

EVALUIERUNG LE07-13



Bewertung des biologischen Ackerbaus und ökologischer Begleithabitate hinsichtlich ihrer agrarökologischen Leistungen im österreichischen Trockengebiet
Abschlussbericht

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raums: Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.

LE 07-13
Entwicklung für den Ländlichen Raum



lebensministerium.at

Bewertung des biologischen Ackerbaus und ökologischer Begleithabitate hinsichtlich ihrer agrarökologischen Leistungen im österreichischen Trockengebiet

Abschlussbericht, Wien 2014

Diese Publikation wurde im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft im Rahmen der ÖPUL-Evaluierung LE07-13 erstellt.

Projektleitung:

Univ. Prof. Dr. Bernhard Freyer (bernhard.freyer@boku.ac.at)

Koordination:

DI Andreas Surböck (andreas.surboeck@boku.ac.at), DI Markus Heinzinger, Ao.Univ.Prof. Dr. Jürgen K. Friedel, DI Dr. Thomas Schauppenlehner, Mag. Agnes Schweinzer

Universität für Bodenkultur Wien (BOKU)
Department für Nachhaltige Agrarsysteme (DNAS)
Institut für Ökologischen Landbau (IFÖL)
Gregor-Mendel-Strasse 33, A-1180 Wien
0043 /1/ 47654 - 3750 (Fax -3792)



Universität für Bodenkultur Wien

Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich
Doblhoffgasse 7/10, A-1010 Wien



Mit **Beiträgen** von Gabriele Bassler, Karl-Georg Bernhardt, Andreas Briefer, Josef Eitzinger, Bernhard Freyer, Jürgen K. Friedel, Thomas Gerersdorfer, Agnes Gumpelmair, Patrick Hann, Markus Heinzinger, Wolfgang Holzner, Andreas Klik, Johannes Krammer, Monika Kriechbaum, Bernhard Kromp, Daniel Laubhann, Marie-Louise Oschatz, Bärbel Pachinger, Barbara Prochazka, Birgit Putz, Pascal Querner, Stefanie Rüscher, Thomas Schauppenlehner, Harald Schmid, Agnes Schweinzer, Margit Seiberl, Mathilde Stallegger, Andreas Surböck, Claus Trska, David Wedenig und Fabian Znojensky

Umschlagfoto:

DI Markus Heinzinger

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION



Europäischer Landwirtschaftsfonds
für die Entwicklung des ländlichen
Raums: Hier investiert Europa in
die ländlichen Gebiete.



INHALTSVERZEICHNIS

1	ZUSAMMENFASSUNG DER TEILPROJEKTERGEBNISSE.....	4
2	EINLEITUNG	11
2.1	FRAGESTELLUNG UND ZIELSETZUNG	11
2.2	PROJEKTSTRUKTUR.....	12
3	DATENGRUNDLAGEN UND METHODEN	14
3.1	BIOBETRIEB RUTZENDORF	14
3.1.1	Biologische Bewirtschaftung.....	17
3.1.2	Ökologische Begleithabitate: Nützlings- und Blühstreifen, Hecken und Baumreihen	19
3.2	KLEINPRODUKTIONSGBIET MARCHFELD	21
3.2.1	Lage und Bodenverhältnisse	21
3.2.2	Klima- und Witterungsverhältnisse	21
3.2.3	Bewirtschaftungsstruktur	23
3.3	GESAMTKONZEPT LANGZEITMONITORING MUBIL.....	28
4	BERICHTE DER TEILPROJEKTE.....	35
4.1	TEILPROJEKT 1: PFLANZENBAU UND BODENFRUCHTBARKEIT	35
4.2	TEILRPOJEKT 3: BODENWASSERHAUSHALT UND EROSION.....	60
4.3	TEILRPOJEKT 6: BODENZOOLOGIE	76
4.4	TEILPROJEKT 7: NÜTZLINGE.....	86
4.5	TEILPROJEKT 8: ACKERBEGLEITFLORA UND DIASPOREN.....	99
4.6	TEILRPOJEKT 11: WILDBIENEN / NATURSCHUTZBIOLOGIE.....	124

1 ZUSAMMENFASSUNG DER TEILPROJEKTERGEBNISSE

Auf einem biologisch bewirtschafteten Marktfruchtbetrieb im Marchfeld in Niederösterreich (Biobetrieb Rutzendorf) wird seit dem Jahr 2003 eine umfassende Langzeituntersuchung zur Dokumentation und Entwicklung des biologischen Landbaus durchgeführt. Im Rahmen eines interdisziplinären Forschungsprojekts (MUBIL) werden die Wirkungen der Umstellung und langfristigen biologischen Bewirtschaftung auf Bodenkennwerte, den Wasserhaushalt, auf die Pflanzengesellschaften, das Ertragspotential der Kulturpflanzen und die Fauna anhand ausgewählter Eigenschaften erfasst. Auf Ackerflächen des Betriebes wurden Nützlings- und Blühstreifen mit unterschiedlichen Blümmischungen angelegt.

Im vorliegenden Evaluierungsprojekt wurden die Auswirkungen der „Biologischen Wirtschaftsweise“ auf Biodiversität, Bodenqualität und klimarelevante Gase und von ökologischen Begleithabitaten (Nützlings- und Blühstreifen, Hecken und Baumreihen) auf die Biodiversität an Hand unterschiedlicher Indikatoren untersucht. Der vorliegende Projektbericht enthält die Ergebnisse der Jahre 2012 und 2013, teilweise auch noch Auswertungen vom Jahr 2011. Um längerfristige Trends darzustellen, wurden die Ergebnisse mit den bisherigen Untersuchungsjahren des Langzeit-Monitorings ausgewertet und diskutiert.

Inwieweit der Biobetrieb Rutzendorf **Kriterien der Nachhaltigkeit** entspricht, wurde anhand ausgewählter ökologischer Indikatoren (N-, P-, K-Saldo, Humussaldo, Energieintensität und Treibhausgasemissionen) mit der Agrarsoftware REPRO überprüft und bewertet. Die Berechnungen erfolgten für vier Düngungssysteme bzw. -varianten über die Jahre 2005 bis 2012. Der Leguminosenanteil der Fruchtfolge lag bei allen Varianten bei 25 % Luzerne und ca. 11 % Erbsen, der Zwischenfruchtanteil war 37,5 %.

Die untersuchten Düngungsvarianten (DV) unterscheiden sich in viehlose (DV 1, DV 2 und DV 4) bzw. viehhaltende Systeme (DV 3), in der Nutzungsform der Luzerne und in der Zufuhr organischer Dünger: DV 1: nur Gründüngung (GD) mittels Luzernemulch; (Luzerne im zweijährigen Hauptfruchtanbau); DV 2: GD + Biotonnenkompost zugeführt (äquivalent dem Phosphor-Entzug der Fruchtfolge); DV 3: Luzerne und Stroh abgeführt + Stallmist zugeführt (äquivalent zu Raufutter- und Strohentzug); seit 2008 auf einem Schlag ein Versuch: DV 4: Luzerne abgeführt + Agrogasgülle zugeführt (äquivalent zu Raufutterentzug).

In DV 1 (nur Gründüngung) und DV 3 (Luzerne und Stroh abgeführt, Stallmist zugeführt) wurden positive Humusbilanz- und Stickstoff-Bilanzsalden ermittelt, die im optimalen Nachhaltigkeitsbereich hinsichtlich Ertragssicherheit, Stickstoffverlustrisiko und Einstellung standortgerechter Humusgehalte liegen. In DV 2 (Gründüngung + Biotonnenkompost) ergab die Berechnung aufgrund der zusätzlichen Zufuhr von Stickstoff und Kohlenstoff über den Biotonnenkompost vor allem beim Humussaldo einen sehr hohen Bilanzwert. Das Stickstoffverlustrisiko wird jedoch als gering eingeschätzt, da der Stickstoff im Kompost zum überwiegenden Teil organisch gebunden ist und nur langsam mineralisiert wird. Darüber hinaus lag der N-Saldo dieser Variante nur geringfügig über dem Optimalbereich. Negative Phosphor-Salden, vor allem in DV 1, können mittelfristig über eine Phosphornachlieferung aus den hohen Gehalten an Gesamtphosphor und organisch gebundenem Phosphor im Boden ausgeglichen werden. Aufgrund des geringen Inputs fossiler Energie (kein Mineräldüngereinsatz) und der hohen C-Zufuhr über Luzerne und Gründüngung sowie Stallmist oder Biotonnenkompost, die auch zu einer entsprechenden C-Speicherung im Boden führte, lag das flächenbezogene Treibhausgaspotential auf einem niedrigen Niveau. DV 4 (Luzerne abgeführt, Agrogasgülle zugeführt) wurde nur in einem Versuch geprüft. Die Werte der Indikatoren dieser Variante waren ähnlich den Werten der DV 1 und DV 3 und lagen damit ebenfalls weitgehend im optimalen Bewertungsbereich. Zusammenfassend kann die Nachhaltigkeit und

Umweltwirkung der Bewirtschaftung des Biobetriebes abgestuft in vier Düngungsvarianten als gut bis sehr gut beurteilt werden.

Die Höhe der Bilanzsalden wird neben den Standort- und Bodenverhältnissen von zahlreichen Faktoren wie dem Ertragsniveau, dem Energieeinsatz, der Fruchtfolge und deren Anteilen an Getreide, Hackfrüchten und an Leguminosen, insbesondere dem Anteil an Futterleguminosen und deren Nutzung, dem Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten, der Strohdüngung oder Strohabfuhr und der organischen Düngung bestimmt. Der Vergleich der Humus- und Stickstoffsalden der einzelnen Kulturen der Fruchtfolge am Betrieb zeigte die hohe Bedeutung von Leguminosen, vor allem der Futterleguminose Luzerne, für die Humus- und Stickstoffversorgung der gesamten Fruchtfolge.

Seit dem Jahr 2003 wurden am Biobetrieb Rutzendorf die Auswirkungen der biologischen Bewirtschaftung auf maßgebliche **bodenphysikalische Parameter** und den **Bodenwasserhaushalt** untersucht. Die Infiltrationsrate von Niederschlagswasser, gemessen über den Wasserdurchlässigkeitsbeiwert, hat sich im Laufe der Jahre erhöht. Ebenso zeigen die Werte zur Aggregatstabilität positive Tendenzen. Infolge stabilerer Aggregate sind diese Böden wesentlich widerstandsfähiger gegen klimarelevante Auswirkungen wie etwa mögliche Zunahmen der Erosivität der Böden über Niederschläge und/oder Windereignisse. Diese positiven Trends der untersuchten Parameter zeigen, dass biologischer Landbau zu einer Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und Bodengesundheit führt. Ursachen für diese Veränderungen sind auf die Fruchtfolge, vor allem auf den Anbau der zweijährigen Luzerne und generell von Kulturen in der Fruchtfolge mit einem dichteren Wurzelsystem zurückzuführen. Diese Kulturen haben auch positive Auswirkungen auf die Trockendichte und damit auch auf den Porenanteil. Ein höherer Porenanteil im Boden bewirkt eine höhere und raschere Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens und somit einen geringeren Abfluss bei Starkregenereignissen. Unterschiede in den vier Düngungsvarianten konnten aus den bisherigen Ergebnissen nicht nachgewiesen werden.

Die bodenphysikalischen Daten am Biobetrieb Rutzendorf wurden auf Schlag 1 (Kleinparzellenversuch S1M mit mittlerer Bodenbonität und Referenzparzelle S1G mit geringer Bodenbonität) erhoben. Die Fruchtfolge auf diesem Schlag in den Jahren 2003 bis 2013 war:

Sommergerste (mit Zwischenfrucht) – Wintergerste – Luzerne – Luzerne – Winterweizen (mit Zwischenfrucht) – Körnermais – Sommergerste (mit Zwischenfrucht) – Körnererbse (mit Zwischenfrucht) – Winterweizen – Winterroggen – Luzerne.

Aus den Ergebnissen zur Entwicklung der Bodenstruktur, pflanzenbaulicher und wirtschaftlicher Daten können folgende Empfehlungen für die praktische Bewirtschaftung biologischer Ackerbaubetriebe abgeleitet werden:

- Um die Nachhaltigkeit und Ertragsfähigkeit eines Anbausystems langfristig zu gewährleisten, ist laufend in die Bodenfruchtbarkeit zu investieren. Die Einschätzung der aktuellen acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen erfolgt über die Bewertung der Bodenstruktur mittels Spatenprobe. Die Nachhaltigkeit des Anbausystems ist über chemische Bodenanalysen zur Prüfung der Humus- und Nährstoffsituation sowie der Berechnung von Humus- und Nährstoffbilanzen über eine Fruchtfolgerotation zu beobachten. Aus den Ergebnissen sind entsprechende fruchtfolge-, pflanzen- und ackerbauliche Handlungsmaßnahmen abzuleiten. Orientierung gebend ist ein auf jedem Schlag innerhalb einer Fruchtfolgerotation ausgeglichener Humushaushalt.

- Futterleguminosen weisen eine hohe Stickstoffbindungsleistung auf und wirken über den Eintrag an organischer Substanz – Wurzel- und Ernterückstände – sowie Bodenruhe stark humusmehrend und strukturaufbauend sowie fördernd von einer Reihe an Bodeneigenschaften und -prozessen. Aufgrund ihres hohen Vorfruchtwertes haben sie wesentlichen Einfluss auf die Ertragshöhe und Qualität der nachfolgenden Kulturen. Der mit einem mehrjährigen Luzerneanbau verbundene hohe Wasserverbrauch kann allerdings das Risiko von Ertragsdepressionen der nachfolgenden Marktfrüchte bei trockenen Witterungsbedingungen erhöhen. Das Potential optimierter Luzerneumbruchverfahren wäre diesbezüglich zu prüfen (frühzeitiger Umbruch mit / ohne nachfolgender Gründüngung).
Als zentrales Element der Fruchtfolge sind daher auch in viehlosen Ackerbaubetrieben gewisse Anteile an Futterleguminosen, wie Luzerne oder Klee gras oder andere kleinsamige Leguminosen, unverzichtbar.
- Der Zwischenfruchtanbau ist gleichermaßen mit seinen multifunktionalen Wirkungen (z.B. Nährstoffbindung und -bereitstellung, Verbesserung der Bodenstruktur, Humuswirkung, ...) ein wesentlicher Bestandteil des Anbausystems. Zur Ausschöpfung des Potentials der Futterleguminosen und der Zwischenfrüchte zur Humusmehrung sind gut entwickelte Bestände mit hoher Biomassebildung anzustreben. Für die Stabilisierung der Bodenstruktur sind vielfältige Zwischenfruchtmischungen aus Pflanzenarten mit differenzierter Wurzel ausprägung (z.B. tief- und flachwurzelnde Arten) zu empfehlen.
- Biotonnekompost bietet die Möglichkeit der externen Nährstoffzufuhr und ist gleichzeitig ein organischer Dünger mit hohem Potential zum Humusaufbau. Auf viehlosen Biobetrieben mit intensiveren Fruchtfolgen (hohen Hackfrucht- und/oder Feldgemüseanteilen und abnehmenden Anteilen an (Futter-)Leguminosen) kann mit der Düngung von Biotonnekompost eine negative Humusbilanz mittelfristig ausgeglichen werden. Allerdings kann der Kompost die Durchwurzelungsleistung der Futterleguminosen sowie andere Wirkungen nicht ersetzen. Der Einsatz von Kompost ist auch in Betrieben zu empfehlen, die negative Phosphor-Bilanzen aufweisen und/oder deren Böden eine geringere P-Verfügbarkeit zeigen.
- Eine Möglichkeit der Nutzung des Luzerneaufwuchses in reinen Ackerbaubetrieben liegt in der Zusammenarbeit mit viehhaltenden Betrieben. Im Tausch Luzerne gegen Stallmist erhält der Betrieb einen zeit- und räumlich flexibel einsetzbaren Dünger mit hoher Qualität in Bezug auf den Humusaufbau. Der Stallmist kann gezielt zur Ertragsverbesserung und Qualitätssicherung von Kulturen in einer weniger bevorzugten Stellung in der Fruchtfolge eingesetzt werden. Da eine zu hohe Stickstoffabfuhr über die Luzerne auch negative Ertragswirkungen auf die unmittelbaren Nachfrüchte der Luzerne hat, ist nur eine Kombination aus Schnitt/Abfuhr (z.B. nur der erste Schnitt) und Mulchen der Luzerne zur Gründüngung zu empfehlen. Damit wären auch die Voraussetzungen für den Erhalt der Bio-Förderung (ÖPUL), bei der zumindest eine teilweise Nutzung der Futterleguminosen erfolgen muss, erfüllt.

Die Artenzahlen und Dichten der **Bodentiere** Collembolen (Springschwänze) haben zwar in den biologisch bewirtschafteten Flächen seit Versuchsbeginn 2003 teilweise zugenommen (vor allem in Zusammenhang mit dem Luzerneanbau), es kam aber immer wieder zu einem Zusammenbruch der Populationen, was auf strenge Winter und die intensive Bodenbearbeitung mit dem Pflug zurückgeführt wird. Bei den Regenwürmern konnte keine Verbesserung der Abundanzen oder Artenzahlen zwischen 2004 und 2012 auf den biologischen Ackerflächen festgestellt werden. Am häufigsten wurden Regenwürmer in den Nützlings- und Blühstreifen und Hecken am Biobetrieb angetroffen, die grundsätzlich einen attraktiven Lebensraum für Bodentiere darstellen (Zunahme der Regenwurmpopulation seit 2004, besonders in den

Nützlings- und Blühstreifen). Aber auch hier sind die Abundanzen niedrig, sodass vermutlich nur wenige Tiere und wenn, selten aus diesen Ausgleichsflächen in die angrenzenden Ackerflächen einwandern. Eine nachhaltige Weiterentwicklung der Bodenfauna über die biologische Bewirtschaftung konnte daher bisher nicht bestätigt werden. Als mögliche Gründe dafür werden die geringen Artenzahlen zu Beginn der Untersuchung nach konventioneller Wirtschaftsweise, die intensive Pflug-Bodenbearbeitung, die Sommertrockenheit und Winterkälte des pannonischen Klimas sowie die verinselte Lage der Flächen inmitten der überwiegend intensiv genutzten Agrarregion gesehen.

Zusätzlich zu den bereits umgesetzten Maßnahmen (geringe Phasen offener Ackerflächen, Luzerne- und Zwischenfruchtanbau, Einbringung von org. Substanz von außen), ist eine Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität zu empfehlen. Nur so können die Lebensbedingungen der Bodentiere drastisch und auch langfristig verbessert werden. Das gilt vor allem für die funktionell sehr wichtige Gruppe der tiefgrabenden anözischen Regenwürmer (*Lumbricus terrestris* und weitere Arten). Ob die Veränderung der Bodenbearbeitung jedoch zu einer Zunahme der Regenwürmer führen wird, ist offen (Isoliertheit des Standortes; intensive Landwirtschaft im Umfeld).

Generell sind zur Förderung der Bodenfauna in Biobetrieben folgende acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen zu empfehlen:

- Vielfältige Fruchtfolgen mit mehrjährigen Futterleguminosen (z.B. Luzerne) und dem Anbau von artenreichen Zwischenfrüchten und Untersaaten
- Zeitlich kurze Phasen offener Ackerflächen, der Boden sollte so häufig und so lange als möglich mit Pflanzenresten/Vegetation bedeckt sein
- Erhöhung der organischen Substanz des Bodens über organische Düngung
- Schonende und reduzierte Bodenbearbeitung: keine bzw. möglichst wenig wendende Bodenbearbeitung, weitgehender Verzicht auf schnell rotierende Bodenbearbeitungsgeräte, geringe Bodenbearbeitungstiefe und Vermeidung von Bodenverdichtungen
- Einbettung der Ackerflächen in einen Biotopverbund mit ökologischen Ausgleichsflächen wie z.B. Hecken und Blühstreifen

Seit 2003 wurden Untersuchungen zur Oberflächenvegetation und dem Diasporenvorrat der **Ackerwildkräuter (Beikräuter)** im Biobetrieb Rutzendorf durchgeführt. In den Jahren 2007/2008 und 2012 wurden diese durch Umgebungskartierungen der Vegetation rund um den Biobetrieb ergänzt.

Nach Schwankungen in den ersten Jahren der Untersuchungen kam es ab 2007 zu einem Anstieg der Artenzahlen in der Diasporenbank und auf der oberflächlichen Vegetation. In den folgenden Jahren gingen die Artenzahlen in der oberflächlichen Vegetation jedoch wieder zurück. Insgesamt blieben die Artenzahlen in der oberflächlichen Vegetation über die Jahre auf einem ähnlichen Niveau, wobei in den einzelnen Jahren immer nur ein kleiner Ausschnitt aus dem gesamten Artenspektrum auf den Äckern zu finden war. Die Düngungsvarianten zeigten bislang keinen Einfluss. Die Diasporenmengen korrelierten in ihrer Menge mit der Oberflächenvegetation und beide hingen wiederum stark von der angebauten Kulturart ab. In Luzerne und Erbse, aber auch Mais und Winterroggen konnten die meisten Arten und höhere Deckungen gefunden werden. In den Folgejahren nach den Kulturen gingen die oberflächlichen Arten- und Diasporenzahlen jedoch wieder stark zurück, wodurch kein negativer Einfluss durch hohe Beikrautkonkurrenz für die Praxis angenommen werden kann.

Dass die Entwicklung der Artenzahlen am Biobetrieb bisher nur langsam und unstet erfolgte, wird auf verschiedene Ursachen zurückgeführt. Die guten Bodenbedingungen am Standort führten in Kombination mit einer entsprechenden Nährstoffversorgung über die Fruchtfolge und höheren Saatstärken meist zu dichteren Getreidebeständen, welche den Boden gut beschatteten. Das Artenpotential der Ackerbegleitflora am Standort ist generell niedrig, dokumentiert über die geringen Diasporenmengen im Boden. Eine Samenzufuhr von außen wäre daher für die Erhöhung der Biodiversität am Betrieb notwendig, jedoch ist das Arteninventar der unmittelbaren Umgebung dem des Biobetriebes sehr ähnlich und ebenso niedrig.

Aus den Projektergebnissen und allgemeiner Erfahrungen lassen sich folgende Empfehlung für eine Erhöhung des Artenpotentials der Ackerbegleitflora insbesondere in intensiver bewirtschafteten Ackerbauregionen ableiten:

- Kulturartenvielfalt in der Fruchtfolge sichern, Wechsel zwischen Sommerungen und Winterungen, Einbindung gebietstypischer älterer Kulturpflanzen
- Vernetzung von extensiv bewirtschafteter Flächen bzw. Kulturarten und generell Erhöhung des Anteils dieser Flächen in der Region
- Geringe Bestandesdichten zur Erhöhung des Lichteinfalls auf den Boden
- Einbindung von Streifen oder Flächen ohne mechanische Beikrautregulierung (Striegelfenster) und/oder mit moderater Düngung bzw. Nährstoffzufuhr
- Bedeutende Veränderungen der Ackerbegleitflora sind auch über die Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität (flach und nicht wendend) zu erwarten

Im Jahr 2012 wurde in Fortführung der Projekte MUBIL I bis III im Bio-Betrieb Rutzendorf die epigäische **Arthropodenfauna (Laufkäfer)** auf insgesamt 22 seit 2003 verorteten Aufnahmestrecken an 4 einwöchigen Fangterminen mittels Bodenfallen erfasst. Trocken- und wärmeliebende Laufkäferarten von Agrar- und Ruderalstandorten Ost-Mitteleuropas dominierten. Unter insgesamt 76 nachgewiesenen Arten traten 16 gefährdete Arten der Roten Liste auf. In den Kulturfeldern finden sich deutliche und wiederkehrende Unterschiede in Artenvielfalt und Häufigkeitsverteilung der Laufkäfer in Abhängigkeit vom Feldfrucht-Typ Luzerne, Getreide oder Hackfrucht, nach abnehmender Häufigkeit gereiht. Die Landschaftselemente Hecken, Blühstreifen und grasiger Feldrain sind für die Laufkäfer-Vielfalt wie auch die Populationsstärke typischer Feldarten von besonderer Bedeutung.

Eine intermediäre Rolle zwischen Landschaftselementen und Ackerflächen nehmen die Blühstreifen ein. Sie beherbergen sowohl individuenstarke Populationen der typischen Feldlaufkäfer wie auch seltene Arten trockenwarmer Lebensräume mit schütterer Vegetation. Damit leisten sie einen bedeutenden Beitrag zum Gesamtbestand an gefährdeten Arten und somit zum Naturschutzwert der Ackerflur. Dies gilt vor allem für die jüngeren Blühstreifen mit lückiger, artenreicher Vegetation, während die Artenzahlen der Laufkäfer mit längerer Anlagedauer der Blühstreifen und damit einhergehender fortschreitender Sukzession der Flora abnehmen.

Insgesamt leistet jedes der im Betrieb Rutzendorf untersuchten Landschaftselemente (Windschutzhecke, Baumreihe, Feldrain, Schotterböschung, Brache alt und Blühstreifen) mit ihren angepassten Laufkäfergemeinschaften einen Beitrag, sowohl für den Erhalt seltener, gefährdeter Arten wie auch zur Stabilisierung des Agrar-Ökosystems durch natürliche Schädlingsregulation.

Zur Förderung der Laufkäferfauna auf Ackerflächen und ihres Beitrags zur natürlichen Schädlingsregulation werden für die Praxis folgende Maßnahmen empfohlen:

- Einbettung der Ackerflächen in einen Biotopverbund
- eine möglichst vielgliedrige Fruchtfolge
- ein moderates Düngungsniveau, sowie
- eine tolerierbare Restverunkrautung.

Nach derzeitigem Wissensstand lassen sich folgende Empfehlung für die Anlage von Blühstreifen zur Förderung der Laufkäferfauna ableiten:

- Eine Anlagedauer bzw. Alter der Blühstreifen von 3-5 Jahren ist anzustreben. In älteren Landschaftselementen wurden aber auch Laufkäferarten gefunden, die man als Lebensraumspezialisten bezeichnen kann und die in den Kulturfeldern nicht auftreten. Es sollte daher auch in den Blühstreifen Abschnitte geben, auf denen über einen längeren Zeitraum keine Bodenbearbeitung erfolgt, wohl aber gelegentliches Mulchen oder Mähen, um die Verbuschung bzw. Bewaldung hintanzuhalten.

Seit Projektbeginn 2003 wurden kontinuierlich **Nützlings- und Blühstreifen** (Ökostreifen) mit unterschiedlichen Blümmischungen als 6 m breite Bracheflächen in den Ackerschlägen angelegt. Die über eine Einsaat von Samenmischungen aus autochthonen (regional heimischen) Wildpflanzenarten angelegten Blühstreifen haben über die Jahre die Artenvielfalt der Flora am Standort gesteigert. Nullvarianten ohne Einsaat (nur mit spontaner Sukzession) blieben hingegen über lange Zeit artenarm, d.h., es haben sich nur wenige am Standort vorhandene Arten etabliert.

Die Anlage von Nützlings- und Blühstreifen ist für die **Wildbienenfauna** an einem Standort wie Rutzendorf in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft förderlich. Eingesäte, drei- bis vierjährige Nützlings- und Blühstreifen zeigten die höchste Wildbienen Diversität. Sie wiesen aufgrund gleichzeitig auftretender kurzlebiger und ausdauernder Pflanzenarten ein reichhaltiges Futterpflanzenangebot auf. Auf den älteren Streifen konnten zwar weniger, jedoch in Hinblick auf die Pollenfutterpflanzen als auch auf die Wahl ihres Nisthabitats anspruchsvollere Wildbienenarten festgestellt werden. Beim Vergleich zweier Blümmischungen (Wildkraut- und Wildäsungsmischung) zeigten sich die Streifen mit der Wildkrautmischung von Seiten der Flora artenreicher. Dieser Umstand hatte auch positive Auswirkungen auf die Wildbienenfauna mit signifikant höhere Artenzahlen und Häufigkeiten in der Wildkrautmischung.

Ein Schwerpunkt der Projektphase in den Jahren 2012 und 2013 war die Untersuchung der Wirkung unterschiedlicher Pflegemaßnahmen (Bodenbearbeitung, Bodenbearbeitung und Nachsaat, keine Bodenbearbeitung) in einem mehrjährigen Blühstreifen, mit dem Ziel dessen Biodiversitätsfunktion über einen längeren Zeitraum aufrechtzuerhalten. Die verschiedenen Pflegemaßnahmen zeigten im zweiten Jahr nach Versuchsstart keine signifikanten Unterschiede im Hinblick auf die Artendiversität der Wildbienen. Bei der Variante ohne Bodenbearbeitung war jedoch eine leichte Verschiebung hin zu nicht erwünschten konkurrenzstarken Pflanzenarten mit einer leichten Abnahme der Pflanzendiversität zu beobachten. Es zeigte sich, dass sich eine Bodenbearbeitung, selbst wenn sie nicht so starke Effekte hat, wie erwartet, in die richtige Richtung geht und einen Neustart der Sukzession bewirken kann. Die Initialisierung von artenreichen Blühstreifen erfordert an den meisten Standorten den Einsatz von artenreichen Ansaat-Mischungen, die mit höheren Kosten verbunden sind. Geeignete Pflegemaßnahmen nach einigen Jahren, die einen kompletten Neustart der Fläche nicht nötig machen, könnten diese Kosten weitgehend amortisieren.

Aus den Projektergebnissen lassen sich folgende Empfehlung für die Anlage von Blühstreifen zur Förderung der Wildbienenfauna ableiten:

- Für eine diverse Wildbienenfauna ist die Ausstattung der Blühstreifen mit einem vielfältigen, lang blühenden Pollenfutterpflanzenangebot von Bedeutung. Artenreiche Ansaatmischungen mit Vertretern möglichst vieler Pflanzenfamilien werden empfohlen.
- Langlebige Blühstreifen sind zu bevorzugen. Zur Beibehaltung der Biodiversität auf Dauer wird jedoch empfohlen, einen Anteil an jungen Sukzessionsflächen alle 4-5 Jahre durch einen Umbruch im Herbst (z. B. Pflügen und Eggen) immer wieder neu zu starten.
- Bei Pflegemaßnahmen dürfen nicht alle Flächen zur gleichen Zeit gemäht oder gehäckselt werden. Zeitlich und räumlich differenzierte Eingriffe sind anzustreben.

Luzerne, die in der biologischen Landwirtschaft großflächig angebaut wird, sollte für eine Förderung von Wildbienen zumindest während einer Nutzung pro Jahr zur vollen Blüte kommen, bevor sie geschnitten oder gemulcht wird, um ihre Funktion als Pollenfutterpflanzen erfüllen zu können.

2 EINLEITUNG

2.1 FRAGESTELLUNG UND ZIELSETZUNG

Die Art und die Intensität der Bewirtschaftung der Ackerflächen und der Anteil, die Ausgestaltung und die Verteilung von naturnahen Flächen in der Agrarlandschaft haben wesentliche Bedeutung für die Stabilität von Agrar-Ökosystemen. Im österreichischen Programm für die Entwicklung des ländlichen Raums 2007-2013 werden diese Zusammenhänge unter anderem durch die Agrarumweltmaßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ und die Förderungsvoraussetzungen „Nützlings- und Blühstreifen sowie Biodiversitätsflächen auf Ackerflächen“ und „Naturverträglicher Umgang mit Landschaftselementen“ berücksichtigt.

Im Jahr 2012 lagen in Österreich der Anteil der Bio-Betriebe an allen Betrieben bei 16,5 % und der Anteil der Bio-Fläche an der landwirtschaftlichen Nutzfläche bei 19,7 % (Grüner Bericht, 2013). In den vergangenen Jahren hat sich vor allem der Anteil biologisch bewirtschafteter Ackerflächen kontinuierlich und deutlich gesteigert. Große Zuwachsraten konnten dabei die Bundesländer Niederösterreich und Burgenland verzeichnen. In diesen Regionen sind viele flächenstarke viehlose bzw. viehschwache Ackerbaubetriebe auf die biologische Wirtschaftsweise umgestiegen. Der Bio-Anteil bei den Ackerflächen beträgt österreichweit 14 % (Grüner Bericht, 2013).

Die Umstellung auf die biologische Bewirtschaftung und die Anlage von Nützlings- und Blühstreifen hat Auswirkungen auf den Boden, die Pflanzen und den Naturraum. Wie und in welcher Intensität diese Wirkungen im Einzelnen erfolgen, nach welchen Zeiträumen und unter welchen spezifischen Anbau- und Standortbedingungen sich der Naturhaushalt umstellt und wie biologische Bewirtschaftung und ökologische Begleithabitate interagieren, lässt sich bislang nur punktuell aus Einzelversuchen vermuten. Seit dem Jahr 2003 wird daher auf dem Biobetrieb Rutzendorf der Landwirtschaftlichen Bundesversuchswirtschaften GmbH im Marchfeld in Niederösterreich eine Langzeituntersuchung durchgeführt, um mit einem systemorientierten Versuchsansatz diese komplexen Wirkungszusammenhänge zu erfassen und zu interpretieren (Projekt MUBIL). Mit den fortlaufenden Ergebnissen der Langzeituntersuchung können die agrarökologischen Leistungen des biologischen Ackerbaus und der Nutzen von unterschiedlichen Nützlings- und Blühstreifen beurteilt werden. Hecken sind wichtige Landschaftselemente mit vielfältigen Funktionen in Agrarlandschaften, deren Bedeutung im Rahmen des Projekts untersucht wird. Besonders ist die Lage des Versuchsstandortes in einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Landschaft mit einem sehr niederschlagsarmen Klima.

Im vorliegenden Evaluierungsprojekt wurden im Rahmen der MUBIL-Langzeituntersuchung die Auswirkungen der „Biologischen Wirtschaftsweise“ auf Biodiversität, Bodenqualität und klimarelevante Gase und von ökologischen Begleithabitaten (Nützlings- und Blühstreifen, Hecken und Baumreihen) auf die Biodiversität mit unterschiedlichen Detailzielen untersucht (siehe unten). Es sollen Potentiale für den Aufbau und die Verbesserung bestehender Maßnahmen aufgezeigt werden, sowie Hinweise in Richtung einer hinsichtlich Nachhaltigkeit, Bodenqualität, Biodiversität und Klima optimierten landwirtschaftlichen Nutzungsform gegeben werden.

Detailziele Untersuchung Biologische Wirtschaftsweise:

- Die Nachhaltigkeit und die Umweltverträglichkeit der biologischen Bewirtschaftung am Biobetrieb Rutzendorf und in verschiedenen Praxisszenarien zur Bewirtschaftungsintensität anhand ausgewählter ökologischer Indikatoren (Salden von Humus-, Nährstoff-, Energie und Treibhausgasbilanzen, Nitratkonzentration im Sickerwasser) mit Hilfe der Agrarsoftware REPRO quantitativ bewerten.
- Den Einfluss der biologischen Bewirtschaftung auf die Regenwurmpopulation nach zehn Jahren biologischer Bewirtschaftung feststellen.
- Die zeitliche Veränderung und Dynamik wesentlicher bodenphysikalischer Kennwerte, des Bodenwasserhaushaltes, der Dichte und Diversität der Bodentiere und der Ackerwildkräuter durch die biologische Bewirtschaftung kontinuierlich feststellen.
- Die Auswirkungen der biologischen Bewirtschaftung auf Artenreichtum und Individuendichte der Laufkäfer in den Ackerflächen des Biobetriebs Rutzendorf, unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bodenbonitäten, Feldfrüchte und Entfernungen zu Landschaftselementen (Hecken, Baumreihen, Blühstreifen) sowie einer konventionell bewirtschafteten Referenz feststellen.

Detailziele Untersuchung Nützlings- und Blühstreifen in Ackerflächen:

- Die Anlage und Entwicklung von Nützlings- und Blühstreifen in einer intensiv genutzten Ackerbauregion sowohl aus naturschutzfachlicher als auch aus agrarökologischer Sicht bewerten.
- Den Nutzen von Nützlings- und Blühstreifen zur Förderung der Pflanzenvielfalt und der Arten- und Individuenzahl von Wildbienen, Laufkäfern und Regenwürmern bestimmen und bewerten.
- Die Vorgaben zur Anlage und Pflege von Blühstreifen im ÖPUL in Hinblick auf die Optimierung der Förderung der Biodiversität und der praktischen Umsetzung weiter entwickeln und verbessern.
- Neue Blühstreifen am Betrieb zur Verbesserung der Biotopvernetzung und zur Erhöhung des Flächenanteils der Blühstreifen auf ca. 3,5 % der Ackerfläche anlegen und deren Auswirkungen untersuchen.

Detailziele Untersuchung Landschaftselemente Hecken und Baumreihen:

- Den Nutzen von Hecken und Baumreihen als ökologische Ausgleichsflächen in Agrarlandschaften zur Erhaltung und Förderung der Biodiversität an Hand der Tiergruppen Regenwürmer und Laufkäfer feststellen.

2.2 PROJEKTSTRUKTUR

Das Evaluierungsprojekt (MUBIL IV – Evaluation) wurde interdisziplinär von fünf Instituten der Universität für Bodenkultur Wien (BOKU) sowie dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich und der Bio Forschung Austria (BFA) als Subleistungnehmer im Rahmen von sechs Teilprojekten bearbeitet. Die Projektleitung und -koordination erfolgte durch das Institut für Ökologischen Landbau, BOKU Wien in Zusammenarbeit mit dem Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich. Parallel dazu wurde ein Forschungsprojekt (MUBIL IV - Forschung) durchgeführt, welche grundlegende Arbeiten und wichtige Daten für das gegenständliche Evaluierungsprojekt liefert.

Die Nummerierung und Bezeichnung der Teilprojekte entstammt den Vorprojekten MUBIL I, II und III und ist daher nicht fortlaufend. Sie wurde aber zur Wahrung der Kontinuität und für eine einfachere Zuordnung für das Evaluierungsprojekt übernommen.

Je nach Thema des Teilprojekts sind unterschiedliche Eigenschaften auf verschiedenen Ebenen des Betriebes untersucht worden. Mit den Ergebnissen sollen die Leistungen der ÖPUL-Maßnahme

„Biologische Wirtschaftsweise“ und der Förderungsvoraussetzungen „Nützlings- und Blühstreifen“ und „Naturverträglicher Umgang mit Landschaftselementen“ in Bezug auf ihre Wirkung auf die Schutzgüter Biodiversität, Klima und Bodenqualität an Hand verschiedener Indikatoren im Agrarraum ostösterreichisches Trockengebiet bewertet werden (Tabelle 2.2-1).

Tabelle 2.2-1: Übersicht Teilprojekte und Untersuchungsgegenstand MUBIL Evaluation

Teilprojekt	Eigenschaften	Ebene	Schutzgut	ÖPUL-Maßnahme, Förderungsvoraussetzung
Pflanzenbau und Bodenfruchtbarkeit	Bilanzsalden (Nachhaltigkeitsindikatoren) errechnet über Bewirtschaftungsdaten, Erträge und Qualitäten	AF	Bodenqualität Klima	Biologische Wirtschaftsweise
Bodenwasser und Erosion	Aggregatstabilität, Trockendichte, Wasserdurchlässigkeit, Porendichte, Bodenwasserhaushalt	AF	Bodenqualität	Biologische Wirtschaftsweise
Bodentiere (Springschwänze, Regenwürmer)	Artenspektrum, Individuendichte	AF LE BS	Biodiversität	Biologische Wirtschaftsweise Landschaftselemente Nützlings- und Blühstreifen
Nützlinge (Laufkäfer)	Artenspektrum, Individuendichte	BS AF LE	Biodiversität	Nützlings- und Blühstreifen Biologische Wirtschaftsweise Landschaftselemente
Ackerwildkrautflora, Diasporen (Beikräuter)	Artenspektrum, Deckungswerte, Diasporenmenge	AF (BS)	Biodiversität	Biologische Wirtschaftsweise (Nützlings- und Blühstreifen)
Naturschutzbiologie (Wildkräuter)	Artenspektrum, Deckungswerte	BS	Biodiversität	Nützlings- und Blühstreifen
Wildbienen	Artenspektrum, Dominanzverhältnisse	BS (AF) (LE)	Biodiversität	Nützlings- und Blühstreifen (Biologische Wirtschaftsweise) (Landschaftselemente)

Ebene: AF...Ackerflächen, LE...Landschaftselemente (Hecken und Baumreihen), BS...Nützlings- und Blühstreifen

3 DATENGRUNDLAGEN UND METHODEN

3.1 BIOBETRIEB RUTZENDORF

Die biologisch bewirtschafteten Flächen in Rutzendorf sind ein Teilbetrieb der Landwirtschaftlichen Bundesversuchswirtschaften (BVW) GmbH. Die BVW GmbH hat die Betriebsleitung inne und bewirtschaftet den Betrieb. Dem Institut für Ökologischen Landbau (IfÖL) der Universität für Bodenkultur Wien wurde im Rahmen des interdisziplinären Forschungsprojekts MUBIL die wissenschaftliche Begleitung der Betriebsentwicklung übertragen.

Der Biobetrieb Rutzendorf befindet sich in der Ortschaft Rutzendorf, Gemeinde Groß Enzersdorf, 8km östlich von der Stadtgrenze von Wien auf einer Seehöhe von ca. 154 m. Die Landwirtschaftliche Nutzfläche beträgt 143 ha, davon sind 3 ha als Dauerbrache angelegt. Seit dem Jahr 2003 sind die Ackerflächen gemäß der 8-feldrigen Zielfruchtfolge in acht Schläge unterteilt, drei Schläge davon bestehen aus jeweils zwei Teilschlägen. Die Schlaggrößen liegen zwischen 5 und 18 ha. Die als Dauerbrache eingerichteten Flächen liegen am Schlag 1 neben der Hecke H1 (1 ha), und auf Schlag 4 neben der Hecke H7 (2 ha). Bei den Betriebsflächen handelt es sich um einen Landschaftsausschnitt, der neben den arrondierten Ackerflächen auch Bracheflächen, Feldraine und Feldsäume, Hecken und Baumreihen sowie Feldwege umfasst. Die 2 ha große konventionell geführte Ackerfläche (inklusive Bracheflächenanteil) wird für Versuche von der Österreichischen Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit (AGES) bewirtschaftet. (siehe Abbildung 3.1-1).

Die Böden im Bereich des Betriebes sind meist Tschernoseme (Schwarzerden). Es treten verschiedene Bodenformen auf, die sich in Bodenart, Wasserverhältnissen und Gründigkeit unterscheiden. Am weitesten verbreitet ist ein tiefgründiger Tschernosem der Bodenart lehmiger Schluff bis Lehm mit mäßig trockenem Wasserhaushalt und mäßiger Speicherkraft. Nach Ergebnissen der Finanzbodenschätzung reichen die Ackerzahlen von 30 Bodenpunkten an den ungünstigsten Stellen über ca. 60 bis 70 Bodenpunkte auf den am weitesten verbreiteten lehmigen Tschernosemen bis zu über 80 Bodenpunkten in den Rinnen (Schwarzecker et al. 1993). Der Boden ist neutral bis schwach alkalisch ($\text{pH}_{\text{CaCl}_2}$ 7,5-7,6 - nach unten zunehmend). Auf Flächen mittlerer Bodenbonität liegen die Gehalte an organischem Kohlenstoff im Oberboden bei 1,7 bis 2,2 %, die pflanzenverfügbaren P_{CAL} - und K_{CAL} -Gehalte wurden als ausreichend, die Gehalte an Gesamtphosphor und -kalium als hoch bis mäßig hoch eingestuft.

Der Biobetrieb Rutzendorf wird von der BVW GmbH nach wirtschaftlichen Gesichtspunkten betrieben. Im Rahmen des Projekts MUBIL werden die Betriebsentwicklung wissenschaftlich begleitet und verschiedene Forschungsfragen auf den Betriebsflächen umgesetzt. Diese Anbindung an einen landwirtschaftlichen Praxisbetrieb ermöglicht vielseitige und praxisnahe Untersuchungsansätze. Ein zentrales Ziel des Forschungsprojekts ist die Weiterentwicklung der biologischen Landwirtschaft als nachhaltige und Ressourcen schonende Landbaumethode und agrarökologischer Nutzungen in einer landwirtschaftlich überwiegend intensiv genutzten Region. Für die Überprüfung und Verbesserung des Systems biologische Landwirtschaft ist eine Langzeituntersuchung dabei die am besten geeignete Methode. Grundlage der biologischen Bewirtschaftung ist eine entsprechende Fruchtfolgegestaltung.

Mit der am Biobetrieb Rutzendorf umgesetzten Fruchtfolge soll eine nachhaltige Ertragsfähigkeit gewährleistet werden. Wichtiger Bestandteil dabei ist der Anbau der Futterleguminose Luzerne. Die Marktfrüchte wurden mit den Vorstellungen der Betriebsleitung und auf die arbeitswirtschaftlichen Voraussetzungen des Betriebes abgestimmt. Die Kulturartenverteilung, vor allem bezüglich des Anteils an Futterleguminosen, Hackfrüchten und Feldgemüse, weicht daher vom Durchschnittsbetrieb in der Region Marchfeld ab. Die Ausstattung mit den Landschaftselementen Hecken und Baumreihen liegt höher als auf den Flächen in der Umgebung des Betriebes. Zusätzlich wurden seit dem Jahr 2003 Nützlings- und Blühstreifen mit naturschutzoptimierten Blühmischungen als sechs Meter breite Brachestreifen angelegt. Der Biobetrieb Rutzendorf ist daher ein spezieller Betrieb, der hinsichtlich der nachhaltigen Bewirtschaftung und seiner agrarökologischen Situation gute Voraussetzungen aufweist.



Abbildung 3.1-1: Übersichtsplan Rutzendorf mit Versuchsflächen, Düngungsvarianten und Aufnahmestrecken (Tranekte)

3.1.1 Biologische Bewirtschaftung

Die Umstellung auf die organisch biologische Wirtschaftsweise erfolgte mit den Anbaumaßnahmen Herbst 2001, d.h. im Jahr 2002 konnte die erste Umstellungsernte eingefahren werden. Der Betrieb ist ein viehloser Marktfruchtbetrieb und wird nach den Richtlinien der Bio Austria bewirtschaftet.

