und intensiv betriebenem Ackerbau (landwirtschaftliche Gunstandorte) mit einseitigen Fruchtfolgen, hohen Düngergaben und intensivem Herbizideinsatz finden sich nur noch wenige Ackerwildkräuter, die die heutige Bewirtschaftung tolerieren. Nicht selten erreichen diese anpassungsfähigen Arten hohe Individuendichten und werden zu ertragsmindernden „Problemunkräutern“.



Abb. 4: In Stilllegung überführter Kalkscherbenäcker in der Thüringer Rhön (Foto: ST. MEYER).

² Die Einstufung als Grenzertragsfläche ist variabel und kann sich im Laufe der Zeit erheblich ändern.

Die funktionelle Biodiversitätsforschung hat sich bisher in erster Linie auf das Grünland konzentriert. Mehrere Untersuchungen in Ackerlandschaften haben jedoch gezeigt, dass eine diverse Segetalflora nicht nur ein wesentliches Element der Flora der Kulturlandschaft ist, sondern auch eine wichtige Rolle für die Funktionsfähigkeit von Agrar-Ökosystemen spielt (ISSELSTEIN et al. 1991; ALTIERI 1999; ALBRECHT 2003; FRANKE et al. 2009). Als Beispiele von Funktionen seien die N-Fixierung durch Fabaceen in der Segetalflora in Zeiten von N-Knappheit (MAHN 1992; BLANK & YOUNG 2004; MAJUMDER et al. 2008), die Entwicklung eines dichten Wurzelsystems und eine damit verbundene Reduktion der Bodenerosion (BROCK 1982; WEIL 1982; SWANTON 1996), das Angebot an Pollen für die Bestäuberfauna (GABRIEL & TSCHARNTKE 2006; GIBSON et al. 2006) oder die Förderung der Artenvielfalt an Bodenorganismen (NENTWIG et al. 1998; NENTWIG 1999) genannt. Ackerwildkräuter beherbergen eine große Vielfalt an phytophagen Insektenarten, die eine wichtige Nahrungsgrundlage für Feldvogelarten darstellen (CHAMBERLAIN et al. 2000; MARSHALL et al. 2003). Körnerfressende Singvögel sind auf die Samen der Ackerwildkräuter angewiesen. Vor diesem Hintergrund müssen die bestehenden Schutzbemühungen für Vögel der Agrarlandschaft in Deutschland kritisch betrachtet werden (z.B. SUDFELDT et al. 2010), da Ackerwildkräuter als wichtige Primärressourcen für alle höheren trophischen Ebenen in Agro-Ökosystemen (ALTIERI 1999; HAWES et al. 2010; EVANS et al. 2011) häufig nicht in die Schutzkonzepte mit einbezogen werden (Abb. 5). Darüber hinaus spielen Ackerwildkräuter eine wichtige Rolle für die biologische Schädlingsbekämpfung, da sie Zufluchtsorte, Nahrungsquellen und Reproduktionsmöglichkeiten für die natürlichen Feinde von Schädlingen bieten (z.B. SCHELLHORN & SORK 1997; BÄRBERI et al. 2010). HEYDEMANN & MEYER (1983) gehen von 1200 verschiedenen phytophagen Insektenarten auf 102 Ackerwildkrautarten in Norddeutschland aus. Über die ökologische Funktion einzelner Ackerwildkräuter ist bisher jedoch erst wenig bekannt (z.B. PETIT et al. 2010).



Abb. 5: Schutzacker für Ackerwildkräuter am Fliegenberg bei Dischingen (Baden-Württemberg) (Foto: ST. MEYER).

2 Ziel der Studie

Die intensive landwirtschaftliche Flächennutzung ist zweifellos Hauptursache des immer noch anhaltenden Rückganges der Agrobiodiversität in Mitteleuropa (GLEMNITZ et al. 2008b; RÖSER 1990). Obwohl einzelne Studien indirekte positive Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Artenvielfalt in Agrar-Ökosystemen gefunden haben (z.B. DAUBER et al. 2010), überwiegen Befürchtungen über dessen direkte negative Folgen (HUSTON & MARLAND 2003; ROBERTSON et al. 2008; EGGERS et al. 2009). Die unspezifische Förderung des Energiepflanzenanbaus verstärkt nach GREIFF et al. (2010) bestehende negative Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Schutzgüter Boden, Wasser und Biodiversität. Mehrfach wurde die immer stärkere Flächenkonkurrenz zwischen Energiepflanzenanbau, Nahrungsmittelproduktion und Naturschutz thematisiert, die aus der Förderung des Energiepflanzenanbaus resultiert (GRASS 2007; GLEMNITZ et al. 2008b). Verschärfte Konflikte zwischen dem Energiepflanzenanbau und den Bedürfnissen des Umwelt- und Naturschutzes zeichnen sich insbesondere beim Eintreten folgender Entwicklungen ab: der weiteren Erhöhung der Bewirtschaftungsintensität auf dem Acker, der Verwendung gentechnisch veränderter Kulturpflanzen (GVOs), einer zunehmenden Reduktion der Feldfruchtvielfalt, also dem Anbau großflächiger Monokulturen mit verengter Fruchtfolge³, verkürzten Anbaupausen und der Nutzung naturschutzfachlich wertvoller ackerbaulicher Grenzertragsstandorte (WOLTERS & BESTE 2000; OSTERMEIER 2003; GLEMNITZ et al. 2008b; GLEMNITZ et al. 2010b). Diese Problematik wird deutlich am Beispiel des Pilotprojektes „Bioenergiedorf Jühnde“ im Landkreis Göttingen (KARPENSTEINMACHAN 2009), in dem die größte Herausforderung darin bestand, auf den überwiegend flach- und mittelgründigen Standorten mit geringen Ackerzahlen ausreichende Biomasse-mengen zu produzieren. Eine Ausweitung des Energiepflanzenanbaus muss zwingend an eine standortgerechte und nachhaltige Bewirtschaftung der Ackerböden gekoppelt werden.

Die hier vorliegende Studie hatte zum Ziel, wissenschaftliche Fakten zu den Auswirkungen des Biomasseanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen zusammen zu stellen und eine erste Bewertung vorzunehmen. Die Auswertung beschränkt sich ausschließlich auf Ergebnisse aus den temperaten Zonen Eurasiens und Nordamerikas.

³ Nach WIEHE et al. (2009) kann der Anbau von Energiepflanzen zur Biogasgewinnung in bestimmten Regionen auch zu einer Erweiterung der Fruchtfolge führen.

3 Datenrecherche

Als Informationsquellen zur Thematik dienten hauptsächlich Literaturdatenbanken. Für die Literatursuche sind bekannte Suchmaschinen wie ISI Web of Knowledge, GoogleScholar und die BfN-Datenbank „Dokumentation Natur und Landschaft“ (DNL-online) mit verschiedenen Suchkombinationen abgefragt worden. Insgesamt wurden per Datenbankabfrage 26 deutsche und sieben englische Stichwortkombinationen zur Thematik eingegeben (Tab. 1). Ergänzend dazu wurden gezielt Fachexperten zur Thematik „Biomasse-Ackerwildkräuter“, wie z.B. JONATHAN STORKEY (Rothamsted Research, UK), ALISON HAUGHTON (Rothamsted Research, UK), GUILLAUME FRIED (ANSES, Laboratoire de la Santé des Végétaux, Frankreich), GYULA PINKE (University of West Hungary, Mosonmagyaróvár, Ungarn), ROBERT PÁL (University of Montana, USA), FELIX HERZOG (Agroscope, Schweiz), FRANZ ESSL und IRENE OBERLEITNER (Umweltbundesamt, Österreich), JENS DAUBER (VTI Braunschweig) und MARTIN WEIH (Swedish University of Agricultural Sciences Uppsala, Schweden) zwecks Erfahrungs- und Informationsaustausch kontaktiert. Des Weiteren gab es ein Gespräch mit MICHAEL GLEMNITZ vom Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF Müncheberg). Dieser ist Projektleiter des ZALF-Projektes EVA II (*Ökologische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus, Teilprojekt 3: Biotische Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus*) und gilt als ausgewiesener Experte der Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen.

Das vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) geförderte BEST-Projekt (*Bioenergie-Regionen stärken*), federführend von der Georg-August-Universität Göttingen durchgeführt, hat zum Ziel, angepasste Konzepte und innovative Systemlösungen zur Produktion von Biomasse zu entwickeln und ökologische und ökonomische Auswirkungen zu bewerten. Unter dem Schwerpunkt „Ökologische Folgeabschätzungen“ wurden einige Teilergebnisse des Projektes „*Phytodiversität (FA1)*“ in die hier vorliegende Studie eingearbeitet. Während der Bearbeitungszeit dieser Studie wurde von Teilen des Projektteams eine Bibliographie zum Ackerwildkrautschutz in Deutschland verfasst (MEYER et al. 2013). Die dort aufgeführte Literatur wurde gezielt auf Titel zur Thematik „Biomasse-Ackerwildkräuter“ gesichtet. Forschungsarbeiten, die sich mit den Auswirkungen von Raps- und Maiskulturen zur Nahrungsmittelproduktion auf die Agrobiodiversität befassen, wurden in dieser Studie nicht berücksichtigt.

Tab. 1: Stichwortkombinationen und entsprechende Ergebnisse der Literatursuche in den wissenschaftlichen Literaturdatenbanken ISI Web of Knowledge und DNL-Online.

Datenbank	Suchkombination	Ergebnisse
DNL-online	Ackerbegleit	10
	Ackerbegleitpflanze + Biomasseanbau	0
	Ackerwildkräuter + Biomasse	0
	Ackerwildkräuter + Biomasseanbau	0
	Beikrautarten + Biomasse	0
	Beikräuter + Bioenergie	0
	Beikräuter + Biomasse	0
	Beikräuter + Energiemaisanbau	0
	Beikräuter + Energiepflanzen	0
	Beikrautflora	0
	Beikrautflora + Biomasse	0
	Beikrautflora + Biomasseertrag	0
	Bioenergie + Ackerwildkräuter	0
	Bioenergie + Segetal	0
	Biomass + Segetal	1
	Biomasseanbau + Segetalflora	0
	Biomasseanbau	21
	Biomasseertrag	1
	Biomasseerträge	1
	Energiepflanzen + Ackerwildkräuter	0
	Energiepflanzen + Segetalflora	0
	Energiepflanzenanbau	37
	Kurzumtriebsplantagen + Diversität	8
	Segetalgesellschaften	220
	Segetalpflanzen	16
	Wildpflanze + Bioenergie	1
	ISI – Web of Knowledge	bioenergy + arable flora
bioenergy + weed		47
bioenergy + weed flora		1
bioenergy crop + arable flora		2
biomass production + arable flora		5
biomass production + weed flora		26
energy cropping + weed flora		7

4 Kurze Literatursynopse

4.1 Allgemeine Ergebnisse der Literaturrecherche

Erstaunlicherweise gibt es mit nur 22 aufgefundenen Publikationen bisher erst sehr wenige detaillierte Untersuchungen zum Biomasseanbau und dessen Auswirkungen auf die Segetalflora (Stand: 05/2013) (vgl. Tab. 2). In der durchgeführten Datenbankabfrage wurden nach genauer Prüfung nur drei Artikel identifiziert, die sich explizit mit dieser Thematik auseinandergesetzt haben. Die verbleibenden 19 themenrelevanten Artikel wurden größtenteils von Fachkollegen weitergeleitet bzw. waren schon im Rahmen eigener früherer Forschungsarbeiten bekannt. Die relevanten Publikationen stammen ausnahmslos aus dem europäischen Raum. Aus Nordamerika und Asien sind uns keine Studien bekannt geworden. Die Mehrzahl der vorhandenen Literatur befasst sich mit Phytodiversitätsanalysen in Kurzumtriebsplantagen (KUP) (Abb. 6). Sehr wenige Publikationen liegen für sonstige Dauerkulturen und einjährige Kulturen vor⁴. Die nachfolgende knappe Darstellung der Literaturergebnisse erfolgt getrennt nach Biomassekulturen der ersten und zweiten Generation.



Abb. 6: Weiden und Pappeln im 3. Standjahr auf einer Versuchsfläche des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg in Kupferzell (Baden-Württemberg) (Foto: K. NERLICH).

⁴ Für Untersuchungen in annuellen Kulturen konnten nur neun Publikationen gefunden werden.

Tab. 2: Pflanzenarten mit Eignung für die Biomassenutzung, ihre Herkunft sowie Kultivierungsdauer (Standzeit) und Rhythmus der Bodenbearbeitung. Die zitierte Literatur betrifft wissenschaftliche Untersuchungen zu Ackerwildkräutern in den jeweiligen Ackerkulturen (Stand: 05/2013).

Kulturart	Herkunft	Standzeit	Bodenbearbeitung	Literatur
Mais (<i>Zea mays</i>)	Mittel-und Südamerika	Einjährig	Jährlich	GLEMNITZ et al. (2008b); GLEMNITZ & HUFNAGEL (2012); WALDHARDT et al. (2011)
Raps (<i>Brassica napus</i>)	Europa	Einjährig	Jährlich	-
Sorghumhirse (<i>Sorghum halepense</i>)	Ostafrika	Einjährig	Jährlich	GLEMNITZ & HUFNAGEL 2012
Durchwachsene Silphie (<i>Silphium perfoliatum</i>)	Nordamerika	Mehrjährig	Jährlich	-
Zuckerrübe (<i>Beta vulgaris</i>)	Europa	Einjährig	Jährlich	-
Sonnenblume (<i>Helianthus annuus</i>)	Mittelamerika	Einjährig	Jährlich	-
Topinambur (<i>Helianthus tuberosus</i>)	Nord-/Mittelamerika	Mehrjährig	Jährlich	-
Wintergetreide		Einjährig	Jährlich	KARPENSTEIN-MACHAN (2000, 2002); SEMERE & SLATER (2007); GLEMNITZ et al. (2008b); PÁL & CSETE (2008); BELLAMY et al. (2009); EMMERSON et al. (2011); WALDHARDT et al. (2011)
- Wintergerste (<i>Hordeum vulgare</i>)	Asien			
- Winterroggen (<i>Secale cereale</i>)	Osteuropa			
- Wintertriticale ^a (x <i>Triticosecale</i>)	Asien			
- Winterweizen (<i>Triticum aestivum</i>)				
Welsches Weidelgras (<i>Lolium perenne</i>)	Europa	Einjährig	Jährlich	-
Mehrjähriges Ackerfutter	Europa	Mehrjährig	Jährlich	
- Riesen-Weizengras (<i>Elymus ponticus</i>)				PÁL & CSETE (2008)
- Luzerne (<i>Medicago sativa</i>)				PÁL & CSETE (2008)
- Wiesenschwingel (<i>Festuca pratensis</i>)				
- Wiesen-Lieschgras (<i>Phleum pratense</i>)				
- Knautgras (<i>Dactylis glomerata</i>)				
- Rotklee (<i>Trifolium pratense</i>)				
Wildpflanzenmischung		Ein-/ Mehr-jährig	1-5 Jahre	BÖRNER (2007)

^a Kreuzung Roggen x Weizen

Fortsetzung Tab. 2.

Kulturart	Herkunft	Standzeit	Bodenbearbeitung	Literatur
KUP - Allgemein		Mehrjährig	Rotation	BURGER et al. (2005); FRAMSTADT et al. (2009)
Weiden (<i>Salix spec.</i>)	Nördliche Hemisphäre	Mehrjährig	alle 2-3 Jahre =Mini-Rotation	HEILMANN et al. (1995); CUNNINGHAM et al. (2004); FRY & SLATER (2008a,b); BAUM et al. (2009)
Pappeln (<i>Populus spec.</i>)	Nordamerika, Europa, Asien	Mehrjährig	alle 2-3 Jahre = Mini-Rotation alle 4-6 Jahre =Midi-Rotation alle 10-20 Jahre =Maxi-Rotation	HEILMANN et al. (1995); DELARZE & CIARDO (2002); WEIH et al. (2003); BRITT et al. (2007); KROIHER et al. (2008, 2010); BAUM et al. (2009); ARCHAUX et al. (2010)
Espe (<i>Populus tremula</i>)	Nördliche Hemisphäre	Mehrjährig	alle 10-20 Jahre =Maxi-Rotation	-
Robinie (<i>Robinia pseudoacacia</i>)	Nordamerika	Mehrjährig		-
Riesen-Chinaschilf (<i>Miscanthus x giganteus</i>)	Ostasien (Japan)	Mehrjährig (3-5 Jahre)	Jährlich	SEMERE & SLATER (2007); CLAPHAM & SLATER (2008); BELLAMY et al. (2009); EMMERSON et al. (2011)
Rohrglanzgras (<i>Phalaris arundinacea</i>)	Europa	mehrjährig		SEMERE & SLATER (2007); CLAPHAM & SLATER (2008)

4.2 Biomassekulturen der ersten Generation

Energiepflanzen der ersten Generation umfassen einjährige Nahrungs- und Futterpflanzen, die reich an Stärke, Proteinen und/oder pflanzlichen Fetten sind. Zu den Kulturen der ersten Generation gehören z.B. Sojabohnen, Raps (Abb. 7), verschiedene Getreidearten, Sonnenblumen (Abb. 8) sowie die einjährigen C4-Pflanzen Mais (Abb. 9, Abb. 11) und Sorghumhirse. Dabei dominiert in Deutschland vor allem der Anbau von Raps und Mais. Von den in Deutschland insgesamt rund 2.1 Mio. ha Anbaufläche, die 2011 für nachwachsende Rohstoffe genutzt wurde, entfielen ca. 0.87 Mio. ha auf Raps und ca. 0.8 Mio. ha auf Mais (FNR 2013b,c) (Abb. 10). Bis 2050 könnte die für nachwachsende Rohstoffe genutzte Ackerfläche bis auf 4 Mio. ha ansteigen (FNR 2012a). Die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe geht in dieser Projektion von 2.6 Mio. ha für den Anbau von Mais aus, von denen 2/3 zur Futterherstellung und 1/3 zur Biogasherstellung verwendet werden sollen. Seit 1960 (<60.000 ha; WALDHARDT et al. 2011) nahm die Anbaufläche von Körner- und Silomais um mehr als das 40-fache zu. Aufgrund des Biogas-Booms verzeichnete die Anbaufläche von Silomais allein im Zeitraum 2006-2011 einen Anstieg um 150 % (DMK 2012).