Im Jahr 2002, im ersten Jahr der biologischen Bewirtschaftung und vor Beginn des Projekts MUBIL, waren auf 91 % der Fläche Winter- und Sommergetreide und auf 9 % der Fläche Luzerne angesät. Die Hauptfrüchte bei der konventionellen Bewirtschaftung des Betriebes vor dem Jahr 2002 waren vor allem Wintergetreide und Zuckerrübe, mit durchschnittlichen Erträgen bei Winterweizen von 60 dt/ha und bei Zuckerrübe von 635 dt/ha.

In den Jahren 2003 und 2004 in der weiteren Umstellungsphase war der Luzerneanteil deutlich erhöht. Die Schläge weisen einen unterschiedlichen Einstieg in die 8-feldrige Zielfruchtfolge auf. Die Tabelle 3.1.1-2 beinhaltet eine Übersicht der Fruchtfolge der Schläge 1 bis 8 am Biobetrieb Rutzendorf mit den dazugehörigen Kleinparzellenversuchen (KPV) S1M bis S8M. Zusätzlich sind die Fruchtfolgen der biologischen Referenzparzelle S1G, auf Schlag 1 auf einer Fläche mit geringer Bodenbonität, und der konventionellen Referenzparzelle SK auf einem unmittelbar an den Biobetrieb angrenzenden konventionell bewirtschafteten Schlag angegeben. Eine unterstrichene Kultur bedeutet, dass die Kultur im Kleinparzellenversuch (ab Erntejahr 2004) und in den Düngerstreifen auf den Großschlägen (ab Erntejahr 2006) mit Biotonnekompost und Stallmist gedüngt wurde. Der mittlere Zwischenfruchtanteil der Jahre 2003 bis 2013 liegt bei 37,5 %. Die angesäten Zwischenfrüchte waren ein Gemenge aus Leguminosen und Nichtleguminosen, vor der Hauptfrucht Erbse wurde meist ein Gemenge ohne Leguminosen ausgesät. Die Zielfruchtfolge besteht aus einem Grundgerüst aus den strukturaufbauenden Kulturen Luzerne (zweijährig) und der Körnerleguminose Erbse. Dazwischen steht Getreide und Körnermais (Tabelle 3.1.1-1). Die Grundbodenbearbeitung erfolgt in der Regel mit Grubber und Pflug. Luzerne wurde im Frühjahr als Untersaat in Getreide oder nach Bodenbearbeitung mit dem Grubber im Sommer angebaut.

Tabelle 3.1.1-1: Zielfruchtfolge am Biobetrieb Rutzendorf

Jahr	Kultur	Fruchtfolge-Gerüst	Anteil in %
1. Jahr	Luzerne	Futterleguminose	25,0
2. Jahr	Luzerne	Futterleguminose	
3. Jahr	Winterweizen + <i>Zwischenfrucht</i>	Marktfrucht	37,5
4. Jahr	Körnermais	Marktfrucht	
5. Jahr	Sommergerste + <i>Zwischenfrucht</i>	Marktfrucht	
6. Jahr	Erbse + <i>Zwischenfrucht</i>	Körnerleguminose	12,5
7. Jahr	Winterweizen	Marktfrucht	25,0
8. Jahr	Winterroggen	Marktfrucht	

Tabelle 3.1.1-2: Fruchtfolge der einzelnen Schläge am Biobetrieb Rutzendorf der Jahre 2003 bis 2013 (S1M-S8M: Kleinparzellenversuche, S1G und SK: Referenzparzellen, DV...Düngungsvarianten, MD...Mineraldünger, ZF...Zwischenfrucht, Kultur unterstrichen...die Kultur wurde im Kleinparzellenversuch (ab Erntejahr 2004) und in den Düngerstreifen auf den Großschlägen (ab Erntejahr 2006) mit Biotonnekompost (DV 2) und Stallmist (DV 3) gedüngt. Im KPV S1M erfolgte ab 2008 zusätzlich eine Düngung mit pflanzlicher Agrogasgülle (DV 4).

Erntejahr Versuch	Bewir- schung	Boden- benäht	DV	2003		2004		2005		2006		2007		2008		2009		2010		2011		2012		2013	
				Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF	Kultur	ZF
S1M	biol.	mittel	1-4	SOMMER- GERSTE	ZF	WINTER- GERSTE		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS		SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE	ZF	WINTER- WEIZEN		WINTER- ROGGEN		LUZERNE	
S2M	biol.	mittel	1-3	LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	SOMMEN- BLUMEN		WINTER- ROGGEN	ZF	ERBSE	ZF	WINTER- ROGGEN		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS	
S3M	biol.	mittel	1-3	LUZERNE		LUZERNE		WINTER- ROGGEN	ZF	KÖRNER- MAIS		SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE	ZF	WINTER- WEIZEN		WINTER- ROGGEN		LUZERNE		LUZERNE		LUZERNE	
S4M	biol.	mittel	1-3	ERBSE	ZF	WINTER- ROGGEN	ZF	WINTER- ROGGEN	ZF	SOMMER- GERSTE		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS	ZF	SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE	ZF	WINTER- WEIZEN	
S5M	biol.	mittel	1-3	LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	WINTER- WEIZEN		SOMMER- GERSTE	ZF	LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS	ZF	SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE	
S6M	biol.	mittel	1-3	LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	TRITICALE		ERBSE	ZF	WINTER- WEIZEN		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS		SOMMER- GERSTE	
S7M	biol.	mittel	1-3	ERBSE	ZF	WINTER- ROGGEN	ZF	TRITICALE		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS		SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE	ZF	WINTER- WEIZEN		WINTER- ROGGEN	
S8M	biol.	mittel	1-3	TRITICALE		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS	ZF	SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE		WINTER- WEIZEN	ZF	WINTER- ROGGEN		LUZERNE		LUZERNE	
S1G	biol.	gering	1	SOMMER- GERSTE	ZF	WINTER- ROGGEN		LUZERNE		LUZERNE		WINTER- WEIZEN	ZF	KÖRNER- MAIS		SOMMER- GERSTE	ZF	ERBSE	ZF	WINTER- WEIZEN		WINTER- ROGGEN		LUZERNE	
SK	konv.	mittel	MD	SOMMER- DURUM	ZF	ZUCKER- RÜBE		WINTER- WEIZEN	ZF	WINTER- WEIZEN		WINTER- DURUM	ZF	KAR- TOFFEL		WINTER- DURUM	ZF	SPREISSOLA, FRÜH- KAROTTEN	ZF	WINTER- DURUM	ZF	WINTER- ROGGEN		WINTER- DURUM	

3.1.2 Ökologische Begleithabitate: Nützlings- und Blühstreifen, Hecken und Baumreihen

Die Nützlings- und Blühstreifen (Ökostreifen) am Biobetrieb Rutzendorf wurden als sechs Meter breite Brachestreifen in Ackerflächen mit folgenden Zielen angelegt:

- (1) die Vielfalt der Flora und Fauna zu erhöhen und mit einem verbesserten Blütenangebot Nützlinge zu fördern,
- (2) seltene Pflanzen und Lebensräume zu fördern und
- (3) die Flächen des Betriebes landschaftlich und optisch aufzuwerten.

Seit Projektbeginn wurden kontinuierlich Nützlings- und Blühstreifen (Ökostreifen) mit unterschiedlichen Blühmischungen als 6 m breite Bracheflächen in den Ackerschlägen angelegt:

Die Einrichtung der ersten Blühstreifen (Ö2/1-W, Ö2/2-O, Ö5/1-O, Ö5/2-O, Ö6/1-W und Ö6/2-W) erfolgte im Spätherbst 2003 auf einer Fläche von 1,72 ha entlang bestehender Gehölzstrukturen. Große Abschnitte der ersten Blühstreifen blieben der natürlichen Sukzession überlassen (Nullvarianten). Im Frühjahr 2007 wurden zwei weitere Blühstreifen, einer entlang einer Hecke (Ö3-W) und einer erstmals zwischen zwei Ackerschlägen (Ö6/1-O) angelegt. Beide Streifen machen gemeinsam eine Fläche von 0,81 ha aus. Im Herbst 2009/Frühjahr 2010 wurden weitere vier Blühstreifen (Ö1-W, Ö3-O, Ö5/2-W und Ö8-W) zwischen Ackerschlägen mit einer Gesamtfläche von 1,25 ha eingesät.

Im Rahmen von MUBIL IV wurden im Herbst 2011/Frühjahr 2012 zwei Blühstreifen im Schlag 5/1 mit einer Gesamtfläche von 0,39 ha angelegt (Ö5/1-N und Ö5/1-S). Die letzten drei Blühstreifen mit einer Gesamtfläche von 0,92 ha wurden im Herbst 2012 in den Schlägen 7, 8 und 4 ausgesät.

Die Gesamtfläche der bisher angelegten Nützlings- und Blühstreifen beträgt 5,10 ha, das entspricht 3,56 % der gesamten biologisch bewirtschafteten Ackerfläche des Betriebes. Die Planung der Neuanlage von Blühstreifen und die Planung der Pflege von bestehenden Blühstreifen erfolgte Instituts- bzw. Disziplinen übergreifend. Ziel war die Entwicklung und Anlage von im Hinblick auf die Förderung der Biodiversität und der praktischen Umsetzung sinnvoll konzipierter Blühstreifen. Alle relevanten Teilprojekte und deren ExpertInnenmeinungen wurden in laufenden Besprechungen in diese Vorbereitungsarbeiten eingebunden.

Die Lage der Streifen und die angesäten Mischungen sind der Abbildung 3.1.2-1 zu entnehmen. Weitere Details zur Anlage der Blühstreifen und den gewählten Mischungen sind im Teilprojekt 11 (Wildbienen /Naturschutzbiologie) im Kapitel 6 und in den Tabellen 4.6-1 und 4.6-3 beschrieben. Dieses Teilprojekt enthält auch eine genaue Beschreibung eines Pflegeversuches mit unterschiedlichen Maßnahmen (Bodenbearbeitung, Nachssaat) in vierfacher Wiederholung zur Frage der Erhaltung der Artenvielfalt im Blühstreifen Ö6/1-O.

Der Biobetrieb Rutzendorf ist mit Felder-begrenzenden Gehölzstrukturen mit einer Gesamtlänge von 6034 m, davon 3113 m Baumreihen und 2921 m Hecken ausgestattet. Ursprünglich wurde ein Teil der Hecken in den 1980er Jahren als Windschutz gepflanzt. Der Großteil der Hecken verläuft in N-S-Richtung, eine Hecke und eine Baumreihe (H5 und H6, B1 und B2) ausgenommen, die in O-W Richtung verlaufen (Abbildung 3.1.2-1). Diese beiden Gehölzstrukturen wurden als Ersatz für eine 1989 gerodete Pappelallee gepflanzt und haben vor allem ästhetische und ökologische Funktionen.

Die Hecken sind großteils aus mehreren Zeilen aufgebaut, die aus Bäumen und Sträuchern bestehen. Im Kern der Hecke befinden sich hohe Sträucher und Bäume (bis zu 15 m hoch), beidseitig davon befindet sich ein Strauchmantel aus niedrigeren Sträuchern. Die Baumreihen sind einzeilig und haben einen Strauchunterwuchs, der sehr unterschiedlich dicht ist.

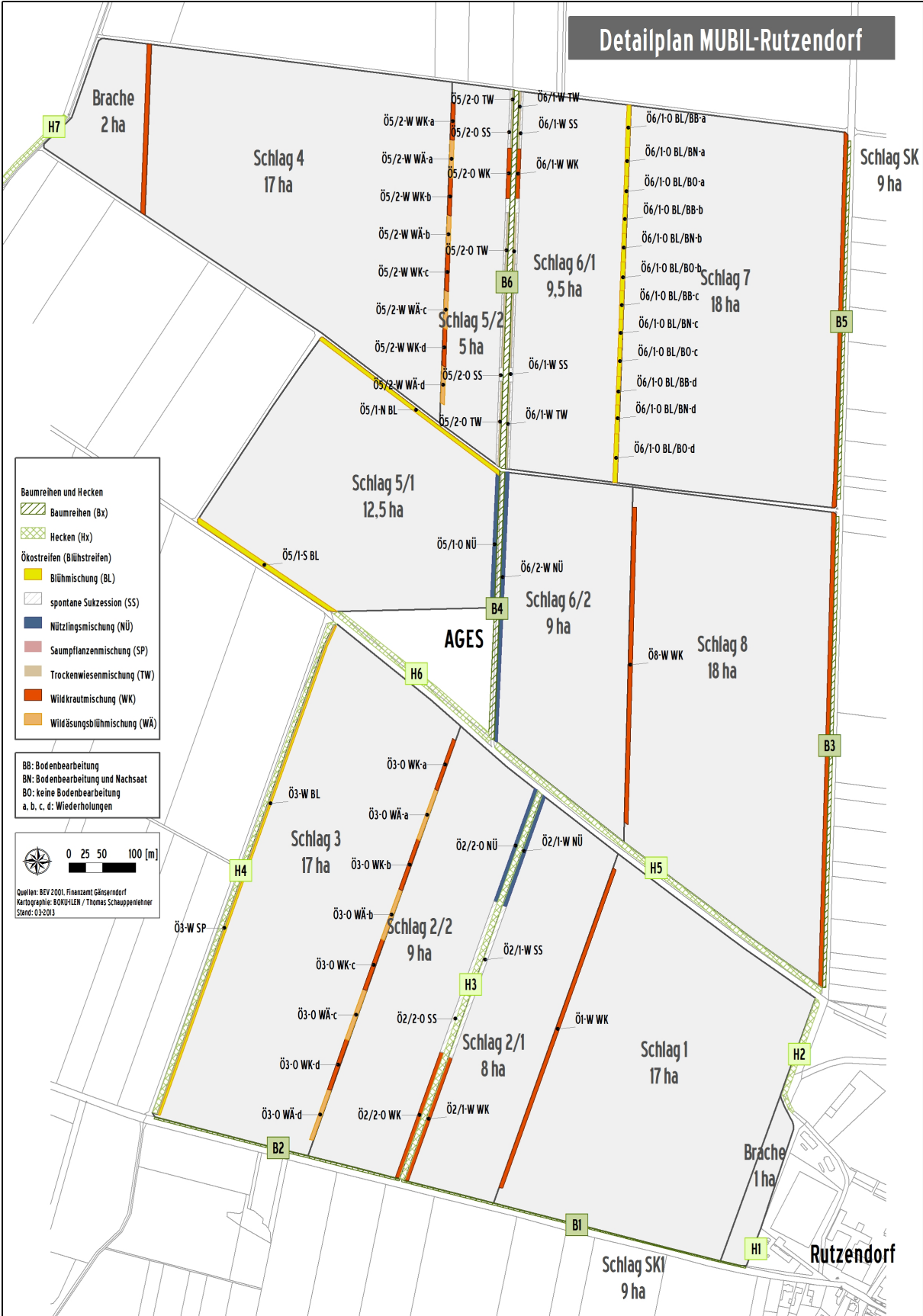


Abbildung 3.1.2-1: Detailplan Rutzendorf mit Übersicht über die Nützlings- und Blühstreifen, Hecken und Baumreihen

3.2 KLEINPRODUKTIONSGBIET MARCHFELD

3.2.1 Lage und Bodenverhältnisse

Der Biobetrieb Rutzendorf liegt im Marchfeld, in einer der größten Ebenen Österreichs. Das Marchfeld bildet den nördlichen Teil des Wiener Beckens. Es wird im Süden von der Donau, im Osten von der March, im Norden vom Großen Wagram (Weinviertler Hügelland) und im Westen vom Bisamberg begrenzt. Die Gesamtfläche des Marchfelds beträgt rund 1000 km², die Seehöhe liegt zwischen 137 m und 165 m. Das Marchfeld ist Teil des Hauptproduktionsgebietes Nordöstliches Flach- und Hügelland und bildet selbst das Kleinproduktionsgebiet Marchfeld (Nestroy 1973).

Das Marchfeld ist aus Terrassen unterschiedlichen Alters aufgebaut, die während der Eiszeit im tektonischen Senkungsraum des Wiener Beckens von der Donau gebildet wurden. Der Kleine Wagram trennt die Gänserndorfer Terrasse im Norden von der Praterterrasse im Süden des Marchfelds (Schuch 1977). Der am meisten verbreitete Bodentyp im Marchfeld ist tiefgründiger Tschernosem. Er besteht aus einem mächtigen A-Horizont, unmittelbar darunter folgt das Ausgangsmaterial des Bodens, meistens Löß, der C-Horizont. Bei ausreichender Wasserversorgung stellen sie Standorte mit hoher Ertragsfähigkeit dar.

3.2.2 Klima- und Witterungsverhältnisse

Eitzinger, J., Gerersdorfer, T.

Institut für Meteorologie, Department für Wasser, Atmosphäre und Umwelt, BOKU Wien

Die Station Groß-Enzersdorf liegt am östlichen Ortsrand von Groß-Enzersdorf auf dem Gelände der Versuchswirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien. Abbildung 3.2.2-1 zeigt die langjährigen Mittel der Temperatur bzw. die Niederschlagssummen in der Periode 1971 bis 2000. Das mittlere Jahresmittel beträgt 9,8 °C, die mittlere Niederschlagssumme beträgt 520,5 mm. Der Jänner ist mit -0,4 °C der kälteste, der Juli mit 20 °C der wärmste Monat. Mit 67,5 mm ist der Juni der niederschlagreichste Monat, der Februar mit knapp 28 mm der niederschlagärmste Monat. In den Monaten März bis Mai fallen rund 25 % des gesamten Jahresniederschlages.

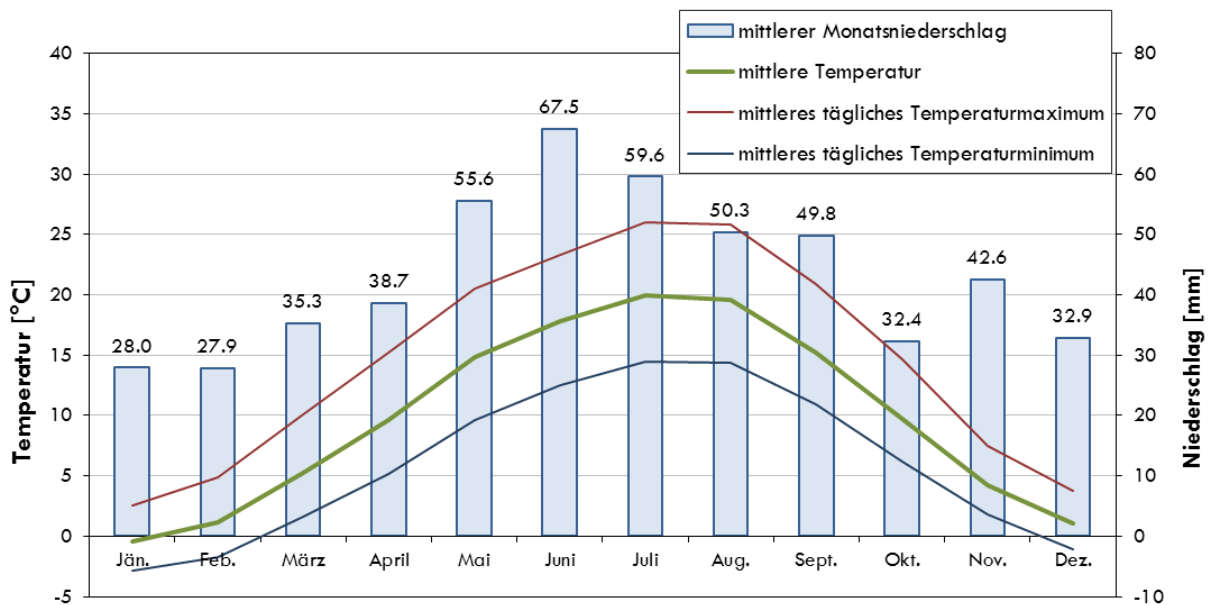


Abbildung 3.2.2-1: Mittlere Temperatur- und Niederschlagsverteilung der Station Groß-Enzersdorf in der Periode 1971-2000 (Datenquelle: ZAMG)

Im Erhebungszeitraum 2003 bis 2013 lag die mittlere Jahrestemperatur der Station Groß-Enzersdorf bei 11,1 °C (Abbildung 3.2.2-2). Damit war dieser Zeitraum im Mittel um 1,3 °C wärmer als die Referenzperiode von 1971 bis 2000. Die mittleren Temperaturen stiegen dabei in allen Monaten an. Der Schwankungsbereich des Anstiegs lag zwischen 0,1 °C im Februar und 2,3 °C im April. Der Jänner war mit 0,5 °C der kälteste, der Juli mit 21,7 °C der wärmste Monat.

Die mittlere Niederschlagssumme der Jahre 2003 bis 2013 betrug 545 mm. Mehr Niederschlag im Vergleich zur Referenzperiode fiel vor allem in den Monaten Juli bis August, weniger Niederschlag vor allem im April und November. Der Juni blieb der niederschlagreichste, der Februar der niederschlagärmste Monat. In den Monaten März bis Mai fielen in dieser Zeitperiode rund 25 % des gesamten Jahresniederschlages.

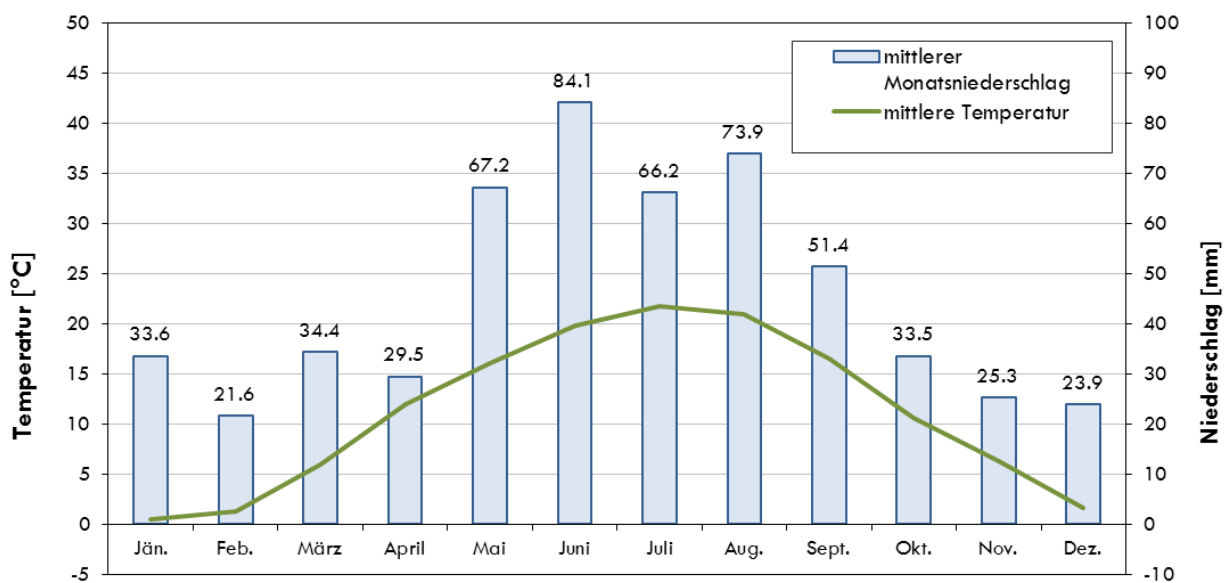


Abbildung 3.2.2-2: Mittlere monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung der Station Groß-Enzersdorf im Erhebungszeitraum 2003-2013 (Datenquelle: ZAMG)

Die mittlere Jahresmitteltemperatur von 2003-2013 liegt am Standort Rutzendorf im Vergleich zur ca. 6 km entfernten Meßstation der ZAMG in Groß-Enzersdorf um 0,5 °C niedriger (10,6°C), der Niederschlag um ca. 50 mm niedriger (498 mm). Diese Differenzen in den mittleren klimatischen Bedingungen können u.a. auf die Unterschiede in der Meßumgebung zurückgeführt werden (niedrigere mittlere Temperatur durch Lage im freien Feld und dadurch höhere Windausgesetztheit und Verdunstung mit z.B. Einfluß auf die Verdunstungskühlung und geringerer Niederschlag durch größere Windausgesetztheit).

Allgemein gesehen stellen sich die jährlichen Witterungsverhältnisse am Standort Rutzendorf seit Projektbeginn 2003 sehr unterschiedlich dar (Abbildung 3.2.2-3). Die Jahresmitteltemperatur am Standort Rutzendorf bewegt sich im Projektzeitraum zwischen 9,8 °C (2005) und 11,5 °C (2008), die Frühjahrstemperaturen bewegen sich zwischen 9,7 °C (2004) und 12,1 °C (2009). Die drei wärmsten Frühjahre (März-Mai) sind mit ca. 12°C Temperaturmittel in den Jahren 2007, 2009 und 2012 aufgetreten. Die drei kältesten Frühjahre waren mit knapp unter 10°C 2004, 2005 und 2006 mit zudem vergleichsweise hohen Frühjahrsniederschlägen.

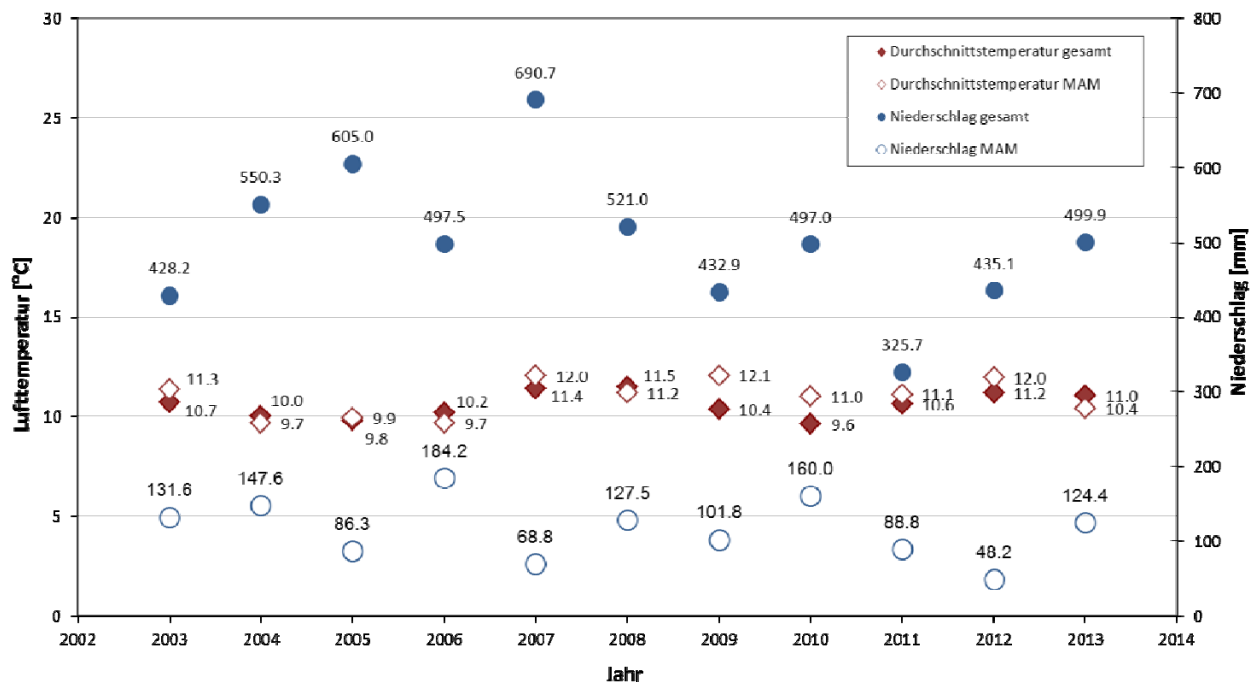


Abbildung 3.2.2-3: Lufttemperaturen und Niederschlagssummen 2003-2012 auf Jahresbasis sowie für die Monate März-April-Mai (MAM), agrarmeteorologische Messstation Standort Rutzendorf (ergänzt mit Daten der Referenzstation ZAMG-Groß-Enzersdorf).

Vor allem aber zeigen sich bei den Jahresniederschlägen große Unterschiede. Sie schwanken seither von 325 mm (2011) bis 690 mm (2007). 2011 betrug der Jahresniederschlag damit nur rund 50 % von 2007.

Vergleicht man die interannuelle Variabilität und hier vor allem die Frühjahrswerte, so zeigt das Jahr 2007 mit dem größten Jahresniederschlag die zweitgeringste Niederschlagssumme im Projektzeitraum 2003-2012. Die Niederschlagssummen im Frühjahr schwanken im Projektzeitraum extrem: von rund 50 mm (2012) bis zu etwa 180 mm (2006), das entspricht der 3,5-fachen Niederschlagsmenge im selben Zeitraum. Die letzten Jahre fallen hinsichtlich der geringen Niederschläge auf, 2011 aufgrund der geringsten Jahressumme und 2012 aufgrund der geringsten Frühjahrssumme seit Projektbeginn.

3.2.3 Bewirtschaftungsstruktur

Die Bewirtschaftungsstruktur der landwirtschaftlichen Betriebe im Marchfeld wurde an Hand von INVEKOS-Daten der Jahre 2003, 2006 und 2009 (BMLFUW 2010, siehe auch Freyer et al., 2011) sowie 2012 (BMLFUW 2013) analysiert und aufbereitet.

Die Gesamtanzahl der landwirtschaftlichen Betriebe im Marchfeld lag im Jahr 2003 bei 1155. Bis in das Jahr 2009 ging die Anzahl der Betriebe auf 936 deutlich zurück und stieg bis Jahr 2012 wieder leicht auf 955 Betriebe an (Tabelle 3.2.3-1). Ein Grund für den Anstieg könnte sein, dass sich die Anzahl der Biobetriebe von 2009 auf 2012 stark erhöhte, und ein Teil dieser Betriebe als biologische Teilbetriebe bewirtschaftet werden. Bei der durchschnittlichen Betriebsgröße aller Betriebe kam es zu einem Anstieg von 49,8 ha im Jahr 2003 auf 58,9 ha im Jahr 2012. Im Jahr 2003 gab es im Marchfeld 70, im Jahr 2012 bereits 123 biologisch bewirtschaftete Betriebe, was im Jahr 2012 einen Anteil von 12,9 % an den Gesamtbetrieben ausmachte. Mit der Anzahl der Betriebe wurde auch die biologisch bewirtschaftete Fläche gesteigert. Diese lag im Jahr 2012 bei einem Anteil von 13,7 % der gesamten

landwirtschaftlichen Nutzfläche im Marchfeld. Der Anteil der Betriebe mit einer Tierhaltung im Ausmaß von mehr als 0,1 GVE/ha war sowohl bei den biologischen als auch bei den konventionellen Betrieben sehr gering. Der durchschnittliche Tierbesatz dieser Betriebe lag bei unter 0,5 GVE/ha.

Tabelle 3.2.3-1: Struktur und Entwicklung der Gesamtbetriebe im Marchfeld in den Jahren 2003, 2006, 2009 und 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2003, 2006, 2009 und 2012)

Parameter	Jahr 2003			Jahr 2006			Jahr 2009			Jahr 2012		
	BIO	KONV	GES	BIO	KONV	GES	BIO	KONV	GES	BIO	KONV	GES
Betriebe (Anzahl)	70	1085	1155	77	996	1073	92	844	936	123	832	955
Landw. Nutzfläche (ha)	4162	53375	57537	4755	52795	57549	6632	48008	54639	7686	48561	56247
Betriebsgröße Mittelwert (ha)	59.5	49.2	49.8	61.7	53	53.6	72.1	56.9	58.4	62.5	58.4	58.9
Betriebsgröße Median (ha)	47.6	41.7	42.1	48.7	43.8	43.9	57.8	46.1	46.5	56.5	51.8	48.2
Betriebe (Anzahl %)	6.1	93.9	100.0	7.2	92.8	100.0	9.8	90.2	100.0	12.9	87.1	100.0
Fläche (%)	7.2	92.8	100.0	8.3	91.7	100.0	12.1	87.9	100.0	13.7	86.3	100.0
Betriebe > 0,1 GVE/ha (Anzahl)	8	62	70	8	49	57	8	36	44	7	32	39
Betriebe > 0,1 GVE/ha (%)	11.4	5.7	6.1	10.4	4.9	5.3	8.7	4.3	4.7	5.7	3.8	4.1
Ø GVE/ha (> 0,1 GVE/ha)	0.30	0.53	0.50	0.49	0.48	0.48	0.46	0.35	0.37	0.36	0.45	0.44

Die Betriebsform kennzeichnet den Produktionsschwerpunkt des Betriebes. Bei Marktfruchtbetrieben macht der Anteil der Marktfrüchte am Gesamtstandarddeckungsbeitrag des Betriebes gleich oder mehr als 50 % aus. Die Betriebe im Marchfeld sind nach ihrer Betriebsform zum überwiegenden Teil sowohl bei den biologischen als auch bei den konventionellen Betrieben als Marktfruchtbetriebe einzustufen (Tabelle 3.2.3-2). Bei den biologischen Betrieben waren im Jahr 2012 86 % der Betriebe Marktfruchtbetriebe, welche 93 % der Bioflächen bewirtschafteten. Bei konventionellen Betrieben war der Anteil an Marktfruchtbetrieben mit 88 % und 94 % der bewirtschafteten Fläche ähnlich hoch. Die Anzahl der gesamten und der konventionellen Marktfruchtbetriebe nahm seit 2003 kontinuierlich ab. Die Anzahl der biologischen Marktfruchtbetriebe stieg hingegen von 60 im Jahr 2003 auf 106 im Jahr 2012 an. Auffällig ist, dass die Durchschnittsgröße der biologischen Betriebe in allen Jahren über der Durchschnittsgröße der konventionellen Betriebe lag. Der Medianwert der Betriebsgröße der Biobetriebe im Jahr 2012 war mit 60 ha um ca. 10 ha höher als der Median der Betriebsgröße der konventionellen Betriebe.

Tabelle 3.2.3-2: Struktur und Entwicklung der Marktfruchtbetriebe im Marchfeld in den Jahren 2003, 2006, 2009 und 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2003, 2006, 2009 und 2012)

Parameter	Jahr 2003			Jahr 2006			Jahr 2009			Jahr 2012		
	BIO	KONV	GES	BIO	KONV	GES	BIO	KONV	GES	BIO	KONV	GES
Betriebe (Anzahl)	60	984	1044	65	901	966	85	784	869	106	733	839
Landw. Nutzfläche (ha)	3983	51851	55834	4459	51257	55716	6460	46637	53097	7145	45772	52917
Betriebsgröße Mittelwert (ha)	66.4	52.7	53.5	68.6	56.9	57.7	76.0	59.6	61.2	67.4	62.4	63.1
Betriebsgröße Median (ha)	53.7	43.4	44.0	53.0	45.8	46.4	60.5	47.6	47.9	60.1	50.3	51.5
Betriebe (Anzahl %)	5.8	94.2	100.0	6.7	93.3	100.0	9.8	90.2	100.0	12.9	87.1	100.0
Betriebe (% jeweils von Bio/Konv/Ges)	85.7	90.6	90.3	84.4	90.5	90.0	92.4	92.8	92.7	86.2	88.1	87.9
Fläche in %	7.1	92.9	100.0	8.0	92	100.0	12.2	87.8	100.0	13.7	86.3	100.0
Fläche (% jeweils von Bio/Konv/Ges)	95.7	97.1	97.0	93.8	97.1	96.8	97.4	97.1	97.2	93.0	94.3	94.1

In der Tabelle 3.2.3-3 ist die Kulturartenverteilung des Biobetriebes Rutzendorf im Jahr 2012 der Kulturartenverteilung der gesamten biologischen und konventionellen Marktfruchtbetriebe im Marchfeld in diesem Jahr gegenübergestellt. Sowohl bei den biologischen als auch bei den konventionellen Betrieben stellte Brotgetreide die wichtigste Kulturart dar. Im Jahr 2012 stand auf 35 % der Fläche der Biobetriebe Brotgetreide, der Anteil an Brotgetreide lag bei den konventionellen Betrieben bei 42 %. Am Biobetrieb Rutzendorf waren ebenfalls 35 % der Ackerfläche mit Brotgetreide (Winterweizen und Winterroggen) angesät. Die Flächenanteile bei Futtergetreide lagen bei den Biobetrieben und in Rutzendorf auf ähnlichem Niveau. Bei den konventionellen Betrieben hatte Futtergetreide eine etwas geringere Bedeutung. Körnermais stand in Rutzendorf auf 11,8 %, bei den biologischen und konventionellen Betrieben auf jeweils ca. 7 % der Ackerfläche.

Sehr geringe Anteile mit jeweils unter 1 % machten bei den konventionellen Betrieben die Körnerleguminosen- und Feldfutterflächen aus. Für biologische Fruchtfolgen haben Feldfutterflächen, wie z.B. Luzerne, Rotklee und Klee gras, aufgrund ihrer Leistung zur Verbesserung der Bodenstruktur, zur Akkumulation von Humus und Stickstoff und zur Beikrautregulierung eine hohe Bedeutung. Bei den Biobetrieben kamen die Feldfutterflächen auf 10,2 % und die Körnerleguminosenflächen (ohne Sojabohnen) auf 4,0 % der Gesamtfläche. Am Biobetrieb Rutzendorf liegen die Anteile an Feldfutter (Luzerne) mit 23,5 % und Körnerleguminosen (Erbsen) mit 11,8 % wesentlich höher. Bei den Biobetrieben hatte die Sojabohne mit fast 7 % eine gewisse Bedeutung, konventionelle Betriebe bauten nur auf 1,6 % der Fläche Soja an. Mit den Sojabohnen machte der Körnerleguminosenanteil der Biobetriebe 10,8 % aus. Insgesamt lag der Anteil der Leguminosen (Futter- und Körnerleguminosen) als Hauptfrüchte bei den Biobetrieben im Marchfeld bei 21,0 %. Österreichweit waren im Jahr 2012 auf 27,6 % der Ackerfläche Leguminosen angebaut, davon 10,2 % Körnerleguminosen und 17,4 % Futterleguminosen (Grüner Bericht, 2013).

Der Anteil an Feldgemüse war bei den biologischen und konventionellen Betrieben mit 11,4 und 10,9 % fast gleich. Die Hackfrüchte Kartoffel und Zuckerrübe standen in Summe bei den Biobetrieben auf 6,0 % der Fläche. Diese Kulturen, vor allem Zuckerrübe, haben auf den konventionellen Betrieben mit einem Ausmaß von in Summe 16,6 % eine größere Bedeutung. Kartoffel, Zuckerrüben und Feldgemüse wurden am Biobetrieb Rutzendorf nicht angebaut. Der Biobetrieb Rutzendorf wies eine etwas höhere Brachefläche als die biologischen und konventionellen Betriebe auf. In den Bracheflächen am Biobetrieb Rutzendorf sind auch die Flächen der Nützlings- und Blühstreifen enthalten.

Tabelle 3.2.3-3: Kulturartenverteilung der biologischen und konventionellen Marktfruchtbetriebe (MFB) im Marchfeld und des Biobetriebes Rutzendorf im Jahr 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2012)

MFB (N=839)	Bio (N=106)		Rutzendorf (N=1)		Konv (N=733)	
Kulturarten	Fläche (ha)	Anteil (%)	Fläche (ha)	Anteil (%)	Fläche (ha)	Anteil(%)
Brotgetreide	2491	34.9	51	35,3	19344	42.3
Futtergetreide:						
Körnermais	509	7.1	17	11,8	3016	6.6
Rest FG	663	9.3	17	11,8	3397	7.4
Körnerleguminosen						
Körnererbse	139	2.0	17	11,8	285	0.6
Rest KL	144	2.0	0	0.0	31	0.1
Ölfrüchte						
Soja	488	6.8	0	0.0	728	1.6
Rest ÖF	187	2.6	0	0.0	3061	6.7
Feldfutter						
Silomais	20	0.3	0	0.0	168	0.4
Rest FF	730	10.2	34	23.5	256	0.6
Hackfrüchte						
Kartoffel	228	3.2	0	0.0	2230	4.9
Zuckerrübe	198	2.8	0	0.0	5367	11.7
Feldgemüse	817	11.4	0	0.0	5002	10.9
Brachefläche	274	3.8	8	5.8	1509	3.3
Summe	6888	96.4			44395	97.0

80 % der biologisch bewirtschafteten Fläche der Marktfruchtbetriebe im Marchfeld wurde im Jahr 2012 nach den Vorgaben der ÖPUL-Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise (BIO)“ bewirtschaftet. Bei den konventionellen Marktfruchtbetrieben lag der Flächenanteil der Maßnahme „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen (UBAG)“ bei 97 % (Tabelle 3.2.3-4). Hohe Bedeutung bei konventionellen Betrieben hatte die integrierte Produktion von Feldgemüse sowie von Zuckerrüben und Kartoffeln. Die Flächenanteile der Maßnahmen „Begrünung von Ackerflächen“ und „Vorbeugender Boden- und Gewässerschutz“ lagen sowohl bei den Biobetrieben als auch bei den konventionellen Betrieben auf weitgehend gleichem Niveau. Eine Mulch- und Direktsaat wurde auf 8 % der Biofläche und 16 % der konventionellen Fläche durchgeführt.

Tabelle 3.2.3-4: Teilnahme an ausgewählten ÖPUL-Maßnahmen der biologischen und konventionellen Marktfruchtbetriebe im Marchfeld im Jahr 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2012)

ÖPUL- Maßnahmen Marktfruchtbetriebe		Bio		Konv	
Summe (Betriebsfläche/Anteil)		Fläche (ha) 7145	Anteil (%) 100,0	Fläche (ha) 45772	Anteil (%) 100,0
O4BIO	Biologische Wirtschaftsweise	5738	80.3	-	-
O4UBAG	Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen	48	0.7	44511	97.2
O4VERZFU	Verzicht auf Fungizide auf Getreideflächen	-	-	7216	15.8
O4UBHEGAS	Umweltgerechte Bewirtschaftung von Heil- und Gewürzpflanzen, Alternativen und Saatgutvermehrung	-	-	141	0.3
O4IPERDAEP	Integrierte Produktion Erdäpfel	-	-	2077	4.5
O4IPGEMUES	Integrierte Produktion Gemüse	14	0.2	5584	12.2
O4IPRUEBEN	Integrierte Produktion Rüben	3	0.0	5208	11.4
O4MULCH	Mulch- und Direktsaat	592	8.3	7515	16.4
O4BEGRUEN	Begrünung von Ackerflächen	2278	31.9	15311	33.5
O4GW	Vorbeugender Boden- und Gewässerschutz	3114	43.6	19013	41.5
O4SELTk	Seltene landwirtschaftliche Kulturpflanzen	130	1.8	138	0.3

3.3 GESAMTKONZEPT LANGZEITMONITORING MUBIL

Das Projekt MUBIL verfolgt einen integrativen und systemischen Forschungsansatz, der eine Vielzahl an Wechselwirkungen einer Landnutzung mit einbezieht. Das Ziel ist eine hohe Aussagequantität und -qualität über die Bedeutung der biologischen Landwirtschaft zu erreichen. Neben der Erzeugung von Nahrungs- und Futtermitteln werden andere Funktionen der Landwirtschaft, wie die Erhaltung und Steigerung der Artenvielfalt oder ihr Beitrag zum Schutz der natürlichen Ressourcen Boden und Wasser, berücksichtigt. Das Projekt ist in verschiedene Teilprojekte gegliedert, welche in Abhängigkeit ihrer Forschungsfrage auf unterschiedlichen Erhebungsflächen und Untersuchungsebenen am Betrieb arbeiten (Tabelle 3.3-1).

Auswirkungen von spezifischen Abstufungen im biologischen Anbausystem (Düngungssystemen) innerhalb einer einheitlichen Fruchtfolge und Bodenbearbeitung, unterschiedlichen Bodenbonitäten, dem Vergleich mit einer konventionell bewirtschafteten Referenzfläche sowie dem Zeitfaktor (Dauer der Biologischen Wirtschaftsweise), sind in der Versuchsanordnung berücksichtigt.

Der Schwerpunkt des Projektes liegt in der Untersuchung der Entwicklung verschiedener Eigenschaften mit zunehmender Dauer biologischer Bewirtschaftung und in Abhängigkeit von vier organischen Düngungssystemen im biologischen Landbau. Bei einer Umstellung von konventioneller auf biologische Bewirtschaftung ändern sich die Fruchtfolgen, der Leguminosen- und Zwischenfruchtanbau nimmt zu. Auf den Einsatz chemisch-synthetischer Betriebsmittel wird verzichtet, organische Dünger werden vermehrt eingesetzt. Diese Änderungen haben Auswirkungen auf die Bodenkennwerte, den Nährstoff-, Humus- und Wasserhaushalt des Bodens, die Beikrautflora, das Ertragspotential und die Qualität der Kulturpflanzen sowie die Fauna zur Folge. Das Ausmaß der Differenzierung von Eigenschaften, wie auch die Zeitdauer, bis sich ein neues Niveau stabilisiert, sind jeweils spezifisch. Bei Langzeitversuchen wie im Fall MUBIL lassen sich diese Dynamiken besonders gut beobachten und die entscheidenden Bewirtschaftungsmaßnahmen für die Veränderungen können identifizieren werden. Die im Untersuchungszeitraum eingetretene deutliche Erhöhung der Temperatursummen beeinflussen zusätzlich die Entwicklungen.

In den Düngungssystemen (Düngungsvarianten) werden optimierte Nährstoffkreisläufe viehloser biologischer Bewirtschaftung unter Einbeziehung von Biotonnekompost (DV 2: Gründüngung + Biotonnekompost) und Verwertung von Luzerne über eine Agrogasanlage, die pflanzliche „Agrogasgülle“ liefert (DV 4: Pflanzliche Agrogasgülle, ab 2008), mit einem viehlosen System mit alleiniger Luzerne Gründüngung (DV 1: nur Gründüngung) und einem viehhaltenden System mit Stallmist (DV 3: Abfuhr von Luzerne und Stroh, statt dessen Zufuhr von Rindermist) verglichen.

Die physikalischen Bodenkennwerte und Bodenwasserhaushalt (Teilprojekt 3) wurden am Biobetrieb auf einem Schlag bzw. Kleinparzellenversuch (S1M), die Bodentiere (Teilprojekt 6) auf zwei Schlägen bzw. Kleinparzellenversuchen (S1M und S4M) mit mittlerer Bodenbonität erhoben (siehe auch Tabelle 3.3-1). Durch die Konzentration auf einen oder wenige Schläge ist eine exakte und kontinuierliche Erfassung dieser aufwendig zu erhebenden Parameter möglich, womit Veränderungen im Zeitverlauf nachgewiesen und abgesichert werden können.