Abb. 7: Rapsblüte in der Uckermark (Brandenburg) (Foto: F. GOTTWALD).



Abb. 8: Sonnenblumenfeld (*Helianthus annuus*) (Foto: K. NERLICH).

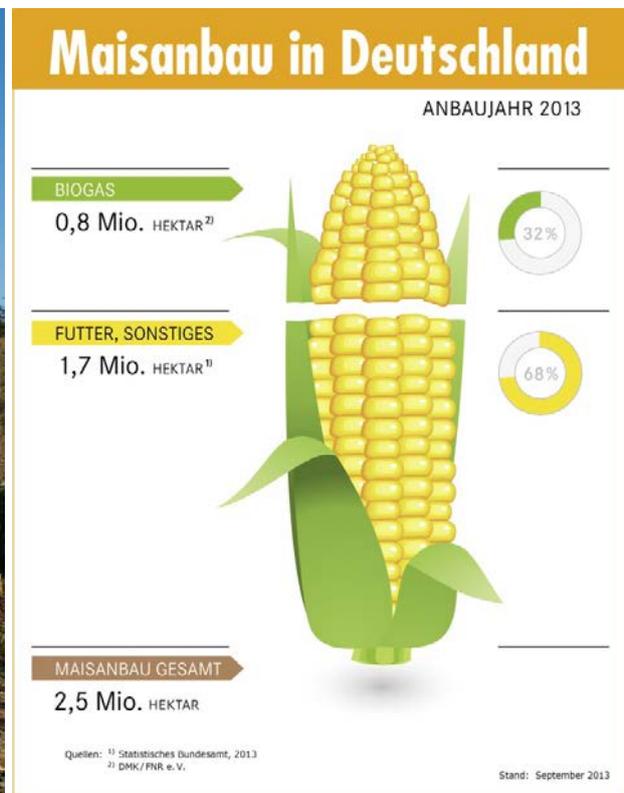
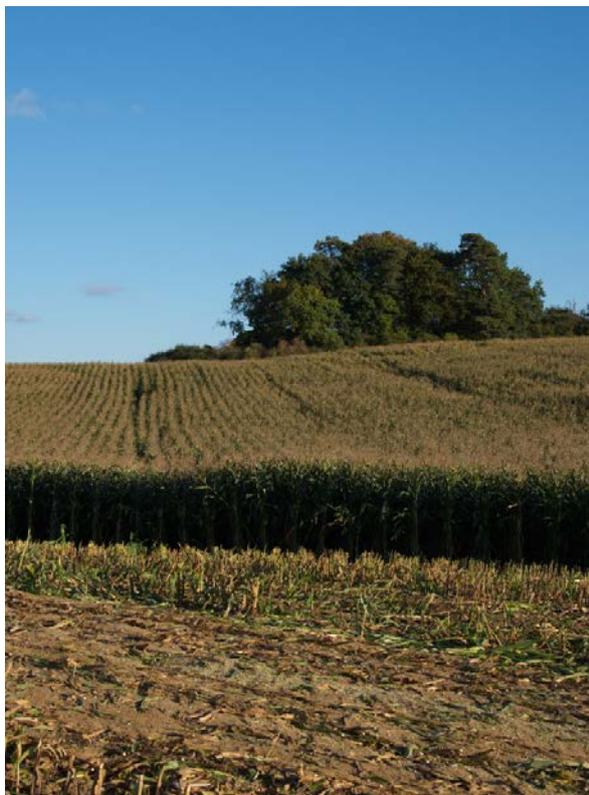


Abb. 9 (links): Maisanbau als Biogassubstrat in der Uckermark (Brandenburg) (Foto: F. GOTTWALD).

Abb. 10 (rechts): Anteil von Körner- und Silomais im Anbaujahr 2013 in Deutschland (FNR 2013b).

Die starke Flächenausdehnung des Maisanbaus zur Energiegewinnung sorgt für eine Verengung der Fruchtfolge und führt zur Monotonisierung der Ackerkulturen. Der hohe Maisanteil unter den Energiepflanzen, oft als „Vermaisung“ der Landschaft proklamiert, wird sowohl in ökologischer und ökonomischer Hinsicht wie auch aus der mikrobiologischen Perspektive (Gärung) kritisch diskutiert (GRASS 2007). Der Anbau in sehr engen Fruchtfolgen bis hin zur Monokultur führt nicht nur zum Verlust der Artenvielfalt, sondern häufig auch zur Erhöhung des Befalls mit Schadorganismen wie dem Maiszünsler. Ökonomisch relevant können einerseits der Verlust an Landschaftsästhetik in zur Erholung genutzten Kulturlandschaften sein (SCHULTZE & KÖPPEL 2007), andererseits aber auch die starken Humusverluste auf den Anbauflächen (ZALF 2013).



Abb. 11: Maisernte für das Bioenergiedorf Jühnde (Niedersachsen) (Foto: B. SAUER).

In einer dreijährigen Studie wurden in Südhessen 525 Ackerränder verschiedener Ackerkulturen hinsichtlich ihrer Phytodiversität verglichen und auf je 100 m² die Pflanzenartenzahl aufgenommen (WALDHARDT et al. 2011). Maisäcker zeigten mit durchschnittlich 18 Pflanzenarten die niedrigste Artenzahl, während Wintergerste mit 30 Arten die höchste Artenzahl aufwies (Tab. 3). Durch den flächenmäßig stark zunehmenden Maisanbau verändern sich auch die Gesellschaftsstrukturen; nicht auf den Maisanbau spezialisierte Arten werden seltener und typische Maisacker-Wildkräuter wie z.B. die Neophyten Erdmandelgras (*Cyperus esculentus*) oder die Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*), herrschen heute vielfach vor (WALDHARDT et al. 2011).

Tab. 3: Mittlere Artenzahl pro Vegetationsaufnahme (100 m²) von Ackerwildkräutern an 525 Ackerrändern in Südhessen (WALDHARDT et al. 2011).

	Winterweizen	Wintergerste	Winterraps	Zuckerrüben	Mais
Mittlere Artenzahl pro 100 m ²	27	30	28	23	18

Eine ebenfalls drei Untersuchungsjahre umfassende Studie aus Bayern, Mecklenburg-Vorpommern und Thüringen verglich verschiedene Kulturarten wie Lupine, Mais, Hafer, Winterweizen und mehrjähriges Ackerfutter im Hinblick auf die Phytodiversität. Die höchste Artenzahl wurde im Hafer und in mehrjährigen Ackerfütterkulturen gefunden, während Mais die mit Abstand geringsten Artenzahlen aufwies (GLEMNITZ et al. 2008b). Zu Bedenken ist, dass die Fruchtfolge (z.B. die Art der Vorfrucht) einen nicht unerheblichen Einfluss auf die Artenzahl hat. Es kommt dabei jedoch weniger auf die Identität der Kulturpflanze an als auf die Anzahl der angebauten Arten (GLEMNITZ et al. 2008b).

Zwischenergebnisse des Göttinger BEST-Projektes (SEIFERT, unveröffentlicht) zeigen, dass sich bei konventioneller Bewirtschaftung im Innenbereich von Ackerflächen die mittleren Artenzahlen von den Bioenergiepflanzen Mais (4) und Raps (5) kaum von Wintergerste (3) und Winterweizen (4) (Abb. 12) unterscheiden (100m² Plots; n=10; Abb. 13). Im Vergleich zu extensiv bewirtschafteten Winterweizen-Flächen mit durchschnittlich 22 Arten je Aufnahme müssen jedoch alle vier Kulturarten als floristisch stark verarmt gelten. Am Feldrand, wo die Intensivierungsmaßnahmen im konventionellen Landbau weniger stark wirken, sind die mittleren Artenzahlen bei Mais (14), Raps (15), Wintergerste (14) und Winterweizen (15) höher, unterscheiden sich jedoch nicht signifikant voneinander. Auf den Randstreifen der extensivierten Winterweizen-Flächen waren die mittleren Artenzahlen dagegen doppelt so hoch (35 Arten).

Der relative Lichtgenuss am Boden ist nach SEIFERT (unveröff.) mit <10% im Innen- und im Randbereich von Maisbeständen am geringsten (Abb. 14). In Rapsfeldern und in den konventionell bewirtschafteten Wintergerste- und Winterweizenbeständen ist der Lichtgenuss nur unwesentlich höher. Die untersuchten extensivierten Winterweizen-Äcker waren sowohl im Feldinneren (54%) als auch am Feldrand (72%) sehr licht. Neben dem Verzicht auf Düngung und Herbizide wirkt sich der erhöhte Lichtgenuss positiv auf die Artenvielfalt dieser extensiv genutzten Winterweizenbestände aus.



Abb. 12: Anbau von Winterweizen im Thüringer Becken zur Biokraftstoffproduktion (Foto: C. SEIFERT).

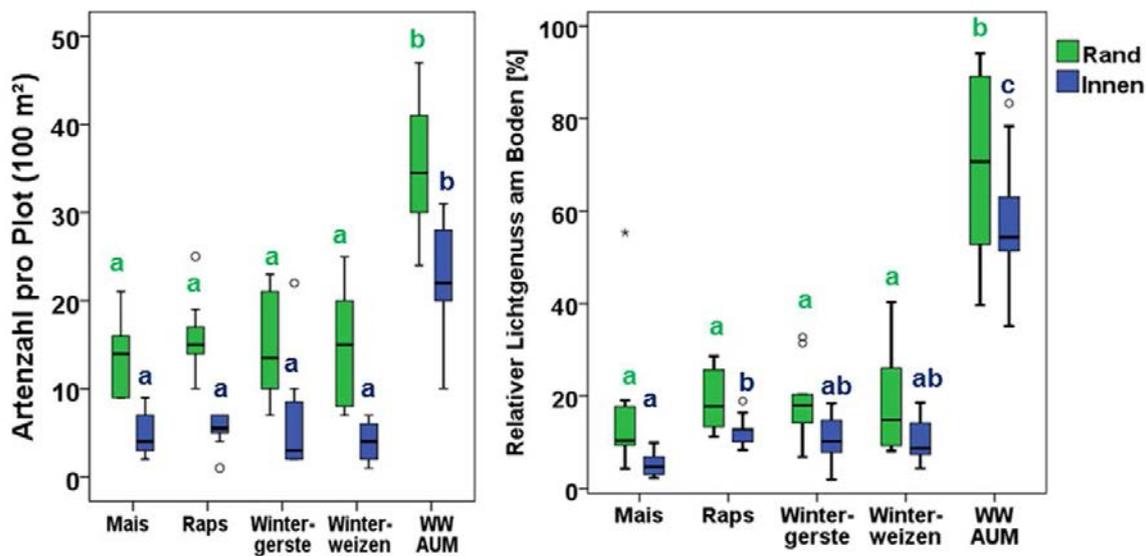


Abb. 13 (links): Mittlere Artenzahl pro Plot in Mais- und Rapsäckern (Energiepflanzen) im Vergleich zu Wintergerste und Winterweizen (Nahrungsmittelpflanzen) im Innen- (linker Balken) und Randbereich (rechter Balken) von Ackerflächen in Thüringen und Südniedersachsen (n = 10; nach SEIFERT, unveröffentlicht).

Abb. 14 (rechts): Relativer Lichtgenuss am Boden (in %) in den verschiedenen Kulturarten im Innen- und Randbereich von Ackerflächen (n=10; nach SEIFERT, unveröffentlicht).

Im Gegensatz zum Mais ist die aus Ostafrika stammende Sorghumhirse (*Sorghum halepense*) (Abb. 15) viel trockenheitstoleranter, braucht jedoch höhere Temperaturen, um ausreichend Biomasse zu produzieren. Dadurch ist sowohl die Keimung als auch die Jungpflanzen-Entwicklung langsamer als beim Mais, was diese Kulturfrucht anfälliger für frühe Verunkrautung macht (GLEMNITZ & HUFNAGEL 2012). Im Vergleich zeigen der Anbau von Mais und Sorghumhirse keine wesentlichen Unterschiede in der Artenzahl und Zusammensetzung der Segetalflora, obwohl von der um 3-4 Wochen verzögerten Aussaat von Sorghumhirse ganzjährig keimende Arten (z.B. aus der Familie *Polygonaceae*) profitieren (GLEMNITZ & HUFNAGEL 2012). Aktuell wird der Anbau neuer annualer Biomasse-Kulturen wie der von Rutenhirse (*Panicum virgatum*), Zuckerhirse (*Sorghum bicolor*) (Abb. 16) oder Sudangras (*Sorghum sudanense*) erprobt. Detaillierte Untersuchungen zu den Effekten auf die Segetalflora liegen bisher nicht vor. Nach weiteren Fortschritten in der Züchtungsforschung kann mittelfristig auch der Anbau von Sorghumhirse als Zweitfrucht nach der Getreide-Ganzpflanzenernte zur Silierung (GPS) interessant werden. Aktuell erreicht die Sorghumhirse nach Wintertriticale- oder Winterroggen-GPS in Deutschland noch nicht die Siloreife (KARPENSTEIN-MACHAN & VON BUTTLAR 2012).



Abb. 15 (links): Sorghumhirse (*Sorghum halepense*) als „Problemunkraut“ in einem Maisbestand in Südungarn (Foto: G. PINKE).

Abb. 16 (rechts): Zuckerhirse (*Sorghum bicolor*) (Foto: R. PÁL).

Auch im Hinblick auf die Fermentation in Biogasanlagen erprobt die Landwirtschaft neue Wege; diese Entwicklungen sind in ihren Auswirkungen auf die Phytodiversität von Ackerflächen kritisch zu hinterfragen. Beispielsweise wird in den letzten Jahren verstärkt Getreide mit dem Ziel der Ganzpflanzensilage (GPS) zur energetischen Verwertung angebaut (KARPENSTEIN-MACHAN & SODIKIN 1994; TLL 2012) (Abb. 17). Bei der Nutzung von Getreide für GPS unterscheidet sich die Segetalflora nur geringfügig vom Getreideanbau zur Nahrungsmittelproduktion. Hier ist die Intensität des Anbauverfahrens entscheidend (BÄRBERI et al. 1997). Im Hinblick auf eine nachhaltige Produktivität der Standorte wird auch beim Energiepflanzenanbau ein Verzicht auf jegliche „Wildpflanzenregulierung“ nicht empfohlen, jedoch machen eine mechanische Regulierung in Verbindung mit konkurrenzstarken Getreidearten und -sorten eine chemische Bekämpfung überflüssig (KARPENSTEIN-MACHAN & SODIKIN 1994). Die Realität sieht jedoch anders aus. KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER (2010) berichten, dass in GPS-Kulturen nur „geringfügig weniger Pflanzenschutzmittel“ als in den Referenzkulturen eingesetzt werden.



Abb. 17: Ernte von Gerste als Ganzpflanzensilage bei Volllage (Niedersachsen) (Foto: G. DETTMER).

Laut einer Untersuchung von KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER (2010) in Norddeutschland bevorzugen die Betriebe, die Energiepflanzen in Form von Getreide-GPS anbauen, hierfür vor allem die ertragsschwächeren Standorte. KARPENSTEIN-MACHAN (2012) berichtet von einem Betrieb in Norddeutschland, in dem sich auf den leichten Sandstandorten Roggen-GPS als Erstfrucht in einem Zweikultursystem (z.B. KARPENSTEIN-MACHAN et al. 1992; GRASS 2007) bewährt hat. Anschließend wird Sudangras in Kombination mit Weidelgras als Untersaat angebaut. Diese auch als „Mehrkultursysteme“ bezeichneten Anbaukombinationen erfreuen sich einer zunehmenden Popularität bei deutschen Landwirten. Das schon länger bekannte Konzept der Zweikulturnutzung wurde insbesondere an der Universität Kassel-Witzenhausen im Hinblick auf den Anbau von Energiepflanzen weiter entwickelt, indem im selben Jahr eine Sommer- und eine Winterfrucht kombiniert angebaut werden können (KARPENSTEIN-MACHAN et al. 1992; SCHEFFER 1992, 1998; SCHEFFER & STUELPNAGEL 1993; GRASS 2007; GRAß & SCHEFFER 2003, 2005). Das Zweikultursystem erreicht mit dem Anbau von zwei Kulturen eine ganzjährige Bodendeckung und strebt eine reduzierte Bodenbearbeitung an. Damit wird quasi ein „immergrünes System“ ohne Brachezeiten geschaffen (SCHEFFER 1992). Das System könnte als artenreicherer Energiepflanzenanbau bezeichnet werden, wenn gleichzeitig Ackerwildkräuter toleriert werden (SCHEFFER 1998). Zweikultursysteme könnten auch dazu beitragen, andere Umweltbelastungen der Landwirtschaft zu reduzieren (GRASS 2007). Der Einsatz von Herbiziden soll, wie bereits in den „normalen“ GPS-Systemen angestrebt (KARPENSTEIN-MACHAN & SODIKIN 1994), nach Möglichkeit vermieden und durch mechanische Maßnahmen ersetzt werden (GRAß & WACHENDORF 2007). Wenn der gesamte Biomasseaufwuchs als Ernteprodukt genutzt wird und eine unkontrollierte Vermehrung von Wildpflanzen durch Wahl eines frühzeitigen Erntezeitpunktes verhindert werden kann, führen Mischungen von Kultur- und Wildpflanzen nicht zu Mindererträgen. Das kann den Einsatz von Herbiziden und mechanischen Regulierungsmaßnahmen überflüssig machen (KARPENSTEIN-MACHAN 1997).

Weil Ackerwildkräuter und andere Wildpflanzen in ihrer Strahlungsnutzungseffizienz den Kulturpflanzen durchaus ähneln, kann in GPS-Systemen ein höherer Besatz mit Wildkräutern geduldet werden, was nach GRASS (2007) wiederum zur Erhöhung der Artenvielfalt auf dem Acker beiträgt. KARPENSTEIN-MACHAN (2002) hat die Artenvielfalt im ökologisch ausgerichteten Energiepflanzenanbau untersucht. Im Fokus standen die Biomasseerträge von Ackerwildkräutern und Kulturpflanzen in verschiedenen getreidebetonten herbizidfreien Fruchtfolgen. Nach drei Jahren ohne Herbizideinsatz stieg die mittlere Anzahl dikotyler Ackerwildkräuter in den Untersuchungs-Plots (4.5x12m) der Winterkulturen von 6 auf 13 Arten an. Interessanterweise war die Individuenzahl je Art jedoch leicht rückläufig. In den Sommerkulturen war die Diversität der Ackerwildkrautflora generell höher und änderte sich nicht signifikant über die drei Untersuchungsjahre. Dort wurden über 40 verschiedene Arten gezählt, wobei vor allem der Weiße Gänsefuß (*Chenopodium album*) dominierte. In Energiepflanzen-Fruchtfolgen kann der Landwirt „Unkräuter“ in einem größeren Ausmaß als beim Anbau von Nahrungs- und Futtermitteln tolerieren, weil diese Teil des erntefähigen Biomasseertrages sind (KARPENSTEIN-MACHAN 2000, 2002, 2004).