Eine Referenzfläche dazu auf einem konventionell bewirtschafteten Schlag mit gleicher Bodenbonität wie am Biobetrieb dient der vergleichenden Beobachtung der Veränderungen bei beiden Systemen im Zeitverlauf. Bei annähernd gleicher Ausgangssituation zu Beginn der Erhebungen in beiden Systemen können die Veränderungen im biologischen System dadurch kontrolliert und besser eingeschätzt werden.

Die Fruchtfolgen im Durchschnitt der konventionellen Betriebe im Marchfeld wiesen im Jahr 2012 einen Anteil von ca. 50 % Getreide und ca. 24 % Hackfrüchte (Kartoffel, Zuckerrüben, Mais) auf (BMLFUW 2013, INVEKOS-Daten). Der konventionelle Referenzschlag SK hat mit 55 % Getreide und 18 % Hackfrüchte ähnliche Anteile dieser Kulturen in der Fruchtfolge (Jahre 2003 – 2013). Lediglich der Feldgemüseanteil im Schlag SK liegt mit 27 % über den Durchschnittsbetrieb im Marchfeld mit ca. 11 % Feldgemüse. Viele konventionelle Betriebe im Marchfeld setzen jedoch ähnliche Fruchtfolgen mit hohen Feldgemüse- und Hackfruchtanteilen wie bei SK auf ihren Schlägen um, wodurch dieser Schlag als durchaus repräsentativ für die konventionelle Produktion im Marchfeld angesehen werden kann.

Die Entscheidung, den konventionellen Versuch nicht in die Bioversuchsflächen zu integrieren, wurde bewusst getroffen, um allfällige Wechselwirkungen zwischen der konventionellen und der biologischen Bewirtschaftung zu vermeiden. Dies ist im Besonderen bei Untersuchungen der Bodenfauna und anderen wandernden Organismen problematisch.

Im Jahr 2013 wurde eine Wiederholung der Untersuchung der bodenchemischen und bodenmikrobiellen Parameter durchgeführt. Im Zuge dessen wurde eine zusätzliche Referenzfläche auf einem Schlag eines weiteren konventionell bewirtschafteten Betriebes (SK1) eingebunden. Voraussetzung für die Auswahl waren weitgehend gleiche Bodenbedingungen (hinsichtlich Ackerzahl, Bodentyp und Horizontierung) wie auf der Biofläche S1M und der konventionellen Referenzfläche SK. Die Größe der Erhebungsfläche im ausgewählten Schlag entspricht der bestehenden Fläche SK. Ziel ist es mit einer größeren Streuung die konventionelle Referenz abzusichern und die Vergleichbarkeit zu verbessern. Die Fruchtfolge auf der SK1 Fläche war ab 2009 folgende: Zuckerrüben, Kohlrabi, Erbse (09), Winterweizen, Winterdurum (10), Sommergerste (11), Kartoffeln (12), Durumweizen (13).

Die Erhebung der Entwicklung der Beikrautflora (Teilprojekt 8) erfolgte in den Kleinparzellenversuchen auf allen acht Schlägen des Biobetriebes. Für die Berechnung der Humus- und Nährstoffbilanzen sowie der Bilanzen zum Energieeinsatz und der Treibhausemissionen wurden ebenfalls Daten von allen acht Schlägen bzw. Kleinparzellenversuchen (Teilprojekt 1) herangezogen.

Für die Förderung der biologischen Vielfalt ist neben der Anbauintensität der Anteil von naturnahen Flächen eines Betriebes ein entscheidender Faktor, da sie zusätzlichen Lebensraum für Pflanzen, Bodentiere, Nützlinge, Wildbienen und Vögel bieten. Auf dem Biobetrieb wird daher als weiterer Forschungsschwerpunkt der Beitrag der biologischen Bewirtschaftung und nicht bewirtschafteter begleitender Biotopstrukturen (wie Nützlings- und Blühstreifen sowie Hecken und Baumreihen) zur Förderung der Artenvielfalt und Stabilisierung des Agrarökosystems untersucht.

Tabelle 3.3-1: Übersicht über die Erhebungsflächen

Ort der Probenahme	Auswahlkriterien	Anzahl/Code	Untersuchungen
Kleinparzellenversuch (KPV) 12 PDF, DV 1 bis 3, 4 WH	7 Schläge mit mittlerer Bodenbonität	7 KPV/ S2M-S8M	Pflanzen
Kleinparzellenversuch (KPV) 16 PDF und 16 BDF DV 1 bis 4, 4 WH	1 Schlag mit mittlerer Bodenbonität	1 KPV/ S1M	Pflanzen Boden Wasser
Kleinparzelle (KP) 1 PDF und 1 BDF (Referenzfläche bio., nur DV 1)	1 Schlag mit geringer Bodenbonität	1 KP/ S1G	Pflanzen Boden Wasser
Kleinparzellen (KP): 2 PDF und 2 BDF, (Referenzflächen konv., Mineraldüngung)	2 konventionell bewirtschaftete Schläge, mittlere Bodenbonität	2 KP/ SK und SK1 (SK1 ab 2013)	Pflanzen, Boden Wasser
Transekte Aufnahmestrecken direkt in Landschaftselementen und in angrenzenden Ackerflächen in bestimmten Entfernungen dazu	1 Baumreihe mit Blühstreifen; 4 Schläge mit mittlerer Bodenbonität; 1 Hecke mit Blühstreifen, 2 Schläge mit geringer Bodenbonität	1 Transekt Nord/ TN1-TN9 1 Transekt Süd/ TS1-TS8	Nützlinge
Nützlings- und Blühstreifen (Ökostreifen)	Entlang von Hecken und Baumreihen und zwischen Ackerschlägen	17 Blühstreifen/ Ö1-W WK, ...	Bodentiere Nützlinge Wildbienen Avifauna Vegetation
Landschaftselemente (Biotopstrukturen)	Hecken, Baumreihen,	7 Hecken/ H1-H7 6 Baumreihen/ B1-B6	Bodentiere Nützlinge Avifauna
Düngerstreifen	8 Schläge	3 Düngerstreifen/ S1-0-DV1, ...	Pflanzen
Ackerflächen Gesamtbetrieb	8 Schläge (3 Schläge davon bestehen aus jeweils 2 Teilschlägen)	8 Schläge/ S1-S8	Pflanzen Avifauna

Erläuterungen und Abkürzungsverzeichnis:

KPV: Kleinparzellenversuch, 1 KPV entspricht einem Versuch mit drei bzw. 4 Düngungsvarianten und vier Wiederholungen = 12 bzw. 16 Kleinparzellen

KP: Kleinparzelle

WH: Wiederholungen

BDF: Bodendauerbeobachtungsfläche

PDF: Pflanzendauerbeobachtungsfläche

Kleinparzellen können in Bodendauerbeobachtungsflächen und Pflanzendauerbeobachtungsflächen unterteilt sein (S1M, S1G, SK), oder nur aus Pflanzendauerbeobachtungsflächen bestehen (S2M-S8M).

Code: S1M = Kleinparzellenversuch: Schlag 1, mittlere Bodenbonität; S1G = Kleinparzelle: Schlag 1, geringe Bodenbonität; SK = Kleinparzelle: Schlag konventionell bewirtschaftet, mittlere Bodenbonität (am Biobetrieb Rutzendorf angrenzend); S2M-S8M = Kleinparzellenversuche, Schläge 2-8, mittlere Bodenbonität; TN 1 = Transekt Nord, Aufnahmestrecke 1; TS 1 = Transekt Süd, Aufnahmestrecke 1 usw.

Nützlings- und Blühstreifen (Ökostreifen): neu angelegte 6 m breite Brachestreifen in Ackerflächen.

Ö1-W WK = Ökostreifen Schlag 1, W...Westseite vom Schlag, WK...Wildkrautmischung, usw.

Düngerstreifen: S1-0-DV1 = Schlag 1, Düngungsvariante 1, ...

Säume: von hohen Kräutern dominierte Strukturen, die Waldränder und Hecken begleiten.

Erläuterung Düngungsvarianten (Düngungssysteme):

Die geprüften Düngungsvarianten bzw. -systeme unterscheiden sich hinsichtlich der Art, Menge und Qualität der Zufuhr von organischer Substanz und der Einbringung von Nährstoffen in das Betriebssystem. Die Fruchtfolge inkl. der Zwischenfrüchte und die Bodenbearbeitungsmaßnahmen werden in allen Düngungsvarianten gleich gestaltet. Die Zwischenfrüchte werden bei allen Düngungsvarianten als Gründüngung in den Boden eingearbeitet und nicht abgefahren (Tabelle 3.3-2 und Tabelle 3.3-3).

- **Düngungsvariante 1 (DV 1) „Gründüngung“:** Auf eine externe Nährstoffzufuhr wird verzichtet. Die Flächen werden nur mit organischer Substanz aus der Gründüngung (= Luzernemulch) versorgt.
- **Düngungsvariante 2 (DV 2) „Gründüngung + Biotonnekompost“:** Zusätzlich zur Gründüngung mittels Luzernemulch findet eine Zufuhr von organischer Substanz und Nährstoffen aus externen Quellen statt. Es wird Biotonnekompost aus dem kommunalen Bereich eingesetzt. Grundlage für die Berechnung der Aufwandmenge sind die negativen Bilanzsalden an Phosphor und Kalium der Zielfruchtfolge, welche mit zwei Kompostgaben je Schlag innerhalb einer Fruchtfolgerotation ausgeglichen werden sollen (Tabelle 3.3-3), wobei die maximal erlaubten Ausbringungsmengen (N-Obergrenzen) berücksichtigt werden.
- **Düngungsvariante 3 (DV 3) „Futternutzung + Stallmist“:** Weitgehend geschlossene Betriebskreisläufe werden simuliert. Dazu wird organischer Dünger aus Tierbeständen in das Betriebssystem eingebracht. Die zweijährige Luzerne der Zielfruchtfolge liefert die Futtergrundlage für eine Mutterkuhherde mit umgerechnet 0,5 GVE/ha. Das Grundfutter (Luzerne) und das für die Einstreu benötigte Stroh werden von den Parzellen dieser Düngungsvariante abgefahren. Der berechnete Mistanfall (Rottemist) wird jährlich auf zwei Parzellenversuche aufgeteilt (Tabelle 3.3-3).
- **Düngungsvariante 4 (DV 4) „Futternutzung + Pflanzliche Agrogasgülle“:** Diese Düngungsvariante wird nur in einem Kleinparzellenversuch (S1M, ab 2008) umgesetzt. Hintergrund dieser Variante ist entsprechend der DV 3 die Simulation von weitgehend geschlossenen Betriebskreisläufen. Luzernegrünmasse wird von den Parzellen für die Erzeugung von Agrogasgülle durch anaerobe Fermentation abgefahren. Die dafür eingesetzten Luzernemengen sind an der DV 3 „Stallmist“ orientiert. Dem Entzug äquivalente Mengen der Agrogasgülle werden als Dünger auf die Flächen zurückgebracht (Tabelle 3.3-3).

Tabelle 3.3-2: Übersicht Unterscheidung Düngungsvarianten

Düngungsvariante (DV)	Luzernenutzung	Strohnutzung	Org. Düngung	Zwischenfrüchte
DV 1	Gründüngung	Düngung	keine	Gründüngung
DV 2	Gründüngung	Düngung	Biotonnekompost	Gründüngung
DV 3	Futternutzung*	Abfuhr	Stallmist	Gründüngung
DV 4	Futternutzung*	Düngung	Agrogasgülle	Gründüngung

*Schnitt und Abfuhr von Luzerne

Tabelle 3.3-3: Zielfruchtfolge und Aufteilung der organischen Dünger

Zielfruchtfolge:	D V	Luzerne	Luzerne	Winterweizen	Körnermais	Sommergerste	Erbse	Winterweizen	Winterroggen
Organische Düngung:	1	Mulch	Mulch		-			-	
	2	Mulch	Mulch		Biotonnekompost			Biotonnekompost	
	3	Abfuhr	Abfuhr		Stallmist			Stallmist	
	4	Abfuhr	Abfuhr		Agrogasgülle			Agrogasgülle	

DV...Düngungsvariante

Bis in das Erntejahr 2013 waren vier Kleinparzellenversuche (KPV) zweimal und 4 KPV dreimal mit Biotonnekompost und Stallmist gedüngt. In DV 4 („Pflanzliche Agrogasgülle“) im Kleinparzellenversuch S1M wurde bisher zweimal gedüngt, 2008 zu Körnermais und 2011 zu Winterweizen. Die Ausbringungsmengen lagen bei 37 m³/ha (170 kg N/ha) bzw. 45 m³ (131 kg N/ha) Agrogasgülle (Tabelle 3.3-4).

Die mit Biotonnekompost und Stallmist ausgebrachten Nährstoffe Stickstoff und Phosphor und die Menge an organischer Substanz liegen im Mittel auf einem ähnlichen Niveau. Mit Stallmist wurde hingegen mehr als das Dreifache an Kalium gegenüber dem Biotonnekompost ausgebracht. Zu berücksichtigen ist, dass über die Variante Biotonnekompost zusätzlich zur Gründüngung Nährstoffe und organische Substanz von außen zugeführt werden (bei zweimaliger Düngung innerhalb der Zielfruchtfolge ca. 43 kg N, 8 kg P und 30 kg K je Hektar und Jahr).

Bei der Düngungsvariante Stallmist handelt es sich hingegen um einen simulierten innerbetrieblichen Kreislauf mit Abfuhr von Luzerne und Stroh und Rückfuhr von Nährstoffen und organischer Substanz über den Rindermist, der von einem Partnerbetrieb aus der Region mit ähnlicher Fruchtfolge wie am Biobetrieb Rutzendorf bezogen wird. Der Mist wird nach der Entnahme aus dem Tiefstall und kurzer Zwischenlagerung mit dem Miststreuer auf eine Miete gesetzt, dann nochmals umgesetzt und als Rottemist auf die Flächen gebracht. Über die Tierhaltung und bei der Lagerung und Aufbereitung des Stallmistes kommt es zu Nährstoffverlusten, vor allem von Stickstoff, Kohlenstoff wird abgebaut. Über den Stallmist werden daher geringere Mengen an Nährstoffen und Kohlenstoff auf die Flächen zurückgeführt.

Die in Tabelle 3.3-4 angegebenen Werte sind die ermittelten Nährstoffmengen an Hand der Analysewerte der organischen Dünger bei Probenahme zum Zeitpunkt der Düngung. Die Nährstoffgehalte und -mengen unterliegen jährlichen Schwankungen. Der mittlere N-Gehalt des in den Kleinparzellenversuchen gedüngten Stallmistes lag mit 0,9 % sehr hoch. In Stein-Bachinger et al. (2004) ist für Rottemist ein mittlerer Nährstoffgehalt von 0,5 % mit einer Variationsbreite von 0,2 – 1,0 % angeführt. Der hohe Stickstoffgehalt im Stallmist wird vor allem auf die Futtergrundlage Luzerne und auf das Stallsystem Tiefstall zurückgeführt. Bedingt durch den im Tiefstallmist enthaltenen Urin weist der Mist auch sehr hohe Kaliumgehalte auf.

Der mit Biotonnekompost und Stallmist zugeführte Stickstoff ist zum überwiegenden Teil organisch gebunden, wird zum großen Teil in den Bodenstickstoffvorrat eingebunden und nur langsam pflanzenverfügbar. So stehen den Pflanzen nur ca. 5 – 10 % des Gesamtstickstoffs aus dem Biotonnekompost und ca. 5 – 20 % des Gesamtstickstoffs aus dem Rottemist im Anwendungsjahr zur Verfügung und in den Folgejahren liegen die Werte darunter. Mit wiederholten organischen Düngergaben wird jedoch pflanzenverfügbarer Düngerstickstoff im Boden angereichert und dadurch die N-Verwertung durch die Pflanzen erhöht. Das heißt bei langjähriger organischer Düngung nutzen die Pflanzen im Anbaujahr neben dem Stickstoff aus dem ersten Jahr der Düngung auch Stickstoff aus dem aufgebauten Dünger-N-Pool im Boden. (Gutser et al. 2005). Langfristig sind 40 bis 70 % des Gesamtstickstoffs der Dünger verfügbar (Bindlingmaier, 2000; Stein-Bachinger et al., 2004).

Bei DV 3 wurde im Mittel der Jahre 2004 bis 2013 je Luzerneschlag 78 dt/ha/Jahr Trockensubstanz an oberirdische Biomasse zur Futternutzung abgefahren. Damit kam es auch zu einer Abfuhr von 248 kg N/ha/Jahr und 3495 kg C/ha/Jahr (Mittel der Jahre 2004 bis 2013). Ungefähr diese Mengen blieben bei den DV 1 und DV 2 im Mittel als Luzernegründung am Feld. Die Höhe der Erträge wurde dabei von der Wasserversorgung der Luzernebestände bestimmt. Diese war in den Erhebungsjahren sehr unterschiedlich, was zu hohen Variationsbreiten der jährlichen Luzerneerträge von 32 dt/ha bis 137 dt/ha führte.

Tabelle 3.3-4: Aufwandmengen und Nährstoffgehalte von Biotonnekompost und Stallmist in den gedüngten Kleinparzellenversuchen (KPV) - Mittelwerte aus 20 Düngungen (DV 2 und DV 3) bzw. 2 Düngungen (DV 4)

Düngung für Erntejahre	Düngungsvariante (DV)	Aufwandmengen (FM)	Gesamstickstoff (N)	Gesamphosphor (P)	Gesamkalium (K)	Organische Substanz	Gesamkohlenstoff (C)	C/N Verhältnis
		dt/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	kg/ha	
2004 - 2013	DV 2: Biotonnekompost	183	170	33	119	4656	2663	15,7
	Variationsbreite	149 - 260	110 - 208	24 - 51	93 - 137	3376 - 7176	1792 - 3796	11 - 25
2004 - 2013	DV 3: Stallmist	191	175	47	389	4722	2563	14,1
	Variationsbreite	182 - 252	126 - 232	25 - 97	203 - 772	2933 - 6487	1558 - 3773	9 - 24
2008 und 2011	DV 4: Agrogasgülle	41*	150	15	249	1569	881	5,7

*Angabe Agrogasgülle in m³/ha

Auf der konventionellen Referenzfläche SK wurden jährlich im Mittel 108 kg Stickstoff je ha (Variationsbereich von 42 kg N/ha und Jahr bis 150 kg N/ha und Jahr) als Mineraldünger vor allem in Form von Ammoniumnitrat ausgebracht. Die mineralische Grunddüngung mit Phosphor und Kalium erfolgt nur alle zwei Jahre jeweils im Sommer nach der Getreideernte. Im Mittel wurden dabei je Düngergabe 28 kg Phosphor je ha und 129 kg Kalium je Hektar ausgebracht, was umgerechnet einer jährlichen Nährstoffzufuhr von 14,0 kg Phosphor und 64,5 kg Kalium entspricht.

LITERATUR

- Bindlingmaier, W. (Hrsg.) (2000): Biologische Abfallverwertung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- BMLFUW (2010): Schriftliche Mitteilung zu INVEKOS-Daten vom Marchfeld der Jahre 2003 - 2009.
- BMLFUW (2013): Schriftliche Mitteilung zu INVEKOS-Daten vom Marchfeld des Jahres 2012.
- BMLFUW (2013): Grüner Bericht 2013. Bericht über die Situation der österreichischen Land- und Forstwirtschaft. 54. Auflage, Wien 2013.
- BMLFUW (2013): Grüner Bericht 2013. Tabellen Grüner Bericht. Eingesehen auf der Homepage der Bundesanstalt für Agrarwirtschaft (AWI) am 15.07.2014: <http://www.agraroekonomik.at/index.php?id=789>
- Freyer, B., Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J.K., Schauppenlehner, Th. (Hrsg.) (2011): ÖPUL-Evaluierung LE07-13: Bewertung des viehlosen biologischen Ackerbaus und seiner agrarökologischen Leistungen im österreichischen Trockengebiet (Endbericht). Studie im Auftrag des Lebensministeriums.
- Gutser, R., Ebertseder, Th. Weber, A., Schraml, M. und Schmidhalter, U. (2005): Short-term and residual availability of nitrogen after long-term application of organic fertilizers on arable land. *J. of Plant Nutrition and Soil Science*. 168, 439-446.
- Nestroy, O. (1973): Landschaftsökologische Untersuchungen im Gebiete des Marchfeldes; Wien: Österr. Agrarverlag. In: *Wo i leb ...Kulturlandschaften in Österreich*, Katalog Nr. 67 des Stadtmuseums Linz-Nordico, 1997.
- Schuch, F.M. (1977): Beiträge zur Hydrologie des Marchfeldes. pp 30.
- Schwarzecker, K., H. Taferner, O.H. Danneberg (1993): Erläuterungen zur Bodenkarte 1:25.000. Kartierungsbereich Gross-Enzersdorf Niederösterreich. Bundesanstalt für Bodenkunde. KB 7. 2. Auflage: 154 S. Bundesanstalt für Bodenkunde, Wien.
- Stein-Bachinger, K., Bachinger, J. und Schmitt, L. (2004): Nährstoffmanagement im Ökologischen Landbau. Ein Handbuch für Beratung und Praxis. KTBL-Schrift 423.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft, Darmstadt.

4 BERICHTE DER TEILPROJEKTE

4.1 TEILPROJEKT 1: PFLANZENBAU UND BODENFRUCHTBARKEIT

Beurteilung der Nachhaltigkeit der Biologischen Bewirtschaftung am Beispiel des Biobetriebes Rutzendorf

BearbeiterInnen: A. Surböck², M. Heinzinger², H. Schmid³, J.K. Friedel¹, A. Schweinzer¹, B. Freyer¹

¹Institut für Ökologischen Landbau, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, BOKU Wien

²Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL) Österreich

³Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, Wissenschaftszentrum Weihenstephan, Technische Universität München

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Inwieweit der Biobetrieb Rutzendorf Kriterien der Nachhaltigkeit entspricht, wurde anhand ausgewählter ökologischer Indikatoren (N-, P-, K-Saldo, Humussaldo, Energieintensität und Treibhausgasemissionen) mit der Agrarsoftware REPRO überprüft und bewertet. Aufgrund des höheren Luzerneanteils in den ersten Untersuchungsjahren bis 2004 wurden für die Bewertung die Bilanzberechnungen der Jahre 2005 bis 2012 herangezogen. Die Berechnungen erfolgten an Hand der Düngungsvarianten 1 bis 4. Der Leguminosenanteil der Fruchtfolge lag bei allen Varianten bei 25 % Luzerne und ca. 11 % Erbsen. Die berechneten ökologischen Indikatoren lagen mit wenigen Ausnahmen bei allen vier Düngungsvarianten im optimalen bzw. tolerierbaren Bereich, was zusammenfassend eine gute bis sehr gute Beurteilung der Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung des Biobetriebes ergibt. Mit der umgesetzten Fruchtfolge wurde eine ausgeglichene und nachhaltige Stickstoff- und Humusbilanz erzielt. Die biologische Bewirtschaftung am Betrieb zeichnet sich durch ein niedriges flächenbezogenes Treibhausgaspotential bei effektivem Energieeinsatz aus.

The sustainability of organic farming was assessed and valuated on the organic farm "Rutzendorf" by means of selected agro-ecological indicators (N-, P-, K-balances, soil organic matter balance, energy intensity, greenhouse gas emissions) with the model REPRO for the years 2005 to 2012. Balances were calculated for four fertilisation treatments (DV 1-DV 4), which differ in lucerne utilisation and in input of organic fertilisers. The calculated agro-ecological indicators were within an optimal or tolerable range for all three fertilisation treatments with only few exceptions. The crop rotation resulted in a sustainable nitrogen- and humus balance. Furthermore the management of plant production leads to a low greenhouse gas potential per area and an efficient energy use.

EINLEITUNG

Die Art und die Intensität der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung haben Auswirkungen auf die Lebensmittelqualität, die Artenvielfalt, die Bodengesundheit, die Rohstoff- und Energieressourcen sowie das Klima. Der Biolandbau gilt als Leitbild für eine ökologisch orientierte Landwirtschaft, indem Produktionsverfahren angewandt werden, die möglichst umweltschonend, energie- und ressourcensparend sind. In der biologischen Landwirtschaft muss das Anbausystem im Vergleich zur konventionellen Produktion durch andere acker- und pflanzenbauliche Maßnahmen versorgt und gesteuert werden. Eine zentrale Bedeutung nimmt dabei die Gestaltung der Fruchtfolge ein. Ein nachhaltiges Nährstoffmanagement wird durch eine effiziente Nutzung der Nährstoffvorräte des Bodens, dem weitgehenden Schließen von Nährstoffkreisläufen, der Luftstickstoffbindung über die Leguminosen und durch verlustmindernde anbautechnische Bewirtschaftungsmaßnahmen erzielt.

THEMA UND ZIELE DER ARBEIT

Im Rahmen der Langzeituntersuchung am Biobetrieb Rutzendorf wurden das Ausmaß und die Geschwindigkeit der Auswirkungen einer Umstellung und langfristigen biologischen Bewirtschaftung auf das System Boden-Pflanze dokumentiert, überprüft und beurteilt.

Jede landwirtschaftliche Produktion hat Auswirkungen auf ihre natürliche Umwelt. Die Nachhaltigkeit und Umweltverträglichkeit der biologischen Bewirtschaftung am Biobetrieb Rutzendorf, abgestuft in verschiedene Düngungssysteme (Düngungsvarianten) und Bodenbonitäten sowie im Vergleich zu einem konventionellen Referenzsystem, wurde anhand ausgewählter ökologischer Indikatoren quantitativ bewertet. Die gewählten Indikatoren haben eine unterschiedliche Relevanz in einzelnen Umweltbereichen (Tabelle 4.1-1).

Tabelle 4.1-1: Ökologische Indikatoren und ihre Relevanz in einzelnen Umweltbereichen

Indikator	Umweltbereich				
	Ressourcen	Boden	Wasser	Luft (Klima)	Biodiversität
Stickstoff-Saldo		+	++	++	+
Phosphor-Saldo	++	++	++		+
Humus-Saldo		++	+	+	
Energieintensität	++			+	
Treibhausgasemission				++	

Quelle: Christen et al. 2009

Die ökologischen Indikatoren des Biobetriebes Rutzendorf wurden Indikatorwerten anderer Studien gegenübergestellt, welche ebenfalls mit dem Modell REPRO berechnet worden sind. Mit Berechnung und Darstellung verschiedener Szenarien auf Basis der vorhandenen Daten des Betriebes sollten unterschiedliche Bewirtschaftungsintensitäten in der Praxis besser abgedeckt werden. Ziel beider Vergleiche war eine bessere Einschätzung der Ergebnisse des Biobetriebes und die Ausdehnung ihrer Aussagekraft über den Standort Rutzendorf hinaus.

Zur Bewertung der Ergebnisse aus dem Modell REPRO wurden berechnete Werte der Humussalden gemessenen Werten der Humusveränderungen aus Bodenuntersuchungen gegenübergestellt.

Ein weiteres Ziel war die Berechnung der Nitratkonzentration im Sickerwasser als weiteren ökologischen Indikator bei unterschiedlichen Düngungsvarianten.

Die Ergebnisse der Auswertungen sollen zeigen, inwieweit die Agrarumweltmaßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ zum Erhalt oder zur Verbesserung der Bodenqualität bzw. Bodenfruchtbarkeit, zur Abschwächung des Klimawandels und generell zur Verbesserung der Umwelt beiträgt.

HERLEITUNG DER ARBEITSHYPOTHESEN

Bei der Umstellung auf die biologische Bewirtschaftung wurden aufgrund geänderter Fruchtfolgen (v.a. Futterleguminosenanbau, Zwischenfruchtbau) und einer organischen Düngewirtschaft (v.a. tierische Dünger) positive Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit (z.B. Qualität der organischen Bodensubstanz, den Humushaushalt und die Bodenstruktur) beobachtet (Herrmann und Plakolm 1993, Fließbach und Mäder 2000, Fließbach et al. 2007). Verschiedene Untersuchungen zeigen den geringeren Ausstoß von Treibhausgasemissionen und den effizienten Einsatz von fossiler Energie in der biologischen Landwirtschaft auf (Haas et al. 1995, Nemecek et al. 2005, Hülsbergen & Küstermann 2007, Freyer und Dorninger 2008).

Die Fruchtfolge am Biobetrieb Rutzendorf verfügt über einen entsprechenden Anteil an Leguminosen als Hauptfrüchte (Futter- und Körnerleguminosen). Zwischenfrüchte werden so oft wie möglich in die Fruchtfolge integriert. Über Luzernenutzung und organische Dünger erfolgte eine Zufuhr unterschiedlicher Qualitäten an organischer Substanz in das Betriebssystem (verschiedene Düngungsvarianten). Über ein Verfahren, welches allen Varianten zugrunde liegt, wurde über die Luzerne im Hauptfruchtanbau und Zwischenfrüchte Stickstoff und Kohlenstoff in erhöhtem Ausmaß dem Betrieb zugeführt (DV 1). In einer zweiten Variante (DV 2) wurde ein regionaler Kreislauf über die Zufuhr von Biotonnekompost untersucht, in einer dritten (DV 3) der innerbetriebliche Kreislauf eines tierhaltenden Betriebes (Luzernefutter- und Strohexport; Stallmistimport), in einer vierten Variante (DV 4, nur in einem Versuch) der innerbetriebliche Kreislauf über eine Agrogasanlage (teilweiser Luzerneexport, Import von Agrogasgülle). In allen hier dargestellten Varianten des biologischen Landbaus wurde ein positiver Beitrag zum Erhalt und Aufbau der Bodenfruchtbarkeit und zum Klimaschutz angestrebt. Zwischen den Düngungssystemen wurde jedoch eine differenzierte Beurteilung der Umweltleistungen erwartet.

MATERIAL UND METHODEN

Pflanzenbauliche Erhebungen

Pflanzenbauliche Daten wurden seit dem Jahr 2003 auf 8 Kleinparzellenversuchen (KPV: S1M-S8M) mit drei bzw. im Kleinparzellenversuch S1M mit vier Düngungsvarianten (DV) und zwei Referenzparzellen (KP: S1G und SK) erhoben. Die Kleinparzellenversuche sind randomisierte komplette Blockanlagen. Die Düngungsvarianten wurden in vierfacher Wiederholung je Versuch angelegt. Die biologischen Erhebungspartellen und die konventionelle Referenzparzelle wurden mit den betriebsüblichen Praxismaschinen mit den Großschlägen bewirtschaftet. Die organische Düngung auf den biologischen Parzellen und die genaue Ertragserhebung erfolgten parzellenspezifisch per Hand bzw. mit dem Parzellenmähdrescher. Der Zwischenfruchtertrag wurde bis 2008 über die Bodendeckung und die Bestandeshöhe geschätzt, ab 2009 per Quadratmeterernte festgestellt. Die Zeitpunkte und die Art der Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie Informationen zu den Erträgen auf der Gesamtbetriebsfläche wurden von den Bewirtschaftern aufgezeichnet und für die Auswertungen zur Verfügung gestellt.

Bilanzberechnungen - Ökologische Indikatoren

Die erhobenen Daten wurden mit dem Modell REPRO (Hülsbergen und Diepenbrock 1996; Hülsbergen 2003; Küstermann et al. 2005) verrechnet. REPRO ist eine sowohl für wissenschaftliche als auch für praktische Anwendungen konzipierte Agrarsoftware, mit der Stoff- und Energieflüsse sowie Umweltwirkungen landwirtschaftlicher Betriebssysteme in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftung dargestellt, analysiert und beurteilt werden können. Mit dem Modell können gleichermaßen biologische und konventionelle Betriebssysteme verrechnet werden.

Die Umwelt- und Nachhaltigkeitsanalyse im Modell erfolgte über die Berechnung von ökologischen Indikatoren, d.h. Maßzahlen welche die Effekte von landwirtschaftlichen Produktionssystemen auf die Agrarökosysteme beschreiben (Christen et al. 2009). Die für das vorliegende Evaluierungsprojekt verwendeten agrarökologischen Indikatoren sind Bilanzsalden, die aus der Berechnung der Humus- und Nährstoffbilanzen und Energie- und Treibhausgasbilanzen mit den erhobenen und ins Modell eingegebenen Daten stammen. Die Auswertungen wurden in Zusammenarbeit mit der TU München-Weihenstephan, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, durchgeführt.

Nährstoffbilanzen: Bilanzen wurden für die Nährstoffe Stickstoff, Phosphor und Kalium erstellt. Bei der Berechnung einer flächenbezogene Bilanz werden alle dem Boden (Schlag, Fruchtfolge) zugeführten Nährstoffmengen (z.B. über Dünger oder Saatgut) den abgeführten Nährstoffmengen (im Erntegut)

gegenübergestellt. Bei der N-Bilanz ist der Eintrag von Stickstoff über Immissionen berücksichtigt. Die symbiotische N₂-Fixierung der Leguminosen wird über die erhobenen Ertrags- und Stickstoffwerte im Erntegut und den geschätzten Leguminosenanteil bei Gemengeanbau von Leguminosen und Nichtleguminosen berechnet. Eine Besonderheit des Modells REPRO ist, dass durch Kopplung mit der Humusbilanz Veränderungen der Boden-N_{org}-Vorräte im Bilanzzeitraum durch die Netto-Mineralisation/Netto-Immobilisation in die N-Bilanz miteinbezogen werden (Abraham, 2001; Hülsbergen, 2003; Küstermann et al. 2010). Bei P und K werden korrigierte Salden errechnet, d.h. der Bilanzwert wird über die Verknüpfung der gemessenen pflanzenverfügbaren Bodengehalte mit dem errechneten Nährstoffsaldo ermittelt.

Stickstoff ist wesentlich für die Ertrags- und Qualitätsbildung verantwortlich. 95-98 % des Gesamtstickstoffs des Bodens sind im Humus gebunden. Phosphor dient zur Sicherung der Ertragsleistung und Qualität und hat Einfluss auf die N-Aufnahme der Pflanzenbestände. Eine Überversorgung an Stickstoff und Phosphor kann zu umweltrelevanten Einträgen in verschiedene Umweltbereiche führen (Gewässer, Atmosphäre, naturnahe Biotope). Eine Unterversorgung beeinträchtigt hingegen die natürliche Bodenfruchtbarkeit. Im Versuch und gesamten Betrieb wird kein mineralischer Phosphordünger zugeführt.

Humusbilanz: Die Berechnung der Humusbilanz erfolgt über die Gegenüberstellung des durch den Anbau humuszehrender Fruchtarten (Getreide, Hackfrüchte,...) verursachten Humusbedarfs mit den Zufuhren durch den Anbau humusmehrender Fruchtarten (Leguminosen,...) und durch organische Dünger (Stallmist, Kompost,...) (Hülsbergen et al., 2005).

Humus gilt als Grundlage der Bodenfruchtbarkeit und Ertragsbildung, der nahezu alle Bodeneigenschaften und -funktionen beeinflusst (Hülsbergen et al., 2005). Aufgrund der Steuerung des Kohlenstoff- und Stickstoffumsatzes hat er darüber hinaus eine wesentliche ökologische Relevanz. So wird beim Humusaufbau CO₂ gebunden, während beim Abbau von Humus CO₂ frei wird. Eine ausreichende und standortangepasste Humusversorgung der Ackerböden und Steuerung der Auf- und Abbauprozesse hat daher oberste Priorität, wobei sowohl Unterversorgung (Mangelsituation) als auch eine starke Überversorgung mit organischer Substanz aufgrund möglicher Nährstoffverluste kritisch zu beurteilen ist. Die Humusbilanz kann mit verschiedenen Methoden berechnet werden. Für die Auswertung im Evaluierungsprojekt wurde die dynamische Humuseinheiten (HE)-Methode gewählt, die nach Hülsbergen an die Bedingungen des biologischen Landbaus angepasst ist und bei der die Standortbedingungen, die Höhe der N-Düngung und der Ertrag als Einflussfaktoren berücksichtigt werden (Hülsbergen, 2003).

Energiebilanz: Bei der Energiebilanzierung wird der Verbrauch an nicht erneuerbarer (fossiler) Energie der Energiebindung im Ertrag gegenübergestellt. Beim Input wird zwischen direktem Einsatz fossiler Energie, z.B. Kraftstoffverbrauch der Traktoren im Produktionsprozess, und indirektem Energieeinsatz, z.B. Verbrauch von fossiler Energie bei der Dünger- und Pflanzenschutzmittelherstellung und bei der Herstellung von Maschinen und Geräten, unterschieden. Mit steigendem Energieeinsatz erhöht sich die Regelungsintensität des Systems. Die Eingriffe in das Agrarökosystem nehmen zu und damit auch potentielle Umweltwirkungen. Bei gegebenem Energieeinsatz sind jedoch jene Betriebssysteme effizienter, die höhere Erträge bzw. Produktmengen hervorbringen.

Treibhausgasbilanz: Jeder Betrieb hat mit der Art und Intensität seiner Bewirtschaftung Einfluss auf den Treibhausgasausstoß. Durch eine angepasste Bewirtschaftung sind eine Minderung der Emissionen und eine langfristige CO₂-Speicherung im Boden möglich.

Bei der Berechnung des Treibhausgaspotentials landwirtschaftlicher Betriebssysteme werden alle Emissionen der klimawirksamen Gase Kohlenstoff (CO₂), Methan (CH₄) und Lachgas (N₂O) eingebunden. Ihr spezifisches Treibhausgaspotential wird durch Umrechnung in CO₂-Äquivalente berücksichtigt. In die Auswertung fließen u.a. der CO₂-Ausstoß durch den direkten und indirekten Einsatz fossiler Energie (siehe Energiebilanz), die C-Bindung bzw. Freisetzung (Humusauf- und -abbau) und die N₂O-Emission aus dem

Boden ein. Die N₂O-Emission wird mit dem IPCC-Ansatz (IPCC 1997) berechnet, bei dem angenommen wird, dass 1,25 % des durch organische und mineralische N-Düngung, symbiotische N₂-Fixierung und N-Deposition zugeführten Stickstoffs als N₂O-N emittiert. Mit diesem vereinfachten Ansatz ist ein realer Teilflächenbezug möglich, d.h. die N₂O-Emission kann einer Ackerfläche bzw. Kultur konkret zugeordnet werden. Damit wird die Bewertung eines Landwirtschaftsbetriebes, für deren Nachhaltigkeitsanalyse das Modell REPRO konzipiert wurde, klar nachvollziehbar. Eine kurzfristige Änderung im REPRO Programm zur Berechnung der Emissionen mit den Faktoren nach dem IPCC-Ansatz 2006 (IPCC 2006) ist nicht möglich, da dafür große Teile des Programms umgestellt und neu programmiert werden müssten. Die Vorgaben in IPCC 2006 basieren auch auf einem ganz anderen Berechnungsansatz, der mit dem realen Teilflächenbezug nicht konform geht und die Vergleichbarkeit mit bisherigen REPRO-Ergebnissen ausschließt.

Eine Begründung der TU München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, für die Verwendung des IPCC-Ansatzes 1997 zur Berechnung der N₂O-Emission im Modell REPRO befindet sich im Anhang.

Für die Bewertung der Bilanzergebnisse ist für jeden Indikator (Bilanzsaldo) ein Optimalbereich definiert (Christen et al. 2009) (Tabelle 4.1-2). Innerhalb dieses Bereichs wird in Bezug auf die Nachhaltigkeit in Verbindung mit der Bewirtschaftung das beste Ergebnis erzielt.

Tabelle 4.1-2: Bewertung der Ökologischen Indikatoren nach Christen et al. (2009)

Indikator	Einheit	Optimalbereich	Umweltwirkung
Stickstoff-Saldo	kg N ha ⁻¹ a ⁻¹	0 bis 50	Boden, Klima, Wasser
Korrigierter Phosphor-Saldo	kg P ha ⁻¹ a ⁻¹	-5 bis 5	Boden, Ressourcen, Wasser
Korrigierter Kalium-Saldo	kg K ha ⁻¹ a ⁻¹	-50 bis 50	Boden, Ressourcen
Humus-Saldo	kg C ha ⁻¹ a ⁻¹	-75 bis 100	Boden, Klima, Wasser
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	< 200	Klima, Ressourcen
Treibhausgasemission	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	< 15	Klima

GE=Getreideeinheit / MJ=Megajoule / GJ=Gigajoule

Die in Tabelle 4.1-3 aufgelisteten Daten werden für die Bilanzberechnungen ins Modell REPRO eingegeben.

Tabelle 4.1-3: Standort- und Bewirtschaftungsdaten für das Modell REPRO

Standort- bzw. Schlagdaten	Bodenart, Ackerzahl, Fruchtfolge, Hofentfernung, langjähriger mittlerer Niederschlag
Bodenchemie	Bodenbeprobung (Datum und Tiefe), Gehalt an organischer Substanz, Nährstoff-Gehalte: (Stickstoff, Phosphor, Kalium), pH-Wert, N _{min} -Werte
Anbau	Fruchtart, Sorte, Nutzung, Aussaatmenge, Herkunft Saatgut
Düngung	Datum, Düngerart, Düngermenge, Nährstoffgehalte, Herkunft
Pflanzenschutz	Datum, Pflanzenschutzmittel, Ausbringungsmenge
Ernte	Datum, Ertrag Haupt- und Nebenprodukt, Nährstoffgehalte jeweils für Hauptfrucht, Zwischenfrucht, Untersaat
Produktionsverfahren	Datum, Verfahrensabschnitt, verwendete Maschine

Die Daten stammen aus Erhebungen auf den Kleinparzellenversuchen S1M bis S8M mit jeweils drei bzw. im Versuch S1M mit vier Düngungsvarianten und den Referenzparzellen S1G und SK bzw. von den dazugehörigen Schlägen. In den Ernteprodukten wurden die Gehalte an Kohlenstoff und Stickstoff analysiert. Nicht analysierte Nährstoffgehaltswerte im Erntegut (vor allem Phosphor und Kalium) wurden mit Standardwerten aus dem Modell berechnet. Das Verhältnis der Haupt- zu den Nebenprodukten (Korn-Stroh-Verhältnis) wurde den realen Messwerten angepasst. Bei den Maschinenparametern verwendet das Modell REPRO die KTBL-Stammdaten (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V.). Die Maschinenausstattung wurde daher aus dem KTBL Angebot für einen Betrieb entsprechend einer durchschnittlicher Größe im Marchfeld gewählt (für den Biobetrieb und den konventionellen Referenzschlag). Zeitpunkt und Art der einzelnen Produktionsmaßnahmen stammen von den Großschlägen. Für die per Hand durchgeführte organische Düngung wurden entsprechende Geräte und Verfahrensschritte im Modell eingesetzt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Marktfruchterträge Betrieb

Mit der umgesetzten Fruchtfolge konnten bei allen Düngungsvarianten im Durchschnitt gute Erträge erzielt werden (Tabelle 4.1-4). Zwischen den Jahren traten jedoch große Schwankungen in der Ertragshöhe auf, zurückzuführen auf das Wasserangebot in der Vegetationsperiode. So erreichte z.B. Winterweizen in Jahren mit guter Wasserversorgung ein sehr hohes Ertragsniveau. Bei geringen Frühjahrsniederschlägen und nach der Vorfrucht Luzerne mit ihrem hohen Wasserverbrauch kam es bei Winterweizen hingegen zu deutlichen Ertragseinbrüchen. Dadurch sind auch die geringeren Erträge von Winterweizen nach Luzerne gegenüber Winterweizen nach Erbse und organischer Düngung zu erklären. Die hohen Ertragsschwankungen bei der Erbse sind neben der Wasserversorgung auf den Krankheit- und Schädlingsdruck und die Beikrautkonkurrenz zurückzuführen.

Tabelle 4.1-4: Mittelwerte und Spannbreiten der Erträge der Druschfrüchte in den Kleinparzellenversuchen der Jahre 2005 bis 2012 in Abhängigkeit der Düngungsvariante (n = Anzahl der zusammengefassten Jahre)

Kultur	Ertrag Korn, dt/ha, 86 % TM				
	DV 1 Mittelwert	DV 2 Mittelwert	DV 3 Mittelwert	DV1-DV3 Unterer Wert	DV1-DV3 Oberer Wert
Winterweizen, (n=8) VF Luzerne	46,9	46,7	42,3	10,2	69,9
Winterweizen, (n=6*) VF Erbse + org. Düngung	55,9	58,0	59,1	46,0	71,8
Winterroggen, (n=6)	36,1	37,6	39,2	29,9	52,1
Sommergerste, (n=7)	35,5	37,1	36,4	22,8	57,7
Körnermais, (n=7)	94,2	94,3	95,7	21,6	134,8
Erbse, (n=6)	15,4	14,9	14,6	0,0	37,2

TM=Trockenmasse / VF=Vorfrucht / * eine Fläche davon VF Winterweizen + org. Düngung

DV 1 = Gründüngung: nur Gründüngung mittels Luzernemulch

DV 2 = Gründüngung + Biotonnekompost: zusätzlich zur Gründüngung wird Biotonnekompost zugeführt

DV 3 = Futternutzung + Stallmist: Luzerne- und Strohabfuhr, stattdessen Zufuhr von Rindermist

Der mittlere Rohproteingehalt der Jahre 2005 bis 2012 lag bei Winterweizen nach Luzerne bei 14,7 % und bei Winterweizen nach Erbse bei 13,5 % (jeweils im Mittel über die Düngungsvarianten 1 bis 3). Der Mindestwert von 12,0 % für Biospeiseweizen wurde beim Winterweizen nach Luzerne nur in einem Jahr und nur bei der DV 3 nicht erreicht, bei Winterweizen nach Erbse lagen die Proteingehalte ebenfalls nur in einem Jahr jedoch bei den DV 1 und DV 2 nicht über 12,0 % (Tabelle 4.1-5). Ansonsten wurden in allen Jahren und Versuchen die geforderten Mindestwerte (Proteingehalt: mind. 12,0 %, Hektolitergewicht: mind. 75 kg, Fallzahl: mind. 220 s) für Biospeiseweizen erreicht (AGES, 2014)

Tabelle 4.1-5: Mittelwerte und Spannweiten der Rohproteingehalte von Winterweizen in den Kleinparzellenversuchen der Jahre 2005 bis 2012 in Abhängigkeit der Vorfrucht und der Düngungsvariante (n = Anzahl der zusammengefassten Jahre)

DV	Rohproteingehalt VF Luzerne (n = 8)			Rohproteingehalt, % VF Erbse + org. Düngung* (n = 6)		
	Mittelwert	Unterer Wert	Oberer Wert	Mittelwert	Unterer Wert	Oberer Wert
DV 1	15,0	12,9	18,1	13,4	11,3	14,9
DV 2	15,0	12,9	17,7	13,5	11,3	14,7
DV 3	14,2	11,7	18,3	13,6	12,0	14,8

VF...Vorfrucht; *eine Fläche davon VF Winterweizen + org. Düngung

DV 1 = Gründung: nur Gründung mittels Luzernemulch

DV 2 = Gründung + Biotonnekompost: zusätzlich zur Gründung wird Biotonnekompost zugeführt

DV 3 = Futternutzung + Stallmist: Luzerne- und Strohabfuhr, stattdessen Zufuhr von Rindermist

Die Kleinparzellenversuche sind in jedem Großschlag des Biobetriebes auf Flächen mittlerer Bodenbonität eingerichtet. Im Vergleich der Erträge in DV 1 (nur Gründung) der Erhebungspartellen mit den Erträgen der Schläge der Jahre 2005 mit 2012 zeigte sich eine hohe Übereinstimmung zwischen den beiden Ertragsaufnahmen. Die Erträge auf den Schlägen waren jedoch meist geringer und lagen im Mittel bei 88 % der Erträge in den Erhebungspartellen. Bei Getreide wurden höhere Prozentwerte erreicht. Bei Hackfrüchten wie Körnermais waren die Erträge der Schläge geringer, da in den Erhebungspartellen weitgehend verlustfrei per Hand geerntet wurde.

Im Vergleich der Getreideerträge der Großschläge des Biobetriebs Rutzendorf liegen diese deutlich über den jeweiligen Erträgen der Praxisbetriebe, während die Erträge bei Körnermais und Erbse eine ähnliche Höhe aufweisen (Tabelle 4.1-6). Für den Vergleich wurde ein Mittelwert der kulturspezifischen Erträge der Biomarktf Fruchtbetriebe nur über jene Jahre berechnet, in denen diese Kultur auch auf dem Biobetrieb Rutzendorf angebaut war.

Das hohe Ertragsniveau der Marktf Früchte am Biobetrieb Rutzendorf wird auf die Fruchtfolge mit entsprechendem Leguminosenanteil (2005 – 2012: 25,0 % Luzerne, 11 % Körnererbse) und damit Stickstoff- und Kohlenstoffinput sowie die hohe Bodenbonität zurückgeführt. Voraussetzung für das Ausschöpfen des Ertragspotentials in den einzelnen Jahren war jedoch eine ausreichende Wasserversorgung der Kulturen, da der Standort durch eine hohe jährliche Variabilität der Witterung geprägt ist. Bei Winterweizen nach Luzerne ist das Risiko geringerer Erträge noch höher, da Luzerne einen hohen Wasserverbrauch aufweist, der in der Vegetationszeit des Weizens im Herbst und Frühjahr durch ausreichende Niederschläge ausgeglichen werden muss. Eine mögliche Strategie zur Minimierung dieses Risikos ist die Änderung des Luzernemanagements mit einem zeitlich früheren Luzerneumbbruch, gegebenenfalls in Verbindung mit dem nachfolgenden Anbau einer Zwischenfrucht.

Tabelle 4.1-6: Vergleich der Hektarerträge am Biobetrieb Rutzendorf (Großschläge) mit Hektarerträgen von Biomarktfruchtbetrieben (Quelle: Grüner Bericht 2013)

Kultur	Winterweizen	Winterroggen	Sommergerste	Körnermais	Körnererbse
Ertrag in dt/ha Biobetrieb Rutzendorf*	44,8	32,7	33,0	65,1	13,8
Ertrag in dt/ha Biomarktfruchtbetriebe*	34,6	24,7	20,4	61,2	10,7

*Mittelwert der Erträge aus folgenden Jahren: Winterweizen: 2005 bis 2012; Winterroggen: 2005, 2007 und 2009 bis 2012; Sommergerste: 2006 bis 2012; Körnermais: 2006 bis 2012; Körnererbse: 2007 bis 2012

Über die guten Erträge und Qualitäten wurden bei Winterweizen und Körnermais, den ökonomisch wichtigsten Kulturen der Fruchtfolge, hohe Deckungsbeiträge erreicht. Aber auch Winterroggen und Sommergerste konnten in einzelnen Jahren gute wirtschaftliche Ergebnisse erzielen. Dem gegenüber stehen die Kosten der Luzerne und die meist sehr niedrigen Deckungsbeiträge bei der Körnererbse. Der Wert der Futterleguminose Luzerne liegt in der Stickstoffversorgung der Gesamtfruchtfolge, dem Erhalt und dem Aufbau der Bodenfruchtbarkeit und der Beikrautregulierung. Die Erbse unterstrich aufgrund der guten Erträge des nachfolgenden Winterweizens ihren hohen Vorfruchtwert. Dieser beruht vor allem auf der Verbesserung der Bodenstruktur und der Nachlieferung von Stickstoff aus den Ernterückständen der Erbse. Zusätzlich wurde ihr Vorfruchtwert durch den Anbau von Zwischenfruchtgemengen vor und nach dem Erbsenanbau aufgewertet.

Die Wirtschaftlichkeit über die gesamte Fruchtfolge kann daher positiv beurteilt werden. Neben der Luzerne ist auch der hohe Anteil an Zwischenfrüchten (37,5%, verschiedene Gemenge bestehend aus Platterbse, Sommerwicke, Senf, Ölrettich, Buchweizen, Phacelia, Leindotter) mit deren multifunktionalen Wirkungen ein wesentlicher Bestandteil des Anbausystems. Zur Wirtschaftlichkeit der Fruchtfolge: siehe auch Abschlussbericht MUBIL IV – Forschung „Langzeitmonitoring der Auswirkungen einer Umstellung auf den biologischen Landbau“, Teilprojekt 13: Ökonomie, Seiten 100 bis 115.

Auf der konventionellen Referenzparzelle SK wurden in den Jahren 2005 bis 2012 konstant hohe Erträge erreicht. Hackfrüchte und Gemüsekulturen wurden beregnet. Das mittlere Ertragsniveau von Winterdurumweizen lag bei 63,7 dt/ha (seit 2005 in drei Jahren angebaut) und von Zwiebeln bei 654 dt/ha (seit 2005 in zwei Jahren angebaut). Jeweils in einem Jahr erzielten folgende Kulturen ein gutes Ertragsniveau: Winterweizen (52,5 dt/ha) und Kartoffeln (465 dt/ha). Im Jahr 2010 standen aufgrund einer Schlagteilung zwei Kulturen auf der Fläche mit Erträgen bei Babykarotten bei 595 dt/ha und Speisesoja mit 12,0 dt/ha.

Bilanzen bestehender Betrieb - Düngungsvarianten

In die Bilanzberechnungen für den Biobetrieb Rutzendorf wurden die Daten von acht Kleinparzellenversuchen (S1M-S8M) der Jahre 2005 bis 2012 einbezogen. In der Tabelle 4.1-7 sind die Mittelwerte der Bilanzsalden und weiterer wichtiger Nachhaltigkeitskennzahlen für die Düngungsvarianten 1 bis 3 zusammenfassend dargestellt. Ab dem Jahr 2005 lag der Luzerneanteil in der Fruchtfolge konstant bei 25 %. Die Körnerleguminose Erbse wurde im Schnitt auf ca. 11 % der Fläche angebaut.

Das Ertrags-Niveau, ausgedrückt in Energiebindung und Ernteertrag (Korn und Stroh), war bei den DV 1 und DV 2 annähernd gleich. Die DV 3 weist im Vergleich dazu deutlich höhere Erträge auf, da in die Berechnung auch der Ertrag der abgeführten Luzerne und des Getreidestrohs mit einbezogen ist.

Tabelle 4.1-7: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren der am Biobetrieb geprüften Düngungsvarianten 1 bis 3 (Jahre 2005 bis 2012)

Ertrags-Niveau	ME	DV 1	DV 2	DV 3
		2005 - 12	2005 - 12	2005 - 12
Energiebindung (HP+NP)	GJ ha ⁻¹	54,4	55,3	113,6
Ernteertrag (HP+NP)	GE ha ⁻¹	36,5	37,0	48,7
Intensitäts-Indikatoren				
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	83	371	61
Humusversorgungsgrad	%	117	175	112
Versorgungsstufe		C	E	C
N-Saldo (mit Δ Bodenvorrat)	kg N ha ⁻¹	39	56	18
N-Saldo (ohne Δ Bodenvorrat)	kg N ha ⁻¹	47	91	23
N-Ausnutzung	%	77	64	87
P-Saldo	kg P ha ⁻¹	-11	-3	-6
K-Saldo	kg K ha ⁻¹	-16	13	15
Energie-Input	GJ ha ⁻¹	4,5	5,6	7,2
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	127	156	152
Output/Input-Verhältnis		12	9	15
C-Sequestrierung*	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	-310	-1368	-230
Treibhauspotenzial flächenbez.	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1292	506	1271
Treibhauspotenzial produktbez.	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	24	9	11

HP...Hauptprodukt, NP...Nebenprodukt, GE=Getreideeinheit / MJ=Megajoule / GJ=Gigajoule

*Positive Werte bedeuten einen Humusabbau und die Abgabe von im Boden gebundenem C an die Atmosphäre, negative Werte einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden.

DV 1 = Gründüngung: nur Gründüngung mittels Luzernemulch

DV 2 = Gründüngung + Biotonnekompost: zusätzlich zur Gründüngung wird Biotonnekompost zugeführt

DV 3 = Futternutzung + Stallmist: Luzerne- und Strohabfuhr, stattdessen Zufuhr von Rindermist

Humus-Versorgungsstufen (VDLUF, 2004):

A = sehr niedrig: < -200 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

B = niedrig: -200 bis -76 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

C = optimal: -75 bis 100 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

D = hoch: 101 bis 300 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

E = sehr hoch: > 300 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹

Bewertung Humussaldo: Mit einem Humussaldo von 83 kg C ha⁻¹ a⁻¹ bei der DV 1 und 61 kg C ha⁻¹ a⁻¹ bei der DV 3 wird die optimale ökologische Bewertung gemäß den Bewertungsverfahren nach Christen et al. (2009) und VDLUF (2004) erreicht (Versorgungsstufe C zwischen -75 bis +100 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹: optimal hinsichtlich Ertragssicherheit bei geringem Stickstoff-Verlustrisiko). Der Humussaldo der DV 2 ist mit 371 kg C ha⁻¹ deutlich höher und fällt damit in die Versorgungsstufe E (sehr hoch: > 300 kg Humus-C ha⁻¹ a⁻¹), bei welcher ein erhöhtes Risiko für Stickstoffverluste besteht (Tabelle 4.1-7). Die Bewertung der Humusversorgung erfolgt anhand von Saldengruppen, welche bestimmten Versorgungsstufen entsprechen (von „sehr niedrig“, Versorgungsstufe A bis „sehr hoch“, Versorgungsstufe

E). Bei der Bewertung werden die Auswirkung auf die Ertragssicherheit und das Verlustpotential für Stickstoff berücksichtigt.

Der Humussaldo ergibt sich aus der Gegenüberstellung von Humusbedarf und Humusersatzleistung. Die drei Düngungsvarianten wiesen aufgrund der einheitlichen Fruchtfolge einen gleichen Humusbedarf auf. Die Unterschiede im Humussaldo sind daher auf die Humusersatzleistung der Varianten, vor allem auf die unterschiedlichen organischen Dünger, zurückzuführen. Bei der DV 2 erfolgte eine zusätzliche Zufuhr von organischer Substanz über die Biotonnekompostdüngung in das Betriebssystem. Kompost weist darüber hinaus eine hohe Humuswirkung auf, d.h. er hat ein hohes Potential zur Bildung von Humus im Boden, und wird daher mit einem entsprechend hohen Humuskoeffizienten in der Bilanz bewertet (Leithold und Hülsbergen 1998, Gutser und Ebertseder 2006). Im Mittel über die Jahre 2005 bis 2012 wurden mit der Kompostdüngung in der DV 2 $281 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ dem Boden zugeführt. Der Stickstoff im Kompost ist zu ca. 90 % organisch gebundenen, welcher nur teilweise und langsam mineralisiert wird, was das Stickstoffverlustrisiko deutlich verringert. Deshalb ist der hohe Humusbilanzsaldo nicht als kritisch zu beurteilen. Darüber hinaus lag der N-Saldo dieser Variante nur geringfügig über dem optimalen Bewertungsbereich (siehe unten). Es bleibt zudem die Frage, ob der bei der Bewertung von Humussalden unterstellte Zusammenhang zwischen hoher Humusversorgung (hohen Humusgehalten) und hohem N-Verlustpotential unter den Bedingungen des ökologischen Landbaus besteht (Hülsbergen et al. 2005).

Bei der DV 3 wurden Luzerne und Stroh für die Tierhaltung von der Fläche abgefahren, über die Mistaufbereitung wird Rottemist wieder auf die Flächen zurückgeführt. Über die Lagerung des Mistes kommt es zu einem Masseverlust und dem Abbau von organischer Substanz und Kohlenstoff. Der Humussaldo der DV 3 ist zwar etwas geringer als bei der DV 1 aber noch auf ähnlichem Niveau, was auf die höhere Humuswirkung von Rottemist gegenüber der Gründüngung mit Luzerneaufwuchs zurückzuführen ist (Leithold et al. 1997).

Bewertung N-Saldo: Beim N-Saldo gibt das Modell REPRO einen Optimalbereich zwischen 0 bis $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an, wobei die Veränderung des Boden- N_{org} -Vorrats („ Δ Bodenvorrat“) enthalten bzw. berücksichtigt ist (KTBL 2009). Mit höheren N-Salden steigt die Gefahr von Verlusten an reaktiven N-Verbindungen, während mit langjährigen negativen N-Salden die Boden-N-Vorräte verringert und damit die Bodenfruchtbarkeit negativ beeinflusst werden (Christen et al. 2009).

Mit $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (DV 1) und $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (DV 3) liegen diese beiden Varianten im optimalen Bereich, die DV 2 überschreitet mit $56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ das Optimum nur geringfügig (Tabelle 4.1-7).

Der N-Saldo ist bei der DV 2 am höchsten, da hier zusätzlich zur Luftstickstoffbindung über Leguminosen, Stickstoff über den Biotonnekompost in den Boden eingebracht wird (im Mittel der Jahre 2005 bis 2012 $42 \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Der niedrige N-Saldo bei der DV 3 kommt dadurch zustande, dass große Mengen an Stickstoff über die Luzernebiomasse mit ihren hohen N-Gehalten (und marginal über Getreidestroh) von der Fläche abgefahren werden. Über den Rottemist wird weniger Stickstoff auf die Flächen rückgeführt, da es zu N-Verlusten in der Tierhaltung und bei der Lagerung und Aufbereitung des Rindermistes kommt. Mit einer Stickstoffausnutzung von 87 % wird bei dieser Variante der zur Verfügung stehende Stickstoff jedoch optimal genutzt und in Ertrag umgesetzt ($N\text{-Ausnutzung} = N\text{-Entzug} / N\text{-Zufuhr} * 100$). Die Düngungsvarianten 1 und 3 weisen mit 8 bzw. $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ fast den gleichen leicht positiven Wert beim „ Δ Bodenvorrat“ auf, bei der DV 2 liegt der Wert mit $35 \text{ N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ aufgrund der Biokompostzufuhr deutlich höher. Diese Stickstoffmengen werden in den Boden-Norg-Vorrat eingebunden. Der hohe Humussaldo ist auf den Biotonnekompost zurückzuführen, der aufgrund der fortgeschrittenen Reife allerdings nur langsam mineralisiert und insofern eine Erhöhung der N-Verlustpotentiale nicht zu erwarten ist.

Bewertung P- und K-Saldo: Bei der DV 1 sind die P- und K-Bilanzsalden aufgrund der Abfuhr von Nährstoffen mit den Marktfrüchten ohne Ausgleich über eine organische Düngung mit $-11 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $-16 \text{ K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ negativ (Tabelle 4.1-7). Der P-Saldo dieser Variante liegt dennoch im tolerierbaren Bereich ($-25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $25 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) während der K-Saldo im Optimalbereich einzustufen ist ($-50 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $50 \text{ kg K ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Mit der zusätzlichen Zufuhr von Phosphor (ca. $8 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) mit dem Biotonnekompost liegt der P-Saldo in der DV 2 mit $-3 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im optimalen Bereich ($-5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bis $5 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Beim Kalium wird mit einer Zufuhr von ca. $29 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ in dieser Variante ein positiver Bilanzsaldo erreicht. Bei der DV 3 mit Stallmistdüngung ist der P-Saldo mit $-6 \text{ kg P ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ganz nahe am Optimalbereich, der K-Saldo sogar positiv. Der Grund für diese hohen Werte ist, dass in dieser Düngungsvariante die Tierhaltung simuliert wird und der Stallmist von einem Partnerbetrieb eingesetzt wird. Der Stallmist wies meist sehr hohe Werte an Phosphor und Kalium auf. De facto muss bei dieser Variante mit geringeren P- und K-Werten gerechnet werden.

Bewertung Energiebilanz: Der Bilanzwerte für die Energieintensität der DV 1 liegt bei 127 MJ GE^{-1} (Megajoule je Getreideeinheit), die Werte bei den DV 2 und 3 sind mit 156 bzw. 152 MJ GE^{-1} etwas höher. Die Energieintensität aller drei Düngungsvarianten ist damit als optimal einzustufen (Optimalbereich: $< 200 \text{ MJ GE}^{-1}$) (Tabelle 4.1-7). Damit erreichen alle Düngungsvarianten ein sehr gutes Verhältnis zwischen eingesetzter fossiler Energie und erzieltm Ertrag. Der Einsatz und die Ausbringung von organischem Dünger (DV 2 und DV 3) und Ernte von Luzerne und Stroh (DV 3) führen zu einem höheren Energie-Einsatz als bei DV 1, bei der die Luzerne nur gemulcht wird und keine Abfuhr bzw. Rückführung über Stallmistdüngung erfolgt. Die DV 3 erreicht im Vergleich zu den Varianten 1 und 2 aufgrund der Einbeziehung der abgeführten Luzerne einen höheren Ertrag, umgerechnet auf die dafür eingesetzte Energie ergibt sich daher ein besseres Output/Input-Verhältnis bei dieser Variante.

Bewertung Treibhausgasemissionen: Während die DV 2 und DV 3 eine optimale Bewertung hinsichtlich des produktbezogenen Treibhauspotentials erreichen (9 bzw. $11 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$), liegt die DV 1 mit $24 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$ über dem Optimalbereich von $< 15 \text{ kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$ (Tabelle 4.1-7). Durch den Komposteinsatz bei der DV 2 wird eine hohe Speicherung von CO_2 im Boden erreicht und damit das Treibhauspotential stark gesenkt. Bei der DV 3 führt der höhere Ertrag durch die Luzerne- und Strohabfuhr zu einem niedrigen produktbezogenen Treibhauspotential, der flächenbezogene Treibhausgasausstoß dieser Variante liegt mit $1271 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ hingegen auf ähnlichem Niveau wie die DV 1 mit $1292 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$. Die DV 2 weist mit $506 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ die geringsten Emissionen je Hektar auf. Bei allen drei Varianten kommt es zu einer C-Anreicherung im Boden.

Vergleich der Ergebnisse des Biobetriebes Rutzendorf mit anderen Studien

In Deutschland wurden im Rahmen eines Netzwerks von Pilotbetrieben die Klimawirkungen und die ökologische Nachhaltigkeit der Pflanzenproduktion untersucht (Hülsbergen und Rahmann, 2013). Aufgrund ähnlicher Rahmenbedingungen können die Ergebnisse vom Biobetrieb Rutzendorf gut mit den Ergebnissen dieser Studie verglichen und eingeordnet werden.

Für die Berechnungen wurde wie für den Biobetrieb Rutzendorf das Modell REPRO und die darin integrierte Methode der „dynamischen Humusbilanz“ verwendet. Die Pilotbetriebe stammten aus verschiedenen Regionen Deutschlands. Für jede Region wurden biologische und konventionelle Betriebe ausgewählt, wobei jeweils ein biologischer und ein konventioneller Betrieb die gleichen Standortbedingungen aufwies. Zudem sollten die Betriebe auf einem vergleichbaren Leistungsniveau wirtschaften, d.h. entsprechend der biologischen bzw. konventionellen Wirtschaftsweise standorttypische Erträge erzielen. Jeweils zwölf der biologischen und konventionellen Betriebe waren Marktfruchtbetriebe. Die mittleren Anteile an Luzerne-Klee gras und Körnerleguminosen der Fruchtfolgen der biologischen

Marktfruchtbetriebe lagen mit 19 % bzw. 9 % geringfügig unter den Anteilen am Biobetrieb Rutzendorf, die Streuung der Leguminosenanteile der Fruchtfolgen der Betriebe war jedoch hoch.

In Tabelle 4.1-8 sind die Ergebnisse der Berechnung von Intensitäts-Indikatoren der zwölf biologischen und konventionellen Marktfruchtbetriebe als Mittelwerte und die jeweiligen Minimum- und Maximumwerte angegeben. Der mittlere Humussaldo der biologischen Betriebe war knapp negativ, lag aber in der optimalen Versorgungsstufe C. Auch der mittlere N-Saldo kann mit $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ als optimal eingestuft werden. Die konventionellen Betriebe wiesen im Vergleich zu den Biobetrieben im Mittel mit $-158 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ einen niedrigeren Humussaldo (Versorgungsstufe B zwischen -76 bis $-200 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, niedrig) und einen höheren N-Saldo auf. Die mittlere Energieintensität lag sowohl bei den biologischen als auch bei den konventionellen Betrieben im optimalen Bereich. Das mittlere flächenbezogene Treibhauspotential der Biobetriebe war mit $1297 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ deutlich niedriger als bei den konventionellen Betrieben mit $2988 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$. Beim produktbezogenen Treibhauspotential waren die Unterschiede zwischen den ökologischen und konventionellen Betrieben jedoch gering, da die konventionellen Betriebe eine höhere Ertragsleistung aufweisen.

Die Ernteerträge der DV 1 und DV 2 des Biobetriebes Rutzendorf lagen nur geringfügig unter dem mittleren Ernteertrag der biologischen Marktfruchtbetriebe. Die Intensitätsindikatoren der DV 1 und DV 3 waren auf ähnlichem Niveau wie im Mittel der biologischen Betriebe. In der DV 2 mit Zufuhr von Biotonnekompost lag der Humus- und Stickstoffsaldo im Bereich der Maximalwerte und darüber, das Treibhauspotential war jedoch bei den Minimumwerten der biologischen Pilotbetriebe einzuordnen.

Tabelle 4.1-8: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren von biologischen und konventionellen Marktfruchtbetrieben in Deutschland (Quelle: Hülsbergen und Rahmann, 2013)

Ertrags-Niveau	ME	Marktfruchtbetriebe bio (n = 12)			Marktfruchtbetriebe konv (n = 12)		
		Mittel	Min.	Max.	Mittel	Min.	Max.
Energiebindung (HP+NP)	GJ ha^{-1}	77	55	130	153	107	186
Ernteertrag (HP+NP)	GE ha^{-1}	38	27	52	91	71	100
Intensitäts-Indikatoren							
Humussaldo	kg C ha^{-1}	-9	-340	216	-158	-710	94
Versorgungsstufe		C	A	D	B	A	C
N-Saldo (mit Δ Bodenvorrat)	kg N ha^{-1}	20	-6	53	74	14	118
Energie-Input	GJ ha^{-1}	6	4	9	13	10	17
Energieintensität	MJ GE^{-1}	175	104	230	150	126	183
Output/Input-Verhältnis		12	7	19	11	8	17
C-Sequestrierung*	$\text{kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	49	-795	1168	550	-345	2397
Treibhauspotential flächenbez.	$\text{kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	1297	473	2188	2988	2133	4995
Treibhauspotential produktbez.	$\text{kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$	17	7	32	20	13	29

HP...Hauptprodukt, NP...Nebenprodukt

*Positive Werte bedeuten einen Humusabbau und die Abgabe von im Boden gebundenem C an die Atmosphäre, negative Werte einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden.

In einem Projekt in Österreich wurden mit dem Modell REPRO Humus- und Treibhausgasbilanzen für ganze Hauptproduktionsgebiete (bio/konv) und den darin vorherrschenden Betriebsformen modelliert (Kasper et al. 2012). Die Basis für die Berechnungen waren agrarstatistische Daten, vor allem INVEKOS, Daten und Informationen von lokalen Beratungsstellen. Für das Nordöstliche Flach- und Hügelland, dem auch der Biobetrieb Rutzendorf zuzuordnen ist, wurde für biologische Marktfruchtbetriebe im Mittel ein Humussaldo von $46 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und ein flächenbezogenes Treibhauspotential von $974 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$

berechnet. Der Humussaldo und das flächenbezogene Treibhauspotential der DV 1 und DV 3 des Biobetriebes liegen im Bereich dieser Werte.

Humus- und Stickstoffbilanzsalden in Abhängigkeit der Kultur und des Anbaujahres

Die Bedeutung der Futterleguminose Luzerne und die Wirkungen der einzelnen Marktfrüchte auf den Humus- und Stickstoffhaushalt zeigt Tabelle 4.1-9, in welcher die Humus- und Stickstoffsalden der einzelnen Kulturen der Fruchtfolge der Jahre 2009 bis 2012 von der DV 1 (nur Gründung mittels Luzernemulch und Zwischenfrüchten, keine Strohabfuhr) dargestellt sind. Die Auswertungen erfolgten für die Jahre 2009 bis 2012, da ab 2009 die Zielfruchtfolge auf allen Schlägen vollständig umgesetzt war.

Aufgrund der ausreichenden Wasserversorgung waren die Erträge in den Jahren 2009 bis 2011 im Vergleich zum Ertragsniveau biologischer Marktfruchtbetriebe als mittel bis hoch einzustufen (Tabelle 4.1-9). Das Jahr 2012 war durch ein sehr trockenes Frühjahr geprägt. Die Biomasseentwicklung der Luzerne war daher sehr gering, der Winterweizenertrag nach Vorfrucht Luzerne extrem niedrig und bei Körnererbse wurde aufgrund der minimalen Hülsen- und Kornausbildung keine Ernte durchgeführt.

Tabelle 4.1-9: Erträge in Abhängigkeit der Kultur und des Anbaujahres der Düngungsvariante 1

Jahr	Frucht	ME	Luzerne 1. Jahr	Luzerne 2. Jahr	Winter- weizen	Körner- mais	Sommer- gerste	Körner- erbse	Winter- weizen	Winter- roggen
2009	Gründung	dt ha ⁻¹ , TM	66,7	144,6		15,0		15,0	13,0	13,0
	Marktfrucht	dt ha ⁻¹ , 86 % TM			46,8	92,1	26,3	12,1	55,9	50,0
2010	Gründung	dt ha ⁻¹ , TM	65,7	83,9		18,1		10,2	1,2	
	Marktfrucht	dt ha ⁻¹ , 86 % TM			55,7	96,9	37,4	23,6	46,0	32,7
2011	Gründung	dt ha ⁻¹ , TM	85,1	123,1		39,2		30,9	17,5	
	Marktfrucht	dt ha ⁻¹ , 86 % TM			69,9	111,8	54,4	37,2	69,7	29,9
2012	Gründung	dt ha ⁻¹ , TM	36,6	57,7		25,5		19,3	20,2	
	Marktfrucht	dt ha ⁻¹ , 86 % TM			13,2	85,3	35,9	0,0	46,9	31,3
MW	Gründung	dt ha ⁻¹ , TM	63,5	102,4		24,4		18,9	13,0	
	Marktfrucht	dt ha ⁻¹ , 86 % TM			46,4	96,5	38,5	18,2	54,6	36,0

TM...Trockenmasse; Gründung: oberirdische Biomasse der Luzerne bzw. Zwischenfrucht

Die Leguminosen Luzerne und Körnererbse wirken humusmehrend und sorgen über die Bindung von Luftstickstoff für die Stickstoffversorgung der gesamten Fruchtfolge. Die Luzerne wies dabei eine deutlich höhere Humuswirkung als Erbse auf, da über ihre Ernterückstände und Wurzeln hohe Mengen an organischer Substanz von hoher Qualität in den Boden eingebracht wurden und der Boden länger unbearbeitet blieb (Tabelle 4.1-10 und Abbildung 4.1-1). Die hohen Werte beim N-Saldo beruhen auf der hohen Stickstofffixierleistung der Luzerne; bei der DV 1 wird auch keine oberirdische Biomasse der Luzerne und damit Stickstoff vom Feld abgefahren. Bei Körnererbse sowie bei Körnermais und Winterweizen nach der Vorfrucht Körnererbse sind im Humus- und N-Saldo auch die Wirkungen der davor angebauten Zwischenfrüchte mit eingerechnet. Vor Winterroggen war nur im Erntejahr 2009 ebenfalls eine Zwischenfrucht angesät. Die Gründe für den hohen Humussaldo der Körnererbse im Jahr 2011 und den positiven Humussaldo beim Körnermais im Jahr 2011 liegen in der guten Bestandesentwicklung der beiden Kulturen in diesem Jahr mit hohen Kornerträgen, sehr hohen Strohmenge und den guten Zwischenfruchterträgen im Herbst 2010.

Zwischen den Jahren kommt es vor allem aufgrund des schwankenden Ertragsniveaus der Haupt- und Zwischenfrüchte zu Unterschieden im mittleren Humus- und Stickstoffsaldo über die gesamte Fruchtfolge (Tabelle 4.1-10). So lag der mittlere Humussaldo im Jahr 2010 nur bei 15 kg C ha⁻¹, während er im Jahr 2011 auf 292 kg C ha⁻¹ gesteigert werden konnte. Der mittlere Stickstoffsaldo der Fruchtfolge schwankte zwischen 35 kg N ha⁻¹ im Jahr 2010 und 71 kg N ha⁻¹ im Jahr 2009. Neben dem Anbau der Luzerne ist für ihren Beitrag zum Humussaldo auch ihre Entwicklung entscheidend. So lag der Humussaldo im Jahr 2011 im zweiten Anbaujahr der Luzerne bei einem Biomasseertrag von 123 dt TM ha⁻¹ bei 1607 kg C ha⁻¹, während der Humussaldo im Jahr 2012 bei einem Ertrag von 58 dt TM ha⁻¹ nur auf 793 kg C ha⁻¹ kam.

Tabelle 4.1-10: Humus- und Stickstoffsaldo in Abhängigkeit der Kultur und des Anbaujahres der Düngungsvariante 1

Jahr	Indikator	ME	Luzerne 1. Jahr	Luzerne 2. Jahr	Winter- weizen	Körner- mais (+ZF)	Sommer- gerste	Körner- erbse (+ZF)	Winter- weizen (+ZF)	Winter- roggen (+ZF)	MW
2009	Humussaldo	kg C ha ⁻¹	970	1888	-581	-319	-407	341	-450	-244	150
	N-Saldo*	kg N ha ⁻¹	253	549	-79	-68	-31	39	-62	-31	71
2010	Humussaldo	kg C ha ⁻¹	953	1096	-670	-225	-548	378	-574	-293	15
	N-Saldo*	kg N ha ⁻¹	261	328	-107	-84	-54	26	-56	-30	35
2011	Humussaldo	kg C ha ⁻¹	1233	1607	-357	189	-537	799	-447	-151	292
	N-Saldo*	kg N ha ⁻¹	288	389	-122	-97	-78	56	-78	-18	43
2012	Humussaldo	kg C ha ⁻¹	773	793	-244	-106	-612	281	-425	-290	21
	N-Saldo*	kg N ha ⁻¹	156	194	-22	-70	-62	95	-73	-27	24
MW	Humussaldo	kg C ha ⁻¹	982	1346	-463	-115	-526	450	-474	-244	119
	N-Saldo*	kg N ha ⁻¹	240	365	-82	-80	-56	54	-67	-26	43

ohne Δ Bodenvorrat; ME...Mengeneinheit; N-Saldo... ohne Δ Bodenvorrat; ZF...Zwischenfrucht; MW...Mittelwert

In Abbildung 4.1-1 sind die Humus- und Stickstoffsalden der einzelnen Fruchtfolgekulturen im Mittel über die Jahre 2009 bis 2012 dargestellt. Bei den Getreidekulturen wiesen die beiden Winterweizen und Sommergerste eine ähnlich hohe Humuszehrung um die 500 kg C ha⁻¹ auf. Vergleicht man den Winterroggen mit dem Winterweizen, so baut der Roggen nur ca. die Hälfte des Kohlenstoffs des Weizens ab, was einerseits an seinen geringeren Kornerträgen und damit geringerem N-Bedarf und andererseits an den im Verhältnis zum Kornertrag hohen Strohmenngen des Roggens liegt. Der mittlere Humus- und N-Saldo über die gesamte Fruchtfolge der Jahre 2009 bis 2012 beträgt 119 kg C ha⁻¹ und 43 kg N ha⁻¹.

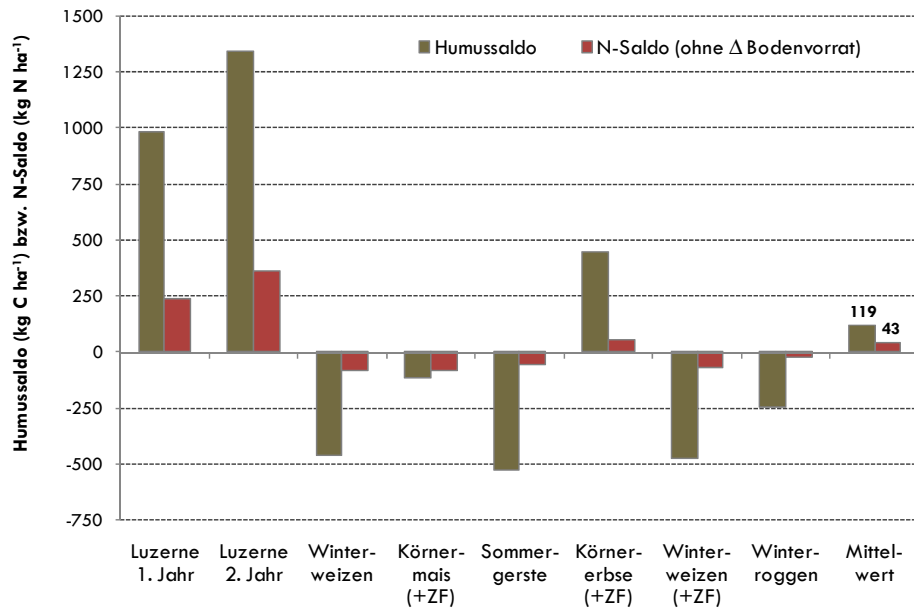


Abbildung 4.1-1: Mittlere Humus- und Stickstoffsalden (Jahre 2009 – 2012) der Fruchtfolgekulturen der Düngungsvariante 1; (ZF...Zwischenfrucht)

Bilanzen bestehender Betrieb - Referenzflächen

Neben der gesamtbetrieblichen Bewertung ist auch eine Beurteilung der Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung auf Einzelschlägen möglich und sinnvoll. Die Schlagbilanzen sollten über den gesamten Fruchtfolgedurchlauf oder mit Daten von mehreren Jahren (mind. 8 – 10 Jahre) berechnet werden. In der Tabelle 4.1-11 sind die Bilanzergebnisse des Kleinparzellenversuches S1M mit vier Düngungsvarianten und der Referenzparzellen S1G und SK zusammenfassend dargestellt.

Der Kleinparzellenversuch S1M (Schlag 1, mittlere Bodenbonität) und die Referenzparzelle S1G (Schlag 1, geringe Bodenbonität) liegen auf dem gleichen biologisch bewirtschafteten Schlag und haben daher eine identische Fruchtfolge und die gleichen Bewirtschaftungsmaßnahmen. In den Jahren 2005 bis 2012 war auf diesem Schlag die Zielfruchtfolge des Betriebes mit 25 % Luzerne und 12,5 % Körnererbse, wie in der Abbildung 4.1-1 dargestellt, umgesetzt. Der Zwischenfruchtanteil lag bei 37,5 %. Die Flächen unterscheiden sich durch die Bodenbonität. S1M weist eine Ackerzahl von 77, die Referenzfläche S1G eine Ackerzahl von 44 auf.

Der Ernteertrag in Getreideeinheiten von S1G-DV1 lag aufgrund der geringeren Bodenbonität um ca. 16 % unter dem Ertrag von S1M-DV1. Bei S1G war der Humussaldo im Vergleich zu S1M-DV1 etwas niedriger. Aufgrund der geringeren Abfuhr über die Marktfrüchte war der N-Saldo jedoch etwas höher bzw. wiesen die P- und K-Salden etwas geringere negative Werte als bei S1M-DV1 auf. Das flächenbezogene Treibhauspotenzial lag bei S1G über S1M, da bei der geringeren Bonität weniger Kohlenstoff in den Boden eingebunden wurde.

Die Intensitäts-Indikatoren (Bilanzsalden) der DV 1 bis 3 des Versuches S1M wiesen sehr ähnliche Werte wie im Mittel aller acht Kleinparzellenversuche am Betrieb im gleichen Zeitraum 2005 bis 2012 auf (vergleiche Tabelle 4.1-7). DV 4 (teilweise Luzerneabfuhr, stattdessen Düngung mit Agrogasgülle) wurde erst ab dem Jahr 2008 im Versuch umgesetzt. Bei den Berechnungen für die Jahre 2005 bis 2007 wurden passende Ertragswerte der anderen Düngungsvarianten herangezogen. Dabei wurde angenommen, dass der Luzerneaufwuchs des ersten Jahres (2005) vollständig als Gründüngung auf dem

Feld bleibt, während der Luzerneaufwuchs des zweiten Jahres (2006) vollständig abgefahren wird. Im Vergärungsprozess einer Agrogasanlage und bei der anschließenden Lagerung der Agrogasgülle gibt es deutlich geringere Stickstoffverluste als bei einem Tierhaltungssystem mit Stallmistlagerung, wo es vor allem bei der Lagerung und Aufbereitung des Stallmistes zu hohen N-Verlusten kommen kann. Bei der Agrogasgülle ist hingegen das N-Verlustrisiko bei der Ausbringung aufgrund des hohen Anteils an direkt pflanzenverfügbarem Stickstoff hoch.

In die Berechnung des Ernteertrages der Fruchtfolge wird der Ertrag der abgeführten Luzerne miteinbezogen. Da der Luzerneertrag 2006 (mit Luzerneabfuhr in der DV 4) im Vergleich zum Jahr 2005 sehr hoch war, liegt der Ernteertrag der DV 4 nur geringfügig unter dem Ertrag der DV 3 mit Luzerneabfuhr in beiden Jahren. Mit der Agrogasgülle wurden umgerechnet $87 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit $38 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ gedüngt, während mit dem Stallmist umgerechnet $190 \text{ kg C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit $43 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ rückgeführt wurden. Der Humus- und Stickstoffsaldo der DV 4 ist daher aufgrund der Mulchnutzung der Luzerne im ersten Jahr etwas höher als bei der DV 3. Bei der DV 4 müsste jedoch die Rückführung von Stickstoff mit der Agrogasgülle aufgrund der geringen Verluste im System höher sein. Bei Einhaltung der N-Obergrenzen je Düngung wurde die höhere N-Rückfuhr mit einer zweimaligen Düngung innerhalb einer Fruchtfolgerotation bisher nicht geschafft. Mehrmaliges Düngen oder eine geringere Luzerneabfuhr wären notwendig.

Die P-Gehalte der gedüngten Agrogasgülle waren gering, der P-Saldo ist daher negativ (im tolerierbaren Bereich, siehe Tabelle 4.1-2). Mit hohen Kaliumgehalten in der Gülle konnte ein knapp positiver K-Saldo erzielt werden. Die Energieintensität und das flächenbezogene Treibhauspotential lagen im Bereich der Werte der DV 1 und DV 3.

Die konventionelle Referenzfläche SK hat eine Ackerzahl von 69 und weist damit wie SIM eine mittlere Bodenbonität auf. Die Fruchtfolge in den Jahren 2005 bis 2012 bestand aus 50 % Wintergetreide und aus 37,5 % Feldgemüse (Zwiebeln, Karotten, Speisesoja) und 12,5 % Hackfrüchte (Kartoffel). Der Zwischenfruchtanteil lag bei 50 %. Der Ernteertrag war vor allem aufgrund des Feldgemüses und der Hackfrüchte sehr hoch. Diese Kulturen haben überwiegend einen hohen Humusbedarf. Mit der Gründüngung über den hohen Zwischenfruchtanteil konnte der Humusbedarf nur teilweise ausgeglichen werden. In Summe ergibt die Humusbilanz nach der dynamischen Humuseinheiten (HE)-Methode daher einen negativen Saldo von $-190 \text{ kg C ha}^{-1}$ (Versorgungsstufe B = niedrig: -200 bis $-76 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Der N-Bilanzsaldo liegt mit $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Optimalbereich. Die Nährstoffabfuhr sind entsprechend der hohen Ernteerträge hoch und werden mit den Mineraldüngern nicht ganz ausgeglichen, der K-Bilanzsaldo liegen aber noch im Optimalbereich und der P-Bilanzsaldo im tolerierbaren Bereich. Der Energieeinsatz aber auch die Erträge sind hoch. Die Energieintensität des Schlages ist daher gut und bekommt die höchste Bewertung. Die flächenbezogene Treibhausgasemissionen je Hektar liegen im Vergleich zur biologischen Fläche mit $2923 \text{ kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$ hoch. Beim produktbezogene Treibhauspotential sind die Unterschiede vor allem zur DV 1 geringer, da auf der konventionellen Fläche ein hoher Fruchtfolgeertrag erzielt wurde.

Tabelle 4.1-11: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren des Kleinparzellenversuchs S1M (DV 1 bis DV 4) und den Referenzparzellen S1G und SK (Jahre 2005 bis 2012)

Ertrags-Niveau	ME	S1M	S1M	S1M	S1M	S1G	SK
		DV 1	DV 2	DV 3	DV 4	DV 1	MD
Energiebindung (HP+NP)	GJ ha ⁻¹	65,7	66,7	131,4	97,3	55,1	111,0
Ernteertrag (HP+NP)	GE ha ⁻¹	44,0	44,7	57,8	54,7	36,9	102,6
Intensitäts-Indikatoren							
Humussaldo	kg C ha ⁻¹	105	370	70	112	64	-190
Humusversorgungsgrad	%	122	175	115	123	114	62
Versorgungsstufe		D	E	C	D	C	B
N-Saldo (mit Δ Bodenvorrat)	kg N ha ⁻¹	51	61	9	25	66	39
N-Saldo (ohne Δ Bodenvorrat)	kg N ha ⁻¹	61	96	16	36	73	21
N-Ausnutzung	%	75	66	92	84	69	89
P-Saldo	kg P ha ⁻¹	-13	-5	-9	-15	-11	-7
K-Saldo	kg K ha ⁻¹	-19	9	-6	4	-16	-35
Energie-Input	GJ ha ⁻¹	4,3	5,4	7,1	6,4	4,2	13,8
Energieintensität	MJ GE ⁻¹	100	125	125	119	118	136
Output/Input-Verhältnis		15	12	18	15	12	8
C-Sequestrierung*	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	-391	-1361	-261	-421	-240	692
Treibhauspotenzial flächenbez.	kg CO ₂ eq ha ⁻¹	1402	657	1321	1262	1500	2923
Treibhauspotenzial produktbez.	kg CO ₂ eq GJ ⁻¹	21	10	10	13	27	26

HP...Hauptprodukt, NP...Nebenprodukt

*Positive Werte bedeuten einen Humusabbau und die Abgabe von im Boden gebundenem C an die Atmosphäre, negative Werte einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden.

DV 1 = Gründung: nur Gründung mittels Luzernemulch

DV 2 = Gründung + Biotonnekompost: zusätzlich zur Gründung wird Biotonnekompost zugeführt

DV 3 = Futternutzung + Stallmist: Luzerne- und Strohabfuhr, stattdessen Zufuhr von Rindermist

DV 4 = Futternutzung + Agrogasgülle: teilweise Luzerneabfuhr, stattdessen Zufuhr von Agrogasgülle

Veränderung der Humusgehalte nach Bodenuntersuchungen

In den Jahren 2003, 2005, 2010 und 2013 wurden im Kleinparzellenversuch S1M (biologisch bewirtschaftet, mittlere Bodenbonität) und den Referenzparzellen S1G (biologisch bewirtschaftet, geringe Bodenbonität) und SK (konventionell bewirtschaftet, mittlere Bodenbonität) Bodenproben gezogen und die Gehalte an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_t) bestimmt (TP2: Bodenchemie, MUBIL Forschungsprojekt). Über die ermittelten Bodendichten (TP3: Bodenwasserhaushalt) konnten aus den C_{org}-Gehalten die C_{org}-Vorräte im Boden errechnet werden. In Abbildung 4.1-2 sind die Veränderungen der C_{org}-Vorräte der Düngungsvarianten 1 bis 3 im Versuch S1M über einen Zeitraum von 10 Jahren mittels der Trendlinien über die gemessenen Daten ersichtlich. In DV1 (nur Gründung) blieben die C_{org}-Vorräte im Boden weitgehend konstant, während es in DV 3 (Stallmist) zu einem leichten Anstieg der Kohlenstoffvorräte kam. Zu einem deutlich positiven Trend der C_{org}-Vorräte im Boden führte die Zufuhr von Biotonnenkompost mit hohen Anteilen an stabilen organischen Substanzen in der DV 2.

Bei der Betrachtung der mit dem Modell REPRO berechneten Humussalden ist zu beachten, dass auf Schlag 1 mit dem Versuch S1M die achtfeldrige Zielfruchtfolge beginnend mit der zweijährigen Luzerne von 2005 bis 2012 umgesetzt wurde. Im Zeitraum 2003 bis 2012 kommen mit Sommergerste (2003) und Wintergerste (2004) noch zwei humuszehrende Marktfrüchte dazu, der Anteil an Luzerne und Körnererbse verringerte sich damit auf 20 % bzw. 10 %. Die berechneten Humussalden lagen daher mit -2 kg C ha⁻¹ a⁻¹ in DV 1, 320 kg in C ha⁻¹ a⁻¹ in DV 2 und 21 kg C ha⁻¹ a⁻¹ in DV 3 unter den Werten des Zeitraums 2005 bis 2012 (siehe Tabelle 4.1-11). Die Modellwerte zeigen in Abhängigkeit der

Düngungsvariante die gleiche Richtung der C_{org} -Veränderungen wie die gemessenen Werte, bei den gemessenen Werten waren die Veränderungen aber deutlich stärker ausgeprägt.