Die GPS- und Mehrkultursysteme wurden umfassend im Hinblick auf den Biomasseertrag, den notwendigen Düngemittel- und Herbizideinsatz und ihre ökonomische Bewertung untersucht (z.B. KARPENSTEIN-MACHAN 2000, 2002; KARPENSTEIN-MACHAN & SODIKIN 1994). Auch wenn ein gewisses ‚greening‘ von GPS- und Mehrkultursystemen durchführbar und wünschenswert ist, ist es sehr wahrscheinlich, dass diese Anbausysteme durch die relativ frühe Ernte der Erstkultur (entweder als feuchte Silage oder zur Milchreife des Getreides) negative Auswirkungen auf noch verbliebene Bestände von seltenen und charakteristischen Arten der Segetalflora haben werden. Bei früher Nutzung der Erstfrucht bleibt eine längere Vegetationszeit für die Zweitfrucht, die dann ebenfalls noch einen hohen Ertrag erzielen kann (SCHEFFER 1992). Problematisch stellt sich auch der vorgezogene Erntetermin dar (KARPENSTEIN-MACHAN 2000; KARPENSTEIN-MACHAN & VON BUTTLAR 2012) (Abb.18, 19), der in die Blüh- und Reifezeit verschiedener Segetalarten fällt (FNR 2010). Durch den frühen ersten Erntetermin wird den meisten Ackerwildkräutern die Möglichkeit des Aussamens genommen, was für die „Problemunkräuter“ durchaus anstrengenswert ist, aber bei den naturschutzfachlich wertvollen Charakterarten der Segetalgesellschaften zur Bestandsgefährdung führen dürfte. Dazu passt die Schlussfolgerung von SCHEFFER (2003) und GRASS (2007), dass es beim Zweikultursystem wichtig ist, Unkräuter nicht zur Samenreife kommen zu lassen, um das Samenpotential nicht zu erhöhen. KARPENSTEIN-MACHAN (2002) berichtet, dass bei der Ernte der Winterungen die Ackerwildkräuter ca. 5 cm über der Bodenoberfläche abgeschnitten werden, während sie anschließend in Sommerungen weiterwachsen konnten. Eine frühe Ernte in der Blüte bis zur Milchreife des Getreides trägt demnach dazu bei, die Samenproduktion von Ackerwildkräutern zu reduzieren bzw. zu unterbinden, da diese noch nicht vollständig ausgereift sind (KARPENSTEIN-MACHAN & SODIKIN 1994; KARPENSTEIN-MACHAN 2000, 2004). Die Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR 2010) vertritt demgegenüber den Standpunkt, dass ein langfristiger Rückgang von Arten der Segetalflora nur bei alljährlicher Wiederholung dieses Anbauverfahrens oder bei hohem Flächenanteil in einem Landschaftsraum eintritt.



Abb. 18: Ganzpflanzenernte (Wintergetreidemischung aus Triticale und Weizen) für das Bioenergie-
dorf Jühnde im Landkreis Göttingen (Niedersachsen) (Foto: B. SAUER).



Abb. 19: Ganzpflanzenernte von Grünroggen im Raum Hohenlohe (Baden-Württemberg) (Foto: ZÜRN
HARVESTING GMBH & Co. KG).

4.3 Biomassekulturen der zweiten Generation

In der hier vorgelegten Studie werden bei den Biomassekulturen der zweiten Generation Kurzumtriebsplantagen (KUP) und mehrjährige Dauerkulturen sonstiger Art, die nicht im Kurzumtrieb bewirtschaftet werden, unterschieden. Es handelt sich vor allem um lichtliebende Gehölze, die in KUP hauptsächlich zur Strom- und Wärmeerzeugung genutzt werden, oder um Dauerkulturen von produktiven nichtverholzten Arten wie Riesen-Chinaschilf, Durchwachsener Silphie (Abb. 20, Abb. 21), Rohrglanzgras, Riesen-Weizengras oder verschiedener Wildpflanzenmischungen (KARPENSTEIN-MACHAN 2012; MARTIN 2013).



Abb. 20: Durchwachsene Silphie (*Silphium perfoliatum*) (Foto: M. GLEMNITZ).



Abb. 21: Biomasseanbau der Durchwachsenen Silphie (*Silphium perfoliatum*) (Foto: K. NERLICH).

4.2.1 Kurzumtriebsplantagen (KUP)

KUP werden primär zur Energiegewinnung angelegt, könnten aber auch Funktionen im Stoffhaushalt von Agrarlandschaften und zur Erhöhung der Artenvielfalt in ausgeräumten agrarischen Landschaften übernehmen (ZALF 2013) (Abb. 22). Sie können unter bestimmten Voraussetzungen zum Schutz des Klimas, Bodens und des Wassers beitragen, was jedoch eine zielgerichtete und standortgemäße Planung und Bewirtschaftung voraussetzt (DBU 2010). Für die Bewertung der Wirkung auf die Artenvielfalt ist es zunächst wichtig, dass KUP als Gehölzplantagen einen strukturell stark vom jährlich bearbeiteten Acker abweichenden Lebensraum darstellen. KUP grenzen meist an Grünland, Äcker und Wälder (BIELEFELDT et al. 2008), womit Pflanzenarten aus den angrenzenden Habitaten einwandern und sich die Artenzahl in den KUP erhöhen kann (WEIH et al. 2003; KROHIER et al. 2010). In homogenen KUP nahm die Pflanzenartenvielfalt bis zu einer Größe von 20 ha zu; darüber war häufig kein weiterer Anstieg der floristischen Diversität mehr erkennbar (KROHIER et al. 2008, 2010). Demzufolge können große KUP (>20 ha) einen negativen Einfluss auf die floristische Artenvielfalt von Landschaften haben. KROHIER & OEHMICHEN (2010) empfehlen daher die Anlage von KUP mit Größen von 1 ha oder die Aufteilung größerer Plantagen in kleinere Blöcke, die in Rotation genutzt werden.



Abb. 22: Pappelplantage im 13. Standjahr am Standort Georgenhof (Hessen) (Foto: N. LAMERSDORF).

Für KUP kommen hauptsächlich Flächen in Frage, die für die konventionelle landwirtschaftliche Nutzung nicht profitabel sind und/oder stillgelegt wurden (DBU 2010). Als solche ackerbaulichen Grenzstandorte gelten z.B. flachgründige Kalkscherbenäcker in den Mittelgebirgen Deutschlands, saure und nährstoffarme Sandstandorten im Norden Deutschlands sowie temporär vernässte Ackerstandorte (DVL 2010), deren Bewirtschaftung durch den anhaltenden Strukturwandel in der Landwirtschaft in Zukunft häufig nicht mehr gewährleistet ist (GRAß & WACHENDORF 2007). Andererseits zeigte sich in Untersuchungen von MARRON et al. (2012), dass die Anlage von KUP auf solchen Grenzertragsstandorten, auf kleinen Flächen oder in Hanglagen nur in besonderen Fällen rentabel ist. Dies ist nur dann gegeben, wenn der Boden gut mit Wasser versorgt ist, die Transportdistanzen kurz sind und der Landwirt einen maßgeblichen Anteil der anfallenden Arbeiten in Eigenleistung erbringen kann. Obwohl demnach die Bewirtschaftung von KUP auf ungünstigen Standorten auf lokaler Ebene dazu beitragen kann, die Verfügbarkeit von Energieholz zu erhöhen, ist es unter den gegenwärtigen Marktbedingungen unwahrscheinlich, dass hierdurch die Energieholzbereitstellung wesentlich gesteigert werden wird (MARRON et al. 2012). Um die Lebensraum(y)-Diversität einer Landschaft nicht negativ zu beeinflussen, gibt es bei der Neuanlage von KUP Standorte, die unbedingt gemieden werden sollten (JEDICKE 1995; GRUTTKE 1997). Die DBU (2010) nennt hier als „*Tabu-Gebiete*“ z.B. Magerrasen, Wiesentälchen, Grünlandbiotope mit gefährdeten Wildkräutern, Bachauen, Moore und Waldwiesen. Naturschutzfachlich wertvolle Ackerstandorte werden hier leider nicht mit aufgeführt, wären aber unbedingt mit zu berücksichtigen.

Wichtigste Gehölze im Biomasseanbau in KUP in Deutschland sind Weiden (*Salix spec.*), Pappeln (*Populus spec.*) (Abb. 23) einschließlich der Aspe (*Populus tremula*) und Robinie (*Robinia pseudoacacia*) (NABU 2008, DBU 2010). Besonders Pappeln und Weiden werden heute sehr häufig für KUP genutzt, da sie sich wegen ihres schnellen Jugendwachstum (WEIH 2009), der hohen Früh- und Spätfrostresistenz, der guten Regenerationsfähigkeit aus Wurzelstöcken, effektiver asexueller Reproduktion und einer hohen Konkurrenzfähigkeit in dichten Beständen gut eignen (NABU 2008). Im Rahmen des „Innovationsnetzwerk Klimaanpassung Brandenburg Berlin“ (Kurzbezeichnung INKA BB) sollen für die in Brandenburg häufig vertretene Baumart Robinie Züchtungsfortschritte erreicht werden. Ziel ist die Bereitstellung von geeignetem Pflanzenmaterial, welches an die zukünftigen Klimabedingungen in Brandenburg besser angepasst ist. Die Robinie soll als Energielieferant in Agroforstsystemen und KUP auf Grenzertragsstandorten in trockenen, nährstoffarmen Regionen angebaut werden (VTI 2013).

KUP werden in mehrfachem Umtrieb in Zeitintervallen von 2 bis 10 Jahren (in Einzelfällen bis zu 20 Jahren, z.B. bei *Populus tremula*) bewirtschaftet, d.h. in diesen Zeiträumen werden die Bestände nah am Erdboden geschnitten und geerntet (DBU 2010). Die Umtriebszeit hat einen entscheidenden Einfluss auf die Pflanzenartenvielfalt in KUP. So führte eine Verkürzung der Umtriebszeit auf weniger als drei Jahre zu einem Anstieg der Artenvielfalt (KROIHER et al. 2010). Kurze Umtriebszeiten verhindern den Kronenschluss der Bäume und annuelle Arten erfahren zusätzlich zu dem erhöhten Lichteinfall die gewohnte Störung durch den Einsatz von Ernte- bzw. Agrartechnik. Je älter die Bestandsstrukturen von KUP sind, desto stärker verändert sich die Bodenvegetation von annualen/biennen hin zu ausdauernden Arten. In neu gepflanzten Weiden-KUP war die Anzahl annualer Arten höher als im Grünland, verringerte sich jedoch mit zunehmendem Alter der Plantagen (FRY & SLATER 2008a, b). Mehrere Studien ergaben, dass durch den Anbau von KUP auf ehemaligen stillgelegten und anschließend extensiv bewirtschafteten Flächen schon nach zwei Jahren eine erhöhte Artenvielfalt festzustellen war (HEILMANN et al. 1995; WEIH et al. 2003). Dabei spielt neben der Umtriebszeit sowohl die Flächengröße, die Baumarten- und Sortenwahl als auch die Bodenbehandlung eine entscheidende Rolle. In Großbritannien wurde eine KUP jährlich mit einer

Fräse behandelt, um einjährigen Pflanzen ihre erforderlichen Habitatbedingungen zu schaffen. Das Experiment war zeitaufwändig und sehr wahrscheinlich wurden dabei auch Wurzeln der Weiden beschädigt. Zudem zeigten sich keinerlei floristische Unterschiede zu ungestörten Flächen (FRY & SLATER 2008a, b).



Abb. 23: Pappelplantagen im 3. Standjahr auf dem Versuchsbetrieb des Landwirtschaftlichen Technologiezentrums Augustenberg in Rheinstetten-Forchheim (Baden-Württemberg) (Foto: K. NERLICH).

KUP beeinflussen die Bodenvegetation über die Lichtintensität, das Nährstoffregime, die Intensität des Pflanzenschutzes sowie die Vornutzung der Fläche (ZALF 2013). Durch ihr schnelles Wachstum ändern sich diese Effekte im Laufe der ersten Jahre rasch. Durch die z.T. sehr lückigen und niedrigen Bestände werden in den ersten beiden Jahren nach der Pflanzung nach DELARZE & CIARDO (2002) einerseits vor allem annuelle konkurrenzschwache, lichtbedürftige Pflanzenarten, andererseits aber auch konkurrenzstarke Nitrophyten gefördert. Im Laufe der Bestandsentwicklung steigt mit zunehmendem Alter und Kronenschluss der Bestände der Anteil konkurrenzstarker, schattentoleranter, ausdauernder Arten an (DELARZE & CIARDO 2002; KROIHER et al. 2008). Während der Sukzession der Bodenvegetation bleibt der Anteil an kurzlebig ausdauernden (überwiegend biennen) Arten⁵ stabil (CUNNINGHAM et al. 2004). Im Allgemeinen dominieren in KUP Pflanzengesellschaften, die sich aus häufigen Arten, meist Generalisten, zusammensetzen, während seltene und gefährdete Arten üblicherweise kaum auftreten (FRAMSTADT et al. 2009). In Bayern stellten HEILMANN et al. (1995) in gedüngten KUP 5-7 Jahre nach der Pflanzung auf ehemaligen Ackerflächen fest, dass Arten der Ackerunkrautgesellschaften noch stark vertreten waren, jedoch ausdauernde Vertreter der Grünlandgesellschaften sowie der waldnahen Staudenfluren und Gebüsche bereits einwanderten. Die Phytodiversität in den KUP war im 5. Jahr des Bestandes mit 145 Arten erheblich größer als in angrenzenden Grünbrachen (114 Arten) und vor allem als auf einem konventionell bewirtschafteten Weizenacker (17 Arten). Es wurde darüber hinaus eine Zunahme der Artenzahl unter den Plantagenbäumen zu Beginn des zweiten Umtriebs (nach dem 5. Standjahr) festgestellt. Dies kann mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einem erheblichen Anteil auf die im Boden vorhandene Diasporenbank zurückgeführt werden. Ebenfalls aus Bayern berichten BURGER et al. (2005), dass KUP im Vergleich zu Äckern durch eine höhere Artenvielfalt in der Begleitvegetation gekennzeichnet sind. Die Untersuchungen auf den KUP-Versuchsflächen der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft ergaben bis zu zehnmal mehr Pflanzenarten als auf den angrenzenden Äckern. Untersuchungen in England belegen ebenfalls eine höhere Pflanzenartenvielfalt in Pappel-KUP als auf Äckern und Grünland (BRITT et al. 2007). Auf den Pappel-KUP nahmen die Wald-Indikator-Arten mit der Zeit zu (ARCHAUX et al. 2010). KUP wiesen hier sogar eine höhere Artenvielfalt als Nadelwälder, aber eine geringere als ein alter Mischwaldbestand auf (BAUM et al. 2009).

Wesentlichen Einfluss auf die floristische Diversität in KUP haben chemische und mechanische Bekämpfungsmethoden gegen „ungewollte Unkräuter“. Wie erwartet hat insbesondere die Behandlung der Flächen mit Herbiziden eine drastische Verringerung der Artenzahl zur Folge. Bei Verzicht auf jegliche Bekämpfungsmaßnahmen können sich Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Pflügen und Fräsen positiv auf die Artenvielfalt auswirken (GUSTAFSSON 1987). Abhängig von der Keimung der Begleitvegetation und der Bodenbearbeitung werden bei der mechanischen Bodenbearbeitung entweder Frühlings- oder Herbstkeimer der Segetalflora begünstigt. Im Gegensatz zur „Guten fachlichen Praxis“ im Ackerland benötigen KUP langfristig jedoch weniger Pestizide. Bevor eine Fläche für KUP bereitgestellt wird und während der Etablierungsphase ist aus Sicht der Betreiber oft eine Behandlung mit Pestiziden notwendig, da die Stecklinge und Jungpflanzen in diesem Stadium noch sehr konkurrenzschwach und empfindlich sind (BURGER et al. 2005; BOELCKE 2006). Die Sprösslinge werden durch ihren geringen Deckungsgrad unter Umständen von Ackerwildkräutern überwachsen, was die Entwicklung der Holzgewächse in den frühen Stadien stark behindert (BOELCKE 2006). Der Einsatz von Herbiziden auf nährstoffarmen Standorten wirkt sich dabei besonders gravierend auf die dortige Begleitvegetation aus. Daher ist ein Anbau von KUP aus Sicht des

⁵ shortlived perennials

Naturschutzes auf nährstoffreichen, gut wasserversorgten Böden vorzuziehen, um einerseits den Einsatz chemischer Bekämpfungsmaßnahmen auf den naturschutzfachlich wertvollen Grenzertragsstandorten zu unterbinden und andererseits hohe Biomassen erzielen zu können (HOFFMANN & WEIH 2005, KROIHER et al. 2010).

Ein weiterer wichtiger Einflussfaktor auf die Artenvielfalt der Begleitvegetation in KUP ist die umgebende Landschaft und dessen γ -Diversität. Dabei spielt sowohl die Heterogenität der Landschaft als auch die Artenvielfalt der umgebenden Lebensräume eine erhebliche Rolle. Je mehr Arten unterschiedlicher Standorte die Plantagen kolonisieren können, desto mehr Arten sind in der Regel in den Gesellschaften vertreten (BAUM et al. 2009). Studien in Weiden- und Pappel-Plantagen in Schweden zeigten zudem eine Abnahme der Artenvielfalt ins Innere der KUP hinein, d.h. mit wachsendem Abstand zum Rand der KUP (GUSTAFSSON 1987; WEIH et al. 2003). Ähnliche Randeffekte wurden auch in einer britischen Studie festgestellt, wo in den ersten zwei Jahren der Plantage die Artenvielfalt in den Randbereichen größer war als im Innenbereich der Weidenbestände (CUNNINGHAM et al. 2004). Dies unterstreicht die Bedeutung der Besiedlung der KUP-Flächen ausgehend von umgebenden Flächen. Andererseits fördert der höhere Lichtgenuss im Randbereich die vorhandenen Sippen ebenfalls (CUNNINGHAM et al. 2004).

In einer vierjährigen Untersuchung erfassten CUNNINGHAM et al. (2004) in Großbritannien 133 Pflanzenarten auf Weiden-KUP, wobei annuelle Ackerwildkräuter den größten Anteil ausmachten. Auf den angrenzenden konventionell bewirtschafteten Ackerflächen konnten hingegen nur 97 Arten aufgefunden werden. Der Anteil annueller Arten war dort, bedingt durch die jährlichen Bodenstörungen, noch höher. Untersuchungen in Wales zeigten ebenfalls eine höhere floristische Diversität von Weiden-KUP (87 Arten) als in einer Grünland-Kontrollfläche (39 Arten) (FRY & SLATER 2008a, b). Obwohl die ehemalige Vegetation auf der KUP-Fläche hauptsächlich aus perennen Arten bestand, war die Bodenvegetation nach der Pflanzung, bedingt durch die Störung der Fläche, sehr viel artenreicher und umfasste annuelle, bienne und perenne Arten. Der Anteil annueller Arten sank jedoch nach nur einem Jahr, wohingegen der Anteil bienner/perenner Pflanzen anstieg. Langfristig wurden die annuellen von den perennen Arten verdrängt. Dieser sukzessive Wandel von einjährigen hin zu mehrjährigen Arten während der Entwicklung von KUP wurde in mehreren Studien aufgezeigt (HEILMANN et al. 1995; ARCHAUX et al. 2010). Mit zunehmendem Schatten erhöht sich der Anteil schattentoleranter Waldpflanzen (ARCHAUX et al. 2010), während typische Grünlandarten (BAUM et al. 2012) und annuelle Segetal-/Ruderalarten (DELARZE & CIARDO 2002) abnehmen.

4.2.2 Sonstige Dauerkulturen

Zu den ökologischen Auswirkungen sonstiger Dauerkulturen liegen bisher erst relativ wenige Untersuchungen vor. Studien aus Deutschland zu deren Auswirkungen auf die Segetalflora sind bisher nicht bekannt. Die Mehrzahl der nachfolgend besprochenen Arbeiten stammt aus Großbritannien.

Das Riesen-Chinaschilf (*Miscanthus × giganteus*) ist ein mehrjähriges C4-Gras (Abb. 24), welches sprossbürtige Rhizome ausbildet. Untersuchungen zur Segetalflora in ausgewachsenen Beständen fehlen bisher. In mehreren Studien wurde die Begleitflora von Riesen-Chinaschilf in den ersten Jahren nach der Pflanzung mit verschiedenen Ackerkulturen und deren Artenvielfalt verglichen (SEMERE & SLATER 2007; CLAPHAM & SLATER 2008; BELLAMY et al. 2009; EMMERSON et al. 2011). Die britischen Untersuchungen zeigen, dass der Anbau von Riesen-Chinaschilf im Vergleich zu anderen konventionellen Feldfrüchten keine weitergehenden negativen Effekte auf die Artenvielfalt ausübt. Die sehr produktive Art benötigt im Gegensatz zu den meisten anderen Biomassekulturen nur wenig Dünger und Herbizide (DONNELLY et al. 2010). Der Einsatz von Pflanzenschutzmittel ist nur in den ersten 1-2 Jahren nach Pflanzung der Kultur notwendig, damit die juvenilen Pflanzen sich gegen Unkräuter durchsetzen können. Anschließend werden die *Miscanthus*-Pflanzen jährlich im Frühling abgeschnitten, ohne dass es zu einer Bodenstörung kommt (CLAPHAM & SLATER 2008).



Abb. 24: Riesen-Chinaschilf (*Miscanthus × giganteus*) (Foto: R. PÁL).

Eine Studie aus Wales untersuchte die floristische Vielfalt auf 0.5x0.5m Plots im Innenbereich von je zwei bereits langfristig etablierten *Miscanthus*- und Rohrglanzgras-Flächen (*Phalaris arundinacea*) und auf die Biomasseflächen umgebenden Ackerrandstreifen (CLAPHAM & SLATER 2008). Auf den Rohrglanzgras-Flächen konnte in drei Jahren eine höhere kumulative Artenzahl (37 Arten), sowie ein höherer mittlerer Deckungsgrad (38%) als in den anderen Beständen festgestellt werden. Dominierende Arten waren Kriechender Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), Wolliges Honiggras (*Holcus lanatus*) und Einjähriges Rispengras (*Poa annua*). Die mit Riesen-Chinaschilf bewachsenen Flächen wiesen dagegen nur 31 Arten mit einem mittleren Deckungsgrad von 21% auf, wobei Berg-Weidenröschen (*Epilobium montanum*), Stumpfbblätteriger Ampfer (*Rumex obtusifolius*) und wiederum Kriechender Hahnenfuß dominierten. Auf dem der natürlichen Sukzession überlassenen, die Biomasseflächen umgebenden Ackerrandstreifen der Flächen wurden 49 Arten erfasst, wobei wiederum der Kriechende Hahnenfuß (*Ranunculus repens*), sowie Weiches Honiggras (*Holcus lanatus*) und Knäuelgras (*Dactylis glomerata*) am häufigsten vorkamen. Die hohen Artenzahlen in den Randbereichen sind das Ergebnis eines erhöhten Lichteinfalls gegenüber den dichten, stark beschattenden Innenbereichen der Biomassefelder, sowie der reduzierten Bewirtschaftungsintensität. Im Spätsommer zur Erntezeit erreichten die Kulturarten im Feldinneren eine mittlere Höhe von 2.30m (*Miscanthus*) (Abb. 25) bzw. 1.02m (*Phalaris*) (Abb. 26). Die *Miscanthus*-Bestände waren dichter und stärker Schatten werfend. Im Mittel erreichten hier nur 9.6% der Strahlung die Bodenoberfläche, während in den *Phalaris*-Beständen im Mittel 31% auf die Bodenoberfläche trafen.



Abb. 25: Anbau von Riesen-Chinaschilf (*Miscanthus × giganteus*) in Ceredigion (Wales) (Foto: F. SLATER).



Abb. 26: Ernte von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) in Ceredigion (Wales) (Foto: F. SLATER).

Eine weitere dreijährige Vergleichsstudie auf 0.5x0.5m Plots aus Westengland (SEMERE & SLATER 2007) zur Phytodiversität von *Miscanthus*- und *Phalaris*-Beständen im Vergleich zu herbizidfreien Ackerrandstreifen und an Biomasseäcker angrenzenden konventionell bewirtschafteten Getreideäckern⁶ fand kumuliert 48 Pflanzenarten an den Ackerrändern, 25 Arten auf den Biomasseflächen und neun Arten auf den Getreideäckern. Sowohl bei der Diversität als auch beim Deckungsgrad ergab sich eine Reihung Riesen-Chinaschilfgras > Rohrglanzgras > Getreide. Vom ersten bis zum dritten Etablierungsjahr stieg die Deckung der Ackerwildkräuter auf einer *Miscanthus*-Fläche (M1) kontinuierlich an (41% → 61% → 69%). Auf der zweiten *Miscanthus*-Fläche (M2), die bereits eine zweijährige Standzeit aufwies, variierte der Deckungsgrad innerhalb der drei Untersuchungsjahre (3.-5. Etablierungsjahr) auf hohem Niveau (96% → 48% → 77%) (Abb. 27). Auf einer Rohrglanzgras-Fläche (RCG1) nahm der Deckungsgrad der Ackerwildkräuter vom ersten bis dritten Etablierungsjahr dagegen stark ab (48% → 5% → 1%) und erreichte damit nach drei Jahren nur noch einen Deckungsgrad, wie er auf benachbarten konventionell bewirtschafteten Getreideäckern gemessen wurde (0.7% - 1.6%). Auf der zweiten Rohrglanzgras-Fläche (RCG2) mit bereits zweijähriger Standzeit konnte innerhalb der drei Untersuchungsjahre (3.-5. Etablierungsjahr) beim Deckungsgrad ein Rückgang auf niedrigem Niveau nachgewiesen werden (9% → 5% → 5%) (Abb. 28). Die relativ hohen Deckungsgrade der Segetalflora auf den *Miscanthus*-Flächen in den ersten Etablierungsjahren wurden zum Teil durch das verhältnismäßig langsame Wachstum der Kultur bedingt, da diese erst nach 3-5 Jahren maximalen Kronenschluss erreichen. Ebenfalls positiv auf die Deckungswerte der Ackerwildkräuter wirkte sich die Pflanzanordnung der Rhi-

⁶ Die Betonung der dreijährigen Fruchtfolgen liegt auf Getreideanbau (Getreide – Getreide – Zwischenfrüchte).

zome mit breiten Reihen und geringen Dichten aus. Obwohl die Deckungswerte der Segetalflora mit zunehmendem Alter der *Miscanthus*-Flächen leicht anstiegen, sank deren Diversität. Annuelle Ackerwildkräuter nahmen tendenziell ab, während Gräser vermehrt auftraten. Dieser Trend zeigte sich auch ab dem zweiten Etablierungsjahr in *Phalaris*-Flächen. In den verschiedenen Biomasse-Kulturen dominierten jedoch unterschiedliche Segetalarten. Beim Riesen-Chinaschilfgras erreichten Gemeine Quecke (*Elymus repens*), Einjähriges Rispengras (*Poa annua*), Taube Trespe (*Anisantha sterilis*) und Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) die höchsten Deckungsgrade. In den *Phalaris*-Beständen traten Stechender Hohlzahn (*Galeopsis tetrahit*), Echte Zaunwinde (*Calystegia sepium*), Acker-Senf (*Sinapis arvensis*) und Vielsamiger Gänsefuß (*Chenopodium polyspermum*) stärker hervor. Bezüglich des Herbizideinsatzes wurden auf den Getreideäckern die höchsten Mengen ausgebracht, gefolgt von den *Miscanthus*- und *Phalaris*-Beständen. Trotz eines erhöhten Herbizideinsatzes in der kritischen Etablierungsphase⁷ konnte auf den *Miscanthus*- im Vergleich zu den *Phalaris*-Flächen eine höhere Artenvielfalt festgestellt werden. Die *Phalaris*-Flächen erreichten in dieser Studie eine fast homogene Bestandsstruktur und waren ab dem 2./3. Etablierungsjahr in Deckungsgrad und Diversität der Segetalflora mit den konventionell bewirtschafteten Getreideäckern vergleichbar.

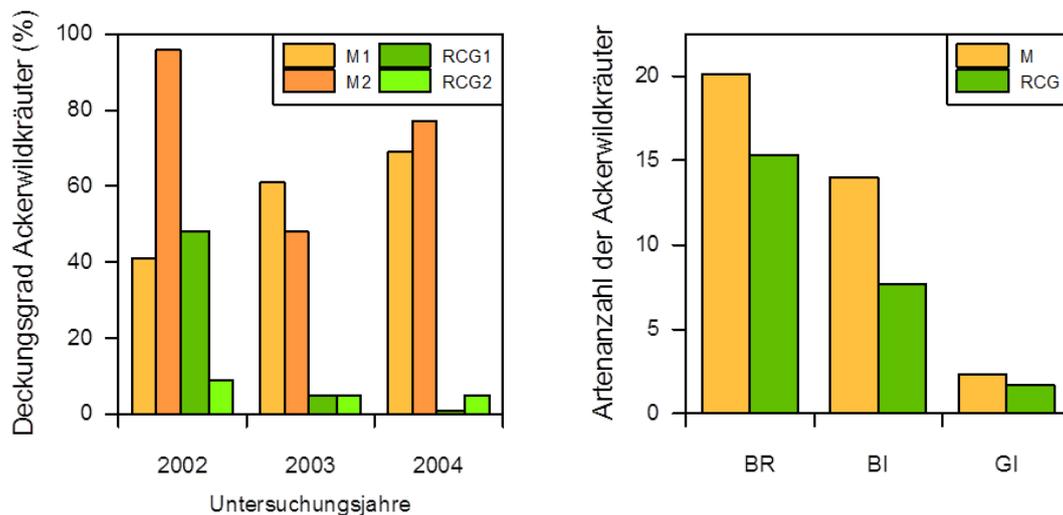


Abb. 27 (links): Entwicklung des Deckungsgrades der Segetalflora auf jeweils zwei *Miscanthus*- (M1, M2) und Rohrglanzgras-Flächen (RCG1, RCG2) in England während einer dreijährigen Untersuchung (vgl. SEMERE & SLATER 2007). Die Pflanzen von den Flächen M1 und RCG1 sind Initialpflanzungen (1.-3. Etablierungsjahr), die Pflanzen auf den Flächen M2 und RCG2 sind im 3.-5. Etablierungsjahr.

Abb. 28 (rechts): Diversität der Segetalflora auf Biomasse-Flächen (*Miscanthus* und Rohrglanzgras) am Feldrand (BR), im Feldinneren (BI) und zum Vergleich im Innenbereich von an die Biomasseflächen angrenzenden konventionell bewirtschafteten Getreideäckern (GI) (vgl. SEMERE & SLATER 2007).

⁷ Vor der Pflanzung erfolgte auf allen *Miscanthus*- und *Phalaris*-Flächen eine Glyphosat-Applikation. Ein Herbizideinsatz erfolgte in allen *Miscanthus*-Flächen im ersten Etablierungsjahr. Im zweiten und dritten Etablierungsjahr wurden diese Gaben auf ein Minimum reduziert.

Miscanthus-Felder besaßen auch im Winter (November) im Osten Englands auf 0.5x0.5m Plots einen höheren Deckungsgrad (38% vs. 0.4%) und eine höhere Zahl von Pflanzenfamilien (19 vs. 10) als benachbarte konventionell bewirtschaftete Winterweizenfelder (BELLAMY et al. 2009). Vor allem Arten der Poaceae dominierten mit 16% Deckung. Bei Aufnahmen im Sommer (Juli) wies das Riesen-Chinaschilf einen noch höheren Deckungsgrad (59% vs. 0.12%) gegenüber den Flächen mit Winterweizen auf. Arten der Segetalflora auf der *Miscanthus*-Stoppel haben einen besonderen Wert für die überwinternde Avifauna (CLAPHAM & SLATER 2008). Speziell Vertreter von fünf Pflanzenfamilien (Poaceae, Polygonaceae, Chenopodiaceae, Brassicaceae und Caryophyllaceae) sind bedeutsam für samenfressende Feldvögel (WILSON et al. 1999; HOLLAND et al. 2006). Welchen Einfluss die *Miscanthus*-Stoppel auf typische Stoppelarten der Segetalflora deutscher Äcker wie die Tännelkräuter (*Kickxia spec.*), Einjährigen Ziest (*Stachys annua*) oder Gauchheil-Arten (*Anagallis spec.*) hat, wurde noch nicht untersucht.

In einer Studie in Irland wurde die Vegetation jeweils im ersten Anbaujahr in Winterraps, Winterweizen, Grünland (Kontrollfläche) und *Miscanthus*-Beständen, gepflanzt auf ehemaligen Grünland- und Ackerflächen, in 1x1m Plots verglichen (EMMERSON et al. 2011). Im konventionell bewirtschafteten Winterweizen wurde mit Abstand die geringste mittlere Artenzahl (12 Arten) und Abundanz verzeichnet. Mindestens doppelt so hohe mittlere Artenzahlen wurden im Raps (23), Grünland (24), Riesen-Chinaschilf auf ehemaligen Ackerstandorten (26) und Riesen-Chinaschilf auf ehemaligen Grünlandstandorten (28) nachgewiesen. In der Artenzusammensetzung unterschieden sich alle Pflanzenbestände signifikant voneinander mit Ausnahme der *Miscanthus*-Bestände auf ehemaligen Grünland- bzw. Ackerflächen. Die Autoren leiten aus ihren Ergebnissen keine negativen Auswirkungen des *Miscanthus*-Anbaus auf die α -Diversität ab, geben jedoch zu bedenken, dass ein großflächiger Anbau von Riesen-Chinaschilf den Strukturreichtum der Landschaft verringern und daher zu einem Verlust an Artenvielfalt auf Landschaftsebene (γ -Diversität) führen könnte (EMMERSON et al. 2011).

Ein trockenheitstolerantes und in Ungarn häufig verwendetes Energiegras ist das Riesen-Weizengras, auch Pontische Quecke (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus*) genannt. Das Gras stellt keine besonderen Ansprüche an den Standort und ist daher auch für wechselfeuchte Böden geeignet (LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN 2012a). Eine dreijährige ungarische Studie ergab, dass die Artenvielfalt und Abundanzen im konventionellen Getreideanbau (mit Herbizideinsatz) signifikant höher waren als beim Anbau von Luzerne und dem Riesen-Weizengras (ohne Herbizideinsatz), weil sich im Getreide viele annuelle Segetalpflanzen halten konnten (PÁL & CSETE 2008). Die Artenzusammensetzung auf den mit Riesen-Weizengras bebauten Flächen ähnelte mehr derer anderer Dauerkulturen (z.B. Luzerne), als der einjähriger Kulturen (Getreide, Hackfrüchte). In Deutschland wird derzeit zu Versuchszwecken die in Ungarn gezüchtete Sorte „Szarvasi 1“ (Abb. 29) als mögliche Energiepflanze für Biogasanlagen angebaut (KARPENSTEIN-MACHAN 2012; LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN 2012b). Ergebnisse zu entsprechenden Auswirkungen auf die Segetalflora liegen bisher offenbar nicht vor.



Abb. 29: Riesen-Weizengras in der gezüchtete Sorte „Szarvasi 1“ (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* cv. Szarvasi-1) als Biomasseanbau auf einem Feld in Ungarn (Foto: R. PÁL).