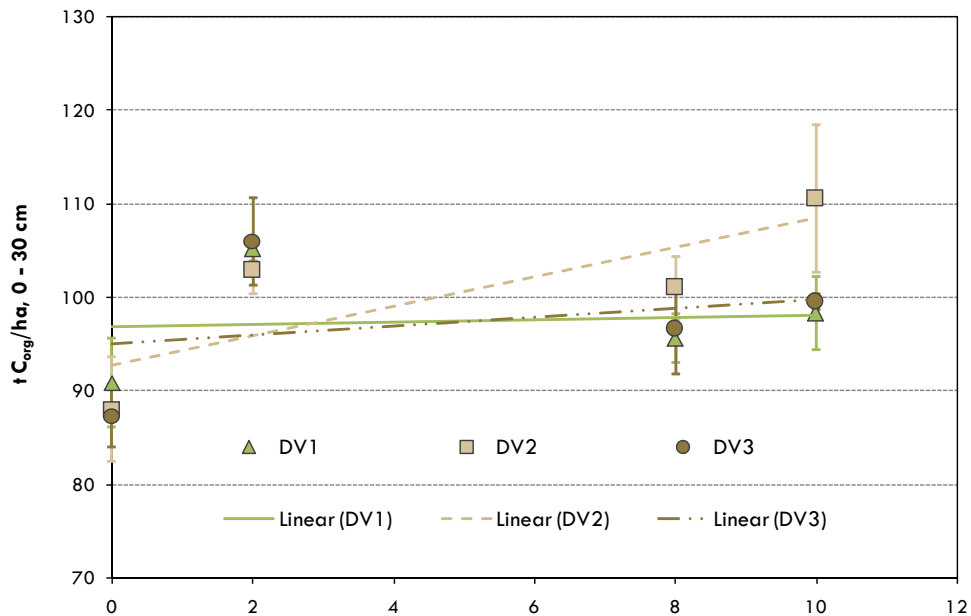


Abbildung 4.1-2: Veränderung der C_{org} -Vorräte (in t/ha) im Zeitraum 2003 – 2013 im Kleinparzellenversuche S1M in Abhängigkeit der Düngungsvariante in 0 – 30 cm Bodentiefe

Die Fehlerbalken geben die zweifache Standardabweichung an.

DV 1 = Gründüngung: nur Gründüngung mittels Luzernemulch

DV 2 = Gründüngung + Biotonnekompost: zusätzlich zur Gründüngung wird Biotonnekompost zugeführt

DV 3 = Futternutzung + Stallmist: Luzerne- und Strohabfuhr, stattdessen Zufuhr von Rindermist

Bei der Bestimmung der C_{org} -Gehalte und Ermittlung der Veränderung der C_{org} -Vorräte im Boden treten jedoch einige methodisch bedingte Unsicherheiten auf.

C_{org} -Analysergebnisse weisen eine hohe zeitliche und räumliche Variabilität auf. Die räumliche Variabilität wurde in den Versuchsfeldern durch ein genaues Beprobungsschema nach dem Bodendauerbeobachtungskonzept (Blum et al. 1996) möglichst gering gehalten. Die C_{org} -Gehalte können jedoch zwischen den Jahren stark schwanken. Liegen in einem Beobachtungszeitraum nicht von allen Jahren Analyseergebnisse vor, haben die einzelnen Jahreswerte einen hohen Einfluss auf die berechnete Trendlinie. Dadurch ist z.B. eine höhere Steigung oder ein stärkerer Abfall der Werte möglich. Großen Einfluss haben auch die verwendeten Rohdichten des Bodens zur Umrechnung auf C_{org} -Vorräte, was eine möglichst hohe Genauigkeit dieser Werte erfordert. Bei der Auswertung verschiedener Langzeitversuche in Österreich in Bezug auf den Einfluss von Bodenmanagementfaktoren auf Bodenkohlenstoffgehalte wurden ebenfalls die hohe Jahresvariabilität der C_{org} -Gehalte und die Umrechnung auf C_{org} -Vorräte als Unsicherheitsfaktoren angeführt (Umweltbundesamt 2010).

Die Böden des Biobetriebes Rutzendorf sind alkalisch. Die Gehalte an organischem Kohlenstoff wurden daher aus der Differenz zwischen Gesamt-Kohlenstoff und karbonatischem Kohlenstoff bestimmt, was ungenauer ist als die Bestimmung in sauren Böden mit keinen oder nur geringen Anteilen an freiem Kalk.

Diese Unsicherheiten haben Einfluss auf die Ergebnisse zur Entwicklung der C_{org} -Vorräte. Bei den Referenzflächen SIG und SK war vor allem in den ersten beiden Erhebungsjahren die Variabilität der Werte groß, zur Absicherung der Ergebnisse sollen die Proben aus diesen Jahren daher nochmals analysiert werden.

Ein weiterer Agrar-Umweltindikator ist eine mögliche Nitratauswaschung aus dem durchwurzelbaren Bodenbereich ins Grundwasser. Das Modell REPRO kann über das Modul N-Umsatz die jährliche Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnen. Dazu sind neben den Bewirtschaftungsdaten und den Daten zu Erträgen und Stickstoffgehalten der Pflanzen verschiedene Witterungsdaten auf Tagesbasis und genaue physikalische und chemische Bodendaten notwendig. Ein wesentlicher Faktor für die Berechnung der Nitratauswaschung ist die Stickstoffmenge, die in der organischen Bodensubstanz („Humus-N-Pool“) gespeichert wird. Die geringe Zahl der gemessenen Datenpunkte der organischen Kohlenstoff- und Gesamtstickstoffvorräte führte, wie oben beschrieben, zu gewissen Unsicherheiten bei der Abschätzung der daraus abgeleiteten Vorratsänderungen. Auch erste Berechnungen mit dem REPRO-Modul N-Umsatz haben gezeigt, dass die Schwankungen zu groß sind und daher die ursprünglich geplante Auswertung mittels REPRO zur Stickstoffauswaschung nicht sinnvoll erscheint.

Fruchtfolgeszenarien

Die Werte der Intensitäts-Indikatoren (Bilanzsalden) werden vor allem über den Anteil der Luzerne in der Fruchtfolge, aber auch von der Art der Marktfrüchte beeinflusst. So weist die Kartoffel eine deutlich höhere Humuszehrung als Körnermais auf. In der Praxis der Untersuchungsregion werden meist weniger Futterleguminosen wie Luzerne angebaut, der Anteil an Hackfrüchten in der Fruchtfolge liegt höher. Mit der Berechnung von verschiedenen Fruchtfolgeszenarien auf Basis der Daten des Biobetriebes sollen die Auswirkungen einer intensiveren Produktion auf die Bilanzsalden dargestellt werden.

Die Standardfruchtfolge (Standard-KM) wurde auf Basis von drei Kleinparzellenversuchen des Biobetriebes mit der Zielfruchtfolge Luzerne – Luzerne – Winterweizen – Körnermais – Sommergerste – Erbse – Winterweizen – Winterroggen (bzw. Triticale) und 37,5 % Zwischenfruchtanteil berechnet (siehe Freyer et al., 2011). Bei einem Szenario (Standard-KAR) wurde der Körnermais in der Standardfruchtfolge durch die Kartoffel ersetzt, die anderen Kulturen wurden gleich belassen (Tabelle 4.1-12). Der Brutto-Kartoffelknollenertrag wurde mit 275 dt/ha angenommen. Bei beiden Standardfruchtfolgen wurde der Luzerneanteil auf 16,7 % verringert und die Indikatoren mit folgender Fruchtfolge berechnet: Luzerne – Winterweizen – Körnermais bzw. Kartoffel – Erbsen/Sojabohne – Winterweizen – Winterroggen (bzw. Triticale) und einem Zwischenfruchtanteil von 25 % berechnet (Szenarien: FF-KM und FF-KAR) (Tabelle 4.1-12).

Die Fruchtfolge hat vielfältigen Einfluss auf die Erträge und Qualitäten der Kulturen. So führt ein hoher Luzerneanteil zu einer entsprechenden Stickstoffversorgung der nachfolgenden Marktfrüchte, es wird aber auch ein erhöhtes Risiko für einen Drahtwurmbefall bei Kartoffeln vermutet (Schepl & Paffrath, 2005). Diese zahlreichen und auch teilweise gegensätzlich wirkenden Einflüsse konnten bei den gewählten Szenarien jedoch nicht alle berücksichtigt werden. Oberstes Ziel war die Auswirkungen der Fruchtfolgeänderungen auf die Bilanzsalden gut vergleichen und beurteilen zu können. Daher wurden die Kulturen der Fruchtfolge in den Szenarien nur punktuell verändert, die Kulturabfolge weitgehend gleich belassen und auch die Erträge aus der Standardfruchtfolge übernommen.

Wird in der Standardvariante (Standard-KM) der Körnermais durch die Kartoffel (Standard-KAR) ersetzt, kommt es zu folgenden Änderungen bei den Bilanzsalden: der Humussaldo der Fruchtfolge wird durch den Kartoffelanbau von 60 kg C ha^{-1} auf -10 kg C ha^{-1} reduziert, bleibt aber deutlich in der optimalen Versorgungsstufe C. Die Energieintensität erhöht sich aufgrund des gestiegenen Energieeinsatzes und des etwas geringeren Ertrages. Durch den Kartoffelanbau erhöht sich sowohl das produkt- als auch das flächenbezogene Treibhausgaspotential. Gründe dafür sind der höhere Einsatz an fossiler Energie und eine geringere C-Sequestrierung im Boden, die eine Netto-C Abgabe aus dem Boden zur Folge hat.

Die mittlere Erntemenge der Marktfrüchte der Fruchtfolgeszenarien (FF-KM und FF-KAR) steigt mit sinkendem Luzerneanteil, da im Vergleich zum Standard die Anteile der Marktfrüchte in der Fruchtfolge zunehmen. Die Luzerne fehlt aber als humusmehrende Frucht. Im Vergleich zu den Standardfruchtfolgen verringert sich der Humussaldo, während der Saldo in der FF-KM noch im optimalen Bereich bleibt, springt der Saldo in der FF-KAR in die Versorgungsstufe B (-76 bis $-200 \text{ kg Humus-C ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, niedrig). Die N-Salden verringern sich, bleiben aber im optimalen Bereich. Aufgrund einer geringeren C-Sequestrierung im Boden steigt das flächenbezogene Treibhauspotential im Vergleich zu der jeweiligen Standardfruchtfolge an, das produktbezogene Treibhauspotential bleibt jedoch aufgrund der höheren Ernteerträge der Gesamtfuchtfolge konstant.

Zu berücksichtigen ist, dass in den Szenarien keine organischen Dünger, wie z.B. Biotonnekompost oder Stallmist von anderen Betrieben eingesetzt wurden, die einen positiven Einfluss auf den Humus- und Stickstoffsaldo sowie auf das Treibhauspotential haben.

Tabelle 4.1-12: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren verschiedener Fruchtfolgeszenarien (FF Basis Körnermais) des Biobetriebes bei der DV 1 (Gründung)

Szenarien		Standard-KM	FF-KM	Standard-KAR	FF-KAR
Luzerneanteil in %		25,0	16,7	25,0	16,7
Ertrags-Niveau	ME	MW	MW	MW	MW
Energiebindung (HP+NP)	GJ ha^{-1}	52,5	62,2	49,4	58,1
Ernteertrag (HP+NP)	GE ha^{-1}	35,1	41,8	32,8	38,9
Intensitäts-Indikatoren					
Humussaldo	kg C ha^{-1}	60	-24	-10	-117
Humusversorgungsgrad	%	113	96	98	80
Versorgungsstufe		C	C	C	B
N-Saldo (mit Δ Bodenvorrat)	kg N ha^{-1}	34	14	47	31
N-Saldo (ohne Δ Bodenvorrat)	kg N ha^{-1}	40	12	46	20
Energie-Input	GJ ha^{-1}	4,4	5,0	6,2	7,4
Energieintensität	MJ GE^{-1}	126	120	188	189
Output/Input-Verhältnis		11	13	9	9
C-Sequestrierung*	$\text{kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	-227	80	33	427
Treibhauspotenzial flächenbez.	$\text{kg CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	1235	1407	1663	1977
Treibhauspotenzial produktbez.	$\text{kg CO}_2 \text{ eq GJ}^{-1}$	24	23	34	34

Standard-KM und Standard-KAR: 8-feldrig, 2 Jahre Luzerne; FF-KM und FF-KAR = 6-feldrig, 1 Jahr Luzerne

HP...Hauptprodukt, NP...Nebenprodukt

*Positive Werte bedeuten einen Humusabbau und die Abgabe von im Boden gebundenem C an die Atmosphäre, negative Werte einen Humusaufbau und die Rückbindung von C aus der Atmosphäre in den Boden.

Bei der konventionellen Referenzfläche SK wurde auf Basis der Daten der Fruchtfolge der Jahre 2005 bis 2012 die Anteile an Getreide und Feldgemüse verändert (siehe Kapitel oben: „Bilanzen bestehender Betrieb - Referenzflächen und Tabelle 4.1-11), um damit eine Verringerung der Intensität der Produktion zu simulieren. Der Wintergetreideanteil wurde von 50,0 auf 66,7 % erhöht. Der Feldgemüseanteil von 37,5 % auf 16,7 % verringert. Kartoffeln blieben in der Fruchtfolge, ihr Anteil erhöhte sich leicht von 12,5 auf 16,7 %. Da Zwischenfrüchte immer vor den Sommerungen angebaut werden, verringerte sich ihr Anteil auf 25 %. Die geprüfte Fruchtfolge geht über sechs Jahre.

Im Vergleich zur bestehenden Fruchtfolge der Referenzparzelle SK (siehe Tabelle 4.1-11) bleibt das Ertragsniveau (Ernteertrag) trotz veränderter Fruchtfolge mit 95 GE ha⁻¹ weitgehend konstant. Der Humussaldo liegt mit -170 kg C ha⁻¹ a⁻¹ etwas weniger im negativen Bereich, bleibt aber in der Humus-Versorgungstufe B. Der N-Saldo (mit „Δ Bodenvorrat“), die Energieintensität und das Treibhauspotential bleiben mit 34 kg N ha⁻¹ a⁻¹, 138 MJ GE⁻¹, 2758 CO₂ eq ha⁻¹ (flächenbezogen) und 24 CO₂ eq GJ⁻¹ (produktbezogen) weitgehend konstant. Ein Grund dafür ist, dass das Feldgemüse Zwiebeln den gleichen Humusbilanzkoeffizienten wie Getreide aufweist und sich damit die Humuszehrung wenig unterscheidet, Das Getreide weist jedoch eine höhere Humusmehrung aufgrund der Strohdüngung auf. Stärkere positive Änderungen wären durch die Einbindung einer Körnerleguminose in die Fruchtfolge zu erzielen.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

- Mit der Berechnung der Bilanzen von Humus, Nährstoffen, Energie und Treibhausgasen mit dem Modell REPRO lassen sich der Humushaushalt, die Nährstoffflüsse, der Verbrauch an fossiler Energie und der Treibhausgasausstoß von unterschiedlichen landwirtschaftlichen Bewirtschaftungssystemen detailliert und nachvollziehbar darstellen. Mit den ausgewählten Agrar-Umweltindikatoren kann die Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung in Bezug auf Bodenfruchtbarkeit und Klimawirkung gut bewertet werden und es können „ökologische Schwachstellen“ identifiziert werden.
- Die Nachhaltigkeitsbewertung der Bewirtschaftung am Biobetrieb an Hand von Daten aus Kleinparzellenversuchen wird aufgrund der betriebsüblichen Mitbewirtschaftung der Parzellen und der hohen Übereinstimmung mit den Erträgen der Schläge des Betriebes als zulässig und praktikabel eingestuft.
- Mit der Berechnung der ökologischen Indikatoren wurde die Nachhaltigkeit und Umweltwirkung von verschiedenen Düngungssystemen bzw. -varianten am Betrieb geprüft und beurteilt.

In DV 1 (nur Gründüngung) und DV 3 (Luzerne und Stroh abgeführt, Stallmist zugeführt) wurden positive Humusbilanz- und Stickstoff-Bilanzsalden ermittelt, die im optimalen Nachhaltigkeitsbereich hinsichtlich Ertragssicherheit, Stickstoffverlustrisiko und Einstellung standortgerechter Humusgehalte liegen. In DV 2 (Gründüngung + Biotonnekompost) ergab die Berechnung aufgrund der zusätzlichen Zufuhr von Stickstoff und Kohlenstoff über den Biotonnekompost vor allem beim Humussaldo einen sehr hohen Bilanzwert deutlich über dem Optimalbereich. Das Stickstoffverlustrisiko wird jedoch als gering eingeschätzt, da der Stickstoff im Kompost zum überwiegenden Teil organisch gebunden ist und nur langsam mineralisiert wird. Darüber hinaus lag der N-Saldo dieser Variante nur geringfügig über dem optimalen Bewertungsbereich. Negative Phosphor-Salden, vor allem in DV 1, können mittelfristig über eine Phosphornachlieferung aus den hohen Gehalten an Gesamtphosphor und organisch gebundenem Phosphor im Boden ausgeglichen werden. Aufgrund des geringen Inputs fossiler Energie (kein Mineräldüngereinsatz) und der hohen C-Zufuhr über Luzerne und Gründüngung sowie Stallmist oder Biotonnekompost, die auch zu einer entsprechenden C-Speicherung im Boden führte, lag das flächenbezogene Treibhausgaspotential auf einem niedrigen Niveau. DV 4 (Luzerne abgeführt, Agrogasgülle zugeführt) wurde nur in einem Versuch geprüft. Die Werte der Indikatoren

dieser Variante waren ähnlich den Werten der DV 1 und DV 3 und lagen damit ebenfalls weitgehend im optimalen Bewertungsbereich.

Zusammenfassend kann die Nachhaltigkeit und Umweltwirkung der Bewirtschaftung des Biobetriebes abgestuft in vier Düngungsvarianten als gut bis sehr gut beurteilt werden. Diese Leistung basiert in allen vier Varianten auf Leguminosenanteilen von 25 % Luzerne und ca. 11 % Erbsen an der Fruchtfolge sowie einem jährlichen Zwischenfruchtanbau auf im Mittel 37,5 % der Ackerfläche. Die Ergebnisse der Bilanzberechnungen des Biobetriebes lagen auch in Bereichen von Biobetrieben, die in vergleichbaren Studien mit dem Modell REPRO bewertet wurden.

- Am Standort Rutzendorf konnten mit der viehlosen biologischen Bewirtschaftung (DV 1: nur Gründüngung) mit einem entsprechenden Leguminosen-Anteil (vor allem Futterleguminosen) gute Marktfruchterträge und Qualitäten über die gesamte Fruchtfolge erzielt werden. Die C_{org} -Vorräte (Humus) im Boden blieben dabei über 10 Jahre weitgehend konstant. Unter Gesichtspunkten der Wirtschaftlichkeit und einer nachhaltigen ökologischen Bewirtschaftung wird daher der hohe Anteil an Luzerne, in Verbindung mit dem Zwischenfruchtanbau, als Erfolg versprechend bewertet.

Voraussetzung für das Ausschöpfen des Ertragspotentials ist jedoch eine ausreichende Wasserversorgung der Kulturen. Vor allem bei Winterweizen nach Luzerne besteht ein höheres Risiko zu geringeren Erträgen in trockenen Jahren aufgrund des hohen Wasserverbrauchs der Luzerne.

In DV 2 wurden über Biotonnenkompost zusätzlich Stickstoff (im Mittel ca. 43 kg je Hektar und Jahr), Phosphor (8 kg/ha/Jahr) und Kalium (29 kg/ha/Jahr) sowie Kohlenstoff (667 kg/ha/Jahr) auf den Flächen ausgebracht. Der Ertragseinfluss der Düngung mit Biotonnenkompost war bisher aufgrund der leguminosenbetonten Fruchtfolge und den guten Bodenverhältnissen eher gering. Neben der Ertragswirkung sind jedoch die mittel- bis langfristigen Wirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit zu beachten. Aufgrund der mit dem Kompost eingebrachten reiferen Humusverbindungen konnte der Humusgehalt in DV 2 innerhalb von zehn Jahren deutlich gesteigert werden. Über die Zufuhr von Phosphor mit dem Kompost wurde das Phosphor-Bilanzdefizit weitgehend ausgeglichen.

In Verbindungen mit anderen Maßnahmen, wie Anbau von Futterleguminosen und Zwischenfrüchten, ist mit der Kompostdüngung in Abhängigkeit des Standorts in relativ kurzer Zeit ein Humusaufbau möglich. Eine Erhöhung der Humusvorräte ist verbunden mit positiven Effekten auf Bodeneigenschaften und -prozesse wie Nährstoffmineralisierung, Bodenstruktur, Wasserinfiltration und -speicherung und damit langfristig auch auf die Ertragshöhe und -stabilität.

Auf viehlosen Biobetrieben mit intensiveren Fruchtfolgen (hohen Hackfrucht- und/oder Feldgemüseanteilen und abnehmenden Anteilen an (Futter-)Leguminosen) kann mit der Düngung von Biotonnekompost eine negative Humusbilanz mittelfristig ausgeglichen werden, wobei die Grundlage der Bewirtschaftung aufgrund ihrer vielfältigen Wirkungen immer der Anbau von Futterleguminosen sein sollte. Der Einsatz von Kompost ist auch auf Betrieben zu empfehlen, die negative Phosphor-Bilanzen aufweisen und/oder deren Böden eine geringere P-Verfügbarkeit zeigen.

DV 3 und DV 4 sind Düngungssysteme, bei welchen der Luzerneaufwuchs genutzt und als Dünger in Form von Stallmist bzw. Agrogasgülle wieder auf die Flächen zurückgeführt wird. Damit wären auch die Voraussetzungen für den Erhalt der Bio-Förderung (ÖPUL), welche zumindest eine teilweise Nutzung der Futterleguminosen vorschreibt, erfüllt. Die flexibel einsetzbaren Dünger können gezielt zur Ertragsverbesserung und Qualitätssicherung von Kulturen in einer weniger bevorzugten Stellung in der Fruchtfolge eingesetzt werden. Da eine zu hohe Stickstoff- und Kohlenstoffabfuhr über die Luzerne auch negativ auf die Erträge der unmittelbaren Nachfrüchte der Luzerne wirken kann, ist nur eine Kombination aus Schnitt/Abfuhr (z.B. nur der erste Schnitt) und Mulchen der Luzerne zur

Gründung zu empfehlen. Die Stallmistdüngung führte auch zu einem leichten Anstieg der C_{org} -Vorräte im Boden. Aussagen zum Einfluss der Düngung mit Agrogasgülle auf die C_{org} -Vorräte sind aufgrund der kürzeren Untersuchungsdauer noch nicht möglich.

- Die Höhe der Bilanzsalden wird neben den Standort- und Bodenverhältnissen von zahlreichen Faktoren wie dem Ertragsniveau, dem Energieeinsatz, der Fruchtfolge und deren Anteilen an Getreide, Hackfrüchten und an Leguminosen, insbesondere dem Anteil an Futterleguminosen und deren Nutzung, dem Anbau von Zwischenfrüchten und Untersaaten, der Strohdüngung oder Strohabfuhr und der organischen Düngung bestimmt. Damit können die Bilanzsalden in Abhängigkeit der Bewirtschaftungsstruktur der Betriebe stark schwanken, was auch die Vergleiche zu anderen Studien und die berechnete Szenarien bestätigten.

Die Nachhaltigkeit des Anbausystems sollte daher über die Berechnung von Humus- und Nährstoffbilanzen über eine Fruchtfolgerotation sowie über chemische Bodenanalysen zur Prüfung der Humus- und Nährstoffsituation beobachtet werden. Die Einschätzung der aktuellen acker- und pflanzenbaulichen Maßnahmen erfolgt über die Bewertung der Bodenstruktur mittels Spatenprobe. Aus den Ergebnissen sind entsprechende fruchtfolge-, pflanzen- und ackerbauliche Handlungsmaßnahmen abzuleiten.

- Beim Vergleich der Humus- und Stickstoffsalden der einzelnen Kulturen der Fruchtfolge traten teilweise große Unterschiede zwischen den Erntejahren auf. Damit kam es auch zu Schwankungen der Bilanzsalden über die gesamte Fruchtfolge in den Erhebungsjahren. Da keine Mineraldünger zugeführt werden waren die erzielten Korn- und Stroherträge und vor allem die Biomasseentwicklung der Luzerne und Zwischenfrüchte in den einzelnen Jahren bei gleicher Fruchtfolge ausschlaggebende Faktoren auf die Bilanzsalden. Zur Ausschöpfung des Potentials der Futterleguminosen und der Zwischenfrüchte zur Humusmehrung sind daher gut entwickelte Bestände mit hoher Biomassebildung anzustreben.
- Die Meßwerte der Bodenkohlenstoff- und -stickstoffpools unterliegen jährlichen Schwankungen und analytisch bedingten Ungenauigkeiten. Für eine exakte Quantifizierung der Veränderungen dieser beiden Poolgrößen über die Zeit sind weitere Meßpunkte erforderlich. Erste Trendlinien zeigen eine gleichbleibende bis ansteigende Tendenz in den DV 1 bis 3.

LITERATUR

- Abraham J (2001): Auswirkungen von Standortvariabilitäten auf den Stickstoffhaushalt ackerbaulich genutzter Boden unter Berücksichtigung der Betriebsstruktur, der standortspezifischen Bewirtschaftung und der Witterungsbedingungen. Shaker Verlag Aachen
- AGES (2014): Österreichische beschreibende Sortenliste 2014, Landwirtschaftliche Pflanzenarten. Schriftenreihe 21/2014. ISSN 1560-635X. Österreichische Agentur für Gesundheit und Ernährungssicherheit GmbH (Hrsg.), Wien.
- Blum, W. E. H., Riedler C. und Wenzel, W. W. (1996): Bodendauerbeobachtung. Empfehlung für eine einheitliche Vorgangsweise in Österreich. Bundesministerium für Umwelt, Jugend und Familie
- Christen, O., Hövelmann, L., Hülsbergen, K.J., Packeiser, M., Rimpau, J., und Wagner, B. (2009): Nachhaltige landwirtschaftliche Produktion in der Wertschöpfungskette Lebensmittel. Erich Schmidt Verlag GmbH & Co., Berlin.
- Fließbach, A. and Mäder, P. (2000): Microbial biomass and size-density fractions differ between soils of organic and conventional agricultural systems. *Soil Biol Biochem* 32, 757-768.
- Fließbach, A., Oberholzer, H.-R., Gunst, L. and Mäder, P. (2007): Soil organic matter and biological soil quality indicators after 21 years of organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 118 (2007), 273-284.

- Freyer, B. und Dorninger, M. (2008): Bio-Landwirtschaft und Klimaschutz in Österreich: Aktuelle Leistungen und zukünftige Potentiale der Ökologische Landwirtschaft für den Klimaschutz in Österreich. Kurzstudie erstellt im Auftrag von Bio-Austria.
- Freyer, B., Surböck, A., Heinzinger, M., Friedel, J.K., Schauppenlehner, Th. (Hrsg.) (2011): ÖPUL-Evaluierung LE07-13: Bewertung des viehlosen biologischen Ackerbaus und seiner agrarökologischen Leistungen im österreichischen Trockengebiet (Endbericht). Studie im Auftrag des Lebensministeriums.
- Gutser, R. und Th. Ebertseder (2006): Die Nährstoffe in Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern - ein unterschätztes Potenzial im Stoffkreislauf landwirtschaftlicher Betriebe. In Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e. V. (KTBL) [Hrsg.]: Verwertung von Wirtschafts- und Sekundärrohstoffdüngern in der Landwirtschaft. Grenzen und Risiken. KTBL-Schrift 444, S. 7-22.
- Haas G., Geier U., Schulz D.G., Köpke U. (1995): Vergleich konventioneller und organischer Landbau - Teil I: Klimarelevante Kohlendioxid-Emission durch den Verbrauch fossiler Energie. Berichte über die Landwirtschaft 73: 401-415.
- Herrmann, G. und Plakolm, G. (1993): Ökologischer Landbau, Grundwissen für die Praxis. Verlagsunion Agrar.
- Hülsbergen, K. J. und W. Diepenbrock, W. (1996): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. In Diepenbrock W., Kaltschmitt M., Nieberg H., Reinhardt G. (eds): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag Osnabrück, 159-184.
- Hülsbergen, K.J. (2003): Entwicklung und Anwendung eines Bilanzierungsmodells zur Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Systeme. Habilitationsschrift. Verlag Shaker, Aachen.
- Hülsbergen, K.-J., Küstermann, B. & H. Schmid (2005): Humusmanagement im ökologischen Betrieb. In: Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) [Hrsg.]: Forschung für den Ökologischen Landbau, S. 55-70.
- Hülsbergen, K.J. und Küstermann, B. (2007): Ökologischer Landbau - Beitrag zum Klimaschutz. In: Wiesinger K (Hrsg.): Angewandte Forschung und Beratung für den ökologischen Landbau in Bayern. Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft, Tagungsband, 9-21, 2007.
- Hülsbergen, K.J. und Schmid, H. (2010): Treibhausgasemissionen ökologischer und konventioneller Betriebssysteme. In Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V. (KTBL) (Hrsg.): Emissionen landwirtschaftlich genutzter Böden, KTBL-Schrift 483, Darmstadt.
- Hülsbergen K-J, Rahmann G (eds.) (2013): Klimawirkungen und Nachhaltigkeit ökologischer und konventioneller Betriebssysteme - Untersuchungen in einem Netzwerk von Pilotbetrieben. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut, 412 p, Thünen Rep 8
- IPCC (1997): Revised 1996 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Reference Manual, Intergovernmental Panel on Climate Change, Paris.
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Eggleston H.S., Buendia L., Miwa K., Ngara T. and Tanabe K. (eds). Published: IGES, Japan.
- Kasper, M., Schmid, H., Freyer, B., Hülsbergen, K.-J., Amon, B., Friedel, J.K. (2012): HUMUS - Datengrundlagen für treibhausgasrelevante Emissionen und Senken in landwirtschaftlichen Betrieben und Regionen Österreichs. Abschlussbericht des KLI.EN-Projekts. Universität für Bodenkultur Wien, Department für Nachhaltige Agrarsysteme, Institut für Ökologischen Landbau. 41 pp.
https://www.dafne.at/prod/dafne_plus_common/attachment_download/c47c6b47f0bcc4640ab20c36c7496b4b/Endbericht_HUMUS_2012_07_31_Final.pdf, Zugriff am 11.03.2014.
- KTBL (2009): Bewertung der Nachhaltigkeit landwirtschaftlicher Betriebe. Eine vergleichende Beurteilung von Betriebsbewertungssystemen. KTBL-Schrift 473.: Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft e.V., Darmstadt.
- Küstermann, B., M. Hofmann, H. Schmid, G. Gerl, M. Kainz & K.-J. Hülsbergen (2005): Langzeituntersuchungen der Stickstoff- und Kohlenstoffkreisläufe eines intensiven Betriebssystems – am Beispiel des Versuchsgutes Scheyern. 8. Wissenschaftstagung des Ökologischen Landbaus in Kassel, 1.-4. März 2005.

- Küstermann B., Kainz, M., Hülsbergen, K.-J. (2008): Modeling carbon cycles and estimation of greenhouse gas emissions from organic and conventional farm systems. *Renewable Agriculture and Food Systems*: 23(1); 38-52.
- Küstermann B, Christen O, Hülsbergen K.-J (2010) Modelling nitrogen cycles of farming system as basis of site- and farm-specific nitrogen management. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 135: 70-80
- Küstermann B., Munch J.Ch., Hülsbergen, K.-J. (2013): Effects of soil tillage and fertilization on resource efficiency and greenhouse gas emissions in a long-term field experiment in Southern Germany. *European Journal of Agronomy* 49: 61-73.
- Leithold, G., K.-J. Hülsbergen, D. Michel & H. Schönmeier (1997): Humusbilanzierung - Methoden und Anwendung als Agrar-Umweltindikator. In: Deutsche Bundesstiftung Umwelt [Hrsg.]: Umweltverträgliche Pflanzenproduktion - Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. Zeller Verlag Osnabrück, S. 43-55.
- Leithold, G. und K.-J. Hülsbergen (1998): Humusbilanzierung im ökologischen Landbau. *Ökologie & Landbau*, 26. Jg., 1/1998, S. 32-35.
- Nemecek T., Huguenin-Elie O., Dubios D., Gaillard G. (2005): Okobilanzierung von Anbausystemen im schweizerischen Acker- und Futterbau. *Schriftenreihe der FAL Reckenholz* 58, 156 S.
- Schepl, Ute und Paffrath, Andreas (2005): Regulierungsmaßnahmen des Drahtwurmbefalls im ökologischen Kartoffelanbau: Ergebnisse einer Status-quo-Analyse. [Regulation of Wireworms in Ecological Potato Farming: Results of a Status-quo-Analysis.] In: Heß, J. und Rahmann, G. (Hrsg.) *Ende der Nische, Beiträge zur 8. Wissenschaftstagung Ökologischer Landbau*, kassel university press GmbH, Kassel.
- UMWELTBUNDESAMT (2010): Freudenschuß A., Sedy K., Zethner G. und Spiegel H.: Arbeiten zur Evaluierung von ÖPUL-Maßnahmen hinsichtlich ihrer Klimawirksamkeit. Schwerpunkt agrarische Bewirtschaftung.
- VDLUFA (2004): VDLUFA-Standpunkt: Humusbilanzierung. Methode zur Beurteilung und Bemessung der Humusversorgung von Ackerland. *Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten*.

ANHANG

Stellungnahme der TU München, Lehrstuhl für Ökologischen Landbau und Pflanzenbausysteme, bezüglich der Berechnung der N₂O-Emission nach IPCC 1997:

Im Modell REPRO wird mit einem N₂O-Emissionsfaktor von 1,25 (bezogen auf den N-Input durch organische und mineralische N-Düngung, symbiotische N₂-Fixierung und N-Deposition) gerechnet.

Begründung:

Dieser Berechnungsalgorithmus ist in REPRO implementiert. Eine Umstellung auf eine andere Methodik, z.B. Anpassung der Emissionsfaktoren, würde die Vergleichbarkeit mit allen bisherigen Untersuchungsergebnissen (z.B. Systemvergleiche) erschweren oder unmöglich machen. Die Umstellung der Methodik würde Veränderungen der berechneten N₂O-Flüsse und der Treibhausgasbilanzen bewirken, die nicht auf Bewirtschaftungsänderungen zurückzuführen sind.

Eigene Messungen zeigen, dass die derzeit verwendete Methodik zur Berechnung der N₂O-Flüsse gut mit Messwerten übereinstimmt (siehe Küstermann et al. 2008 und Küstermann et al. 2013). Daher sehen wir keine Veranlassung für eine Umstellung.

4.2 TEILPROJEKT 3: BODENWASSERHAUSHALT UND EROSION

Auswirkungen der biologischen Bewirtschaftung mit unterschiedlichen Düngungssystemen auf den Bodenwasserhaushalt

Bearbeiter: A. Klik, A. Briefer, F. Znojensky und J. Krammer

Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Department für Wasser-Atmosphäre-Umwelt, BOKU Wien.

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Ziel dieses Forschungsvorhabens ist die Untersuchung möglicher Veränderungen bodenphysikalischer Kennwerte bei der Umstellung von konventionellem auf biologischen Landbau. Die Untersuchung umfasst den Zeitraum von 2011 bis 2013 unter Berücksichtigung der Ergebnisse seit Projektbeginn im Jahr 2003. Infolge biologischer Bewirtschaftung erhöhte sich die Infiltration von Niederschlagswasser durch einen höheren Wasserdurchlässigkeitsbeiwert. Bei der Aggregatstabilität zeigen sich ebenfalls positive Tendenzen bei den ökologisch bewirtschafteten Flächen. Größeren Einfluss spielen dabei vor allem die angebauten Kulturen und weniger die Art der Bewirtschaftung. Höhere Aggregatstabilität verringert die Erosionsgefährdung durch Wasser und Wind. Diese positiven Trends der untersuchten Parameter zeigen, dass biologischer Landbau zu einer Verbesserung der Bodenfruchtbarkeit und Bodengesundheit führt, was auch durch die Berechnung eines Bodengesundheitsindex gezeigt werden konnte.

Goal of this research project is to investigate possible changes of physical soil properties as a result of the conversion from conventional to organic farming. The investigation covers the period from 2011 to 2013 considering the research results obtained since beginning of the project in 2003. Due to organic farming rainwater infiltration is improved because of higher hydraulic conductivity. Aggregate stability shows also positive trends for the biologically treated fields. The increase is more affected by the kind of planted crops than by the applied management system. Higher aggregate stabilities reduce the potential of soil erosion by water and wind. The change of these parameters causes a positive effect on soil health, which was shown by the calculation of a soil quality index, and therefore also affects soil water content and crop yields.

EINLEITUNG

Bodenerosion durch Wind und Wasser sowie der Verlust an organischer Substanz stellen in Europa die größten Bedrohungen für die Ressource Boden dar (KOM, 2006). Die vielfältigen Funktionen des Bodens, wie Speicherung von Wasser und organischen Stoffen, Produktion von Nahrungs- und Futtermitteln sowie Filterung und Pufferung von verschiedenen Stoffen werden durch Bodenerosion oftmals beeinträchtigt und führen zu einer Verminderung der Bodenfruchtbarkeit und Bodengesundheit (Blume, 1992; Frielinghaus und Grimme, 1999). Für eine nachhaltige Bewirtschaftung unserer landwirtschaftlich genutzten Böden ist es daher wichtig, Bodennutzungen und Managementsysteme zu wählen, welche diese Probleme minimieren bzw. vermeiden. Die Umstellung von konventioneller Bewirtschaftung auf biologischen Landbau stellt eine geeignete Maßnahme für eine nachhaltige Agrarwirtschaft dar.

THEMA UND ZIELE DER ARBEIT

Seit 2003 werden im Zuge eines Langzeitmonitorings die Auswirkungen der Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau auf maßgebliche physikalische Bodenkennwerte sowie auf den Bodenwasserhaushalt untersucht. Im Rahmen des gegenständlichen Projektes der ÖPUL Evaluierung werden Grundlagen erarbeitet, um die ÖPUL Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ bewerten zu können (ÖPUL, 2007).

Jede Umstellung einer Bewirtschaftungsform auf eine andere hat Veränderungen von physikalischen, chemischen und biologischen Bodenkennwerten zur Folge. Im Verlauf dieses Monitoringprojektes soll im Wesentlichen geklärt werden, ob sich bereits ein neues Gleichgewicht im Boden eingestellt hat, oder ob dieser Umstellungsprozess noch nicht abgeschlossen ist.

Mit den Untersuchungen werden unter Einbeziehung der bereits vorhandenen Daten Erkenntnisse zu folgenden Forschungsfragen erwartet:

1. Ist durch biologischen Landbau eine Verbesserung der Wasserspeicherung des Bodens zu erwarten?
2. Kann durch biologischen Landbau die Bodengesundheit (ausgedrückt durch verschiedene Kennwerte wie Wasserdurchlässigkeit, Trockendichte, Aggregatstabilität) verbessert werden?

Die spezifischen Ziele dieses Forschungsvorhabens sind wie folgt definiert:

1. Untersuchung des Bodenwasserhaushaltes von biologisch bewirtschafteten Flächen mit unterschiedlicher Düngung und Bodenbonität (S1M, S1G) sowie einer konventionell bewirtschafteten Referenzfläche (SK)
2. Untersuchung der zeitlichen Veränderung wesentlicher bodenphysikalischer Kennwerte (wie Trockendichte, Durchlässigkeit und Aggregatstabilität)
3. Erfassung der räumlichen Variabilität der bodenphysikalischen Kennwerte
4. Untersuchung der Veränderung der Bodengesundheit infolge ökologischen Landbaues

HERLEITUNG DER ARBEITSHYPOTHESEN

Eine Umstellung von konventioneller auf biologische Landbewirtschaftung beeinflusst eine Vielzahl von Bodenparametern. Die Zufuhr von organischen Substanzen in Verbindung mit einer geeigneten Bodenbearbeitung und Fruchtfolge führt zu einem Anstieg des Humusgehaltes (Hermann und Plakolm, 1993) und zu einer Verbesserung der Bodenwasserverhältnisse. Insgesamt wirkt sich dies positiv auf die natürliche Bodenfruchtbarkeit bzw. Bodengesundheit aus und reduziert die Gefährdung einer Bodenerosion durch Wasser (Reganold et al., 1987).

MATERIAL UND METHODEN

Auswirkungen von biologischer Wirtschaftsweise

Das Monitoring erfolgt an Bodendauerbeobachtungsflächen in Kleinparzellenversuchen. Alle Untersuchungen wurden in folgenden Varianten durchgeführt:

1. Biologische Bewirtschaftung bei mittlerer Bodenbonität (Kleinparzellenversuch S1M) und unterschiedlicher Düngung (DV 1 - Gründüngung, DV 2 - Biotonnekompost, DV 3 - Stallmist, seit 2008 auch DV 4 -Agrogasgülle)
2. Biologische Bewirtschaftung bei geringer Bodenbonität und Gründüngung (Referenzparzelle S1G-DV 1)
3. Konventionelle Bewirtschaftung (Referenzparzellen SK und seit Frühjahr 2013 auch SK1)

In den auf den Kleinparzellenversuchsflächen (S1M–DV 1, DV 2, DV 3 und seit 2012 auch DV 4), auf der Versuchsfläche DV 1-S1G (biologisch bewirtschaftet) und der konventionell bewirtschafteten Referenzfläche (SK) errichteten Messstellen (in 2-facher Ausführung) wurden von April bis Oktober 2013 in wöchentlichen Abständen die Bodenwassergehalte in Tiefenabschnitten von jeweils 10 cm bis 100 cm Tiefe mit FDR-Sensoren (Diviner2000, Fa. Sentek) gemessen (Briefer, 2014). Aufgrund der Fruchtfolge

erfolgten bei den beiden konventionellen Flächen die Messungen nur bis Mitte Juli 2013. Anhand der Bodenwassergehaltmessungen wurden für die untersuchten Parzellen die täglichen Profilwasserinhalte für 0-60 cm Bodentiefe gewichtet aufsummiert. Unter der Annahme, dass es bei Niederschlägen < 20 mm zu keiner Tiefensickerung kommt, wurden unter Berücksichtigung der Tagesniederschläge die täglichen mittleren Evapotranspirationsraten berechnet (Abbildung 4.2-1). Zur Ermittlung des Einflusses unterschiedlicher Düngungsvarianten auf die Veränderung ausgewählter bodenphysikalischer Kennwerte wurden zu mehreren Zeitpunkten während der Vegetationsperiode (April bis November) gestörte und ungestörte Bodenproben aus 10-15 cm sowie aus 25-30 cm Tiefe im Feld entnommen und die Trockendichte sowie der Wasserdurchlässigkeitsbeiwert ermittelt (Briefer, 2014). Die Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwerts (k-Wert) erfolgte im Labor mit der Methode mit aufsteigendem Wasserspiegel (ÖNORM L 1065, 1988; Cepuder et al., 2004) und wurde mit der Software MathCAD 2001i Professional (MathSoft Engineering & Education, 2002) ausgewertet. Die Untersuchung der Aggregatstabilität erfolgte im Labor an 1 – 2 mm großen, luftgetrockneten Aggregaten von oberflächennahen Bodenproben (0 – 5 cm Tiefe) mit Hilfe des Tauchsiebverfahrens nach Kemper und Koch (1966).

In der Vegetationsperiode wurden aus 10 – 15 und 25 – 30 cm Bodentiefe ungestörte Bodenproben zur Ermittlung des Porenanteils und der Trockendichte gezogen (ÖNORM, L 1068, 1988). Anhand der Messergebnisse sollen mögliche Veränderungen zwischen den beprobten Düngungsvarianten dargestellt werden.

Erfassung der räumlichen Variabilität der Bodenkennwerte

Zur Untersuchung der räumlichen Variabilität wurde ein Transsekt (TS9) auf Schlag 1 entlang des Kleinparzellenversuchs (S1M) bis zur Kleinparzelle (S1G) mit einer Länge von 200 m gelegt (Abbildung 4.2-9, Anhang). In Abständen von 4 m wurden im Frühjahr 2013 gestörte Proben aus 0-10 cm Tiefe und ungestörte Proben aus 15-20 cm entnommen. Von den gestörten Proben wurden die Korngrößenverteilung (ÖNORM L 1061, 1988), der Gehalt an organischem Kohlenstoff (Corg) und die Aggregatstabilität (Kemper und Koch, 1966) bestimmt. Die ungestörten Proben wurden zur Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwert (k-Wert), der Wasserspannungs-Wasseranteilbeziehung im niederen Wasserspannungsbereich mittels Kapillarmeter und der Trockendichte herangezogen (ÖNORM L1063, 2006). Die drei untersuchten Druckstufen betragen 30, 50 und 150 hPa. Die ungestörten Bodenproben wurden danach zur Ermittlung der Trockendichte herangezogen (ÖNORM, L 1068, 1988).

Die Schätzung der Semivarianz dient der Beschreibung der raumstrukturelle Beziehungen von Merkmalen und stellt somit eines der wichtigsten Werkzeuge geostatistischer Analysen dar (Akin und Siemens, 1988). Die Semivarianz (γ) des Abstandes (h) setzt sich als durchschnittliche quadratische Abweichung zwischen allen Beobachtungspaaren ($z(x_i)-z(x_i+h)$) zusammen (Pannatier, 1996).

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum [z(x_i) - z(x_i+h)]^2$$

Die graphische Darstellung der Semivarianz erfolgt als Semivariogramm. Dabei wird die Semivarianz gegen die Entfernung aufgetragen. Der Abstand, bei dem das Variogramm einen Schwellenwert bzw. Plateau (Sill) erreicht, wird Aussageweite (Range) genannt, die die Grenze der räumlichen Autokorrelation (Erhaltungsneigung) darstellt. Bis zu diesem Punkt ist die räumliche Verteilung der Variablen erklärbar, d.h. bis zu dieser Entfernung ist eine Autokorrelation der Variablen gegeben. Die Restvarianz (Nugget-Varianz) wird durch Messfehler oder die kleinräumige Varianz des Datensatzes verursacht und als Nuggeteffekt bezeichnet. Theoretisch müsste die Semivarianz für Wertepaare mit dem Abstand $h=0$ ebenfalls Null betragen, da es sich um ein und denselben Punkt handelt (Penne, 2009 und Schafmeister, 1999).