Auch anuelle und perenne Ansaat-Blümmischungen werden gegenwärtig in ihrer Eignung für die Biomassenutzung erprobt (VOLLRATH & KUHN 2010, 2011; DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG 2011; MEIER 2001; LWG 2013) (Abb. 30, Abb. 31) und z.T. schon in der Praxis eingesetzt (KARPENSTEIN-MACHAN 2012). Dabei sind wirtschaftliche Vorteile in ackerbaulichen Grenzertragslagen denkbar (VOLLRATH & KUHN 2011). Entscheidende Faktoren für die Artenzusammensetzung auf solchen Flächen sind einerseits die Vornutzung der Fläche, die Art der Bodenbearbeitung sowie die Zusammensetzung der Mischung. KARPENSTEIN-MACHAN (2012) berichtet aus der Praxis, dass zur Vorbereitung der Aussaat eine zweimalige Bodenbearbeitung durchgeführt wird, um „aufgelaufene Unkräuter zu beseitigen und der Blümmischung optimale Startbedingungen zu geben“. In einem anderen Fall fand BÖRNER (2007) in Blümmischungs-Kulturen auf langjährigen selbstbegrüntem Brachen Dominanzbestände von Problemunkräutern wie Geruchloser Kamille (*Tripleurospermum perforatum*), Acker-Kratzdistel (*Cirsium arvense*) oder Gemeiner Quecke (*Elymus repens*). Im ersten Standjahr von Blümmischungen können sich vermehrt annuelle Segetalarten entwickeln. In den darauffolgenden Jahren treten jedoch annuelle Arten erfahrungsgemäß nicht oder nur noch vereinzelt in Erscheinung (LWG 2013).



Abb. 30: Probeanbau einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung (2. Standjahr) zur Biomassenutzung im Projekt „Energie aus Wildpflanzen“ bei Kirchlinteln (Niedersachsen) (Foto: UNTERE NATUR-SCHUTZBEHÖRDE, LANDKREIS VERDEN).



Abb. 31: Probeanbau einer mehrjährigen Wildpflanzenmischung (1. Standjahr) zur Biomassenutzung bei Ostrach-Hahennest (Baden-Württemberg) (Foto: S. HEINTSCHEL).

5 Bewertung des vorliegenden Wissens

Diese Literaturschau umfasst einen wesentlichen Teil der aktuell zur Thematik „*Biomasseanbau und Phytodiversität von Ackerflächen*“ vorliegenden Ergebnisse. Über 350 Publikationen wurden im Hinblick auf Erkenntnisse, die für die oben skizzierte Fragestellung relevant sein könnten, geprüft. Die Anzahl der Veröffentlichungen, welche Untersuchungen zur Segetalflora zum Ziel hatten, ist jedoch sehr überschaubar⁸. Die Zahl der Publikationen zu möglichen Auswirkungen auf die Feldvögel ist deutlich höher. Dennoch kann die in dem kurzen Projektzeitrahmen ausgewertete Literatur als repräsentativ betrachtet werden und die hier vorliegende Literaturübersicht erlaubt Schlussfolgerungen im Hinblick auf die Einschätzung eines potentiellen Gefährdungspotentials des Biomasseanbaus für die Segetalflora von Ackerflächen.

Bemerkenswert und wichtig für die Bewertung ist zunächst, dass alle Untersuchungsergebnisse anscheinend nur auf ackerbaulich günstigen Standorten gewonnen wurden. Explizite Untersuchungen auf ackerbaulichen Grenzertragsstandorten sind uns bisher nicht bekannt geworden. Erwähnenswert ist weiterhin, dass in den meisten Studien nur Artenzahlen als Diversitäts-Parameter herangezogen wurden, Artenlisten jedoch oftmals fehlen. Angaben zum Deckungsgrad oder zur Artenzusammensetzung werden in den ausgewerteten Studien nur zum Teil aufgeführt.

Der Anbau von Energiepflanzen birgt nach dieser Auswertung sowohl Chancen als auch Risiken hinsichtlich der Phytodiversität von Ackerflächen. So können einerseits einjährige Energiepflanzen eine ökologische Aufwertung der Fruchtfolge bewirken und so durchaus einen Beitrag zur Artenvielfalt auf Landschaftsebene leisten, indem sie neuartige Habitate in eher monotonen Agrarlandschaften schaffen (ZALF 2013). Auf der anderen Seite sind mit der derzeitigen Ausweitung der Biomasseproduktion im deutschen Ackerland meist eine Monotonisierung der Feldfruchtvielfalt und eine Verengung der Fruchtfolge verbunden. Besonders gravierend ist die Zunahme hochintensiver Produktionsverfahren⁹, besonders im gegenwärtig immer noch weiter steigenden Anbau von Silomais bei der NaWaRo-Erzeugung¹⁰ (DMK 2012). Es ist kaum bestreitbar, dass dieser Intensivierungsschub aufgrund häufigerer oder früherer Ernte, dem Einsatz von Totalherbiziden bei Direktsaatverfahren und schnellerem Fruchtartenwechsel mehrere zentrale Ökosystemdienstleistungen der Agrarlandschaft zusätzlich beeinträchtigt, namentlich die Artenvielfalt auf Landschaftsebene infolge von Strukturverlust, durch negative Auswirkungen auf den Zustand von Grund- und Oberflächengewässern, die mögliche Beeinträchtigung von Bodenfunktionen (erhöhte Erosionsgefährdung (vgl. Abb. 32) und Humusabbau), sowie in Form einer gravierenden Beeinträchtigung des Landschaftsbildes (HUFNAGEL 2007, ZALF 2013). Dem steht gegenüber, dass der Energiepflanzenanbau bei der Wahl der Anbau- und Verwertungsstrategie auch das Potential birgt, die ausgebrachten Pestizid- und Düngermengen zu reduzieren, da für die Qualität des Erntegutes oftmals geringere Ansprüche als für den Anbau von Futter- und Nahrungsmitteln gelten. Würden derartige „chemiearme“ Energiepflanzenkulturen in Zukunft auf großer Fläche die heute vorherrschenden pflegeintensiven Mais- und Rapsäcker ersetzen, wäre diese

⁸ 22 ausgewählte Publikationen, welche die Thematik „Energiepflanzen und Phytodiversität von Ackerflächen“ behandeln, sind in Kopie dem Bericht beigelegt.

⁹ Nach KARPENSTEIN-MACHAN & WEBER (2010) gaben allerdings über Dreiviertel von in Norddeutschland befragten Betrieben (n=66) an, deutlich weniger Pflanzenschutzmittel im Mais als in Referenzkulturen einzusetzen.

¹⁰ Dieser steht im Widerspruch mit der Forderung nach einer Erhöhung der Kulturartenvielfalt im Ackerbereich (IFAB 2012).

Entwicklung sicher von erheblichem naturschutzfachlichem Wert und könnte manche charakteristische Pflanzenart (und wahrscheinlich auch Vogelart) unserer Ackerlandschaften fördern. Entsprechend konnte HUFNAGEL (2007) nach reduziertem Herbizideinsatz in Energiepflanzenkulturen einen relativ hohen Deckungsgrad von Ackerwildkräutern feststellen, der die Diversität von blütenbesuchenden Insekten förderte. Eine Senkung des Pestizid- und Düngereinsatzes in Biomassekulturen ist allerdings nur dann zu erwarten, wenn hieraus keine Reduktion des Biomasseertrages resultiert (ZALF 2013). PLACHTER et al. (2005) nennen beim Silomais mittlere Ertragsverluste bei Verzicht auf Düngung und Pestizide von 55%. Das lässt kaum erwarten, dass unter den aktuellen agrarpolitischen und ökonomischen Rahmenbedingungen eine Reduzierung der Pflegeintensität von Energiepflanzenkulturen erreichbar wäre.



Abb. 32: Extreme Bodenerosion auf einem sandigen Maisacker in der Uckermark (Brandenburg) (Foto: F. GOTTWALD)

Die Literaturrecherche deutet an, dass in der deutschen Landwirtschaft vor allem ertragsstarke ackerbauliche Gunstandorte für den Energiepflanzenanbau präferiert werden. Damit bestand im Biomasseanbau bisher ein eher mäßiges Interesse an Flächen geringerer Ackerzahlen. Seit einigen Jahren führt allerdings ein erhöhter Flächendruck, getrieben durch hohe Marktpreise und Nachfrage bei Nahrungsmitteln wie auch durch den fortschreitenden Verlust von Ackerland infolge von Infrastruktur- und Ausgleichsmaßnahmen, zu Überlegungen hinsichtlich der Rentabilität des Energiepflanzenanbaus auf ackerbaulichen Grenzertragsstandorten. Für die Entscheidung zwischen der früher vielfach praktizierten Stilllegung oder extensiven Bewirtschaftung von Grenzertragsstandorten und dem Anbau von Energiepflanzen sind ökonomische Kalkulationen maßgebend, also ob der erzielte Preis der erzeugten Biomasse den Betriebserfolg verbessern würde. Aktuelle Untersuchungen des Leibniz-Zentrums für Agrarlandschaftsforschung, die Energiepflanzen-Anbauverfahren dem finanziell günstigs-

ten Stilllegungsverfahren gegenüberstellen, lassen erkennen, dass auch auf den potenziellen Grenzertragsstandorten (Ackerzahl <30) eine wirtschaftliche Erzeugung von Biomasse für Biogasanlagen möglich ist (ZALF 2013). Diese Erkenntnis hat auf manchen leichteren Sandböden zu einem Anbauwechsel von Winterroggen zu Silomais geführt; die Inbetriebnahme von Biogasanlagen in diesen Landschaften führte dann zur Abnahme von Stilllegungsflächen. Grundsätzlich ist allerdings die Wasserversorgung der Kulturen auf Böden mit einer eher geringen Nutzwasserkapazität (wie vielen Sand- und flachgründigen Kalkböden) unter den heutigen klimatischen Bedingungen der limitierende Faktor für die Fruchtwahl und die Ertragsfähigkeit. Auf den besseren Böden besteht für den Energiepflanzenanbau auch ohne staatliche Förderung eine klare Bevorzugung gegenüber der Stilllegungs- oder Extensivierungsvariante. Bereits WERNER et al. (2005) erwarteten, dass agrarische Grenzstandorte dauerhaft keinen besonderen Vorteil durch den Anbau von Energiepflanzen erfahren werden. Unter Marktbedingungen sollte die höhere Produktivität günstigerer Standorte dort zu höherer wirtschaftlicher Vorzüglichkeit der Energieerzeugung aus Biomasse und damit ihres Anbaus führen.

Nach der Auswertung der Literaturstudie muss vor allem der immer noch weiter zunehmende Anbau von Mais im Hinblick auf die Phytodiversität der Ackerlandschaft kritisch gesehen werden. Mais wies in der Mehrzahl der Untersuchungen meist die mit Abstand geringsten Pflanzenartenzahlen auf. In der Regel dominieren sehr einheitliche Artenkombinationen mit Frühjahrskeimern wie Hühnerhirse (*Echinochloa crus-galli*) oder Borstenhirse-Arten (*Setaria spec.*). Aber nicht nur der Anbau von Silomais auf trockenen, nährstoffarmen Sandböden, sondern zukünftig auch der Anbau von Robinie als Energiepflanze in Agroforstsystemen und KUP auf Grenzertragsstandorten im Nordosten Deutschlands (vTI 2013) stellen eine potentielle Gefährdung für die dort standorttypische Lämmersalat-Gesellschaft dar. Diese ist bundesweit durch ackerbauliche Intensivierungsmaßnahmen in den letzten Jahren stark zurückgegangen und zudem deutlich verarmt. Vor allem durch Aufdüngung, Kiefern-Aufforstung oder Auflassen der meist nur extensiv zu bewirtschaftenden Flächen ist die Gesellschaft in starkem Rückgang begriffen (KULP 1993; KLÄGE 1999). In Deutschland gilt diese Pflanzenformation der Sandäcker als stark gefährdet (RENNWALD 2000). Weithin nicht bekannt ist die Tatsache, dass Deutschland für die heute nur noch sehr zerstreut vorkommende Charakterart der Gesellschaft, den Lämmersalat (*Arnoseris minima*), eine weltweite Verantwortung für dessen Erhalt trägt (WELK 2002) und dringend Maßnahmen zu dessen Förderung bzw. zum Erhalt der Restbestände getroffen werden müssen.

Nach den ausgewerteten Literaturergebnissen bestimmen drei Faktoren - neben den natürlichen Standortbedingungen - die Auswirkungen von Biomassekulturen auf die Phytodiversität von Ackerflächen (SEIFERT 2013):

- die Landnutzung und der regionale Artenpool vor Beginn der Biomasseproduktion
- das spezifische lokale Management der Biomassekultur und
- die Struktur der umgebenden Landschaft.

Die heute dominierende Nutzungsform im deutschen Ackerland ist die konventionelle Bewirtschaftung entsprechend der „Guten fachlichen Praxis“ unter Einsatz von Pestiziden, Halmstabilisatoren, Wachstumsregulatoren und mineralischen Düngemitteln. Diese Art der Landnutzung ist die Hauptursache für den dramatischen Artenschwund und starken Rückgang der Populationsgrößen in den Agro-Phytozönosen in den letzten Jahrzehnten (z.B. RIES 1992; MEYER et al. 2013). Ergebnis dieses Verarmungsprozesses ist, dass die Segetalflora auf konventionell bewirtschafteten Ackerflächen heute im Feldinneren stets sehr ar-

tenarm und einheitlich ist (0-10 Arten/100 m²). Dies gilt gleichermaßen für Kulturen der Nahrungsmittel- und Futterproduktion (MEYER et al. 2013) wie auch für die Biomasseerzeugung (SEIFERT 2013). Oft sind nur wenige agrotolerante Ubiquisten wie Acker-Stiefmütterchen (*Viola arvensis*), Vogel-Knöterich (*Polygonum aviculare*) und Kletten-Labkraut (*Galium aparine*) vertreten (FNR 2010). Weiterhin sind die Samenvorräte in der Diasporenbank der meisten Ackerflächen infolge der Intensivierungsmaßnahmen in den letzten Jahrzehnten erheblich geschrumpft (ROBINSON & SUTHERLAND 2002; SQUIRE et al. 2003). Der Anbau von Energiepflanzen auf derartigen, bereits vorher intensiv genutzten Standorten hat wahrscheinlich keine zusätzlichen negativen Auswirkungen auf die noch vorhandene rudimentäre Phytodiversität. Wie bereits dargestellt, bietet der Energiepflanzenanbau hier, wenn naturschutzfachliche Kriterien beachtet werden, auf der anderen Seite ein erhebliches Potential zur Förderung der Segetalflora. Vor allem in den ausgeräumten, intensiv genutzten Agrarlandschaften können z.B. kleinflächige Pappelplantagen die floristische Artenvielfalt erhöhen (WEIH et al. 2003).

Viel kritischer muss der Energiepflanzenanbau auf ackerbaulichen Grenzertragsstandorten wie nährstoffarmen Sandäckern oder flachgründigen Kalkscherbenäckern gesehen werden. Diese stellen oft die letzten regionalen Refugien einer arten- und individuenreicheren Segetalflora dar. Im Gegensatz zu langjährig konventionell bewirtschafteten Ackerflächen weisen die Diasporenbänke solcher Standorte erheblich höhere Samendichten auf (z.B. ALBRECHT & BACHTHALER 1988). Aktuell werden viele dieser Standorte wieder in die Bewirtschaftung genommen; der hier betriebene Anbau von Energiepflanzen bietet aufgrund seiner Intensität keine Perspektiven für den Erhalt seltener Ackerwildkräuter. Die Biomasseproduktion auf solchen naturschutzfachlich wertvollen Grenzertragsstandorten sollte daher entweder an die Erfüllung zusätzlicher Naturschutzkriterien gekoppelt werden (BFN 2010; ZALF 2013) oder vollständig unterbleiben. Entsprechende Steuerungsmöglichkeiten im Rahmen der Planung von Biomasse-Gebietskulissen forderten bereits SCHULTZE & KÖPPEL (2007). Durch eine nicht-flächendeckende Förderung könnte erreicht werden, ökonomische Anreize für den Anbau von Energiepflanzen räumlich zu steuern und somit als sensibel eingestufte Gebiete zu entlasten und diese dem gegenwärtigen Nutzungsdruck durch den Bedarf an Anbaufläche für Energiepflanzen gegebenenfalls zu entziehen. Falls sich dies in der Behördenpraxis als nicht praktikabel erweist, sollten für die Förderung der Agrobiodiversität im Maisanbau und in anderen Biomassekulturen kleine Ackerflächen und –streifen innerhalb der Produktionsflächen herbizidfrei und nur mit einer Düngung entsprechend den Naturschutzzielen bewirtschaftet werden. Die Anwendung regionaltypischer Saatgutmischungen auf solchen Flächen, wie von WALDHARD et al. (2011) gefordert, sollte nur auf Standorten erfolgen, die keine seltenen und gefährdeten Arten aufweisen bzw. deren Diasporenbank kein Potential zur Re-Etablierung der Gesellschaften mehr besitzt.

Die ausgewertete Literatur verdeutlicht weiterhin, dass hinsichtlich der einjährigen Biomassekulturen zwischen konventionellem Rapsanbau zur Energiegewinnung und Wintergetreideanbau zur Nahrungsmittelproduktion keine signifikanten Unterschiede in den Artenzahlen der Segetalflora bestehen. Mais dagegen wies in fast allen Untersuchungen die mit Abstand geringsten Artenzahlen auf. Im Vergleich zur extensiven Ackernutzung, wie sie noch vor 4-5 Jahrzehnten vorherrschte und eine reiche Agrobiodiversität unterstützte, müssen diese Kulturen des konventionellen Ackerbaus alle als floristisch stark verarmt gelten. Über weitere, gegenwärtig in Versuchen erprobte annuelle Energiepflanzenkulturen (z.B. Hirsearten) liegen bisher keine detaillierten Untersuchungen zu den Biodiversitätseffekten vor. Lediglich eine (Kurzzeit-)Studie ging auf diese Fragestellung ein; danach bestehen keine wesentlichen Unterschiede in der Artenzahl und Zusammensetzung der Segetalflora zwischen Mais- und Sorghumhirse-Beständen (GLEMNITZ & HUFNAGEL 2012).