Ermittlung eines Bodengesundheitsindex

Bei der Erstellung eines Bodengesundheitsindex (BGI) wird ein System gewichteter Verknüpfungen von Bewertungsfunktionen und Bodenkennwerten verwendet (Karlen und Stott, 1994; Karlen et al., 1997; Hofmann, 2005). Die Bodengesundheit wird durch verschiedene Bodenfunktionen (Produktion, Filter, Speicher und Puffer) definiert, die ihrerseits von Bodenkennwerten abhängen. Jeder Kennwert wird mittels Bewertungsfunktion in einen normalisierten Bodenkennwert umgerechnet, der anschließend aufgrund seiner Bedeutung für die Bodenfunktionen gewichtet wird. Die Bodenfunktionen werden ebenfalls nach ihrer Wichtigkeit für die Bodengesundheit gewichtet. Der BGI ergibt sich als Summenprodukt der Funktionsindices und ihrer Gewichtungen.

Insgesamt wurden neun Bodenkennwerte für die Berechnung herangezogen, und zwar: Trockendichte (MW 0-50 cm), Corg, Gesamtstickstoffgehalt (0-30 cm), pflanzennutzbare Kapazität (nFK 0-70 cm), Grobporenanteil (MW 0-30 cm), pH-Wert, k-Wert (0-30 cm), Aggregatstabilität und C/N-Verhältnis. Eine ausführliche Beschreibung der Methode ist in Hofmann (2005) enthalten.

Zur Abschätzung des Einflusses des ökologischen Landbaues einerseits und der zeitlichen Veränderung andererseits erfolgt ein Vergleich zwischen den ökologisch und den konventionell bewirtschafteten Flächen als auch einer zwischen den Jahren 2003/2004 und 2012/2013.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Auswirkung von biologischer Bewirtschaftungsweise auf Bodenwassergehalt und Bodenqualität

Bodenwasserhaushalt

Der Boden mit mittlerer Bonität (S1M) kann von der Textur her als Lehm klassifiziert werden und weist rund 22 % Sand und 32 % Ton auf (Tabelle 4.2-1). Die Parzelle mit geringer Bonität (S1G) hat einen etwa 11 % höheren Sandanteil und einen entsprechend niedrigeren Tonanteil bei etwa gleichem Schluffgehalt und ist von der Bodenart ein sandiger Lehm. Die konventionell bewirtschaftete Parzelle (SK) besteht gegenüber S1M aus etwa 5 % mehr Sand und etwa 5 % weniger Ton.

Tabelle 4.2-1: Ergebnisse der Korngrößenverteilungsuntersuchung (2003)

Variante	Horizont	Tiefe [cm]	Bodenart	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]
S1M	A	0 – 50	L	21,9	45,1	33,0
	AC ₁	50 – 70	L	21,5	48,5	30,0
	AC ₂	70 – 90	L bzw. sL	26,6	46,4	27,0
S1G	A	0 – 40	sL	32,9	43,8	23,3
	AC	40 – 65	sL	33,5	47,3	19,2
	C	65+	U	19,9	69,3	10,8
SK	A	0 – 50	L	26,4	47,4	26,2
	AC ₁	50 – 65	L bzw. sL	30,3	44,1	25,5
	AC ₂	65 – 80	sL	32,0	49,9	18,1

Seit 2003 wurden die Messstellen aufgrund des Erntekalenders in den einzelnen Jahren unterschiedlich lange betrieben. Die angebaute Kulturen, die Messperioden sowie die Niederschläge während der Feldmessungen sind als Jahressumme in der Tabelle 4.2-2 zusammengestellt.

Tabelle 4.2-2: Angebaute Kulturen bei den untersuchten Varianten sowie Dauer der Messperioden und Niederschlagssummen (BB...Bodenbearbeitung; ZF...Zwischenfrucht)

	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2012	2013
S1M	Sommergerste ZF**	Wintergerste	Luzerne	Luzerne	Winterweizen ZF	Körnermais	Sommergerste ZF	Erbse ZF	Winterroggen / Luzerne	Luzerne
S1G										
BB* S1M, S1G	Pflug	Pflug		----	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug	vor Winterroggen Pflug vor Luzerne Grubber	Grubber
SK	Sommerdurum ZF	Zuckerrübe	Winterweizen ZF	Zwiebel	Winterdurum ZF	Kartoffel	Winterdurum ZF	Frühkarotten	Zwiebel	Winterdurum
SK1										
BB SK	Grubber	Pflug	Pflug	Pflug	Grubber	Pflug	Grubber	Pflug	Pflug	Grubber
Messperiode	----	26.5.-30.6.	3.6.-26.10.	5.4.-20.8.	24.2.-28.6.	25.6.-16.9.	----	19.1.-4.10.	13.4.-16.11.	15.4.-28.10.
Jahres- niederschlag (mm)	416,5	512,0	527,0	450,4	645,6	427,2	446,4	533,6	437,7	499,9
Niederschlags- summe während Messperiode (mm)	----	111,4	335,6	355,2	206,0	214,6	----	420,2	374,3	366,4
Mittlerer Tages- niederschlag während der Messperiode (mm)	----	3,2	2,3	2,6	1,7	2,6	----	1,6	1,7	1,3

Aus den mittleren Profilwasserinhalten seit dem Jahr 2004 (Abbildung 4.2-1) lässt sich erkennen, dass sich im mehrjährigen Mittel keine signifikanten Unterschiede zwischen den untersuchten Düngungsvarianten ergeben. Die Agrogasgülle-Variante (DV 4 – S1M) weist einen geringeren Mittelwert auf als die übrigen Düngungsvarianten, dieser beruht jedoch nur auf einer einjährigen Messperiode. In einzelnen Jahren können dagegen Differenzen auftreten. Im Durchschnitt speichert der Boden mit geringer Bonität (S1G) ca. 18 % weniger Wasser als jener mit mittlerer Bonität (S1M). Die mittleren Profilwassermengen der konventionell bearbeiteten Flächen zeigen zwar annähernd gleiche Werte wie jene der biologisch bewirtschafteten, jedoch beziehen sich die Daten bisweilen nicht auf den gleichen Messzeitraum und außerdem wurden diese Flächen in einigen Jahren beregnet.

Während des Messzeitraumes 2013 traten aber zwischen den Varianten keine nennenswerten Unterschiede auf. Die Bodenbonität wirkte sich dagegen auf die Verfügbarkeit des Bodenwassers aus. Die Flächen mit mittlerer Bodenbonität (S1M) verfügten über eine rd. 4% höheren Bodenwasseranteil als jene mit geringer Bodenbonität (S1G), wodurch sich bei einer Mächtigkeit von 60 cm eine zusätzliche Profilwassermenge von 24 mm ergibt (Abbildung 4.2-1). Niedrigere Profilwasserinhalte bei geringer Bodenbonität (S1G) schränken Evaporations- und Transpirationsprozesse ein, wodurch die Ertragsbildung negativ beeinflusst wird.

Der zeitliche Verlauf der in 0-60 cm gespeicherten Profilwassermenge und des Niederschlags während des gesamten Untersuchungszeitraumes ist in Abbildung 4.2-10 (Anhang) dargestellt.

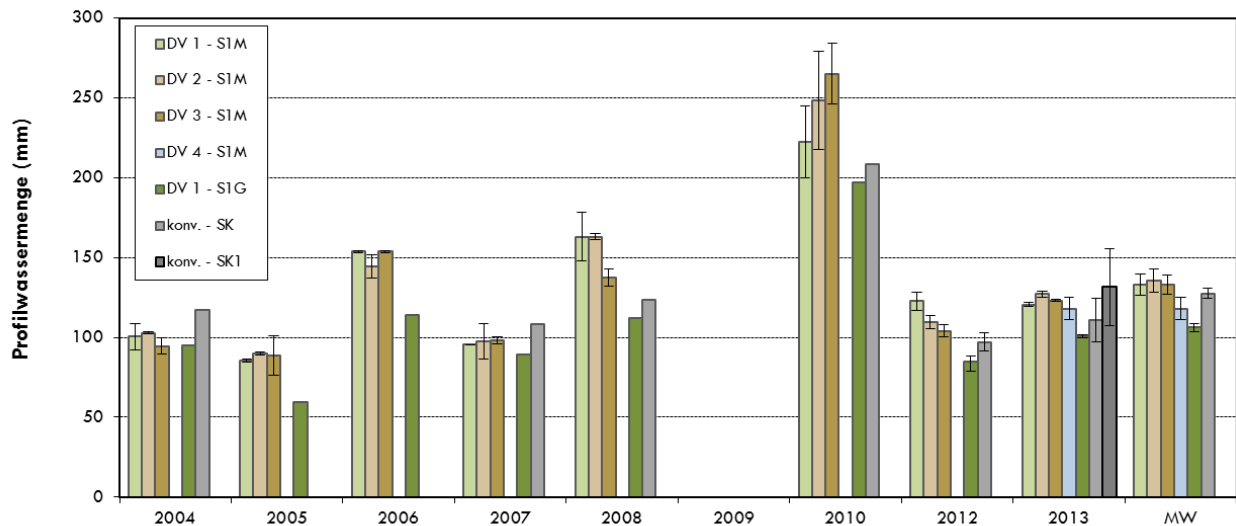


Abbildung 4.2-1: Mittelwerte und Standardabweichungen der Profilwassermengen (0-60cm) der untersuchten Varianten während der Messperioden in den Untersuchungsjahren (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)

Betrachtet man die mittleren, täglichen Evapotranspirationsraten (ET_a), so erkennt man den jahreszeitlichen Verlauf mit Maximalwerten von 3,0 bis 3,3 mm pro Tag während der Sommermonate (Abbildung 4.2-2). Zu Beginn der Vegetationsperiode (April) liegen sie zwischen 1,9 (DV 1 – S1G) und 2,7 mm d^{-1} (DV 1 – S1M) und im Oktober zwischen 1,1 (DV 1 – S1G) und 1,8 mm d^{-1} (DV 1 – S1M). Es zeigt sich wiederum der Einfluss der Bodenbonität. Die mittleren monatlichen Verdunstungsraten der Fläche DV 1 – S1G betragen nur zwischen 67 und 93% der mittleren ET_a -Werte der S1M-Parzellen.

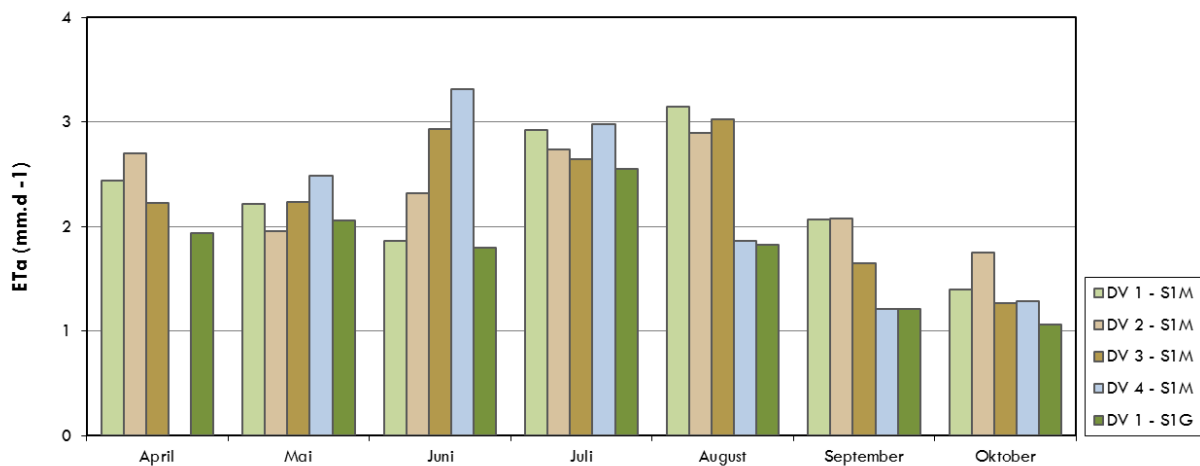


Abbildung 4.2-2: Mittlere tägliche aktuelle Evapotranspirationsraten für die untersuchten Düngungsvarianten (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität)

Trockendichte

Die jeweils angebaute Kultur und die Art der Bearbeitung üben einen Einfluss auf die Trockendichte aus. Nach der Ernte des Winterroggens Anfang Juli 2012 wurde der Boden mit dem Grubber bearbeitet und Mitte August Luzerne gesät. Die Messungen zeigen für 2013 Trockendichten in ähnlicher Höhe wie 2005, als ebenfalls Luzerne angebaut war. Mais (2008) führte dagegen zu einem starken Anstieg der Trockendichte. Die Werte in 10-15 cm betragen während der Untersuchungsperiode 2013 für S1M zwischen 1,44 und 1,49 g.cm⁻³, für S1G 1,45 g.cm⁻³ und für die konventionellen Flächen 1,47 (SK) bzw. 1,51 g.cm⁻³ (SK1). In 25-30 cm Tiefe lagen für alle biologisch bewirtschafteten Flächen mit mittlerer Bonität die Trockendichten zwischen 1,45 und 1,50 g.cm⁻³ bei geringer Bonität dagegen bei 1,43 g.cm⁻³. Die konventionellen Flächen wiesen einen deutlich höhere Werte von 1,51 (SK) bzw. 1,64 g.cm⁻³ (SK1) auf (Abbildung 4.2-3). Geringere Trockendichten bedeuten eine Erhöhung des Porenanteils, wodurch bei Starkregenereignissen mehr Wasser schneller in den Boden infiltrieren kann und weniger oberflächlich abfließt. Dies erhöht den Wasserrückhalt im Boden.

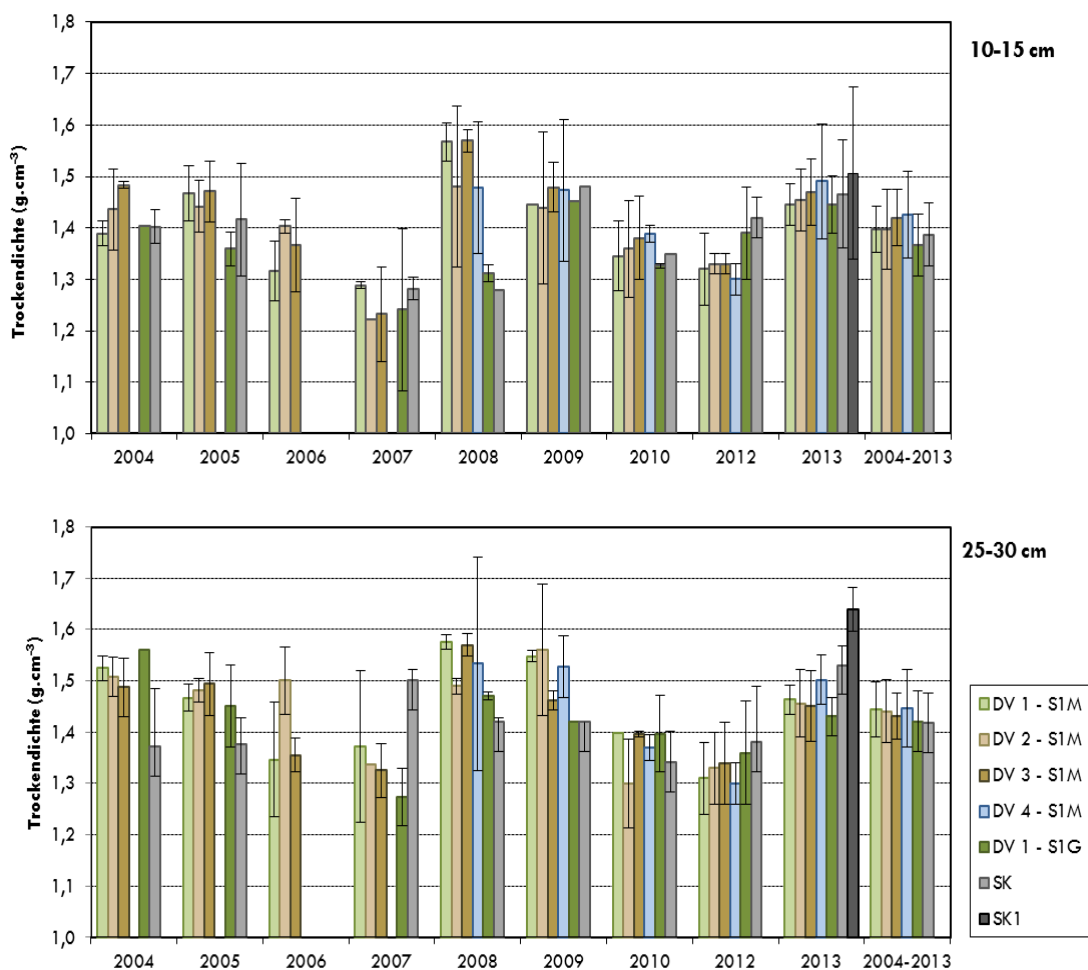


Abbildung 4.2-3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Trockendichte für die unterschiedlichen Untersuchungsflächen und die beiden untersuchten Bodentiefen (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)

Wasserdurchlässigkeit (k-Wert)

Die Untersuchungsergebnisse zeigen eine hohe Variabilität der Messwerte. Im mehrjährigen Mittel liegen die k-Werte bei S1M für die obere Bodentiefe zwischen $7,4 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ (DV3-S1M) und $11,8 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ (DV4-S1M). Konventionelle Bewirtschaftung liefert Werte von $5,2$ (SK) bzw. $1,1 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ (SK 1) und ist ähnlich hoch wie S1G ($3,4 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$). In 25-30 cm Tiefe betragen die Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte aller biologisch bewirtschafteten Flächen zwischen $6,5$ (DV 1-S1G) und $10,9 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ (DV 4-S1M) und jener der konventionellen Parzellen $2,0$ (SK) und $6,5 \text{ m}\cdot\text{d}^{-1}$ (SK 1). Der Einfluss der angebauten Kultur lässt sich erkennen. Kulturen mit engem Reihenabstand und dichter Durchwurzelung, wie etwa Luzerne (2013), Erbse (2010) und Winterroggen (2012) führen zu hohen Wasserdurchlässigkeitsbeiwerten, Mais (2008) verringerte dagegen die Wasserdurchlässigkeit (Abbildung 4.2-4).

Insgesamt kann festgestellt werden, dass bei allen untersuchten Varianten die Wasserdurchlässigkeitsbeiwerte als sehr hoch bis äußerst hoch bewertet werden können (AG Boden, 1994). Die tendenziell niedrigen Werte bei der konventionell bewirtschafteten Fläche können auf die größere Verschlammungsneigung des Bodens infolge niedrigerer Gehalte an organischer Substanz und auf die angebauten Kulturen zurückgeführt werden.

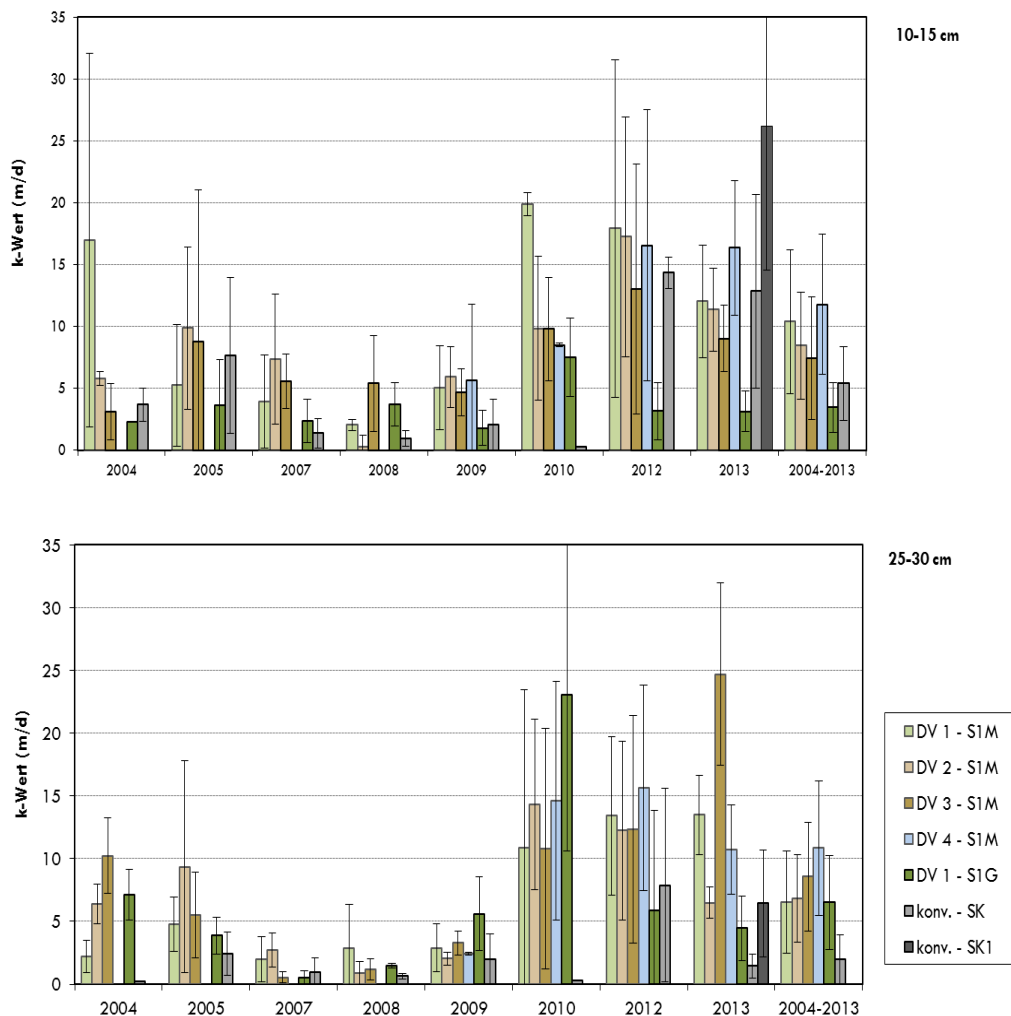


Abbildung 4.2-4: Mittelwerte und Standardabweichungen der k-Werte für die unterschiedlichen Untersuchungsflächen und die beiden untersuchten Bodentiefen (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)

Aggregatstabilität

Obwohl keine signifikanten Unterschiede in der Aggregatstabilität zwischen den Düngungsvarianten auftreten, sind positive Tendenzen über den Beobachtungszeitraum bei den biologisch bewirtschafteten Flächen erkennbar. Bei den biologisch bewirtschafteten Flächen lag die Aggregatstabilität im Jahr 2013 unabhängig von der Bodenbonität zwischen 24 (DV 3-S1M) und 33% (DV 1-S1M), bei konventioneller Bewirtschaftung wurden im Mittel ebenfalls rd.32% erreicht (Abbildung 4.2-5). Da unterschiedlichen Kulturen verschieden starke Bodenbedeckung aufweisen, wirken sie sich unterschiedlich stark auf die Aggregatstabilität aus. Wintergerste (2004) und Winterweizen (2007) haben günstigeren Effekt als Mais (2008). Auch bei konventioneller Bewirtschaftung zeigt sich bei Winterdurum (2009 und 2013) aber auch bei Frühkarotten (2010) eine Zunahme stabiler Bodenaggregate. Eine geringe Bodenbedeckung verbunden mit niedrigeren Gehalten an organischer Substanz im Oberboden ermöglicht eher eine Verschlammung der Bodenoberfläche und somit eine Zerschlagung der Bodenaggregate durch die kinetische Energie der Regentropfen oder des Windes und dadurch eine schneller voranschreitende Bodenerosion.

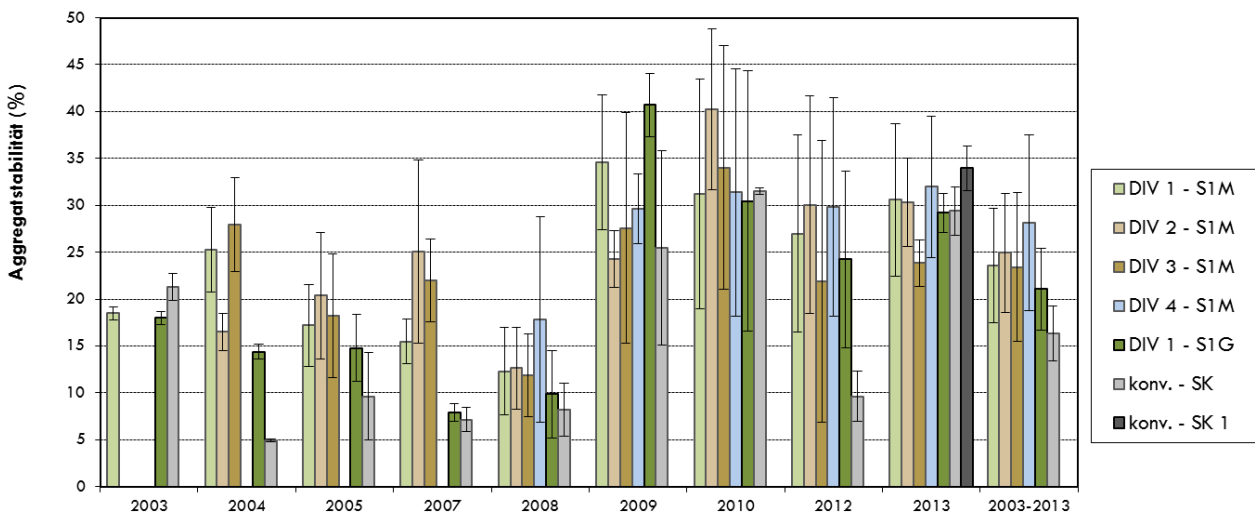


Abbildung 4.2-5: Mittelwerte und Standardabweichungen der Aggregatstabilität der unterschiedlichen Untersuchungsflächen (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)

Räumliche Variabilität von Bodenkennwerten

Die Ergebnisse der Transektmessungen für den Sandanteil sowie für den Wasseranteil bei einem Matrixpotenzial von 150 hPa sind in Abbildung 4.2-6 und 4.2-7 dargestellt. Es ist deutlich zu erkennen, dass der Sandgehalt bei geringer Bodenbonität (gB) um bis zu 6% höher ist als bei mittlerer Bonität (mB). Im Mittel beträgt der Unterschied rd. 3% (Tabelle 4.2-3). Die Daten für die Wasserspeicherkapazität bei 150 hPa Matrixpotenzial, was in etwa der Feldkapazität entspricht, zeigen, dass die Flächen mit mittlerer Bonität im Mittel um rd. 2% Wasser speichern können als jene mit geringer Bonität (Tab. 4.2-3), Unterschiede bis zu 6% jedoch auftreten können (Abb. 4.2-7). Unterschiede zwischen den Bonitäten sind zudem erkennbar beim Schluffgehalt, den Gehalten an anorganischem und organischem Kohlenstoff, der Trockendichte und dem Wasserdurchlässigkeitsbeiwert. Unterschiedliche Bonität hatte jedoch keinen Einfluss auf die Aggregatstabilität, was die oben angeführten Ergebnisse unterstreicht.

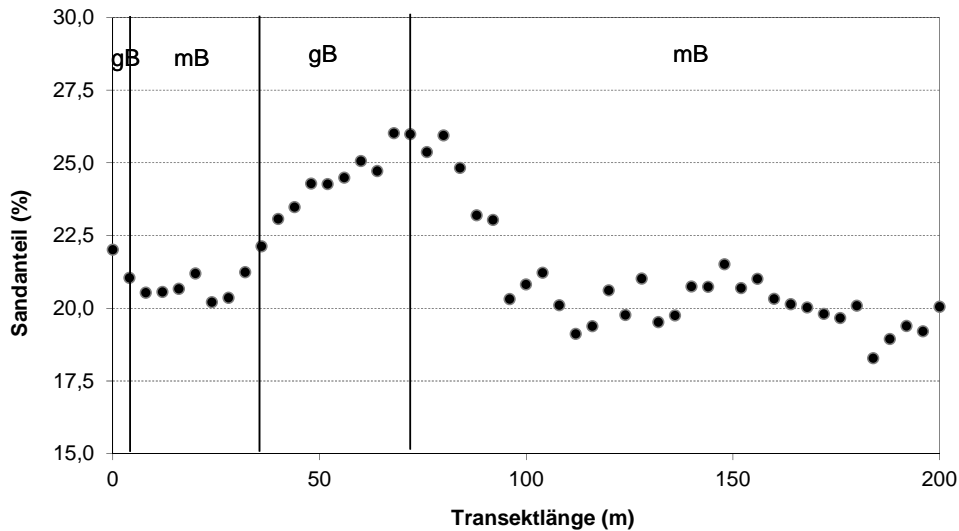


Abbildung 4.2-6: Räumliche Verteilung des Sandgehaltes (Bodentiefe 0-10 cm) entlang des Transektes mit mittlerer (mB) und geringer Bodenbonität (gB)

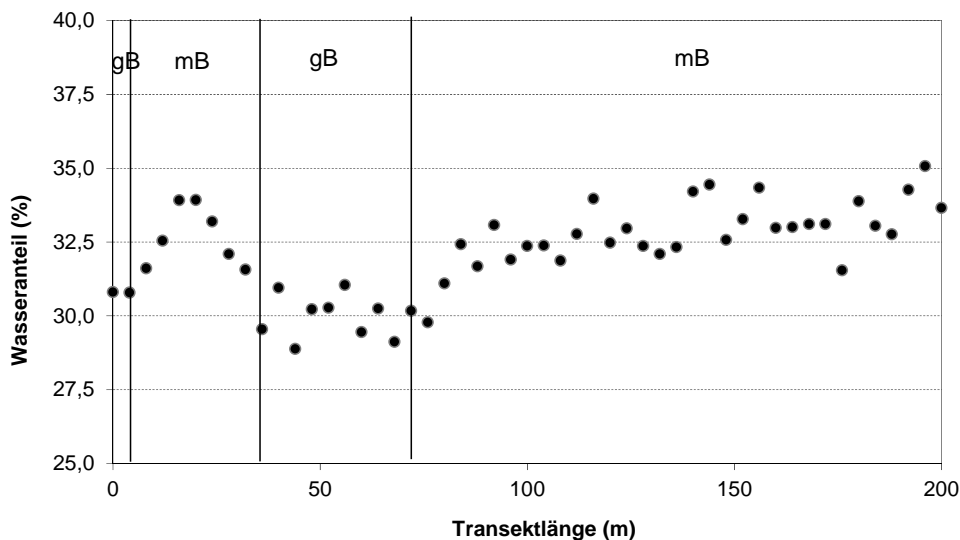


Abbildung 4.2-7: Räumliche Verteilung des Wasseranteiles bei 150 hPa Matrixpotenzial (Bodentiefe 0-10 cm) entlang des Transektes mit mittlerer (mB) und geringer Bodenbonität (gB)

Die untersuchten Bodenkennwerte zeigen einen unterschiedlichen Einfluss auf die Autokorrelation und es kann eine Hierarchie der räumlichen Variabilitätsstruktur abgeleitet werden (Tabelle 4.2-3). Zur besseren Veranschaulichung der Ergebnisse werden beispielhaft die Semivariogramme des Sandgehaltes und der Aggregatstabilität angeführt (Abbildung 4.2-8). Die Werte des Sandgehaltes weisen eine Erhaltungsneigung von 55 m und zeigen somit eine Autokorrelationsstruktur. Bei der Aggregatstabilität ist dies hingegen nicht zu beobachten. Die Variabilität muss daher als räumlich absolut zufällig eingestuft werden. Auch der k-Wert, die Trockendichte und der Gehalt an organischem Kohlenstoff weisen mit ihrer hohen einräumigen Variabilität (Nugget-Effekt) eine wenig entwickelte räumliche Erhaltungsneigung auf. Geringfügig besser ausgebildet erscheint die räumliche Erhaltungsneigung des Tongehaltes und der Wasserspannungs-Wasseranteilsbeziehung sowie des gesamten und des anorganischen

Kohlenstoffgehaltes. Dem gegenüber fällt aber die sehr ausgeprägte räumliche Struktur der Variablen des Schluff- und Sandgehalts auf.

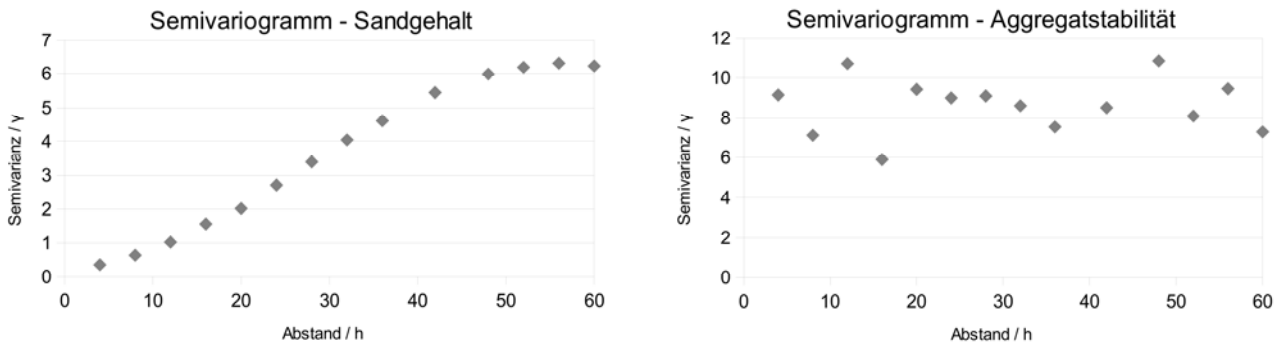


Abbildung 4.2-8: Semivariogramme des Sandgehaltes (links) und der Aggregatstabilität (rechts)

Tabelle 4.2-3: Ergebnisse der Autokorrelationsanalyse sowie Mittelwerte (MW) und Standardabweichungen (STABW) der untersuchten Parameter für mittlere und geringe Bodenbonität

Variable	Autokorrelation / Erhaltungsneigung in Bezug zur Gesamtlänge	mittlere Bonität MW / STABW	geringe Bonität MW / STABW
Sandgehalt (%)	55 / 200 m	20,75 / 1,66	23,88 / 1,57
Schluffgehalt (%)	50 / 200 m	52,11 / 1,65	50,62 / 2,33
Gesamtkohlenstoffgehalt (%)	30 / 200 m	4,47 / 0,13	4,50 / 0,08
anorganischer Kohlenstoffgehalt (%)	30 / 200 m	3,17 / 0,17	3,44 / 0,14
organischer Kohlenstoffgehalt (%)	15 / 200m	1,30 / 0,12	1,06 / 0,09
Tongehalt (%)	20 / 200 m	27,14 / 1,20	25,50 / 1,01
Trockendichte ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$)	10 / 200 m	1,46 / 0,05	1,44 / 0,03
k-Wert ($\text{m}\cdot\text{d}^{-1}$)	0 / 200 m	4,03 / 8,39	4,92 / 4,58
Aggregatstabilität (%)	0 / 200 m	30,44 / 2,84	30,96 / 3,02
Wasseranteil bei 150 hPa Matrixpotenzial (%)	20 / 200 m	32,82 / 1,06	30,13 / 0,73

Bodengesundheit der untersuchten Flächen und ihre zeitliche Veränderung

Für die Berechnung des Bodengesundheitsindex (BGI, Tab. 4.2-4, Anhang) wurden drei wesentliche Bodenfunktionen durch neun Bodenkennwerte beschrieben und gewichtet bewertet. Als Eingangswerte in die Berechnung wurden die Mittelwerte der beiden Jahren 2004 und 2005 und jene der Jahre 2012 und 2013 herangezogen. Die Werte 2004/05 beschreiben die Ausgangssituation zu Projektbeginn und die Werte 2012/13 nach ca. zehn Jahren biologischer Bewirtschaftung.

Die Ergebnisse zeigen, dass sich zu Projektbeginn die beiden Flächen mittlerer Bonität (S1M und SK) hinsichtlich des BGI unterschieden. Vor der Umstellung auf biologische Bewirtschaftung erreichte die

Fläche DV 1-S1M einen höheren Bodengesundheitsindex als SK. Zwischen SK und der Fläche mit geringer Bonität (DV 1-S1G) ergaben sich keine Unterschiede. Im Zeitraum von zehn Jahren verbesserten sich in allen drei untersuchten Varianten (S1M-DV 1, S1G und SK) die meisten Parameter. Wie bereits früher erläutert, kann eine signifikante Erhöhung der Aggregatstabilität festgestellt werden. Die biologische Bewirtschaftung wirkt sich bei diesem Kennwert äußerst positiv aus. Zwischen 2004/05 und 2012/13 steigt auch die pflanzennutzbare Wasserkapazität der biologisch bewirtschafteten Flächen deutlich an. Dies ist wahrscheinlich auf die verbesserte Aggregatstabilität zurückzuführen. Zu Projektbeginn lautete die Reihung der drei Varianten: S1M-DV 1 > SK = S1G. Nach rund neun Jahren ergibt sich folgende Reihung: S1M-DV 1 > S1G > SK, wobei sich der BGI der beiden ökologischen Flächen mehr verbesserte als jener der konventionell bewirtschafteten Fläche.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Um die Bodenfruchtbarkeit und die Bodengesundheit zu erhalten bzw. zu erhöhen, wird zukünftig die Verwendung nachhaltiger Bodennutzungssysteme erforderlich sein. Die Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau stellt dabei eine geeignete Maßnahme dar.

- Veränderungen in der Trockendichte durch Bearbeitung und Bewirtschaftung wirken sich auch auf den Porenanteil und den Wasserdurchlässigkeitsbeiwert aus. Im langjährigen Mittel lässt sich bei der Trockendichte weder ein Einfluss der Düngungsvariante noch den Bewirtschaftungsweise feststellen. Die Mittelwerte aller Flächen weisen in beiden untersuchten Bodentiefen für das Pflanzenwachstum optimale Werte auf. Jahres- und saisonal bedingte Unterschiede ergeben sich jedoch aufgrund der unterschiedlichen Fruchtfolgen. Fruchtfolgen mit vorwiegend dicht wurzelnden Kulturen sowie der Einfluss der Bodenruhe durch den Anbau der zweijährigen Luzerne zeigen positive Auswirkungen auf die Trockendichte und damit auch auf den Porenanteil. Ein höherer Porenanteil im Boden bewirkt eine größere und schnellere Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens und somit einen geringeren Abfluss bei Starkregenereignissen.
- Der Wasserdurchlässigkeitsbeiwert gibt an, wie schnell Regenwasser unter gesättigtem Zustand in den Boden infiltrieren kann. Je höher dieser Wert ist, desto geringer ist der Oberflächenabfluss. Unterschiedliche Düngung wirkt sich bei den biologisch bewirtschafteten Flächen nicht auf den k-Wert aus. Im Mittel ist er auf fast allen biologisch bewirtschafteten Flächen höher als auf der konventionellen Fläche. Insgesamt sind jedoch alle Messwerte als sehr hoch ($> 1 \text{ m d}^{-1}$) einzustufen.
- Die Messung der mittleren Profilwassermengen der ökologischen Parzellen liefert für die Böden mit mittlerer Bonität eine rd. 24% höhere Speicherfähigkeit als für jene mit geringer Bonität. Dies entspricht bei einer Bodentiefe von 60 cm einer zusätzlichen Wassermenge von 24 mm.
- Die Aggregatstabilität stellt im Wesentlichen ein Maß für den Widerstand des Bodens gegen erosive Kräfte (Wind und Wasser) dar. Böden mit stabilen Aggregaten sind wesentlich weniger erosionsgefährdet, weisen gute Struktur auf und können mehr Nährstoffe in organisch gebundener Form speichern. Aus den starken jährlichen Schwankungen der Untersuchungsergebnisse lässt sich schließen, dass die Aggregatstabilität wesentlich von der angebauten Kultur und von der Bodenbedeckung abhängt. Im langjährigen Mittel zeigen jedoch die biologisch bewirtschafteten Felder deutlich höhere Aggregatstabilitäten und über den Beobachtungszeitraum einen Trend zu einem Anstieg der Aggregatstabilität. Ein Einfluss der Düngungsvariante lässt sich aus den Ergebnissen nicht ableiten. Infolge der stabileren Aggregate sind diese Böden wesentlich widerstandsfähiger gegen klimarelevante Auswirkungen wie etwa mögliche Anstiege der Erosivität von Niederschlägen und/oder Windereignissen. Eine mögliche Zunahme in der Variabilität von Starkregenereignissen und längere Trockenperioden können durch die bessere Infiltrationsleistung und die höhere Wasserspeicherfähigkeit der biologisch bewirtschafteten Flächen abgeschwächt werden.

- Die Untersuchung der räumlichen Variabilität ergab, dass sich beim Sand- und Schluffgehalt, dem Kohlenstoffgehalt, dem Anteil an Grobporen und der Trockendichte eine räumliche Abhängigkeit zeigte, d.h. dass sich die Werte aufgrund verschiedener Bodenbonität unterschieden. Der Wasserdurchlässigkeitsbeiwert und die Aggregatstabilität können dagegen als räumlich zufällig verteilt angesehen werden müssen, was bedeutet, dass die Bodenbonität keinen Einfluss auf diese Kennwerte zeigte.
- Die Berechnung eines Bodengesundheitsindex zeigte, dass trotz Verbesserung der Bodeneigenschaften bei allen Varianten, die Steigerungen im Projektverlauf bei den biologisch bewirtschafteten Flächen, und hier vor allem bei jener mit geringer Bonität, höher waren. Um die Bodenfruchtbarkeit und die Bodengesundheit zu erhalten bzw. zu erhöhen, wird zukünftig die Verwendung nachhaltiger Bodennutzungssysteme erforderlich sein. Die Umstellung von konventionellem auf ökologischen Landbau stellt dabei eine geeignete Maßnahme dar.

LITERATUR

- AG Boden, 1994. Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter (Hrsg.). 4. Aufl., 392 S., 33 Abb., 91 Tab., Hannover 1994. ISBN 3-510-95804-7
- Akin, H. Und Siemes, H. (1988): Praktische Geostatistik. Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften. Springer Verlag. Berlin
- Blume, H.-P., 1992. Handbuch des Bodenschutzes: Bodenökologie und -belastung; vorbeugende und abwehrende Schutzmaßnahmen. 2. Aufl. Verlag ecomed, Landsberg.
- Briefer, A., 2014. Untersuchung von bodenphysikalischen Kennwerten biologisch bewirtschafteter Flächen in Rutzendorf, NÖ. Masterarbeit. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur Wien.
- Cepuder P., Kammerer, G. und Klik A., 2004. k-Wert Bestimmung im Labor – Methode mit aufsteigendem Wasserspiegel. Skriptum zur LVA „Praktikum zur landeskulturellen Wasserwirtschaft“, Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien: S. 34-35.
- Freyer, F., Pietsch, G., Hrbek, R. und Winter, S., 2005: Futter- und Körnerleguminosen im biologischen Landbau. Av Buch im Österreichischen Agrarverlag.
- Frielinghaus, M., D. Deumlich, R. Funk, K. Helming, R. Roth, J. Thiere, L. Völker und B. Winnige, (1997): Merkblätter zur Bodenerosion in Brandenburg. Bericht Nr. 27. <http://www.zalf.de/bfd/fr-merkb.htm>
- Herrmann, G. und Plakolm, G. (1993): Ökologischer Landbau, Grundwissen für die Praxis. Verlagsunion Agrar.
- Hofmann, J., 2005. Auswirkung unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf die Bodengesundheit. Dissertation. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien. 190 S.
- Karlen, D.L., and D.E. Stott, 1994. A framework for evaluating physical and chemical indicators of soil quality. In: Doran, J.W., D.C. Coleman, D.F. Bezdicek, and B.A. Stewart (eds.). Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. Publ. No. 35. Soil Sci. Soc. Am., Am. Soc. Agron., Madison, WI: 53-72.
- Karlen, D.L., M.J. Mausbach, J.W. Doran, R.G. Cline, R.F. Harris, and G.E. Schuman, 1997. Soil Quality; A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). Soil Sci. Soc. Am. J. 64: 4-10.
- Kemper, W.D. und J.E. Koch, (1966): Aggregate stability of soils from western United States and Canada: measurement procedure, correlations with soil constituents. Technical Bulletin No. 1355 Agricultural Research Service, United States Department of Agriculture.
- Kommission der Europäischen Gemeinschaften (KOM), 2006. Thematische Strategie für den Bodenschutz. Zusammenfassung der Folgenabschätzung. Mitteilung der Kommission an den Rat, den europäischen Wirtschafts- und Sozialausschuss und den Ausschuss der Regionen KOM(2006)231 endgültig.
- Krammer, J., 2014. Räumliche Variabilität bodenphysikalischer Eigenschaften eines biologisch bewirtschafteten Ackers in Rutzendorf. Masterarbeit. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft. Universität für Bodenkultur Wien.

MathSoft Engineering & Education, Inc., 2002. Mathcad 2001i Professional (Deutsch). Bagshot, Surrey, Großbritannien.
MathSoft Engineering & Education, Inc.

ÖNORM L1063, 2006. Physikalische Bodenuntersuchungen – Bestimmung des Wasserrückhaltevermögens mittel Drucktopf mit keramischer Platte. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

ÖNORM L 1065, 1988. Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Wasserdurchlässigkeit in gesättigten Zylinderproben. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

ÖNORM L 1068, 1988. Physikalische Bodenuntersuchungen - Bestimmung der Dichte von Böden. Wien: Österreichisches Normungsinstitut.

Penne, C. (2009): Räumliche Variabilität der Humusspeicherung in Abhängigkeit von der Kronendachstruktur eines Kiefernbestandes

Reganold, J.P., E.F. Lloyd, et Y.L. Unger, 1987. Long-term effects of organic and conventional farming on soil erosion. Nature 330(26): 370-372.

Schafmeister, M.-T. (1999): Geostatistik für die hydrogeologische Praxis. Springer Verlag Berlin

Znojensky, F., 2013. Untersuchung des Einflusses von ökologischem Landbau auf ausgewählte bodenphysikalische Kennwerte. Masterarbeit. Institut für Hydraulik und landeskulturelle Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur Wien. 95 S.