In verschiedenen Veröffentlichungen, die sich mit der Förderung der Artenvielfalt in herbizidfreien und –reduzierten Mehrkultursystemen, in der Zweikulturnutzung bzw. in der „normalen“ Ganzpflanzensilage (GPS) befassen, wird der Wert dieser neuartigen Anbausysteme für die „Unkrautflora“ herausgestellt. Gleichzeitig werden in den entsprechenden Studien aber auch „Strategien zur Verbesserung der Konkurrenzkraft der Kulturpflanzen durch pflanzenbauliche Maßnahmen“ vorgeschlagen (KARPENSTEIN-MACHAN 2000), also Maßnahmen zur Reduktion der Wildkrautdeckung. Umfassende und fundierte Studien über den Biodiversitätswert dieser Systeme liegen bisher nicht vor. Es ist jedoch anzunehmen, dass Produktionsziele und Naturschutz auch in diesen Systemen eher konträr gegenüber stehen, weil die Nutzung notwendigerweise intensiv sein muss. Die Feststellung von KARPENSTEIN-MACHAN & SODIKIN (1994), dass eine frühe Ernte in der Blüte bis Milchreife bei der Ganzpflanzensilage (GPS) dazu beiträgt, die Samenvermehrung von Ackerwildkräutern zu reduzieren bzw. zu verhindern, da diese noch nicht vollständig ausgreift sind, stützen die Zweifel am Wert dieser Systeme für die Förderung der Segetalflora-Diversität. Besonders auf ertragsschwachen Standorten kann es auch in diesen Systemen für die dort potentiell noch vorhandenen naturschutzfachlich wertvollen und charakteristischen Arten der Segetalgesellschaften zu einer Bestandsgefährdung kommen. Langzeitstudien zu dieser Fragestellung sind dringend erforderlich.

Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass in Energieholz-KUP und in *Miscanthus*-Beständen höhere Artenzahlen und Deckungswerte der Segetalflora als in benachbarten konventionellen Getreideschlägen vorhanden sind. Mehrjährige Biomassekulturen zeigen in einer Vielzahl von Studien (vgl. Kap. 5.3) in den ersten Jahren nach der Etablierung der Energiepflanzen eine Erhöhung der floristischen Artenvielfalt, weil die Deckung noch gering ist und die alljährliche Störung ausbleibt. Begünstigt durch die Lichtverhältnisse dominieren zunächst annuelle Arten, die jedoch bereits nach 2-3 Jahren von konkurrenzstärkeren perennen Arten verdrängt werden. Segetalarten sind stark abhängig vom Lichtangebot; zu viel Schatten drängt sie schnell zurück. Schnellwüchsige Baumarten wie die Pappeln mit relativ großen Blättern sorgen rasch für eine Ausdunklung der Bodenvegetation. Weidenarten dagegen verfügen über schmalere Blätter und einen eher buschartigen Wuchs, was einen erhöhten Lichteinfall zum Boden gewährleistet (WEIH et al. 2003). Die Wahl der Baumart bei KUP beeinflusst danach den Grad der Beschattung wesentlich und damit auch die Sukzession der Bodenvegetation.

Langzeitstudien über die Auswirkungen des *Miscanthus*-Anbaus auf die Segetalvegetation sind bisher nicht bekannt, aber dringend erforderlich. Über relativ neu eingeführte, oft noch in Erprobung befindliche Dauerkulturen zur Biomasseproduktion wie Riesen-Weizengras oder Ansaat-Blümmischungen liegen aktuell noch keine Ergebnisse zu den Auswirkungen auf die Segetalflora vor.

Vor dem Hintergrund des Klimawandels wird sich das Kulturartenspektrum von Nahrungs- und Energiepflanzen in den kommenden Jahrzehnten zweifellos erheblich wandeln. Schnellwachsende, im späten Frühjahr bestellte und viel Biomasse produzierende annuelle Kulturen wie z.B. die Sorghumhirse (*Sorghum halepense*) könnten in einem wärmeren und z.T. trockeneren Klima an Bedeutung gewinnen. Die biozönotischen Auswirkungen einer solchen Entwicklung können heute noch nicht abgeschätzt werden. Unter den gegenwärtigen agrarpolitischen Rahmenbedingungen, die teilweise auch umweltschädigende Nutzungen belohnen und die Einführung ressourcenschonender Produktionsverfahren erschweren, sind die Chancen zur Umsetzung umweltverträglicher Produktionsverfahren als gering einzuschätzen (WICHTMANN & SCHÄFER 2005).

Bei entsprechender Gestaltung unter Berücksichtigung naturschutzfachlicher Aspekte bietet der Energiepflanzenanbau aber nicht nur die Möglichkeit, die Artenvielfalt auf den Flächen zu erhöhen, sondern er könnte nach GRAß & WACHENDORF (2007) auch helfen die Stoffkreisläufe auf den Betrieben zu optimieren und insgesamt die Ökologisierung der Landwirtschaft voranbringen. Entscheidend wird sein, ob trotz vielfältiger Veröffentlichungen zu den naturschutzfachlichen Anforderungen an den Biomasseanbau (z.B. AMMERMANN 2007) diese Anregungen auch entsprechend über die „gute fachliche Praxis“ oder anderweitige Regularien umgesetzt werden. Entsprechende Vorschläge wurden in England entwickelt (CLAPHAM & SLATER 2008) und anschließend auch in Deutschland erprobt (GRAß & WACHENDORF 2007). Vorgeschlagen wird, Ackerrandstreifen mit natürlicher Vegetationsentwicklung (Spontanvegetation) und reduzierter Düngung rund um die Energiepflanzenfelder anzulegen. Diese wiesen in den genannten Studien eine relativ artenreiche Vegetation auf und können daher ein bereicherndes Strukturelement in einer Ackerlandschaft mit vorherrschendem Energiepflanzenanbau sein.

6 Literaturverzeichnis

- ALBRECHT, H. (2003): Suitability of arable weeds as indicator organisms to evaluate species conservation effects of management in agricultural ecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **98** (1-3): 201-11.
- ALBRECHT, H. & BACHTHALER, G. (1988): The segetal flora of two Bavarian arable areas in 1986/87 compared with results from 1955/56 and 1965. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft* **11**: 163-174.
- ALTIERI, M.A. (1999): The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74** (1-3): 19-31.
- AMMERMANN, K. (2007): Biomassenutzung: Chancen und Risiken aus Naturschutzsicht. - In: STEIN, S., KAY, S. & SPRINGORUM, J. (Red.): Naturschutz und Landwirtschaft im Dialog: „Biomasseproduktion – ein Segen für die Land(wirt)schaft?“. *BfN-Skripten* **211**: 5-19.
- ARCHAUX, F., CHEVALIER, R. & BERTHELOT, A. (2010): Towards practices favourable to plant diversity in hybrid poplar plantations. *Forest Ecology and Management* **259** (12): 2410-2417.
- BÄRBERI, P., SILVESTRI, N. & BONARI, E. (1997): Weed communities of winter wheat as influenced by input level and rotation. *Weed Research* **37** (5): 301-313.
- BÄRBERI, P., BURGIO, G., DINELLI, G., MOONEN, A.C., OTTO, S. & ZANIN, G. (2010): Functional biodiversity in the agricultural landscape: relationships between weeds and arthropod fauna. *Weed Research* **50** (5): 388-401.
- BAUM, S., BOLTE, A. & WEIH, M. (2012): High value of short rotation coppice plantations for phytodiversity in rural landscapes. *Global Change Biology - Bioenergy* **4** (6): 728-738.
- BAUM, S., WEIH, M., BUSCH, G., KROIHER, F. & BOLTE, A. (2009): The impact of Short Rotation Coppice plantations on phytodiversity. *Landbauforschung Völkenrode - vTI Agriculture and Forestry Research* **59** (3): 163-170.
- BELLAMY, P.E., CROXTON, P.J., HEARD, M.S., HINSLEY, S.A., HULMES, L., HULMES, S., NUTTALL, R.F., PYWELL, R.F. & ROTHERY, P. (2009): The impact of growing miscanthus for biomass on farmland bird populations. *Biomass & Bioenergy* **33** (2): 191-199.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2010): *Bioenergie und Naturschutz - Synergien fördern, Risiken vermeiden*. Broschüre, Bonn: 30 S.
- BfN - BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (2012): *Energieholzanzbau auf landwirtschaftlichen Flächen. Auswirkungen von Kurzumtriebsplantagen auf Naturhaushalt, Landschaftsbild und biologische Vielfalt. Anbauanforderungen und Empfehlungen des BfN*. Broschüre, Leipzig: 20 S.
- BIELEFELDT, J., BOLTE, A., BUSCH, G., DOHRENBUSCH, A., KROIHER, F., LAMERSDORF, N., SCHULZ, U. & STOLL, B. (2008): Energieholzproduktion in der Landwirtschaft. - In: NABU-NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V. (Hrsg): *Chancen und Risiken aus der Sicht des Natur- und Umweltschutzes*. Berlin: 68 S.
- BLANK, R.R. & YOUNG, J.A. (2004): Influence of three weed species on soil nutrient dynamics. *Soil Science* **169** (5): 385-397.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2011a): Kurzinfo Bioenergie. Zugriff am 15.09.2013. www.erneuerbare-energien.de/die-themen/bioenergie/kurzinfo/
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2011b): *Nationale Strategie zur biologischen Vielfalt*. 3. Auflage. Broschüre, Berlin: 180 S.

- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2012): *Erneuerbare Energien: Motor der Energiewende*. 3. Auflage. Broschüre, Berlin: 52 S.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU) (2013a): *100 Prozent Klimaschutz - Die Nationale Klimaschutzinitiative des Bundesumweltministeriums*. Broschüre, Berlin: 27 S.
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2013b): Flächenverbrauch – Worum geht es? Zugriff am 19.09.2013.
www.bmu.de/themen/strategien-bilanzen-gesetze/nachhaltige-entwicklung/strategie-und-umsetzung/reduzierung-des-flaechenverbrauchs/
- BMU - BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (2013c): *Entwicklungen der Erneuerbaren Energien in Deutschland im Jahr 2013 - Grafiken und Tabellen* (Stand: Februar 2013). Präsentation: 42 Folien.
- BRITT, C.P., FOWBERT, J. & McMILLAN, S.D. (2007): The ground flora and invertebrate fauna of hybrid poplar plantations: results of ecological monitoring in the PAMUCEAF project. *Aspects of Applied Biology* **82**: 83-90.
- BROCK, B.G. (1982): Weed control versus soil erosion control. *Journal of Soil and Water Conservation* **37** (2): 273-276
- BOELCKE, B. (2006): *Schnellwachsende Baumarten auf landwirtschaftlichen Flächen: Leitfaden zur Erzeugung von Energieholz*. MINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT, FORSTEN UND FISCHEREI MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.): Schwerin: 36 S.
- BÖRNER, M. (2007): *Wer Vielfalt sät, schafft Lebensräume! – Endbericht des Projektes „Lebensraum Brache“*. Broschüre, Hamburg: 84 S.
- BURGER, F., SOMMER, W. & OHRNER, G. (2005): Anbau von Energiewäldern. *Merkblatt der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft* **19**: 1-4.
- BURRICHTER, E., HÜPPE, J. & POTT, R. (1993): Agrarwirtschaftlich bedingte Vegetationsbereicherung und -verarmung in historischer Sicht. *Phytocoenologia* **23**: 427-447.
- CHAMBERLAIN, D.E., FULLER, R.J., BUNCE, R.G.H., DUCKWORTH, J.C. & SHRUBB, M. (2000): Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* **37** (5): 771-788.
- CLAPHAM, S.J. & SLATER, F.M. (2008): The biodiversity of established biomass grass crops. *Aspects of Applied Biology* **90**: 325-329.
- CUNNINGHAM, M.D., BISHOP, J.D., MCKAY, H.V. & SAGE, R.B. (2004): *ARBRE Monitoring – Ecology of Short Rotation Coppice*. Contract no. B/U1/00627/ REP. DTI, Publication no. URN 04/961. Department of Trade and Industry, London: 6 S.
- DAUBER, J., JONES, M.B. & STOUT, J.C. (2010): The impact of biomass crop cultivation on temperate biodiversity. *Global Change Biology - Bioenergy* **2** (6): 289-309.
- DBU - DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (Hrsg.) (2010): *Kurzumtriebsplantagen – Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft. Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS*. Steinbacher Druck, Osnabrück: 74 S.
- DELARZE, R. & CIARDO, F. (2002): Rote Liste-Arten in Pappelplantagen. *Informationsblatt Forschungsbereich Wald* **9**: 3-4.
- DEUTSCHE WILDTIER STIFTUNG (2011): Artenreiche Biogasmischungen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **43** (9): 260.
- DMK - DEUTSCHES MAISKOMITEE E.V. (2012): Zugriff am 23.04.2013. www.maiskomitee.de

- DONALD, P.F., SANDERSON, F.J., BURFIELD, I.J. & VAN BOMMEL, F.J.P. (2006): Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **116** (3/4): 189-196.
- DONNELLY, A., STYLES, D., FITZGERALD, J. & FINNAN, J. (2011): A proposed framework for determining the environmental impact of replacing agricultural grassland with *Miscanthus* in Ireland. *Global Change Biology - Bioenergy* **3** (3): 247-263.
- DVL - DEUTSCHER VERBAND FÜR LANDSCHAFTSPFLEGE E. V. (2010): Ackerwildkräuter schützen und fördern – Perspektiven einer langfristigen Finanzierung und Bewirtschaftung. *DVL-Schriftenreihe „Landschaft als Lebensraum“* **18**: 46 S.
- EGGERS, J., TRÖLTZSCH, K., FALCUCCI, A., MAIORANO, L., VERBURG, P. H., FRAMSTAD, E., LOUETTE, G., MAES, D., NAGY, S., OZINGA, W. & DELBAERE, B. (2009): Is biofuel policy harming biodiversity in Europe? *Global Change Biology - Bioenergy* **1** (1): 18-34.
- ELLENBERG, H. & LEUSCHNER, C. (2010): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*, 6^{te} völlig überarbeitete Ausgabe. Ulmer, Stuttgart: 1357 S.
- EMMERSON, M., BOURKE, D., DAUBER, J., O'ROURKE, E., STANLEY, D., THOMPSON, R., WHELAN, P. & STOUT, J. (2011): The food versus fuel debate - what effect will replacing traditional crops with *Miscanthus × giganteus* have on farmland biodiversity? - In: Ó HUALACHÁIN, D. & FINN, J. (eds.): *Conserving farmland biodiversity: Teagasc Biodiversity Conference, lessons learned & future prospects*. Carlow, Ireland. Teagasc Head Office: 58-59.
- EVANS, D.M., POCOCK, M.J.O., BROOKS, J. & MEMMOTT, J. (2011): Seeds in farmland food-webs: Resource importance, distribution and the impacts of farm management. *Biological Conservation* **144** (12): 2941-2950.
- EWG - EUROPÄISCHE WIRTSCHAFTSGEMEINSCHAFT (1992): Verordnung Nr. 1765/92 des Rates vom 30. Juni 1992 zur Einführung einer Stützungsregelung für Erzeuger bestimmter landwirtschaftlicher Kulturpflanzen. *Amtsblatt* Nr. **L 181** vom 01/07/1992: 12-20.
- FNR - FACHAGENTUR FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (Hrsg.) (2010): *Standortangepasste Anbausysteme für Energiepflanzen - Ergebnisse des Verbundprojektes "Entwicklung und Vergleich von optimierten Anbausystemen für die landwirtschaftliche Produktion von Energiepflanzen unter den verschiedenen Standortbedingungen Deutschlands, EVA I"*. 3. veränderte und erweiterte Auflage. Broschüre, Köln: 116 S.
- FNR - FACHAGENTUR FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (Hrsg.) (2013a): *Bioenergie die vielfältige erneuerbare Energie*. 5. überarbeitete Auflage. Broschüre, Rostock: 48 S.
- FNR - FACHAGENTUR FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (Hrsg.) (2013b): *Mediathek. Daten und Fakten*. Zugriff am 10.10.2013.
www.mediathek.fnr.de/grafiken/daten-und-fakten/bioenergie/biogas/maisbau-in-deutschland.html
- FNR - FACHAGENTUR FÜR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E. V. (Hrsg.) (2013c): Aktuelle Nachricht vom 16.09.2013: Anbau nachwachsender Rohstoffe 2013 auf 2,4 Millionen Hektar. Zugriff am 22.09.2013.
[www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/archive/2013/september/article/anbau-nachwachsender-rohstoffe-2013-auf-2,4-millionen-hektar/?tx_tnews\[day\]=16&cHash=8f9952bc2b045ef1c04b2b2740745d15](http://www.fnr.de/presse/pressemitteilungen/aktuelle-mitteilungen/aktuelle-nachricht/archive/2013/september/article/anbau-nachwachsender-rohstoffe-2013-auf-2,4-millionen-hektar/?tx_tnews[day]=16&cHash=8f9952bc2b045ef1c04b2b2740745d15)
- FRAMSTAD, E., BERGLUND, H., GUNDERSEN, V., HEIKILÄ, R., LANKINEN, N., PELTOLA, T., RISBØL, O. & WEIH, M. (2009): *Increased biomass harvesting for bioenergy – effects on biodiversity, landscape amenities and cultural heritage value*. Forschungsbericht: 161 S. Zugriff am 11.03.2013
www.norden.org/en/publications/publikationer/2009-591/at_download/publicationfile