ANHANG

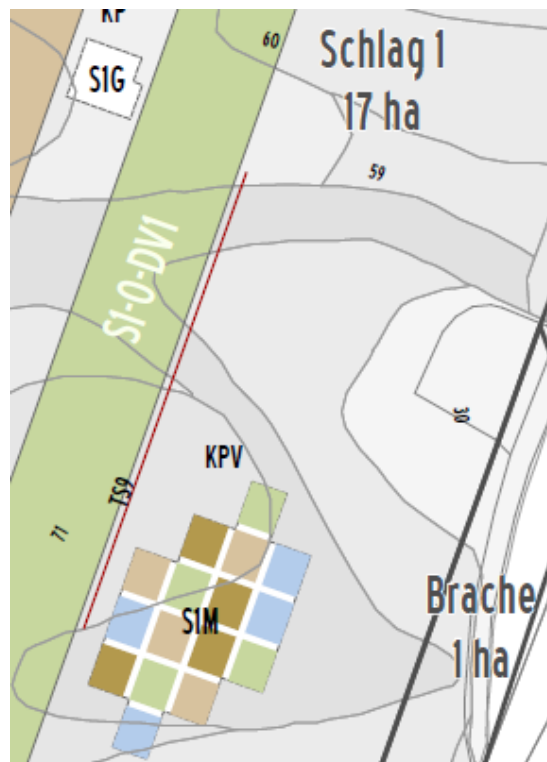


Abbildung 4.2-9: Übersichtsplan über die Lage des untersuchten Transektes (TS9)

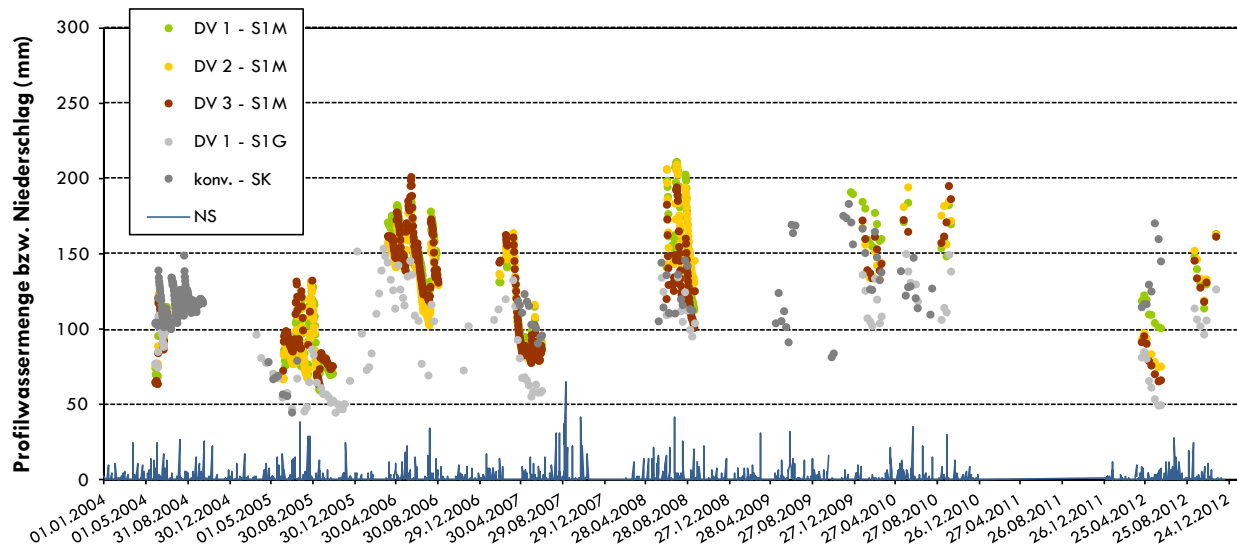


Abbildung 4.2-10: Zeitlicher Verlauf der Profilwassermenge (0-60 cm Tiefe) bei den unterschiedlichen Düngungsvarianten (2004-2012)

Tabelle 4.2-4: Berechnung des Bodengesundheitsindex (BGI) für die untersuchten Varianten zu Beginn des Projektes (2004/05) und nach ca. 10 Jahren (2012/13)

FUNKTION	Wichtung der Funktion	KENNWERT			Wichtung des Kennwertes	Bodenindikatorwert (Zielerfüllungsgrad)						Bodengesundheitsindex (BGI)					
						2004/05			2012/13			2004/05			2012/13		
						DV1-S1M	DV1-S1G	SK	DV1-S1M	DV1-S1G	SK	DV1-S1M	DV1-S1G	SK	DV1-S1M	DV1-S1G	SK
Produktion	0,4	Trockendichte rd (0-40 cm, gew.MW)	g/cm ³	0,20	1,44 (0,89)	1,45 (0,87)	1,46 (0,83)	1,41 (0,97)	1,40 (0,99)	1,50 (0,73)	0,071	0,069	0,067	0,077	0,079	0,058	
		organischer Kohlenstoff Corg (0-30 cm)	t/ha	0,25	98,0 (0,71)	84,7 (0,59)	92,3 (0,66)	97,0 (0,70)	85,3 (0,59)	96,9 (0,70)	0,071	0,059	0,066	0,070	0,059	0,070	
		Gesamtstickstoff Ntot (0-30 cm)	t/ha	0,16	10,2 (0,922)	9,3 (0,83)	10,7 (0,97)	9,8 (0,88)	9,2 (0,82)	10,3 (0,93)	0,059	0,053	0,062	0,056	0,052	0,059	
		nutzbare Feldkapazität nFK (gew.MW 0-70 cm ~Wurzeltiefe)	mm	0,25	70 (0,41)	73 (0,45)	76 (0,51)	94 (0,88)	91 (0,82)	80 (0,61)	0,041	0,045	0,051	0,088	0,082	0,061	
		Grobporen (Luftkapazität, gew.MW 0-30 cm)	%	0,14	18,0 (1,0)	17,2 (1,0)	15,5 (0,89)	17,0 (1,0)	13,1 (0,72)	15,8 (0,91)	0,056	0,056	0,050	0,056	0,040	0,051	
				1,00													
Speicher	0,3	Aggregatstabilität 0-2,5 cm	%	0,18	19,9 (0,66)	14,7 (0,49)	8,0 (0,27)	28,8 (0,96)	28,8 (0,96)	19,5 (0,65)	0,036	0,026	0,014	0,052	0,052	0,035	
		Porenanteil n (0-90 cm, gew. MW)	%	0,15	46,4 (0,82)	44,5 (0,72)	43,2 (0,66)	49,8 (0,99)	47,6 (0,88)	49,6 (0,98)	0,037	0,033	0,030	0,045	0,040	0,044	
		Trockendichte rd (0-40 cm, gew.MW)	g/cm ³	0,10	1,44 (0,89)	1,45 (0,87)	1,46 (0,83)	1,41 (0,97)	1,40 (0,99)	1,50 (0,73)	0,027	0,026	0,025	0,029	0,030	0,022	
		Gesamtstickstoff Ntot (0-30 cm)	t/ha	0,14	10,2 (0,922)	9,3 (0,83)	10,7 (0,97)	9,8 (0,88)	9,2 (0,82)	10,3 (0,93)	0,036	0,032	0,038	0,034	0,032	0,036	
		organischer Kohlenstoff Corg (0-30 cm)	t/ha	0,14	98,0 (0,71)	84,7 (0,59)	92,3 (0,66)	97,0 (0,70)	85,3 (0,59)	96,9 (0,70)	0,030	0,025	0,028	0,029	0,025	0,029	
		nutzbare Feldkapazität nFK (gew.MW 0-70 cm ~Wurzeltiefe)	mm	0,12	70 (0,41)	73 (0,45)	76 (0,51)	94 (0,88)	91 (0,82)	80 (0,61)	0,018	0,020	0,023	0,040	0,037	0,027	
		Durchlässigkeitsbeiwert ksat	m/d	0,17	7,3 (1,)	3,0 (1,0)	3,5 (1,9)	14,2 (1,)	4,2 (1,0)	11,6 (1,0)	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	0,045	
				1,00													
Filter- und Puffer	0,3	Aggregatstabilität 0-2,5 cm	%	0,35	19,9 (0,66)	14,7 (0,49)	8,0 (0,27)	28,8 (0,96)	28,8 (0,96)	19,5 (0,65)	0,070	0,051	0,028	0,101	0,101	0,068	
		Porenanteil n (0-90 cm, gew. MW)	%	0,10	46,4 (0,82)	44,5 (0,72)	43,2 (0,66)	49,8 (0,99)	47,6 (0,88)	49,6 (0,98)	0,025	0,022	0,020	0,030	0,026	0,029	
		organischer Kohlenstoff Corg (0-30 cm)	t/ha	0,15	98,0 (0,71)	84,7 (0,59)	92,3 (0,66)	97,0 (0,70)	85,3 (0,59)	96,9 (0,70)	0,032	0,026	0,030	0,031	0,027	0,031	
		Trockendichte rd (0-40 cm, gew.MW)	g/cm ³	0,15	1,44 (0,89)	1,45 (0,87)	1,46 (0,83)	1,41 (0,97)	1,40 (0,99)	1,50 (0,73)	0,040	0,039	0,038	0,043	0,044	0,033	
		Gesamtstickstoff Ntot (0-30 cm)	t/ha	0,15	10,2 (0,922)	9,3 (0,83)	10,7 (0,97)	9,8 (0,88)	9,2 (0,82)	10,3 (0,93)	0,041	0,037	0,044	0,040	0,037	0,042	
		C/N-Verhältnis	-	0,10	9,6 (0,91)	9,1 (0,78)	8,6 (0,65)	9,9 (0,98)	9,3 (0,83)	9,5 (0,86)	0,027	0,023	0,020	0,029	0,025	0,026	
				1,00						0,76	0,69	0,68	0,90	0,83	0,77		

4.3 TEILPROJEKT 6: BODENZOLOGIE

Langzeitmonitoring ausgewählter Bodenorganismen auf dem Biobetrieb Rutzendorf

Bearbeiter: Pascal Querner (Teilprojektleiter)

Institut für Zoologie, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, BOKU Wien.

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Dieses Teilprojekt führt das seit 2003 laufende Bodentiermonitoring fort. Einmal jährlich wurden Bodenproben auf den biologischen Flächen mit vier Düngungsvarianten und zwei konventionellen Referenzflächen als Kontrolle gewonnen und die Springschwänze (Collembola) bestimmt. Zusätzlich wurde nach über 10 Jahren der Umstellung der Bewirtschaftung die Bonitur der Regenwurmpopulation wiederholt (erstmalige Bonitur in 2003). Insgesamt musste die Situation der Bodenfauna als stark verarmt bezeichnet werden. Das galt für die Regenwürmer der vier neu eingerichteten Düngungsvarianten, für die Nützlings- und Blühstreifen, die Hecken, und besonders die konventionell bewirtschaftete Referenzfläche. Die Ursachen dafür liegen vermutlich in der intensiven Bodenbearbeitung der Äcker vor der Umstellung. In der konventionellen Fläche wurden 2004 und 2012 keine Regenwürmer gefunden. Um die Einwanderung von Regenwürmern in die Ackerflächen zu untersuchen, wurden zusätzlich ausgewählte Randbereiche beprobt. Regenwürmer wurden dabei bis 20 m in die angrenzende Ackerfläche gefunden, die tiefgrabenden anözischen Regenwürmer waren aber auf den Blühstreifen reduziert. Bei den Collembolen war ein deutlicher Abfall der Arten und Individuen Zahlen von 2012 auf 2013 in allen untersuchten Flächen zu erkennen, dies hängt vermutlich mit dem strengen Winter 2012/2013 zusammen. Auch die Schläge 1 und 4 unterscheiden sich deutlich in ihrer Zusammensetzung der Collembolen und der Dichten.

This project aims at continuing the long term soil animal monitoring. Once a year Springtails (Collembola) are characterized on four different organic fertilization treatments and one conventional control field for their year-to-year dynamics. In addition, we repeated the sampling of the earthworms in MUBIL I after 10 years of the transition of the management. In general, the soil fauna of the farm is impoverished. This was true for the earthworms of the four established experimental fertilization/manuring treatments, the field stripes, the hedges and the conventionally managed control plot. We assume that the poor situation is due to the intensive soil cultivation. In the conventional control plot no earthworms were found in 2004 and 2012. Further to study the migration of earthworms in arable land also marginal areas were selected and sampled. We found earthworms up to 20 m into the field but anecic species were restricted to the flower strip. From 2012 to 2013 a lower number of species and individuals were found in the Collembola on all investigated sites. This is probably a result of the climate (strong winter of 2012/2013). We also found a clear difference between the field sites "Schlag 1" and "Schlag 4".

EINLEITUNG

Ziel der Untersuchung ist es, die Auswirkungen (Förderung) der biologischen Bewirtschaftung und der Anlage von Nützlings- und Blühstreifen und Hecken auf die Biodiversität ausgewählter Bodentiere zu untersuchen.

Wir verstehen und nutzen das vorliegende Projekt als Folgeuntersuchung zu MUBIL I-III. Das Monitoring soll für die Tiergruppe der Springschwänze (Collembolen) auf den biologischen Flächen mit vier Düngungsvarianten und der konventionellen Fläche als Kontrolle fortgeführt werden. Die Entwicklung der Artenzahlen und Abundanzen sollen den möglichen positiven Effekt der biologischen Bewirtschaftung dokumentieren und Unterschiede in den Düngungsvarianten aufzeigen. Zusätzlich soll nach über 10 Jahren der Umstellung der Bewirtschaftung die Aufsammlung der Regenwürmer von MUBIL I (2004)

wiederholt werden. Dies soll zeigen, wie sich die Regenwurmfauna auf den biologischen Flächen mit den unterschiedlichen Düngungsvarianten, den Nützlings- und Blühstreifen und den Hecken als ökologische Ausgleichsflächen entwickelt haben. Um die Einwanderung von Regenwürmern aus einem Blühstreifen in die angrenzende Ackerfläche zu untersuchen, wurde ein ausgewählter Randbereich eines Blühstreifens auf die Regenwürmer genau untersucht (bis zu 20 m in die angrenzende Ackerfläche).

Bodentiere haben eine große Bedeutung für die Bodenfruchtbarkeit. Insbesondere für die Mineralisation toter organischer Substanz, die Gefügebildung und -stabilisierung und die Steuerung mikrobieller Gemeinschaften spielen sie eine besondere Rolle. Die konventionelle Landwirtschaft macht meist wenig Nutzen von diesen Leistungen, sie substituiert die ökologischen Funktionen der Bodentiere weitgehend durch Bodenbearbeitung und Zufuhr von Mineraldüngern. Im Biolandbau dagegen kommt den Bodentieren ein erheblich höherer Stellenwert zu. Durch schonende Bodenbearbeitung, Vermeidung von Schwarzbrachen und Pestiziden und hohe Verfügbarkeit partikulärer organischer Substanz als Nahrungsquelle werden sie stärker gefördert als im konventionellen Landbau und können ein nachhaltiges Nährstoffmanagement unterstützen (Hole et al. 2005). Ziel biologischen Wirtschaftens muss es sein, die Lebensraumfunktionen des Bodens zu fördern und für die Produktivität nutzbar zu machen.

Der besondere Untersuchungsbedarf der Bodenfauna im Rahmen des Projekts ergibt sich aus der Umstellung auf die biologische Wirtschaftsweise und aus dem regionalen Klima oder intensives Ackerbaugebiet des Betriebs. Viele Studien zur Ökologie ackerbewohnender Bodentier-Gemeinschaften wurden in völlig anderen Klimasituationen angestellt, meist in kühleren und feuchteren Gebieten in der Schweiz, Deutschland oder den Niederlanden (Pfiffner und Luka 2007, Pfiffner und Mäder 1997, Marinissen 1992, Fromm et al. 1993). Dies erschwert die Interpolation dieser Ergebnisse auf den pannonischen Raum Österreichs.

Hecken und andere "seminatürliche" Anlagen können für die Fauna von Agrarlandschaften von besonderer Bedeutung sein (e.g. Duelli und Obrist 2003). Sie sind Quellen der Wiederbesiedlung, die auf Bodenbearbeitungsmaßnahmen folgt (Alvarez et al. 2000). Solche Strukturen sind im Untersuchungsgebiet rar; die wichtigsten davon sind die als Windschutzgürtel angelegten Hecken und die ein Jahr nach Versuchsbeginn neu begründeten Nützlings – und Blühstreifen (Ökostreifen). Beide Anlagen werden in dieser Studie auf ihre Eignung für Bodentiere untersucht.

Die Bodenfauna ist ein konservatives ("träges") Element von Landschaften. Es dauert meist viele Jahre, bis eine einmal gestörte Artengemeinschaft wiederhergestellt ist. Das gilt besonders für ausgeräumte Ackerlebensräume (Bessel und Schrader 1998, Hole et al. 2005). Es ist daher von größter Bedeutung, die Fauna des Untersuchungsbetriebs über längere Zeiträume zu untersuchen, um Erkenntnisse zu sammeln, wie dieser Herstellungsprozess verläuft und beeinflusst werden kann.

THEMA UND ZIELE DER ARBEIT

Ziele I: Regenwürmer

- Untersuchung des Nutzens von Nützlings- und Blühstreifen zur Förderung der Arten- und Individuenzahl von Regenwürmern.
- Untersuchung der Einwanderung von Regenwürmern von Nützlings- und Blühstreifen in angrenzende Ackerflächen.
- Untersuchung des Einflusses der biologischen Bewirtschaftung anhand unterschiedlicher Düngungsvarianten in der biologischen Bewirtschaftung auf die Regenwurmpopulation.

Ziele II: Collembolen

- Untersuchung der zeitlichen Veränderung und Dynamik der Dichte und Diversität der Springschwänze (Collembolen) durch die biologische Bewirtschaftung (2003-2013).
- Untersuchung des Einflusses der biologischen Bewirtschaftung anhand unterschiedlicher Düngungsvarianten in der biologischen Bewirtschaftung auf die Springschwänze.

HERLEITUNG DER ARBEITSHYPOTHESEN

Unsere Arbeit ist von folgenden Hypothesen ausgegangen:

- Die Dichte und taxonomische Diversität der Bodenfauna sind aufgrund der langandauernden und intensiven Bodenbearbeitung gering;
- Veränderungen in der Bodenfauna (Steigerung der Abundanzen und Artenzahlen) sind über einen langen Zeitraum zu erwarten;
- Hecken und Nützlings- und Blühstreifen haben eine hohe Reservoirfunktion für die Faunen der Ackerflächen;
- In der konventionellen Kontrollfläche sind die Dichten und die Diversität der Bodentiere geringer als in den biologisch bewirtschafteten Flächen.

MATERIAL UND METHODEN

Es wurden zwei bodenlebende Tiergruppen untersucht: Collembola (Springschwänze) und Lumbricidae (Regenwürmer).

Die Probenahme erfolgte für alle Jahre des Monitorings zu Beginn der Vegetationsperiode Ende März, um die jahresspezifischen Effekte der Fruchtfolge und der Bodenbearbeitung zu minimieren.

Probennahme Regenwürmer

Die Regenwürmer wurden im Frühjahr 2012 in jeweils 10 Probenpunkten (zufällige Auswahl) in allen Nutzungstypen: Hecken (H3 und H5), Nützlings- und Blühstreifen (Ö2/1-W WK, Ö2/1-W SS, Ö2/1-W NÜ und Ö6/2-W NÜ), unterschiedlichen Düngungsvarianten auf den biologischen Flächen der Kleinparzellenversuche (KPV) S1M und S4M und der konventionellen Fläche SK zur Kontrolle gesammelt. Pro Nutzungstyp wurden 10 Quadrate der Fläche 0,5 x 0,5 m mittels Formalinextraktion beprobt. Die Regenwürmer wurden aussortiert und auf Artniveau bestimmt.

Zusätzlich wurden in einer Ackerfläche (Schlag 6/2) und dem angrenzenden Blühstreifen (Ö6/2-W NÜ) mit einer zweiten Sammelmethode 10 Transekte in einem Abstand von mind. 10 m gelegt. In jedem Transekt wurden 6 Bodenmonolite (25 x 25 x 20 cm) ausgegraben und die Regenwurmabundanz und Diversität untersucht. Damit soll das Potential der Blühstreifen für die Einwanderung von Regenwürmern in die angrenzende Ackerfläche festgestellt und die Einwanderungsdistanz der Tiere gezeigt werden. Abstand der Transektpunkte: Mitte des Blühstreifens (A), Rand des Blühstreifens (B), Rand des Ackers (C), 1m im Feld (D), 10 m im Feld (E) und 20 m im Feld (F).

Probennahme Collembolen (Springschwänze)

Jedes Jahr werden jeweils 50 Bodenproben pro Nutzungstyp: drei Düngungsvarianten im Kleinparzellenversuch 4 (KPV S4M) und vier Düngungsvarianten inkl. der Agrogasgülle-Variante im Kleinparzellenversuch 1 (KPV S1M), und 100 Bodenproben in den zwei konventionellen Flächen (SK und SK1) mit Bodencorern (5,5 x 5,5 x 10 cm) genommen und mittels Berlese-Tullgren Extraktor extrahiert. Die zweite konventionelle Fläche SK1 wurde erst einmalig 2013 beprobt. Das extrahierte Material wurde zu Mischproben vereinigt und 6 bzw. 10 Subproben (Aliquots) nach Bruckner et al. (2000) entnommen. Die Collembolen wurden aussortiert und auf Artniveau bestimmt. Die zeitliche Dynamik der

Abundanzen und Artenzahlen wird im Zeitverlauf dargestellt, mit den Ergebnissen von MUBIL I-III verglichen und interpretiert.

Tabelle 4.3-1: Fruchtfolge und Bodenbearbeitung in den beprobten biologisch bewirtschafteten Kleinparzellenversuchen (S1M und S4M) und der konventionell bewirtschafteten Referenzfläche (SK)

Versuch	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
S1M	Sommergerste	Wintergerste	Luzerne	Luzerne	Winterweizen	Körnermais	Sommergerste	Körnererbse	Winterweizen	Winterroggen	Luzerne
*BB	Pflug	Pflug	**keine BB	keine BB	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug	Grubber
S4M	Körnererbse	Winterweizen	Winterroggen	Sommergerste	Luzerne	Luzerne	Winterweizen	Körnermais	Sommergerste	Körnererbse	Winterweizen
*BB	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug	**keine BB	keine BB	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug	Pflug
SK	Sommerdurum	Zuckerrübe	Winterweizen	Zwiebel	Winterdurum	Kartoffel	Winterdurum	Soja/Karotten	Winterdurum	Zwiebel	Winterdurum
*BB	Grubber	Pflug	Pflug	Pflug	Grubber	Pflug	Grubber	Pflug	Grubber	Pflug	Grubber

*BB...Grundbodenbearbeitung, **...keine Grundbodenbearbeitung, da Luzerneaussaat mittels Striegel in die Getreidevorfrucht eingesät wurde.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Blühstreifen in Ackerflächen und Landschaftselemente Hecken – Auswirkungen auf die Biodiversität ausgewählter Bodenorganismen

Die Nützlings-, Blühstreifen und Hecken, die 2004 und 2012 auf die Regenwürmer beprobt wurden, zeigen eine leichte Erhöhung der Individuenzahlen und Diversität der Regenwürmer (Tabelle 4.3-2). Besonders deutlich ist der Unterschied bei den Nützlings- und Blühstreifen zu sehen, wo 2004 11,2 Individuen/m² und 2012 bereits 62,4 Individuen/m² gefunden wurden. Es handelt sich dabei aber zu 80% um juvenile Tiere und im Vergleich zu anderen seminaturalen Lebensräumen ist die Anzahl sehr niedrig (erwarten könnte man über 400 Individuen/m²). Auch die wichtigen und tiefgrabenden anözischen Regenwurmarten wie *Lumbricus terrestris* kommen nur sehr selten und vereinzelt in den Nützlings-, Blühstreifen und Hecken vor, diese sind jedoch für die Bodenbildung und Bodengesundheit (vertikale Gänge, Einbringen von organischem Material, Erhöhung der Bodendurchlüftung, der Aggregatzustände und Verbesserung des Wasserhaushaltes) von hoher Bedeutung und daher für den ökologischen Landbau auf den Äckern von großem Interesse.

Tabelle 4.3-2: Ergebnisse der Regenwurmaufsammlung (ind./m² von 2004 und 2012 in den Nützlings- und Blühstreifen und Hecken mittels Formalinextraktion auf 10 x (0,5 x 0,5 m).

	Hecke 2004	Hecke 2012	Blühstreifen 2004	Blühstreifen 2012
<i>L. rubellus</i>	-	-	-	0,4
<i>L. terrestris</i>	-	1,6	-	-
<i>Dendrobena</i> sp.	-	-	-	0,8
<i>A. caliginosa</i>	0,8	3,2	0,8	3,6
<i>A. rosea</i>	6	2,8	1,2	8,8
Juvenile RW	12,8	17,6	9,2	48,8
Abundanz	19,6	25,2	11,2	62,4
Diversität	2	3	2	4

Ein Nützlings- und Blühstreifen und eine angrenzende biologisch bewirtschaftete Ackerfläche (Schlag 6/2) wurden 2012 beprobt und es wurde eine erhöhte Individuenzahl und Diversität der Regenwürmer in dem Nützlings- und Blühstreifen und auch im Acker (Tabelle 4.3-3) im Vergleich zu den anderen untersuchten Flächen (Tabellen 4.3-2 und 4.3-4) gefunden. Diese Untersuchung wurde zu einem etwas späteren Zeitpunkt im Jahr durchgeführt und mit einer anderen Sammelmethode (Handauflese der Bodenmonoliten), daher sind die Ergebnisse mit der anderen Untersuchung nur eingeschränkt vergleichbar. Auch hier ist eine große Anzahl der gefundenen Regenwürmer juvenil. Im untersuchten Acker kommen zwar auch bis zu 20 m vom Rand entfernt Regenwürmer der Art *Aporrectodea caliginosa* auch in einer erhöhten Anzahl vor, sie leben aber in tieferen Bodenschichten und sind keine tiefgrabenden Arten die vertikale Gänge anlegen. Ihr positiver Beitrag für die Landwirtschaft wird daher als gering eingestuft. Sie können aber durch ihre Lebensweise in tieferen Bodenschichten (bis zu 60 cm Tiefe) die intensive Bodenbearbeitung besser überleben. Die wichtigen und tiefgrabenden (anözischen) Regenwurmartens wie *Lumbricus terrestris* wurde im Nützlings- und Blühstreifen und dem angrenzenden Acker nicht gefunden.

Tabelle 4.3-3: Ergebnisse der Regenwurmaufsammlungen von 2012 in einem Nützlings- und Blühstreifen und angrenzendem Feld mit händisch sortieren von Bodenmonoliten (25 x 25 x 20 cm).

Art	Blühstreifen A	Blühstreifen- rand B	Feldrand C	1 m im Feld D	10 m im Feld E	20 m im Feld F
<i>L. rubellus</i>	1,6	-	-	-	-	-
<i>Lumbricus juv.</i>	1,6	9,6	4,8	1,6	-	1,6
<i>A. caliginosa</i>	32	4,8	14,4	40	24	35,2
<i>A. caliginosa juv.</i>	86,4	46,4	48	100,8	46,4	108,8
<i>A. rosea</i>	24	8	26	20,8	11,2	20,8
<i>O. cyaneum</i>	1,6	-	-	-	-	-
<i>O. tyrtaeum</i>	-	-	-	1,6	-	-
<i>Octolasion juv.</i>	-	-	3,2	1,6	1,6	-
Juvenile RW	52,8	108,8	49,6	14,4	3,2	8
Abundanz	200	177,6	136	180,8	86,4	174,4
Diversität	4	3	4	4	3	3

Biologische Wirtschaftsweise – Auswirkung auf die Biodiversität ausgewählter Bodenorganismen

In der konventionellen Referenzfläche SK wurden 2004 und 2012 keine Regenwürmer gefunden. Die Dichte der Regenwürmer in den drei Düngungsvarianten (Gründüngung, Biotonnekompost, Stallmist) am Biobetrieb ist ebenso sehr gering. Es konnte keine Verbesserung der Abundanzen oder Artenzahlen in den drei Düngungsvarianten zwischen 2004 und 2012 festgestellt werden (Tabelle 4.3-4). Insgesamt wurden nur die zwei Regenwurmartens *Allolobophora rosea* und *Allolobophora caliginosa* auf den Kleinparzellenversuchen im Betrieb gefunden. Diese beiden Arten sind funktionell minder wertvoll. Die bereits dargestellten Ergebnisse der Regenwurmaufnahmen zeigen aber, dass auch andere Arten am Betrieb in unmittelbarer Umgebung zu den Kleinparzellenversuchen vorkommen (siehe Tabelle 4.3-2 und 4.3-3).

Tabelle 4.3-4: Ergebnisse der Regenwurmaufsammlungen von 2004 und 2012 in den drei Düngungsvarianten mittels Formalinextraktion auf 10 x (0,5 x 0,5 m).

Art	Gründüngung		Biotonnekompost		Stallmist		Referenz SK	
	2004	2012	2004	2012	2004	2012	2004	2012
<i>A. caliginosa</i>	-	-	-	-	-	0,4	-	-
<i>A. rosea</i>	0,4	-	-	-	-	-	-	-
Juvenile RW	2,4	0,8	6,8	-	1,6	1,2	-	-
Abundanz	2,8	0,8	6,8	-	1,6	1,6	-	-
Diversität	1	1	1	-	1	1	-	-

Bei den Collembolen wurde 2013 eine deutlich niedrigere Zahl von Arten und Individuen im Vergleich zu 2012 gefunden (siehe Tabelle 4.3-5 bis 4.3-7). Dieser Trend ist auf allen untersuchten Ackerflächen (konventionelle Referenzfläche SK und den vier Düngungsvarianten) deutlich zu erkennen. Ein möglicher Grund dafür ist vermutlich der langanhaltende Winter 2012/2013 mit wiederkehrenden Kälteperioden bis ins späte Frühjahr 2013.

Ein Vergleich der Arten und Individuen Zahlen mit den Ergebnissen von MUBIL I-III ist nur auf der konventionellen Referenzfläche SK und der Düngervariante Agrogasgülle eindeutig möglich, da in MUBIL I-III die Proben der zwei Kleinparzellenversuchen S1M und S4M vermischt wurden (siehe Abb. 4.3-1). Die neue Untersuchungsmethode ermöglicht jetzt eine genaue Differenzierung zwischen den zwei Schlägen. Hier ist deutlich zu erkennen, dass die Artenzahlen und die Individuen im Kleinparzellenversuch S1M (Schlag 1) um ein vielfaches höher sind als im Kleinparzellenversuch S4M (Schlag 4). Dies kann einerseits auf kleinräumige Unterschiede auf dem Betrieb zurückzuführen sein, oder andererseits auch mit der Fruchtfolge zusammenhängen (siehe Tabelle 4.3-1). Beide Faktoren haben vermutlich einen Einfluss.

Tabelle 4.3-5: Collembolen Arten- und Individuen/m² der zwei konventionellen Referenzflächen (SK und SK1).

Standort	Referenzfläche SK		Referenzfläche SK 1
Jahr	2012	2013	2013
Artenzahl	10	8	6
Ind./m ²	4.714	1.614	517

Tabelle 4.3-6: Collembolen Arten- und Individuen/m² der vier untersuchten Düngungsvarianten auf dem Schlag 1-KPV S1M.

	Gründüngung		Biotonnekompost		Stallmist		Agrogasgülle	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Jahr	2012	2013	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Artenzahl	9	3	15	4	15	7	16	11
Ind./m ²	9.530	542	19.526	465	18.906	1.860	36.804	4.649

Tabelle 4.3-7: Collembolen Arten- und Individuen/m² der drei untersuchten Düngungsvarianten auf dem Schlag 4-KPV S4M.

	Gründüngung		Biotonnekompost		Stallmist	
	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Jahr	2012	2013	2012	2013	2012	2013
Artenzahl	7	4	10	5	10	4
Ind./m ²	2.634	465	2.092	620	2.402	930

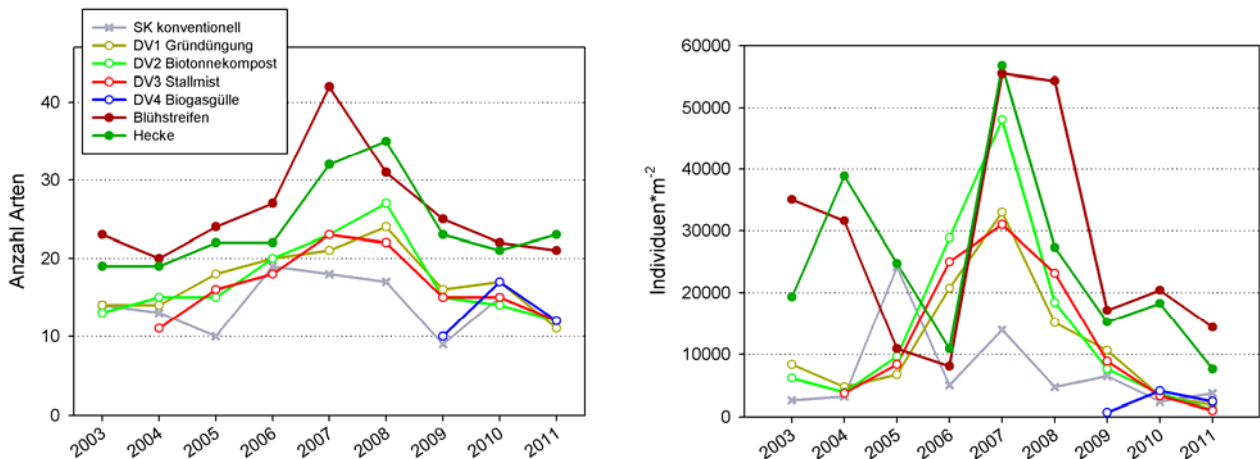


Abbildung 4.3-1: Artenzahlen und Abundanz der Collembolen (Springschwänze) der sechs Nutzungstypen des Biobetriebes Rutzendorf aus den Projekten MUBIL I-III.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Generell kann gesagt werden, dass die Abundanz und Artenzahlen beider untersuchten Bodentiergruppen (Regenwürmer und Collembolen) auf den untersuchten Flächen sehr gering sind und man noch nicht von einer wirklichen Erholung der Bodentierfauna durch die biologische Bewirtschaftung sprechen kann. Im Vergleich zu anderen Studien sind die Individuenzahlen pro m^2 um ein vielfaches geringer als die publizierten Angaben in der Literatur (Bengtsson et al. 2005, Brown 1999, Hole et al. 2005, Mäder et al. 2002, Pfiffner und Mäder 1997). Die wichtigen und tiefgrabenden (anözischen) Regenwurmartens wie *Lumbricus terrestris* kommen nur sehr vereinzelt in den Nützlings- und Blühstreifen vor, in den angrenzenden Äckern wurden sie nicht gefunden. Sie sind aber für die Bodenbildung und daher für den ökologischen Landbau auf den Äckern von höchster Bedeutung (Pfiffner und Forster-Zigerli 2011). Im Zuge der Umstellung wurden zwar eine ganze Reihe anderer Maßnahmen etabliert, wie die Einrichtung von Flächen mit Blühstreifen, der Verringerung der Zeitdauer von Schwarzbrachen, die Erhöhung des organischen Gehalts des Bodens, die Diversifizierung der Fruchtfolge mit Einbindung der Futterleguminose Luzerne und dem Zwischenfruchtanbau (Hole et al. 2005, Rothwell et al. 2011), diese scheinen aber nicht auszureichen um anözischen Regenwürmern eine gute Lebensgrundlage zu bieten.

Die angelegten Nützlings- und Blühstreifen und Hecken stellen zwar einen guten Lebensraum für die Regenwürmer da, aber auch hier haben sich keine nennenswerten Populationen entwickeln können, von denen man annimmt, dass sie die angrenzenden Ackerflächen besiedeln können. In den ökologischen Ausgleichsflächen findet keine Bodenbearbeitung (tiefes und regelmäßiges Pflügen) statt, welche die Regenwürmer stören könnte, durch das lokale Klima und die niedrige Ausgangszahl (siehe Arten- und Individuenzahl im Jahr 2004 kurz nach der Umstellung auf die biologische Bewirtschaftung und unmittelbar nach Anlage der Blühstreifen) haben sich die Regenwurmpopulationen nicht erholen können. Regenwürmer, die in den Ackerflächen vorkommen, sind primär tiefgrabende Arten wie *Allolobophora rosea* und *Allolobophora caliginosa*, die in tieferen Bodenschichten die Bodenbearbeitung besser überleben können, sie haben aber nur geringe positive Funktionen. Eine Einwanderung von anözischen Regenwürmern aus den Ausgleichsflächen in einen angrenzenden Acker konnte nicht nachgewiesen werden.

Auch die biologischen Bewirtschaftungsweisen mit den drei untersuchten Düngungsvarianten unterscheiden sich durch die sehr geringe Dichte und Diversität der Regenwürmer nicht. Die konventionellen Referenzfläche SK stellt eine noch extremere Situation dar, wo keine Würmer gefunden wurden.

Für die sehr niedrigen Zahlen gibt es vermutlich mehrere Gründe, die alle einen Einfluss auf die Lebensbedingungen der Regenwürmer haben und die Einwanderung erschweren:

Wie die konventionell untersuchte Referenzfläche zeigt, war die Ausgangslage der Regenwurmpopulationen auf dem Betrieb vermutlich sehr niedrig. Dies ist ein Ergebnis der jahrzehntelangen intensiven Bewirtschaftung von großen Flächen im Marchfeld unter trockenen Bedingungen. Durch die intensive Bodenbearbeitung und regelmäßigen Einsatz von Pestiziden wurden die natürlichen Regenwurmpopulationen und Gemeinschaften degradiert (Rothwell et al. 2011). Seit der Umstellung zu einer biologischen Bewirtschaftungsweise haben die Regenwürmer zwar verbesserte Bedingungen, aber durch die weiterhin intensive Bodenbearbeitung können sich keine stabilen Populationen der anözischen Arten in den Ackerflächen bilden. Zusätzlich sind Regenwürmer an feuchte Lebensbedingungen angepasst und haben bei den extremen Trockenperioden in den Ackerflächen (konventionell und biologisch bewirtschaftet), aber auch in den Ausgleichsflächen wie Hecken und Blühstreifen nur sehr schlechte Lebensbedingungen. Die Sommertrockenheit und Winterkälte des pannonischen Klimas erschwert eine Neuzuwanderung und "Erholung" der Bodenfauna. Die meisten Bodentiere (wie Regenwürmer und Collembolen) sind an sehr feuchte Lebensbedingungen im Boden gebunden und benötigen diese um sich zu entwickeln und zu vermehren. Erst wenn höhere Populationsdichten aufgebaut werden, breiten sich die Regenwürmer aus und besiedeln angrenzende Lebensräume.

Wir empfehlen, zusätzlich zu den bereits umgesetzten Maßnahmen wie Anlage und Pflege von Blühstreifen und Hecken eine Reduktion der Bodenbearbeitungsintensität. Nur so können sich die Lebensbedingungen der Würmer drastisch und auch langfristig verbessern. Das gilt vor allem für die funktionell sehr wichtige Gruppe der tiefgrabenden anözischen Regenwürmer (*Lumbricus terrestris*). Eine schnellere Verbesserung als die natürliche Sukzession könnte erzielt werden wenn Regenwürmer wie diese auch aktiv in den Ausgleichsflächen ausgebracht werden. In Verbindung mit einer Umstellung der Bodenbearbeitung können dann Individuen aus den Ausgleichsflächen in die angrenzenden Ackerflächen einwandern.

Auch die untersuchten Collembolen zeigen ein ähnliches Muster wie die Regenwürmer mit sehr schwankenden Abundanzen in den untersuchten Ackerflächen. In den zwei konventionellen Flächen sind die Artenzahlen und Populationen am niedrigsten und dies zeigt erneut die schlechte Ausgangslage für Bodentiere im Marchfeld. Die Artenzahlen und Dichten haben zwar über die Jahre immer wieder zugenommen, durch einen harten Winter und die intensive Bodenbearbeitung kommt es aber immer wieder zu einem Zusammenbruch der Populationen.

Bei den Collembolen sehen wir einen deutlichen Unterschied zwischen den zwei untersuchten biologisch bewirtschafteten Schlägen und eine deutliche Abnahme der Artenzahlen und Individuen in den vier Düngungsvarianten zwischen den Jahren 2012 und 2013. Die wahrscheinlichste Erklärung ist der strenge Winter von 2012/2013. Im Vergleich zu den Vorjahren (2003-2011) haben die Artenzahlen und Individuen Zahlen kaum zugenommen. Auch im Vergleich zu der konventionellen Fläche die seit Anfang an untersucht wird sind die Dichten und Individuen zwar in den biologisch bewirtschafteten Flächen höher, aber immer noch niedrig. Bei den unterschiedlichen Düngungsvarianten in der biologischen Bewirtschaftung scheint die Agrogasgülle für die Springschwänze am besten, gefolgt von Stallmist und Biotonnekompost. Aber auch für die Collembolen ist die Bodenbearbeitung der Schlüsselfaktor im Biobetrieb.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die Ausgleichsflächen eine wichtige Bedeutung für die Bodentiere haben, aber die Ausgangslage durch die historische Bearbeitung der Böden und dem Klima sehr schlecht für die Bodentiere ist. Diese Schädigung der Bodenfauna ist wahrscheinlich nachhaltig und eine rasche Erholung ist aufgrund der geringen Migrationsfähigkeit der Bodentiere und der verinselten Lage der Flächen inmitten der überwiegend intensiv genutzten Agrarregion nicht zu erwarten. Nur durch eine Unterstützung von außen (aktives Einbringen von Würmern in die Ausgleichsflächen) ist eine rasche Verbesserung zu erwarten. Für die biologisch bewirtschafteten Ackerflächen ist eine Reduktion der Intensität der Bodenbearbeitung die wichtigste Maßnahme. Eine geringere Bearbeitungstiefe des Bodens (Pflug => Flachgrubber, Schlitzsaat; Hubbard et al. 1999, Hole et al. 2005, Parmelee et al. 1990, Rothwell et al. 2011) würde hier zu einer deutlichen Verbesserung führen. Wendende Bodenbearbeitung ist für Bodentiere der wesentlichste bestandsregulierende Faktor in landwirtschaftlichen Systemen (Larink & Joschko 2000). Daher sollen sich neue Untersuchungen auf die Veränderung der Bodenbearbeitung und eine Beimpfung der Ausgleichsflächen konzentrieren.

LITERATUR

- Alvarez, T., Frampton, G.K., Goulson, D. (2000): The role of hedgerows in the recolonization of arable fields by epigeal Collembola. *Pedobiologia* 44, 516-526.
- Bessel, H., Schrader, S. (1998): Regenwurm-Zönosen auf Ackerbrachen in Abhängigkeit von der Brachedauer. *Zeitschr Ökol Natursch* 7, 169-180.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C., (2005): The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a metaanalysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269.
- Brown, R.W., (1999): Grass margins and earthworm activity in organic and integrated systems. *Aspects of Applied Biology*, 43, 207– 210.
- Bruckner, A., Barth, G., Scheibengraf, M. (2000): Composite sampling enhances the confidence of soil microarthropod abundance and species richness estimates. *Pedobiologia* 44, 63-74.
- Duelli, P. und Obrist, M.K. (2003) Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic Appl. Ecol.* 4, 129-138.
- Fromm, H., Winter, K., Filser, J., Hantschel, R., Beese, F. (1993): The influence of soil type and cultivation system on the spatial distribution of the soil fauna and microorganisms and their interactions. *Geoderma* 60, 109-118.
- Hubbard, V.C., Jordan, D., Stecker, J.A. (1999): Earthworm response to rotation and tillage in a Missouri claypan soil. *Biol Fertil Soils* 29, 343-347.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V. & Evans, A.D. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.*, 122, 113–130.
- Larink, O., Joschko, M. (2000): Einfluß der Standort- und Bodeneigenschaften auf die Bodenfauna. In: Blume, H.-P., Felix-Henningsen, P., Fischer, W.R., Rede, H.-G. (eds): *Handbuch der Bodenkunde* 7. Ergänzungslieferung, 41 pp. Ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg.
- Mäder, P., Fliessbach, A., Dubois, D., Gunst, L., Fried P. and Niggli, U. (2002): Soil fertility and biodiversity in organic farming. *Science* 296,1694-1697.
- Marinissen, J.C.Y. (1992): Population dynamics of earthworms in a silt loam soil under conventional and "integrate" arable farming during two years with different weather conditions. *Soil Biol Biochem* 24, 1647-1654.
- Parmelee, R.W., Beare, M.H., Cheng, W., Hendrix, P.F., Rider, S.J., Crossley, D.A. jr., Coleman, D.C. (1990): Earthworms and enchytraeids in conventional and no-tillage agroecosystems: A biocide approach to assess their role in organic matter breakdown. *Biol Fertil Soils* 10, 1-10.

Pfiffner, L. und Forster-Zigerli, J., (2011): Fünfherziger Weltbürger. Bioaktuell 3/11, 4-5.

Pfiffner, L., Luka, H., (2007): Earthworm populations in two low-input cereal farming systems. Applied Soil Ecology 37, 184-191.

Pfiffner, L., Mäder, P., (1997): Effects of biodynamic, organic and conventional production systems on earthworm populations. Biological Agriculture and Horticulture 15, 3-10.

Rothwell, A., Chaney, K., Haydock, P., (2011): The Impact of Cultivation Techniques

on Earthworm Populations, Chapter 10. A. Karaca (ed.), Biology of Earthworms, Soil Biology 24, Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 159-172.