- FRANKE, A.C., LOTZ, L.A.P., VAN DER BURG, W.J. & VAN OVERBEEK, L. (2009): The role of arable weed seeds for agroecosystem functioning. *Weed Research* **49** (2): 131-141.
- FRECKLETON, R. P. & WATKINSON, A. R. (1998): Predicting the determinants of weed abundance: a model for the population dynamics of *Chenopodium album* in sugar beet. *Journal of Applied Ecology* **35** (6): 904-920.
- FRY, D.A. & SLATER, F.M. (2008a): *The biodiversity of short rotation willow coppice in the Welsh landscape*. A report to the Institute of Biological, Environmental and Rural Sciences, Aberystwyth University for EU Project "Willows for Wales." Aberystwyth: 154 S.
- FRY, D.A. & SLATER, F.M. (2008b): The effect on plant communities and associated taxa of planting short rotation willow coppice in Wales. *Aspects of Applied Biology* **90**: 287-293.
- GABRIEL, D. & TSCHARNTKE, T. (2006): Insect pollinated plants benefit from organic farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **118** (1): 43-48.
- GIBSON, R.H., NELSON, I.L., HOPKINS, G.W., HAMLETT, B.J. & MEMMOTT, J. (2006): Pollinator webs, plant communities and the conservation of rare plants: arable weeds as a case study. *Journal of Applied Ecology* **43** (2): 246-257.
- GLEMNITZ, M., PLATEN, R. & SAURE, C. (2008a): Auswirkungen des Anbaus von Energiepflanzen auf die Biodiversität: Bewertungsmethodik und Einfluss des Anbauverfahrens. - In: *Ökologische und ökonomische Bewertung nachwachsender Rohstoffe*: KTBL-Tagung (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) vom 8. bis 9. September 2008 in Aschaffenburg. Darmstadt: 136-150.
- GLEMNITZ, M., HUFNAGEL, J. & PLATEN, R. (2008b): Einfluss des Biomasseanbaus für Energiebereitstellung auf die Biodiversität. - In: DEUTSCHE LANDESKULTURGESELLSCHAFT (Hrsg.): *Landeskultur in Europa - Lernen von den Nachbarn*. Heft **5**, Münchenberg: 175-192.
- GLEMNITZ, M., PLATEN, R., BRANDT, K. L., HUFNAGEL, J. & SAURE, C. (2010a): Energiepflanzenanbau und Biodiversität: deutschlandweites Verbundprojekt EVA erforscht Alternativen zum Energiemaisanbau. *Forschungsreport Ernährung, Landwirtschaft, Verbraucherschutz* **2010** (1): 38-41.
- GLEMNITZ, M., WILLMS, M., HUFNAGEL, J., REINICKE, F., PLATEN, R. & DEUMLICH, D. (2010b): Einfluss der Anbaugestaltung auf die ökologischen Folgewirkungen des Energiepflanzenanbaus. - In: FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE (FNR) e.V. (Hrsg.): *2. Symposium Energiepflanzen*: 17./18. November 2009 in Berlin 2010. Gülzow: 175-192.
- GLEMNITZ, M. & HUFNAGEL, J. (2012): The impact of the new energy crop sorghum on the weed flora. - In: *Tagungsband 25. Deutsche Arbeitsbesprechung über Fragen der Unkrautbiologie und -bekämpfung*, 13.-15.März 2012, Braunschweig. *Julius-Kühn-Archiv* **434**: 645-653.
- GRASS, F. (2007): Es muss nicht immer Mais sein - Das Zweikulturnutzungssystem als alternative Anbaumethode für Biomasse. *Neue Landwirtschaft* **3/2007**: 76-82.
- GRAB, R. & SCHEFFER, K. (2003): Kombiniertes Anbau von Energie- und Futterpflanzen im Rahmen eines Fruchtfolgeglieders - Beispiel Direkt- und Spätsaat von Silomais nach Wintererbsenvorfurcht. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* **15** (46. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Gießen): 106-109.
- GRAB, R. & SCHEFFER, K. (2005): Alternative Anbaumethoden – Das Zweikultursystem. *Natur und Landschaft* **80** (9/10): 435-439.
- GRAB, R. & WACHENDORF, M. (2007): Energiepflanzenanbau als Beitrag zur Optimierung von naturschutzfachlichen Zielen in der Landschaft. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Grünland und Futterbau* **8** (Beiträge der 51. Jahrestagung der AGGF vom 30. August bis 1. September 2007 in Göttingen): 173-176.

- GREIFF, K., WEBER-BLASCHKE, G., FAULSTICH, M. & VON HAAREN, C. (2010): Förderung eines umweltschonenden Energiepflanzenanbaus – Vorschlag für eine raum- und energiepflanzen-differenzierte Prämie. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **42** (4): 101-107.
- GRUTTKKE, H. (1997): Berücksichtigung tierökologischer Erfordernisse bei der Standortwahl für Aufforstungen in der Agrarlandschaft. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz* **49**: 123-138.
- GUSTAFSSON, L. (1987): Plant conservation aspects of energy forestry - a new type of land use in Sweden. *Forest Ecology and Management* **21** (1): 141-161.
- HAWES, C., SQUIRE, G.R., HALLET, P.D., WATSON, C.A. & YOUNG, M. (2010): Arable plant communities as indicators for farming practice. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **138** (1): 17-26.
- HEILMANN, B., MAKESCHIN, F. & REHFUESS, K.E. (1995): Vegetationskundliche Untersuchungen auf einer Schnellwuchsplantage mit Pappeln und Weiden nach Ackernutzung. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **114** (1): 16-29.
- HEISSENHUBER, A. (2008): Zur Nutzungskonkurrenz zwischen nachwachsenden Rohstoffen und Lebensmitteln. Zugriff am 12.03.2013.
http://www.wz-straubing.de/wissenschaftszentrum/download/Heissenhuber_Vortrag.pdf
- HEYDEMANN, B. & MEYER, H. (1983): Auswirkungen der Intensivkultur auf die Fauna in Agrarbiotopen. *Schriftenreihe des Rates für Landespflege* **42**: 174-191.
- HOFFMANN, D. & WEIH, M. (2005): Limitations and improvement of the potential utilisation of woody biomass for energy derived from short rotation woody crops in Sweden and Germany. *Biomass & Bioenergy* **28** (3): 267-279.
- HOFMEISTER, H. & GARVE, E. (2006): *Lebensraum Acker*. Reprint. Verlag Kessel, Remagen-Oberwinter: 326 S.
- HOLLAND, J.M., HUTCHISON, M.A.S., SMITH, B. & AEBISCHER, N.J. (2006): A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology* **148** (1): 49-71.
- HOTZE, C. & VAN ELSSEN, T. (2006): Ackerwildkräuter konventionell und biologisch bewirtschafteter Äcker im östlichen Meißnervorland - Entwicklung in den letzten 30 Jahren. *Journal of Plant Diseases and Protection, Special Issue* **XX**: 547-555.
- HUFNAGEL, J. (2007): Ökologische Begleitforschung zum Energiepflanzenanbau. - In: Symposium Energiepflanzen, 24./25. Oktober, Berlin. *Schriftenreihe Nachwachsende Rohstoffe* **31**: 151-162.
- HUSTON, M.A. & MARLAND, G. (2003): Carbon management and biodiversity. *Journal of Environmental Management* **67** (1): 77-86.
- IFAB - INSTITUT FÜR AGRARÖKOLOGIE UND BIODIVERSITÄT (2012): *Gemeinsame Agrarpolitik ab 2014: Perspektiven für mehr Biodiversitäts- und Umweltleistungen der Landwirtschaft? Empfehlungen für die Politik aus dem F&E Vorhaben „Reform der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) 2013 und Erreichung der Biodiversitäts- und Umweltziele*. Broschüre: 16 S.
- INFORMATION.MEDIEN.AGRAR E.V., FACHAGENTUR NACHWACHSENDE ROHSTOFFE E.V., UNION ZUR FÖRDERUNG VON ENERGIE- UND PROTEINPFLANZEN E.V. & AGRIKOM GMBH (Hrsg.) (2009): *Nachwachsende Rohstoffe - Aus dem Kreislauf der Natur*. Broschüre, Bonn: 20 S.
- IPCC - INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (2007): Climate change 2007: The physical science basis. In: SOLOMON, S., QIN, D., MANNING, M., CHEN, Z., MARQUIS, M., AVERYT, K.B., TIGNOR, M. & MILLER, H.L. (eds.): *Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climatic Change*. Cambridge University Press, Cambridge, New York: 996 S.

- ISSELSTEIN, J., STIPPICH, G. & WAHMHOF, W. (1991): Umweltwirkung von Extensivierungsmaßnahmen im Ackerbau - Eine Übersicht. *Berichte über Landwirtschaft* **69**: 379-413.
- JEDICKE, E. (1995): Naturschutzfachliche Bewertung von Holzfeldern - Schnellwachsende Weichhölzer im Kurzumtrieb, untersucht am Beispiel der Avifauna. *Mitteilungen aus der NNA* **1/1995**: 109-119.
- KALTSCHMITT, M., HARTMANN, H. & HOFBAUER, H. (Hrsg.) (2009): *Energie aus Biomasse*. 2. Auflage. Springer, Berlin, Heidelberg: 1032 S.
- KARP, A. & SHIELD, I. (2008): Bioenergy from plants and the sustainable yield challenge. *New Phytologist* **179** (1): 15-32.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. (1997): *Konzepte für den Energiepflanzenbau*. DLG-Verlags-GmbH, Frankfurt: 183 S.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2000): Nachhaltiger Energiepflanzenbau ohne Herbizide – Auswirkungen auf Erträge, Wildpflanzenentwicklung und Schadensschwellen. *VDLUFA-Schriftenreihe* **55** (6): 181-192.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2002): Low Input Energy Crop Rotations without Herbicides. *Pflanzenbauwissenschaften* **6** (1): 36-46.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2004): Neue Perspektiven für den Naturschutz durch einen ökologisch ausgerichteten Energiepflanzenbau. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **36** (2): 58-64.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2009): Bioenergie und Naturschutz im Kontext Nachhaltiger Entwicklung: Energiepflanzenbau nach ökologischen Leitlinie. - In: EUROPARC DEUTSCHLAND E.V. (Hrsg.): *Bioenergie - Fluch oder Segen für nationale Naturlandschaften?* Berlin: 26-31.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. (2012): Es geht auch mit anderen Kulturen. *Land & Forst* **165** (13): 32-34.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. & SODIKIN, E. (1994): Möglichkeiten eines pestizidfreien Anbaus von Getreidearten zur thermischen Nutzung.- In: VDLUFA (Hrsg.): Alternativen in der Flächennutzung, der Erzeugung und Verwertung landwirtschaftlicher Produkte. 106. VDLUFA-Kongress, 19.-24. Sept. 1994, Kongressbericht. *VDLUFA-Schriftenreihe* **38**: 673-676.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. & VON BUTTLAR, C. (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf die Phänologie der landwirtschaftlichen Kulturen in Niedersachsen – Möglichkeiten der Anpassung am Beispiel des Energiepflanzenanbaus. *Berichte über Landwirtschaft* **90** (3): 335-353.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M. & WEBER, C. (2010): Energiepflanzenanbau für Biogasanlagen: Veränderung der Fruchtfolgen und der Bewirtschaftung von Ackerflächen in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **42** (10): 313-320.
- KARPENSTEIN-MACHAN, M., SCHEFFER, K. & PAHMEYER, E. (1992): Zweifruktanbau - die Chance für alternative Energiegewinnung - Ertragreiche Biomasseproduktion mit Mais mindert auswaschungsgefährdeten Bodenstickstoff. *Mais: Fachzeitschrift über Forschung, Produktionstechnik, Verwertung und Ökonomik* **20** (3): 24-26.
- KLÄGE, H.-C. (1999): Segetalarten und -gesellschaften der nordwestlichen Niederlausitz und die Naturschutzstrategien zu Ihrer Erhaltung. *Dissertationes Botanicae* **304**: 142 S.
- KOCH, W. (1980): Die Segetalflora in Abhängigkeit von Bewirtschaftungsmaßnahmen. *Daten und Dokumente zum Umweltschutz* **30**: 43-60.

- KOHLBRECHER, C., WESCHE, K., HILBIG, W., LEUSCHNER, C. & MEYER, S. (2012): Veränderungen in der Segetalflora am Kyffhäusergebirge in den letzten 50 Jahren. *Landschaftspflege und Naturschutz in Thüringen* **49** (1): 1-9.
- KROIHER, F. & OEHMICHEN, K. (2010): Das Potential der Totholzakkumulation im deutschen Wald. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* **161** (5): 171-180.
- KROIHER, F., BAUM, S. & BOLTE, A. (2010): Pflanzenvielfalt. - In: DBU - DEUTSCHE BUNDESSTIFTUNG UMWELT (Hrsg.): *Kurzumtriebsplantagen - Handlungsempfehlungen zur naturverträglichen Produktion von Energieholz in der Landwirtschaft - Ergebnisse aus dem Projekt NOVALIS*. Steinbacher Druck, Osnabrück: 26-31.
- KROIHER, F., BIELEFELDT, J., BOLTE, A. & SCHULTER, M. (2008): Die Phytodiversität in Energieholzbeständen: erste Ergebnisse im Rahmen des Projektes NOVALIS. *Archiv für Forstwesen und Landschaftsökologie* **42** (4): 158-165.
- KULP, H.-G. (1993): Vegetationskundliche und experimentell-ökologische Untersuchung der Lammkraut-Gesellschaft (Teesdalisio-Arnoseridetum Minimae TX. 1937) in Norddeutschland. *Dissertationes Botanicae* **198**: 183 S.
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (2012a): Steckbrief Energiepflanzen. Pflanzen für die Produktion von Biogas. 12. Riesen-Weizengras. Zugriff am 26.09.2013. www.landwirtschaftskammer.de/landwirtschaft/ackerbau.../pdf/steckbrief-riesenweizengras.pdf
- LANDWIRTSCHAFTSKAMMER NORDRHEIN-WESTFALEN (Hrsg.) (2012b): *Nachwachsende Rohstoffe auf dem Acker*. Broschüre: 59 S.
- LWG - BAYERISCHE LANDESANSTALT FÜR WEINBAU UND GARTENBAU (2013): *Forschungsprojekt Energie aus Wildpflanzen – Praxisleitfaden*. Broschüre, Veitshöchheim: 2 S.
- MAHN, E.G. (1992): Ackerunkräuter – ihre Bedeutung in Agro-Ökosystemen aus ökologischer Sicht. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz, Sonderheft* **13**: 21-30.
- MAJUMDER, M., SKUKLA, A.K. & ARUNACHALAM, A. (2008): Nutrient release and fungal succession during decomposition of weed residues in a shifting cultivation system. *Communications in Biometry and Crop Science* **3** (1): 45-59.
- MARRON, N., BEIMGARTEN, T., BES DES BERC, L., BRODBECK, F., ELTROP, L., FOCKE, J., HAID, S., HÄRDTLEIN, M., NAHM, M., PELZ, S., SAUTER, U.H., VAN DEN KERCHOVE, L. & WEINREICH, A. (2012): *CREFF Final Report - Project ERA-Net Bioenergy CREFF "Cost reduction and efficiency improvement of Short Rotation Coppice" on small field sizes and under unfavourable site conditions by focusing on high product quality and a product-oriented cooperative value chain*. Abschlussbericht, Nancy: 158 S.
- MARSHALL, E.J.P., BROWN, V.K., BOATMAN, N.D., LUTMAN, P.J.W., SQUIRE, G.R. & WARD, L.K. (2003): The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* **43** (2): 77-89.
- MARTIN, V. (2013): Riesenweizengras als Alternative für die Biogasanlage? Abgerufen am 19.09.2013 - <http://www.agrarheute.com/ernte-energiegras>
- MEIER, D. (2011): Wildpflanzen statt Mais? *Energie Pflanzen* **5/2011**: 14-17.
- MEISEL, K. (1966): Ergebnisse von Daueruntersuchungen in nordwestdeutschen Ackerunkrautgesellschaften. - In: TÜXEN, R. (Hrsg.): *Anthropogene Vegetation*. W. Junk, Den Haag: 86-96.
- MEISEL, K. & VON HÜBSCHMANN, A. (1976): Veränderungen der Acker- und Grünlandvegetation im nordwestdeutschen Flachland in jüngerer Zeit. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **10**: 109-124.

- MEYER, S., WESCHE, K., KRAUSE, B. & LEUSCHNER, C. (2013): Dramatic losses of specialist arable plants in Central Germany since the 1950s/60s – a cross-regional analysis. *Diversity and Distributions* **19** (9): 1175-1187.
- MEYER, S., HILBIG, W., STEFFEN, K. & SCHUCH, S. unter Mitarbeit von ILLIG, H., LEUSCHNER, C., RODI, D. & VAN ELSSEN, T. (2013): Ackerwildkrautschutz. Eine Bibliographie. *BfN-Skripten* **351**: 222 S.
- NABU - NATURSCHUTZBUND DEUTSCHLAND E.V. (2008): *Energieholzproduktion in der Landwirtschaft - Chancen und Risiken aus Sicht des Natur- und Umweltschutzes*. Berlin: 68 S.
- NATIONALE AKADEMIE DER WISSENSCHAFTEN LEOPOLDINA (2013): *Bioenergie - Möglichkeiten und Grenzen. Stellungnahme*. Broschüre, Halle (Saale): 132 S.
- NEMESTÓTHY, K. (2012): Die Bedeutung von Holz als erneuerbarer Energieträger. *BFW-Praxisinformation* **28**: 5-8
- NENTWIG, W. (1999): Weedy plant species and their beneficial arthropods: potential for manipulation in field crops. - In: PICKETT, C.H. & BUGG, R.L. (eds.): *Enhancing Biological Control*. University of California Press, Berkeley: 49-71.
- NENTWIG, W., FRANK, T. & LETHMAYER, C. (1998): Sown weed strips: Artificial ecological compensation areas as an important tool in conservation biological control. - In: BARBOSA, P. (ed.): *Conservation biological control*. Academic Press, San Diego: 133-153.
- NITSCH, J., PREGGER, T., NAEGLER, T., HEIDE, D., DE TENA, D.L., TRIEB, F., SCHOLZ, Y., NIENHAUS, K., GERHARDT, N., STERNER, M., TROST, T., VON OEHSEN, A., SCHWINN, R., PAPE, C., HAHN, H., WICKERT, M. & WENZEL, B. (2012): *Langfristszenarien und Strategien für den Ausbau der erneuerbaren Energien in Deutschland bei Berücksichtigung der Entwicklung in Europa und Global*. Studie im Auftrag des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU): 331 S.
- OSTERMEIER, A. (2003): Biodiesel (RME) aus der Sicht des Umweltbundesamtes. - In: MUNACK, A. & KRAHL, J. (Hrsg.): Biodiesel – Potenziale, Umweltwirkungen, Praxiserfahrungen. Beiträge zu der Fachtagung am 16./17. September 2002 in Braunschweig, FAL Braunschweig. *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft* **239**: 97-98.
- PÁL, R. & CSETE, S. (2008): Comparative analysis of the weed composition of a new energy crop (*Elymus elongatus* subsp. *ponticus* [PODP.] MELDERIS cv. SZARVASI-1) in Hungary. *Journal of Plant Diseases and Protection* **21**: 215-220.
- PLACHTER, H., STACHOW, U. & WERNER, A. (2005): *Methoden zur Naturschutzfachlichen Konkretisierung der "Guten Fachlichen Praxis" in der Landwirtschaft*. Landwirtschaftsverlag Münster: 330 S.
- PETIT, S., BOURSALT, A., LE GUILLOUX, M., MUNIER-JOLAIN, N. & REBOUD, X. (2010): Weeds in agricultural landscapes. A review. *Agronomy for Sustainable Development* **31**: 309-17.
- PONITKA, J., LENZ, V. & THRÄN, D. (2011): Energetische Holznutzung. Aktuelle Entwicklungen vor dem Hintergrund von Klima- und Ressourcenschutz. *Forschungsreport* **1/2011**: 20-22.
- RADEMACHER, B. (1948): Gedanken über Begriff und Wesen des „Unkrauts“. *Zeitschrift für Pflanzenkrankheiten (Pflanzenpathologie) und Pflanzenschutz* **55**: 1-10.
- RENNWALD, E. (2000): Verzeichnis und Rote Liste der Pflanzengesellschaften Deutschlands. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **35**: 820 S.
- RIES, C. (1992) Überblick über die Ackerunkrautvegetation Österreichs und ihre Entwicklung in neuerer Zeit. *Dissertationes Botanicae* **187**: 188 S.

- ROBERTSON, G.P., DALE, V.H., DOERING, O.C., HAMBURG, S.P., MELILLO, J.M., WANDER, M.M., PARTON, W., ADLER, P.R., BARNEY, J.N., CRUSE, R.M., DUKE, C.S., FEARNSIDE, P.M., FOLLETT, R.F., GIBBS, H.K., GOLDEMBERG, J., MLADENOFF, D.J., OJIMA, D., PALMER, M.W., SHARPLEY, A., WALLACE, L., WEATHERS, K.C., WIENS, J.A. & WILHELM, W.W. (2008): Sustainable biofuels redux. *Science* **322** (5898): 49-50.
- ROBINSON, R.A. & SUTHERLAND, W.J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. *Journal of Applied Ecology* **39**: 157-176.
- RÖSER, B. (1990): *Grundlagen des Biotop- und Artenschutzes*. Ecomed-Verlagsgesellschaft, Landsberg: 176 S.
- SCHÄFER, R. & ORTINGER, W. (2007): Holz: Rückgrat im Biomassemix Bayerns. *LWF aktuell* **61**: 4-6.
- SCHEFFER, K. (1992): Brennstoffe aus Biomasse – eine bedeutende Energiequelle für die Zukunft. *Mais: Zeitschrift für Forschung, Produktionstechnik und Ökonomik* **20** (2): 30-33.
- SCHEFFER, K. (1998): Ein produktives, umweltfreundliches Ackernutzungskonzept zur Bereitstellung von Energie und Wertstoffen aus der Vielfalt der Kulturpflanzen - Ansätze für neue Wege. *Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg* **27**: 65-80.
- SCHEFFER, K. (2003): Der Anbau von Energiepflanzen als Chance einer weiteren Ökologisierung der Landnutzung. *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* **15** (46. Jahrestagung der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften, Gießen): 114-119.
- SCHEFFER, K. & STUELPNAGEL, R. (1993): Wege und Chancen bei der Bereitstellung des CO₂-neutralen Energieträgers Biomasse – Grundgedanken zu einem Forschungskonzept. *Der Tropenlandwirt*, Beiheft **49**: 147-161.
- SCHELLHORN, N.A. & SORK, V.L. (1997): The impact of weed diversity on insect populations dynamics and crop yield in collards, *Brassica oleracea* (Brassicaceae). *Oecologia* **111** (2): 233-240.
- SCHULTZE, C. & KÖPPEL, J. (2007): Gebietskulissen für den Energiepflanzenanbau. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **39** (9): 269-272.
- SEIFERT, C. (2013): How do different bioenergy plant production systems affect farmland phyto-diversity? – In: MANTILLA-CONTRERAS, J. (ed.): *Book of abstracts "Open Landscapes – Ecology, Management & Nature Conservation"*. Hildesheim: 126.
- SEMERE, T. & SLATER, F. M. (2007): Ground flora, small mammal and bird species diversity in miscanthus (*Miscanthus giganteus*) and reed canary-grass (*Phalaris arundinacea*) fields. *Biomass and Bioenergy* **31** (1): 20-29.
- SQUIRE, G.R., BROOKS, D.R., BOHANDA, D.A., CHAMPION, G.T., DANIELS, R.E., HAUGHTON, A.J., HAWES, C., HEARD, M.S., HILL, M.O., MAY, M.J., OSBORNE, J.L., PERRY, J.N., ROY, D.B., WOIWOD, I.P. & FIRBANK, L.G. (2003): On the rationale and interpretation of the Farm Scale Evaluations of genetically modified herbicide-tolerant crops. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* **358** (1439): 1779-1799.
- STATISTISCHES BUNDESAMT (2012): Landwirtschaftlich genutzte Fläche rückläufig, Erntemengen legen zu. Pressemitteilung vom 15. Oktober 2012 – 360/12
- STORKEY, J., MEYER, S., STILL, K.S. & LEUSCHNER, C. (2012): The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* **279** (1732): 1421-1429.

- SUDFELDT, C., WAHL, J., MITSCHKE, A., FLADE, M., SCHWARZ, J., GRÜNEBERG, C., BORSCHERT, M. & BERLIN, K. (2010): Vogelmonitoring in Deutschland – Ergebnisse und Erfahrungen. - In: DOERPINGHAUS, A., DRÖSCHMEISTER, R. & FRITSCHKE, B. (Hrsg.): Naturschutz-Monitoring in Deutschland. Stand und Perspektiven. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* **83**: 99-117.
- SWANTON, C.J. (1996): Weed science beyond the weeds: the role of integrated weed management (IWM) in agroecosystem health. *Weed Science* **44** (2): 437-445.
- TLL - THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT (2013): *Optimierung des Anbauverfahrens für Ganzpflanzengetreide inklusive Arten- und Sortenmischungen für die Biogas-erzeugung*. Abschlussbericht. Jena: 29 S.
- TÜXEN, R. (1962): Gedanken zur Zerstörung der mitteleuropäischen Ackerbiozoenosen. *Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft*. N.F. **9**: 69-91.
- U.S. ENERGY INFORMATION ADMINISTRATION (2011): Annual Energy Review 2011. Zugriff am 12.03.2013 - http://www.eia.gov/totalenergy/data/annual/pdf/sec10_2.pdf
- VOLLRATH, B. & KUHN, W. (2010): Wildpflanzen für Biogas - die Zukunft? *Veitshöchheimer Berichte* **141**: 33-39.
- VOLLRATH, B. & KUHN, W. (2011): Wildpflanzen geben Biogas. *Biogas Journal*, Sonderheft Energiepflanzen: 30-33.
- VTI - JOHANN HEINRICH VON THÜNEN-INSTITUT (2013): Agroforstsysteme als eine an zunehmende Trockenheit angepasste Form der Landnutzung - Teilvorhaben: Bereitstellung von angepasstem Pflanzmaterial der Robinie. Zugriff am 23.09.2013 www.ti.bund.de/de/startseite/top-navigation/impressum.html
- WAGENITZ, G. & MEYER, G. (1981): Die Unkrautflora der Kalkäcker bei Göttingen und im Meißnervorland und ihre Veränderungen. *Tuexenia* N.S. **4**: 25-37.
- WALDHARDT, R., OTTE, A., SIMMERING, D. & GINZLER, O. (2011): Biogas gegen Biodiversität? *DLG-Mitteilungen* **3/2011**: 20-23.
- WAHL, J., DRÖSCHMEISTER, R., LANGGEMACH, T. & SUDFELDT, C. (2011): *Vögel in Deutschland – 2011*. Eigenverlag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten e.V., Münster: 76 S.
- WEIH, M. (2009): Genetic and environmental variation in spring and autumn phenology of biomass willows (*Salix* spp.): effects on shoot growth and nitrogen economy. *Tree Physiology* **29** (12): 1479-1490.
- WEIH, M., KARACIC, A., MUNKERT, H., VERWIJST, T. & DIEKMANN, M. (2003): Influence of young poplar stands on floristic diversity in agricultural landscapes (Sweden). *Basic and Applied Ecology* **4** (2): 149-156.
- WEIL, R.R. (1982): Maize-weed competition and soil erosion in unweeded maize. *Tropical Agriculture* **59** (3): 207-213.
- WELK, E. (2002): Arealkundliche Analyse und Bewertung der Schutzrelevanz seltener und gefährdeter Gefäßpflanzen Deutschlands. BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (Hrsg.) *Schriftenreihe für Vegetationskunde* **37**: XVI + 337 S.
- WERNER, A., HUFNAGEL, J., GLEMNITZ, M. & WENKEL, K.-O. (2005): Energiepflanzen – Erzeugung nach guter fachlicher Praxis. *Natur und Landschaft* **80** (9/10): 430-434.
- WICHTMANN, W. & SCHÄFER, A. (2005): Energiegewinnung von ertragsschwachen Ackerstandorten und Niedermooren - Standortgerechte Bewirtschaftung zur Offenhaltung der Landschaft in Nordostdeutschland. *Natur und Landschaft* **80** (9/10): 421-425.
- WIEHE, J., VON RUSCHKOWSKI, E., RODE, M., KANNING, H. & VON HAAREN, C. (2009): Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Landschaft. Am Beispiel des Maisanbaus für die Biogasproduktion in Niedersachsen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* **41** (4): 107-113.

- WILSON, J.D., MORRIS, A.J., ARROYO, B.E., CLARK, S.C. & BRADBURY, R.B. (1999): A review of the abundance of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **75**: 13-30.
- WOLTERS, D. & BESTE, A. (2000): Biomasse-ökologisch und sozial verträglich. *Ökologie & Landbau* **116**: 4 S.
- ZALF - LEIBNIZ-ZENTRUM FÜR AGRARLANDSCHAFTSFORSCHUNG E.V. (2013): *Wege zur naturschutzgerechten Erzeugung von Energiepflanzen für Biogasanlagen: Verfahren, Betriebe, Rahmenbedingungen*. Endbericht. Müncheberg: 161 S. + Anhang.

7 Zusammenfassung / Summary

Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen: Ergebnisse einer Literaturstudie

Die intensive landwirtschaftliche Flächennutzung ist zweifellos Hauptursache des immer noch anhaltenden Rückganges der Agrobiodiversität in Mitteleuropa. Obwohl einzelne Studien indirekte positive Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Artenvielfalt in Agrar-Ökosystemen gefunden haben, überwiegen Befürchtungen über dessen direkte negative Folgen.

In einer vom Bundesamt für Naturschutz geförderten Literaturstudie wurden wissenschaftliche Fakten zu den Auswirkungen des Biomasseanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen zusammengestellt und eine erste Bewertung vorgenommen. Die Auswertung beschränkt sich ausschließlich auf Ergebnisse aus den temperaten Zonen Eurasiens und Nordamerikas.

Über 350 Publikationen wurden im Hinblick auf Erkenntnisse, die für die oben skizzierte Fragestellung relevant sein könnten, geprüft. Es wurden jedoch nur 22 Publikationen zum Thema Segetalvegetation gefunden. In den meisten Studien wurden nur Artenzahlen als Diversitäts-Parameter herangezogen, Artenlisten fehlten jedoch oftmals. Angaben zum Deckungsgrad oder zur Artenzusammensetzung werden in den ausgewerteten Studien nur zum Teil aufgeführt.

Der Anbau von Energiepflanzen birgt sowohl Chancen als auch Risiken hinsichtlich der Phytodiversität von Ackerflächen. So können einerseits einjährige Energiepflanzen eine ökologische Aufwertung der Fruchtfolge bewirken und so durchaus einen Beitrag zur Artenvielfalt auf Landschaftsebene leisten, indem sie neuartige Habitate in eher monotonen Agrarlandschaften schaffen. Auf der anderen Seite sind mit der derzeitigen Ausweitung der Biomasseproduktion im deutschen Ackerland meist eine Monotonisierung der Feldfruchtvielfalt und eine Verengung der Fruchtfolge verbunden. Vor allem der zunehmende Anbau von Mais muss in Hinblick auf die Phytodiversität der Ackerlandschaft kritisch gesehen werden. Untersuchte Maisfelder wiesen in der Mehrzahl der Studien meist die mit Abstand geringsten Artenzahlen auf.

Zahlreiche Studien haben gezeigt, dass in Energieholz-Kurzumtriebsplantagen (KUP) und in *Miscanthus*-Beständen höhere Artenzahlen und Deckungswerte der Segetalflora als in benachbarten konventionellen Getreideschlägen vorhanden sind. Mehrjährige Biomassekulturen zeigen in den ersten Jahren nach der Etablierung der Energiepflanzen eine Erhöhung der floristischen Artenvielfalt, aufgrund der geringen Deckung und der alljährlich ausbleibenden Störung. Begünstigt durch die Lichtverhältnisse dominieren zunächst annuelle Arten, die jedoch bereits nach 2-3 Jahren von konkurrenzstärkeren perennen Arten verdrängt werden. Langzeitstudien über die Auswirkungen des *Miscanthus*-Anbaus auf die Segetalvegetation sind bisher nicht bekannt, aber dringend erforderlich. Über relativ neu eingeführte, oft noch in Erprobung befindliche Dauerkulturen zur Biomasseproduktion wie Riesen-Weizengras oder Ansaat-Blümmischungen liegen aktuell noch keine Ergebnisse zu den Auswirkungen auf die Segetalflora vor. Vor dem Hintergrund des Klimawandels wird sich das Kulturartenspektrum von Nahrungs- und Energiepflanzen in den kommenden Jahrzehnten zweifellos erheblich wandeln. Schnellwachsende, im späten Frühjahr bestellte und viel Biomasse produzierende annuelle Kulturen wie z.B. die Sorghum-Arten könnten in einem wärmeren und z.T. trockeneren Klima an Bedeutung gewinnen. Die biozönotischen Auswirkungen einer solchen Entwicklung können heute noch nicht abgeschätzt werden.

The effects of energy crop cultivation on the plant diversity of arable land: results of a literature review

Intensive agricultural land use is undoubtedly the main cause of the continuing decline of agricultural biodiversity in Central Europe. Although some studies have found indirect positive effects of energy crop cultivation on biodiversity in agro-ecosystems, these are outweighed by concerns about its direct negative consequences.

Funded by the German Federal Agency for Nature Conservation (BfN), this literature review has gathered the scientific evidence on effects of biomass cultivation on the phytodiversity of arable land, and made an initial assessment of its impact. The analysis is limited exclusively to results from the temperate zones of Eurasia and North America.

More than 350 publications were evaluated for evidence that could be relevant to the question outlined above. However, only 22 publications focusing on weed vegetation were found. In most studies, only species numbers were used as diversity parameters, and species lists were often missing. Information on species coverage or species composition are only rarely listed in the evaluated studies.

The cultivation of energy crops presents both opportunities and risks for plant diversity on arable land. On the one hand, annual energy crops can cause ecological enhancement of crop rotations, thereby contributing to biodiversity at the landscape level by creating new habitats in otherwise monotonous agricultural landscapes. On the other hand, a reduction in crop diversity and a contraction of crop rotations are mostly connected to the current expansion of biomass production in German farmland. In particular, the increasing cultivation of maize has to be viewed critically in terms of plant diversity of arable landscape, as maize fields were found by the majority of studies to support by far the lowest number of species compared to other crop types.

Numerous studies have shown that higher species numbers and cover values of plants are present in short rotation coppice and in *Miscanthus* stands than in adjacent conventional corn fields. In the first few years after establishment, perennial biomass crops show an increase in floristic biodiversity, as the coverage is still low and they are not exposed to the regular disturbance typical for conventional crop fields. Benefiting from the light conditions, annual species initially dominate. However, they are displaced after 2-3 years of competitive stronger perennial species. Long-term studies on the effects of *Miscanthus*-cultivation on weed vegetation were not found in the review, but are urgently needed. There are currently no data on the effects on the arable flora of relatively newly introduced permanent crops for biomass production, which are often still under trial, such as giant wheat grass or seed mixtures of flowering plants. With the effects of climate change, the spectrum of cultivated species of food and energy crops will greatly transform in the coming decades. Fast-growing, late spring sown annual crops with high biomass production such as sorghum species could increase in importance in a warmer and sometimes drier climate. The biocoenotic impact of the development of such energy crops cannot yet be assessed.

8 Danksagung

Unser Dank gilt dem Bundesamt für Naturschutz (BfN) für die finanzielle Förderung des F+E Vorhabens „Auswirkungen des Energiepflanzenanbaus auf die Phytodiversität von Ackerflächen: Ergebnisse einer Literaturstudie“ (FKZ: 3512 86 0300).

Für die sachkundige Beratung, wertvolle Unterstützung und Literaturhinweise bedanken wir uns bei Jonathan Storkey (Harpenden), Alison Haughton (Harpenden), Guillaume Fried (Montpellier), Gyula Pinke (Mosonmagyaróvár), Robert Pál (Missoula), Felix Herzog (Reckenholz), Franz Essl (Wien), Irene Oberleitner (Wien), Jens Dauber (Braunschweig), Martin Weih (Uppsala), Charlotte Seifert (Göttingen), Inga Mölder (Göttingen) und Michael Glemnitz (Müncheberg). Wir danken weiterhin Astrid Rodriguez (Göttingen) für die stetige Hilfe bei Verwaltungsfragen und die hilfreiche Projektbegleitung, Margaritha Hottmann (Göttingen) für das Korrekturlesen des Textes, Laura Sutcliffe (Göttingen) für die Durchsicht der englischen Zusammenfassung, Charlotte Seifert (Göttingen) für die zur Überlassung bisher unveröffentlichte Daten aus dem BEST-Projekt sowie Dr. Stefan Nehring (Bonn) als Fachbetreuer des Projektes und Dr. Uwe Schippmann (Bonn) als Leiter des betreuenden Fachgebietes im BfN.

Für die Überlassung von Bild- und Grafikmaterial sei Gerd Dettmer (Kettenkamp), Michael Glemnitz (Müncheberg), Frank Gottwald (Parlow), Sebastian Heintschel (Hohenheim), Norbert Lamersdorf (Göttingen), Kristin Nerlich (Rheinstetten), Robert Pál (Missoula), Gyula Pinke (Mosonmagyaróvár), Benedikt Sauer (Göttingen), Charlotte Seifert (Göttingen), Fred Slater (Bridgehill), der Unteren Naturschutzbehörde im Landkreis Verden, der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe e.V. (FNR) (Gülzow-Prüzen), der Zürn Harvesting GmbH & Co. KG (Schöntal-Westernhausen) und der European Environment Agency (EEA) (Kopenhagen) gedankt.