4.4 TEILPROJEKT 7: NÜTZLINGE

Entomofaunistisches Monitoring der Laufkäferfauna des Biobetriebes Rutzendorf unter besonderer Berücksichtigung naturschutzfachlicher und agrarökologischer Aspekte

BearbeiterInnen: B. Putz, P. Hann, B. Kromp (unter Mitarbeit von A. Gumpelmair † und C. Trska)
Bio Forschung Austria, Wien

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Im Jahr 2012 wurde in Fortführung der Projekte MUBIL I bis III im Bio-Betrieb Rutzendorf die epigäische Arthropodenfauna auf insgesamt 22 seit 2003 verorteten Aufnahmestrecken an 4 einwöchigen Fangterminen mittels Bodenfallen erfasst. Erstmals in MUBIL IV beprobt wurde ein im Jahr 2009/2010 neu angesäter Blühstreifen (Ökostreifen) mit zwei unterschiedlichen Blühmischungen. Aus den Fallenfängen wurden im Labor die Laufkäfer aussortiert und auf Artniveau bestimmt. Trocken- und wärmeliebende Laufkäferarten von Agrar- und Ruderalstandorten Ost-Mitteleuropas dominierten. Unter insgesamt 76 nachgewiesenen Arten traten 16 gefährdete Arten der Roten Liste auf. Die Landschaftselemente Hecken, Ökostreifen und grasiger Feldrain sind für die Carabiden-Vielfalt wie auch die Populationsstärke typischer Feldarten von besonderer Bedeutung. Die 1. Achse einer Korrespondenzanalyse der Laufkäferfänge trennt die Landschaftselemente von den Getreidefeldern ab. Beide Gruppen haben jeweils charakteristische Carabidenarten. Die 2. Achse separiert die Landschaftselemente entlang eines Feuchtegradienten.

In einem Körnererbsenfeld wurden Anfang Juni 2012 Erbsenblattläuse und deren Antagonisten in unterschiedlichen Abständen zu einem Blühstreifen bonitiert. Auf dem aufgrund der Frühsommer-Trockenheit schlecht entwickelten Erbsenbestand wurde ein starker Befall mit Blattläusen festgestellt. Die Häufigkeit der juvenilen Blattläuse nahm mit Abstand zum Blühstreifen signifikant zu, trendmäßig auch die der adulten geflügelten und ungeflügelten. Bei den Nützlingen wurden sehr hohe Dichten an Marienkäferlarven und Puppen gefunden, wobei keine Beziehung zwischen deren Häufigkeit und dem Abstand zum Blühstreifen nachweisbar war.

In 2012, in continuation of the earlier projects MUBIL I to III, on the organic farm Rutzendorf the epigaeic arthropods were collected with pitfall traps in altogether 22 sampling lines at four sampling dates for one week each. For the first time, a flowering strip sown in 2009 and 2010 with two different flowering mixtures was sampled in MUBIL IV. From the catches, the ground beetles were sorted out and determined on species level. Dry- and warm-preferring species, typically of agricultural and ruderal sites of Eastern Middle Europe were prevailing. From altogether 76 species 16 were endangered ones from the Red List. The landscape elements flowering strips, hedges and a grassy field margin are of special significance for carabid biodiversity as well as for abundance of typical field species populations. The 1st axis of a correspondence analysis of carabid catches separates the uncultivated landscape elements from the cereal fields. The 2nd axes separates the landscape elements alongside a gradient of humidity.

In a field of dry pulses, pea aphids and their antagonists were evaluated in early June 2012. On the badly grown peas due to the drought in early summer, a high infestation of pea aphids was recorded. The density of juvenile aphids increased significantly with distance to the flowering strip, also adult winged and non-winged aphids showed an increasing trend. From beneficials, ladybug larvae and pupae were counted in high densities, but no variation in density with distance to the flowering strip was found.

EINLEITUNG

Zahlreiche Arthropoden (d.h. Gliederfüßer = Insekten + Spinnentiere) nehmen als Regulatoren, Zersetzer und Bestäuber, aber auch als Pflanzenschädlinge Schlüsselfunktionen in Agrar-Ökosystemen ein (PAOLETTI 1999, ALFORD 2003). Im Bio-Landbau wird den so genannten funktionellen Arthropoden, im Besonderen solchen mit antagonistischer Wirkung auf Schädlinge („Nützlinge“) aufgrund des Verbots chemisch-synthetischer Pflanzenschutzmittel eine besondere Bedeutung zugesprochen (z.B. KROMP 1999, BOLLER et al. 2004). Ihre Förderung durch die biologische Bewirtschaftung der Kulturflächen sowie durch angrenzende, nicht bewirtschaftete Landschaftselemente ist ein langjähriger Forschungsschwerpunkt der Bio Forschung Austria. Bis jetzt erst ansatzweise untersucht sind Veränderungen der Insektenfauna infolge der Umstellung auf Bio-Landbau. Diese ist ein langjähriger Entwicklungsprozess, der in den MUBIL-Projekten seit 2003 mit einem Monitoring begleitet wird. Die Ergebnisse sollen in die Praxis übertragbare Ansätze für die Wirksamkeit der natürlichen Gegenspieler auf die Entwicklung von Schädlingspopulationen sowie ihre Förderung durch Anlage und Pflege von Landschaftselementen liefern.

In den bisherigen MUBIL-Projekten I bis III, Teilprojekt 7 „Nützlinge“, wurden Laufkäfer und Schwebfliegen (nur MUBIL I und II) als ausgewählte Nützlingsgruppen in den ersten Jahren (2003 bis 2005 sowie 2007 und 2008) der Umstellung des Betriebes Rutzendorf auf biologische Bewirtschaftung in verschiedenen Feldkulturen (inklusive konventionell bewirtschafteter Referenzflächen) und angrenzenden Landschaftselementen untersucht. Die Untersuchungs-Transekte für die Aufsammlungen bzw. Beobachtungen waren zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 2003 so verortet worden, dass die auf dem Betrieb vorherrschenden Bodenbonitäten und Feldfrüchte, sowie unterschiedliche Entfernungen zu nicht bewirtschafteten Landschaftselementen und deren verschiedene Typen (Windschutzgehölze, Baumhecke, Feldraine, alte Wiesenbrache, junge Buntbrachen = Ökostreifen bzw. Blühstreifen, Trockenböschung, Auwaldrest) repräsentiert waren.

Die bisherigen Ergebnisse aus den Bodenfallenfängen zeigten, dass die Laufkäfer gute Indikatoren für den Grad der Naturnähe der nicht bewirtschafteten Landschaftselemente bzw. die Art der angebauten Kulturfrüchte sind. Die Auswertung und Interpretation der Laufkäferdaten bezüglich Distanzwirkung der Landschaftselemente in die Ackerflächen hinein ergab für einzelne Arten interpretierbare Austauschbewegungen zwischen Ausgleichsbiotopen und Äckern. Die an Landschaftselemente als Lebensräume gebundenen Laufkäferarten tragen wesentlich zum Artenreichtum der untersuchten Agrarlandschaft bei. Die Analyse der Schwebfliegen-Beobachtungen deutete auf eine starke Bindung dieser wichtigen Blattlausgegenspieler an Wildkrautblüten hin. Die Frage, ob durch Blühstreifen die natürliche Regulation von Blattläusen gefördert werden kann, konnte bis jetzt nicht eindeutig geklärt werden.

THEMA UND ZIELE DER ARBEIT

Gegenstand der Untersuchung waren die Arten- und Individuenzahlen von Laufkäfern und Schwebfliegen während der Umstellung des Betriebes Rutzendorf auf biologische Landwirtschaft in verschiedenen Feldkulturen und angrenzenden Landschaftselementen. Damit sollten einerseits die Auswirkungen der Umstellung auf die Arthropodenfauna, andererseits die Bedeutung von unbewirtschafteten Landschaftselementen auf die räumlich-zeitliche Verteilung und Häufigkeit von Nützlingen erfasst werden. Laufkäfer sind aufgrund ihrer räuberischen Ernährungsweise und ihres arten- und individuenreichen Vorkommens im Ackerland wichtige natürliche Schädlingsregulatoren (KROMP 1999), ebenso die Schwebfliegen, deren meist aphidophage (blattlausfressende) Larven als wirksamste natürliche Blattlausgegenspieler gelten.

Die Arbeitshypothese dieses Teilprojektes war, dass die Umstellung auf Bio-Landbau gemeinsam mit der Neuanlage von Landschaftselementen zu einem Anstieg der Biodiversität sowie zu einer Stärkung der

Populationen von Arthropodengruppen mit Schlüsselfunktionen in der natürlichen Schädlingsregulation führen.

Thema und Ziele des Teilprojektes 7 „Nützlinge“ in MUBIL IV waren:

1. Monitoring der Umstellung – Fortführung der Zeitreihendaten:

Fortführung des Monitorings der Auswirkungen der Umstellung auf biologische Bewirtschaftung auf Artenreichtum und Individuendichte der Laufkäfer in den Ackerflächen des Biobetriebes Rutzendorf, unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bodenbonitäten, Feldfrüchte und Entfernungen zu Landschaftselementen sowie eines konventionell bewirtschafteten Referenzfeldes.

Fortführung des Laufkäfer-Monitorings in den vorhandenen bzw. neu angelegten Landschaftselementen. Erstmals in MUBIL IV beprobt wurden die im Jahr 2009/2010 neu angelegten Blühstreifen Ö5/2-W WK und Ö5/2-W WÄ.

Interpretation der vorgefundenen Artenlisten hinsichtlich Seltenheitswert, Gefährdungsgrad, potentieller Schädlingsregulation, Indikatorwert für Naturnähe sowie Interpretation faunistischer Veränderungen infolge der bis 2012 bereits 10-jährigen Umstellungsdauer.

2. Nützlingsförderung durch Landschaftselemente:

Bonituren im tritrophischen System Körnererbse/Erbsenblattlaus/Blattlausantagonisten als Maß für die natürliche Schädlingsregulierung in Abhängigkeit von der Entfernung zu Blühstreifen.

Nachdem die im Abschnitt „Material und Methoden“ beschriebenen Freiland-Bonituren im Rahmen der Lehrveranstaltung „Agrarökologische Übungen“ der Universität für Bodenkultur unter Leitung der Bio Forschung Austria von Studierenden der Agrarwissenschaften durchgeführt wurden, ein Beispiel für die erfolgreiche Einbindung des Projektes in die BOKU-Lehre, wurden die Bonitur-Auswertungen als zusätzliche, im Projektantrag nicht vorgesehene und budgetierte Projektleistung seitens Bio Forschung Austria in die Projektziele des TP 7 „Nützlinge“ aufgenommen.

HERLEITUNG DER ARBEITSHYPOTHESEN

Die im Erstprojekt MUBIL I aufgestellte Ausgangshypothese besagte, dass die Umstellung auf Bio-Landbau gemeinsam mit der Neuanlage von Landschaftselementen zu einem allgemeinen Anstieg der Biodiversität sowie zu einer Stärkung der Populationen bestimmter Arthropoden-Arten mit Schlüsselfunktionen in der natürlichen Schädlingsregulation führt und dass es weiters zu einer Wiederansiedlung von seltenen und gefährdeten Arten der ost-mitteleuropäischen Ackerlandschaft kommt.

Die für das Folgeprojekt MUBIL II aufgestellten, differenzierenden Zusatzhypothesen besagten, dass die Veränderung der Nützlingsfauna als Folge der Umstellung bereits nach 4 - 5-jähriger Umstellungsdauer nachweisbar ist, dass weiters die Ackerflächen unter biologischer Bewirtschaftung „durchdringbarer“ für die Ausbreitung bzw. (Wieder)-Besiedlung mit Nützlingen sind und dass diese von nicht bewirtschafteten Rest-Lebensräumen aus erfolgt, weshalb die Dichte bestimmter Nützlingsgruppen von der räumlichen Entfernung zu Landschaftselementen abhängig ist. Diese entfernungsabhängige Verteilung der Nützlingsfauna wird aber von den Bodeneigenschaften, dem Feldfrucht-Typ und dessen Bestandseigenschaften (Mikroklima, Raumwiderstand, Verunkrautung) überlagert.

In MUBIL III wurden die bisher aufgestellten Hypothesen vor allem hinsichtlich ihrer Relevanz und Umsetzbarkeit für die Praxis des biologischen Ackerbaus in Ostösterreich überprüft, was in MUBIL IV weiterverfolgt wurde.

MATERIAL UND METHODEN

Für die **Laufkäfer-Erhebungen** des vorliegenden Projektes wurde die für das Erstprojekt MUBIL I entwickelte (Erhebungsjahre 2003 und 2004), in MUBIL II (Erhebungsjahre 2007 und 2008) und Mubil III (Erhebungsjahr 2010) weiter verwendete Monitoring-Methode aus Transekt-Beprobungen mit Bodenfallen eingesetzt.

Die Laufkäfer-Erhebungen 2012 wurden in den bereits 2003/2004 sowie 2007/2008 und 2010 beprobten, GPS-verorteten 50 m langen Aufnahmestrecken durchgeführt:

Das Transekt Nord (TN) erstreckt sich vom Schlag 4 im Westen bis zum Schlag SK im Osten und besteht (von W nach O) aus den Aufnahmestrecken Kulturfeld TN9 (Feldfrucht 2012: Körnererbse, Schlag 4), Ökostreifen (Ö5/2-W) TNWK (Wildkrautmischung; angesät Dezember 2009) und TNWÄ (Wildäusungsblütmischung; Neuansaat April 2011), 2012 erstmals beprobt im Rahmen von MUBIL IV, Kulturfeld TN8 (2012: Sommergerste, Schlag 5/2), Baumhecke TN1, Ökostreifen TN2 (Ö6/1-W, angesät Dezember 2003), Kulturfelder TN 3 (2012: Körnermais, nah von TN2, Schlag 6/1) und TN5 (Körnermais, weit von TN2, Schlag 6/1), Ökostreifen TN5a (Ö6/1-O, angesät März 2007, Pflegemaßnahmen November 2011: Mulchen, 2x Bodenbearbeitung mit Scheibenegge (10-12 cm tief, unmittelbar hintereinander), Kulturfelder TN6 (2012: Winterweizen, nah von TN5a, Schlag 7) und TN7 (Winterweizen, weit von TN5a, Schlag 7) sowie der nördlich angrenzenden Trockenböschung S und der konventionellen Referenzfläche K (2012 nicht beprobt).

Die ursprünglich im Antrag geplante Beprobung mehrerer Bodenbearbeitungsvarianten im Ökostreifen Ö6/1-O wurden auf die eine, oben beschriebene Variante beschränkt, um stattdessen im Ökostreifen Ö5/2 die beiden Blütmischungsvarianten TNWK und TNWÄ hinsichtlich Laufkäferbesatz vergleichend untersuchen zu können. Das Transekt Mitte (entlang des WNW nach OSO verlaufenden Fahrwegs) enthält die Aufnahmestrecken Brache AGES, Windschutzhecke TM1 und grasiger Feldrain TM2. Das Transekt Süd (TS), (von Windschutz TS1 ostwärts) umfasst die Aufnahmestrecken Windschutzhecke TS1, Ökostreifen TS1a (Ö2/1-W, angesät Dezember 2003) sowie die Kulturfelder TS3 (2012: Winterweizen, nah von TS1a, Schlag 2/1), TS6 (2012: Winterweizen, weit von TS1a, Schlag 2/1), TS7 (2012: Winterroggen Schlag 1, nah vom nicht beprobten, im Dezember 2009 angesäten, zwischen Schlag 2/1 und 1 liegenden Ökostreifen Ö1-W) und TS8 (2012: Winterroggen, weit vom Ökostreifen, Schlag 1).

Die räumliche Verortung der Aufnahmestrecken ist aus dem Übersichtsplan (Abbildung 3.1-1 im Kapitel 3.1) ersichtlich. Nähere Informationen zu den Ökostreifen (Blühstreifen) sind aus dem Detailplan in der Abbildung 3.1.2-1 im Kapitel 3.1.2 und im Bericht des Teilprojekt 11: Naturschutzbiologie/Wildbienen zu finden. Die zuletzt 2008 untersuchte Auwald-Referenzfläche „Lobhölzl“ wurde nicht mehr beprobt, da sie zwischenzeitlich durch Rodung und Anlage einer Baumschule zerstört worden war. Als konventionell bewirtschaftete Vergleichsfläche wurde ein Feld mit Winter-Durum (2012) im Schlag SK, etwas südlicher des ursprünglichen Referenztransekts K gelegen, gewählt und das Transekt 90° zum Fahrweg hineingelegt.

Die **Laufkäfer** (Carabiden) wurden 2012 an 4 Fangterminen zwischen Ende April und Anfang Oktober erfasst (Bodenfallen mit Öffnungsdurchmesser 8,5 cm, Plexiglasdächer, 7 % Essigsäure, 4 Fallen pro Aufnahmestrecke, jeweils 10 m voneinander entfernt). Die Fallen wurden am 9. Mai, 20. Juni, 5. September und 2. Oktober nach 7-tägiger Exposition bzw. Fangzeit eingeholt. Die gefangenen Tiere wurden im Labor in 70 % Alkohol überführt und die aussortierten Carabiden nach MÜLLER-MOTZFELD (2004) auf Art- bzw. Gattungsniveau determiniert. Die Zuordnung der Laufkäfer zu Gefährdungsstufen erfolgte nach der (vorläufigen) Roten Liste der Carabiden Österreichs (Zulka, 2013 unpubl.). Die Artenzahlen der Aufnahmestrecken 2012 wurden im Vergleich mit den Jahren 2007 und 2010 deskriptiv dargestellt. Die Gesamtindividuenzahlen pro Carabidenart aus 2012 wurden einer Korrespondenzanalyse unterzogen (LEPŠ & ŠMILAUER 2003, LEYER & WESCHE 2007), wobei nur Arten

mit mehr als zwei gefangenen Individuen mit dem Statistikpaket „R version 2.14.0“ verrechnet wurden. Das Ergebnis wurde als symmetrisch skaliertes Biplot dargestellt und ermöglicht einen Überblick über die Laufkäfergemeinschaften der Aufnahmestrecken. Die berechneten Korrespondenzachsen bieten Interpretationsansätze für Umwelt- und Bewirtschaftungsgradienten, die die Laufkäfergemeinschaften beeinflussen.

Die Auswirkung von blütenreichen Ökostreifen auf die **natürliche Schädlingsregulation** in angrenzenden Ackerflächen wurde im Jahr 2012 in der Körnererbse am Beispiel der **Erbsenblattlaus** *Acyrtosiphon pisum* und ihres Antagonisten-Komplexes (Marienkäfer, Schwebfliegen-Larven, Blattlaus-Schlupfwespen) untersucht.

Am 4., 5., 11. und 12. Juni 2012 wurden im Körnererbsebestand im Schlag 4 entlang von 5 vom Blühstreifen Ö5/2-W WK weg rechtwinkelig ins Feld gelegten Transekten (Abstand zwischen den Transekten: 15 m) in 3 verschiedenen Entfernungen (5, 25, 55 m) vom Blühstreifen, der Besatz mit Erbsenblattläusen und deren Antagonisten bonitiert. Die Bonituren wurden an je 6 sternförmig im Abstand von 1 bzw. 2 m um die Entfernungspunkte gelegenen Probepunkten durchgeführt, wobei jeweils 5 zufällig ausgewählte Einzelpflanzen bonitiert wurden, insgesamt also 800 Einzelpflanzen. Bei den Blattläusen wurden anhand von Boniturtabellen geflügelte (Fundatrices) sowie ungeflügelte „große“ (= adulte) und „kleine“ (=juvenile) Blattläuse getrennt gezählt. Von den zum Untersuchungstermin vorgefundenen Antagonisten bzw. deren Entwicklungsstadien wurden Blattlaus-Mumien (d.h. durch Blattlaus-Schlupfwespen der Gattung *Aphidion* sp. parasitierte Blattläuse), Marienkäfer-Eigelege, -Larven und -Adulte sowie Schwebfliegen-Larven gezählt. Die Boniturdaten wurden hinsichtlich der Entfernung vom Ökostreifen deskriptiv statistisch dargestellt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Laufkäfererhebung

Insgesamt wurden 2012 in 22 Aufnahmestrecken (pro Aufnahmestrecke 4 Einzelfallen in 4 einwöchigen Fangperioden) 3.726 Laufkäfer aus 67 verschiedenen Arten gefangen und bestimmt (siehe Tab. 4.4-1 im Anhang). Im Vergleich zu 2010 und 2007 mit gesamt jeweils 76 Arten wurden 2012 um 9 Arten weniger gefunden. Auch die Zahl der insgesamt gefangenen Individuen war 2012 um 588 geringer als 2010 und um 988 geringer als 2007. Eine Erklärung für die geringeren Arten- wie Individuenzahlen ist, dass 2012 aufgrund der vorgegebenen Fruchtfolge keine der (fix verorteten) Fangstrecken in Luzerne lag, die in den früheren Untersuchungsjahren jeweils die arten- und individuenreichste Kulturfrucht stellte.

Die Laufkäfergemeinschaft des Bio-Betriebes Rutzendorf wurde 2012 wie schon in den Jahren zuvor von großteils trocken- und wärmeliebenden, aus anthropogen beeinflussten Acker- und Ruderalstandorten Ost-Mitteleuropas bekannten Arten (Kromp 1999) dominiert. So stellten *Harpalus rufipes* (1.119 Ind.), *Poecilus cupreus* (707), *Calathus fuscipes* (489), *Pterostichus melanarius* (173), *Harpalus distinguendus* (137), *Microlestes maurus* (133) und *Platynus dorsalis* (114 Ind.) 77 % der Gesamtfänge. Den Häufigkeitsschwerpunkt in den Kulturfeldern hatte lediglich die typische Feldart (Kromp 1999) *P. cupreus*. Die anderen dominanten Arten traten neben den Kulturfeldern gehäuft in den Ökostreifen auf, was die potentielle Bedeutung derartiger Landschaftselemente für die natürliche Schädlingsregulation unterstreicht.

Die Gesamtfänge des euryök-hygrophilen (Koch 1989) *Pterostichus melanarius* schienen im Lauf der Untersuchungsdauer von 2003 (29 Individuen) über 2010 (233 Ind.) bis 2012 (173 Ind.) stark zugenommen zu haben. Bei genauerer Betrachtung trifft dies aber lediglich für die älteren Ökostreifen TN2 (2010: 0, 2012: 15 Ind.) und TN5a (2010: 7, 2012: 26 Ind.) vermutlich aufgrund der durch

Vergrasung zunehmend verfilzten Vegetation zu. In den Ackerflächen bevorzugt die Art mit Aktivitätsspitze im Hochsommer um diese Jahreszeit feucht-schattige Kulturen wie Mais und Luzerne.

Die Landschaftselemente Ökostreifen (Blühstreifen), Hecken und Feldrain beherbergten generell eine höhere Laufkäferdiversität als die Kulturfelder und die AGES-Brache (siehe Tab. 4.4-1, im Anhang letzte Zeile). Die meisten Arten wurden wie schon im Jahr 2007 (34 spp.) im grasigen Feldrain TM1 mit 30 spp. vorgefunden, gefolgt von den älteren Ökostreifen TN5a (Anlage 2007) mit 28 und TN2 (Anlage 2003) mit 26 Arten. In 2 der 5 beprobten Ökostreifen (TS1a, TN5a) setzte sich die Abnahme der Artenzahlen von 2007 über 2010 bis 2012 fort (siehe Abb. 4.4-1 unten), vermutlich aufgrund der weiter oben erwähnten Vegetationsveränderung. Die 2012 erstmals beprobten jungen Ökostreifen TNWK und TNWÄ (Anlage 2009/2010, mit den Varianten Wildkrautmischung bzw. Wildäsungsbülmischung) waren mit 25 bzw. 24 Arten ähnlich artenreich.

Im Zeitreihenvergleich der Laufkäferdiversität zwischen 2007, 2010 und 2012 (Abb. 4.4-1 oben) lässt sich aufgrund der im Zuge der Fruchtfolge wechselnden Kulturen kein einheitlicher Trend hinsichtlich der Umstellungsdauer auf biologischen Landbau feststellen. Im Jahr 2012 wurden die niedrigsten Artenzahlen im Mais in TN5 sowie im Winter-Durum im konventionellen Referenzfeld mit je 9 spp. festgestellt.

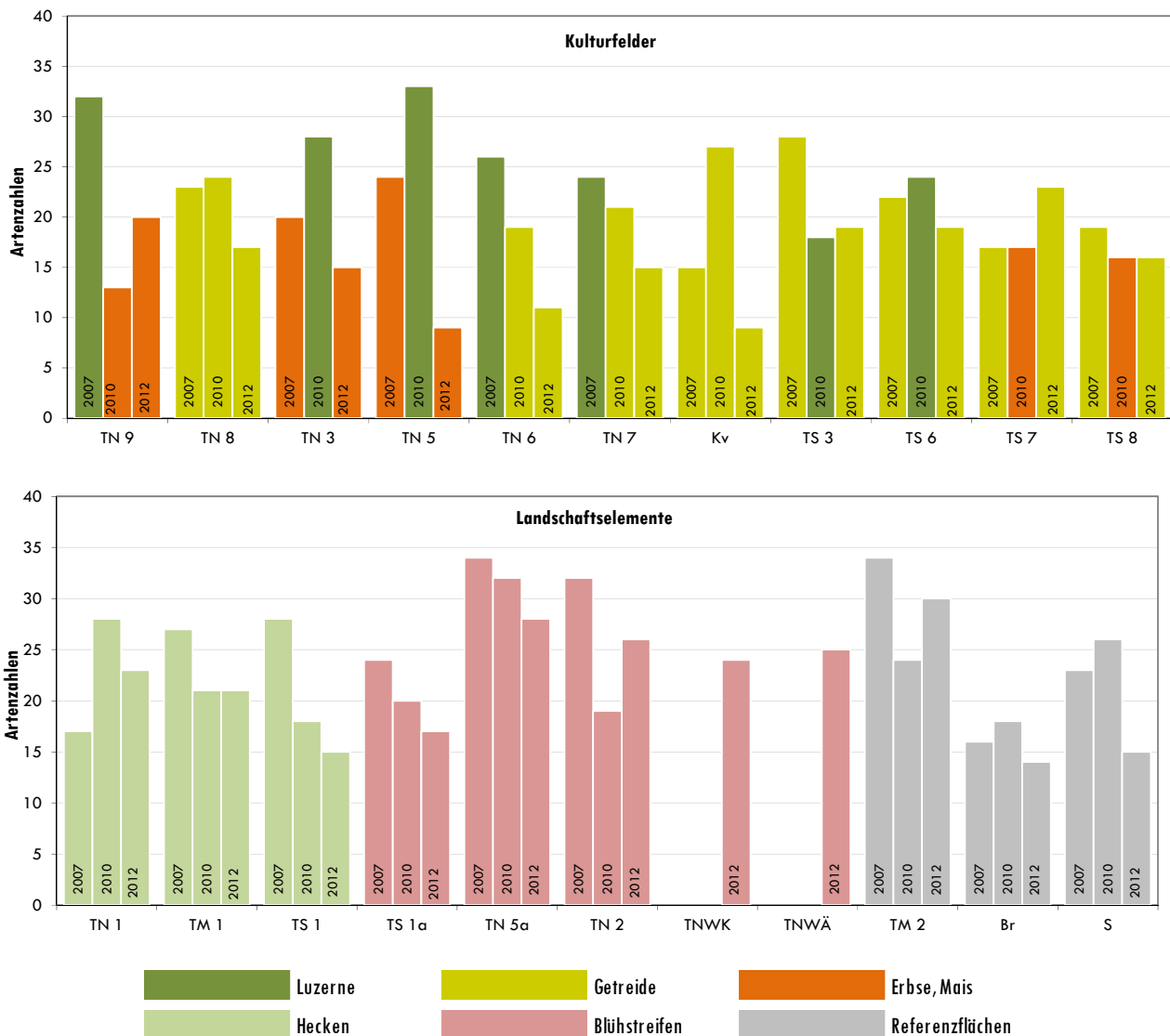


Abbildung 4.4-1: Biodiversität (Gesamtartenzahlen) der Laufkäfer im Betrieb Rutzendorf (4 Fallen pro Fangtransekt, 4 einwöchige Fangperioden) im Vergleich der Jahre 2007, 2010 und 2012.

Aus Naturschutzsicht besondere Beachtung kommt dem Auftreten von gefährdeten Arten der Roten Liste zu (siehe Tab. 4.4-1 im Anhang, mit Angabe der Gefährdungskategorie).

Erstmals seit Untersuchungsbeginn 2003 wurde ein Individuum von *Harpalus hirtipes* in TS3 im Winterweizen gesammelt, der in der aktuellen Roten Liste Österreichs unter dem höchsten Gefährdungsgrad CR (vom Aussterben bedroht) eingestuft ist (Zulka, 2013 unpubl.). Erfreulich auch der 2012 erste Nachweis vom gehölbewohnenden Großen Puppenräuber *Calosoma sycophanta* (EN, stark gefährdet) in der Windschutzhecke, einer auf Schmetterlingsraupen und –puppen in der Kronenschicht von Laubbäumen spezialisierten Art. Ebenfalls in der Kategorie „stark gefährdet“ eingestuft ist der im Ökostreifen TNWA, Grasstreifen TM2 und Körnererbse TN9 gefangene *Harpalus zabroides*, sowie *Ophonus diffinis* im Ökostreifen TN5a. Während letztere Art in 3 Individuen erstmals 2012 auftrat, wurde *H. zabroides* in allen bisherigen Fangjahren gefunden.

Als VU „gefährdet“ eingestuft sind *Licinus depressus* (eine auch in den früheren Untersuchungsjahren exklusiv in der Baumreihe TN1 aufgetretene, auf Gehäuseschnecken spezialisierte Art), *Harpalus smaragdinus*, *Harpalus albanicus* und *Calosoma auropunctatum*. Letztere ist im Gegensatz zu *C. sycophanta* eine typische Feldart, die sich von Noctuiden-Raupen wie z.B. der Wintersaateule ernährt. Interessant auch das konstante Auftreten des als NT „potentiell gefährdet“ eingestuften *Harpalus fröhlichii* in den aufgrund geringer Bodenbonität und besonderer Trockenheit ausgewählten Kulturflächen TN 8 und TN 9. Der in MUBIL III 2010 in 20 Individuen gefundene *Acupalpis interstitialis*, eine Indikatorart für Bio-Landbau (Kromp 1985) konnte 2012 in keinem einzigen Exemplar festgestellt werden, was derzeit nicht interpretierbar ist.

Im Vergleich der Monitoring-Strecken kommt auch hier dem grasigen Feldrain in TM1 mit 7 Rote Liste-Arten eine besondere Bedeutung für den Naturschutz zu. In den Ökostreifen TN5a und TNWÄ wurden jeweils 4 RL-Arten gefunden, ebenso in den Winterweizenfeldern TN7 und TS3 sowie in der Körnererbse TN9. Insgesamt traten 2012 wie schon 2010 16 RL-Arten auf, während es 2007 und 2004 14, 2003 lediglich 8 waren. Die deutliche Steigerung der Anzahl an RL-Arten von 2003 auf 2004 ist auf die 2004 erstmalig Beprobung der neu angelegten Ökostreifen zurückzuführen und unterstreicht deren Bedeutung für den Naturschutzwert der Ackerflur im Betrieb Rutzendorf.

Abbildung 4.4-2 zeigt die Korrespondenzanalyse der Laufkäferfänge aus allen Aufnahmestrecken 2012. Die erste Korrespondenzachse (CA1) erklärt mit 36,9% den größten Teil der Gesamtvarianz. Wie bereits im Jahr 2007 trennt CA1 die unbewirtschafteten Landschaftselemente (im negativen Achsenbereich) vom größten Teil der Kulturfelder (im positiven Achsenbereich) ab und kann daher als Bewirtschaftungsgradient gedeutet werden. Eine hohe Vielfalt an ungestörten bzw. unterschiedlich intensiv bewirtschafteten Flächen ist somit ausschlaggebend für eine hohe Biodiversität an Laufkäfern. Charakteristische Arten für nicht bewirtschaftete, ungestörte Landschaftselemente sind die im Biplot ganz links situierten Arten wie z.B. *Notiophilus rufipes* und *N. palustris* (No_ruf, No_pal), *Platyderus rufus* (Platyd_tuf) und *Ophonus rufibarbis* (Op_ruf), während rechts die typischen Feldarten *Poecilus cupreus* (Po_cup), *Poecilus punctulatus* (Po_pun), *Poecilus sericeus* (Po_ser), *Bembidion properans* (Be_pro), *Zabrus tenebrioides* (Za_ten) und *Calosoma auropunctatum* (Calo-aur) stehen, die typisch für bewirtschaftungsintensive Kulturfelder sind. Vor allem die bereits im Juli geernteten Getreidefelder (_ce) sowie das Erbsenfeld (TN9_pe), vom blauen Kreis umrissen, sind deutlich von den Landschaftselementen separiert. Die erst ab September geernteten Maistransekte TN3_ma und TN5_ma hatten hingegen eine ähnliche Artengarnitur wie die Landschaftselemente. Offenbar ermöglichte die längere Ungestörtheit der Maiskultur den Laufkäfern aus den angrenzenden Landschaftselementen, weit in die bewirtschaftete Fläche einzuwandern. Auch der Transekt TN8_ce in der Sommergerste, liegt im Biplot in der Gruppe der Landschaftselemente. Dies ist einerseits durch die räumliche Nähe zur Baumreihe TN1 und den nach Westen vorgelagerten Blühstreifen zu erklären. Andererseits könnte auch die schlechte Bodenbonität und die damit verbundene Bodentrockenheit sowie die mit dem schüttereren Bestand einhergehende starke Verunkrautung eine Besiedelung des Transektbereiches aus den nahe gelegenen Landschaftselementen begünstigt haben. In der Gruppe der Landschaftselemente lassen sich die neu angelegten Ökostreifen TNWÄ und TNWK, durch die gestrichelte grüne Ellipse markiert, abgrenzen.

Die zweite Korrespondenzachse (CA2) erklärt noch 17,3% der Gesamtvarianz. Ähnlich wie 2007 kann die Achse als Feuchtegradient gedeutet werden. Die Trockenböschung S_gm findet sich im stark negativen Bereich von CA2. Typisch für diesen Transekt waren die trocken-warm liebenden Arten *Harpalus serripes* (Ha_ser) und *Microlestes maurus* (Mi_mau). Sonderstandorte wie diese Böschung sind demnach ebenfalls von großer Bedeutung für die Biodiversität.

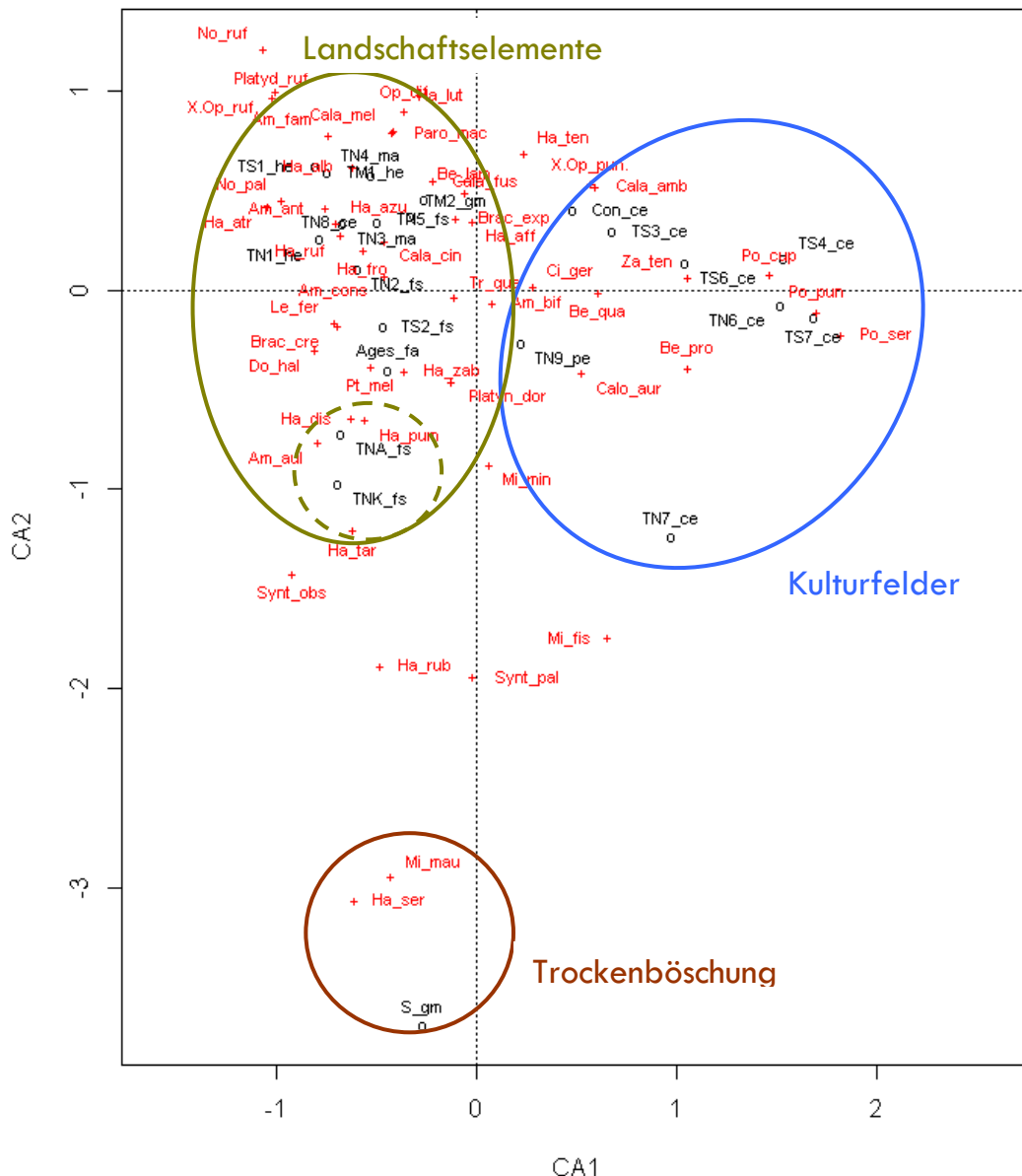


Abbildung 4.4-2: Symmetrisch skaliertes Biplot einer Korrespondenzanalyse mit den Gesamtsummen der Carabidenfänge 2012, wobei nur die Laufkäferarten mit mehr als zwei Individuen berücksichtigt wurden; CA1 = 36.9%, CA2 = 17.3% der Gesamtvarianz. Die Kreise umreißen Standortgruppen.

Nützlings-/Schädlingssonituren

Bereits in den Jahren 2007, 2008 und 2011 waren Blattlaus- und Nützlingssonituren in verschiedenen Entfernungen von blütenreichen Ökostreifen durchgeführt worden. 2007 wurde eine Zunahme der Blattlausdichten mit der Entfernung zum Blühstreifen festgestellt, die zwischen 25 und 55 m signifikant war. Die Nützlinge zeigten keine interpretierbaren Häufigkeitsunterschiede. Im Jahr 2008 konnte keine signifikante Zunahme der Anzahl der Blattlauskolonien vom Blühstreifen weg gefunden werden. Bonituren im Jahr 2011 zeigten einen wesentlich schwächeren Blattlausbefall als in den Jahren zuvor. Es wurde keine Zunahme der Blattlausdichten sowie sehr ähnliche Boniturwerte der Nützlinge mit wachsender Entfernung zum Blühstreifen gefunden. Im Jahr 2012 wurden vergleichbare Blattlaus- und Nützlingssonituren, d.h. mit der in den früheren Jahren verwendeten Methodik, durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 4.4-3 dargestellt.

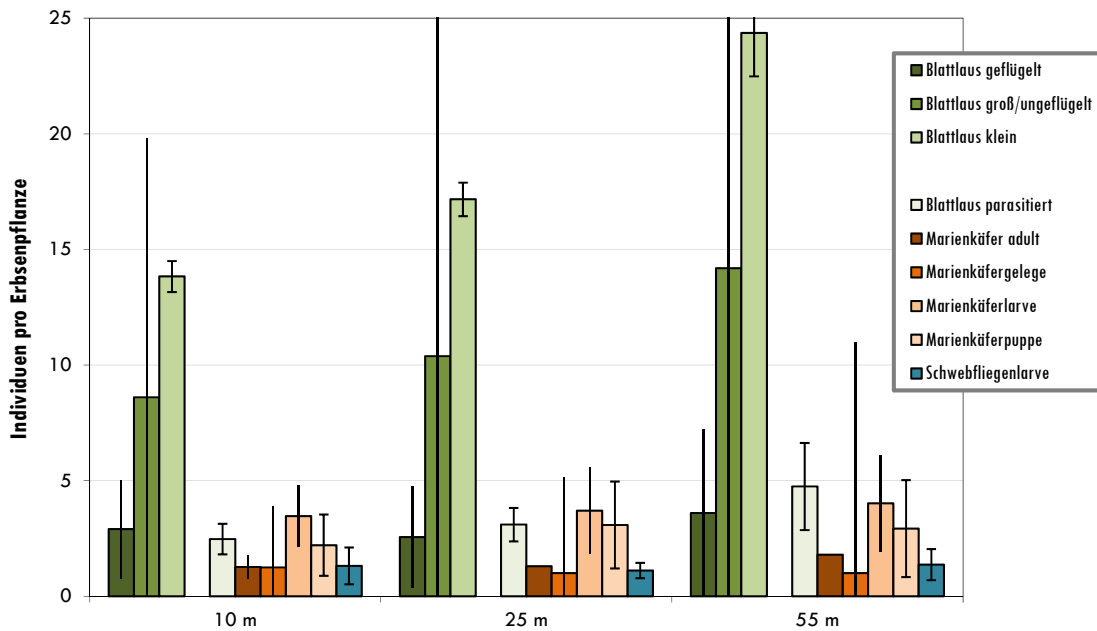


Abbildung 4.4-3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Blattlaus- und Nützlingsindividuen pro Erbsenpflanze in 10, 25 und 55 m Abstand zum Blühstreifen. Die Bonituraufnahmen wurden am 4. und 5. sowie 11. und 12. Juni 2012 durchgeführt.

Es wurde generell ein sehr hoher Befall an Blattläusen bonitiert. Der Boniturwert bei kleinen Blattläusen nimmt mit Abstand zum Blühstreifen signifikant zu. Bei den geflügelten und großen Blattläusen ist ebenfalls diese Tendenz zu erkennen, aber aufgrund der großen Streuung nicht statistisch belegbar. Bei den Nützlingen wurden sehr hohe Dichten an Marienkäferlarven und Puppen erhoben, wobei keine signifikante Zunahme mit Abstand zum Blühstreifen bonitiert wurde. Interessant ist, dass es sich ausschließlich um Entwicklungsstadien des heimischen Siebenpunkt-Marienkäfers (*Coccinella septempunctata*) handelte, während der sonst im Wiener Raum stellenweise häufige Asiatische Marienkäfer (*Harmonia axyridis*) lediglich auf Holunder in der ostseitig nahegelegenen Baumhecke beobachtet wurde.

Der Erbsenbestand war aufgrund der Frühsommertrockenheit sehr schwach entwickelt, neben den Trockenschäden waren auch Befallsnester mit wahrscheinlich durch Erbsenblattläuse übertragenen Virose beobachtbar. Aufgrund der dadurch minimalen Ausbildung von Hülsen und Körnern war die Ertragserwartung sehr gering, wodurch auf eine Ernte des Erbsenschlages verzichtet wurde.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Das Laufkäfer-Monitoring am Biobetrieb Rutzendorf ergab unterschiedliche Aspekte:

Insgesamt war der Artenbestand über die Untersuchungsjahre 2003, 2004, 2007, 2008, 2010 und 2012 relativ konstant. Die Artengemeinschaften der Kulturfelder ließen sich 2012 wie schon 2007 entlang der 1. Korrespondenzachse eines Biplots deutlich von denen der Landschaftselemente abtrennen. Letztere tragen mit eigenständigen Artengarnituren wesentlich zur Biodiversität der Rutzendorfer Betriebsfläche bei. Die 2. Korrespondenzachse entsprach einem Feuchtegradienten und zeigte die Bedeutung von unbewirtschafteten Sonderstandorten wie der Schotterböschung, aber auch von abweichenden Bodenbonitäten in den Kulturfeldern für die Laufkäfervielfalt auf.

- In den Kulturfeldern finden sich deutliche und wiederkehrende Unterschiede in Artenvielfalt und Häufigkeitsverteilung der Laufkäfer in Abhängigkeit vom Feldfrucht-Typ Luzerne, Getreide oder Hackfrucht, nach abnehmender Häufigkeit gereiht. Ein einheitlicher Trend einer zunehmenden Biodiversität infolge der Umstellung auf biologische Bewirtschaftung konnte nicht festgestellt werden. Das liegt vor allem daran, dass finanzierungsbedingt keine durchgehende Zeitreihe über die Umstellungsjahre untersucht werden konnte, weiters, dass die fix verorteten Aufnahme-Transekte im Zuge der Fruchtfolge unterschiedliche Kulturen trugen, die nur in einzelnen Jahren mit dem konventionell bewirtschafteten Referenzfeld direkt vergleichbar waren.
- Prinzipiell ist in allen vorliegenden Vergleichsuntersuchungen (zusammengefaßt z.B. in Kromp, 1999) nachgewiesen, dass die Biodiversität von Laufkäfern in biologisch bewirtschafteten Ackerflächen höher ist als in konventionell bewirtschafteten. Die Hauptgründe dafür liegen im meist geringeren Stickstoffniveau bei organischer Düngung mit einer höheren kleinräumigen Heterogenität der Bestandesdichte sowie einer in der Regel signifikant artenreicheren Beikrautvegetation bei fehlendem Herbizideinsatz. Davon profitieren wärme- und lichtliebende Laufkäferarten sowie solche mit phytophagen Entwicklungsstadien. Für eine Förderung der Laufkäferfauna und ihres Beitrags zur natürlichen Schädlingsregulation werden daher für die Praxis folgende Maßnahmen empfohlen:
 - Einbettung der Ackerflächen in einen Biotopverbund,
 - eine möglichst vielgliedrige Fruchtfolge,
 - ein moderates Düngungsniveau, sowie
 - eine tolerierbare Restverunkrautung.
- Zu den verschiedenen Düngungsvarianten können keine Praxisempfehlungen bezüglich Laufkäferfauna abgegeben werden, da diese nicht Gegenstand der Untersuchungen waren.
- Eine intermediäre Rolle zwischen Landschaftselementen und Ackerflächen nehmen die Ökostreifen (Blühstreifen) ein, sie beherbergen sowohl individuenstarke Populationen der typischen Feldlaufkäfer wie auch seltene Arten trockenwarmer Lebensräume mit schütterer Vegetation. Damit leisten sie einen bedeutenden Beitrag zum Gesamtbestand an gefährdeten Arten und somit zum Naturschutzwert der Ackerflur. Dies gilt v.a. für die jüngeren Ökostreifen mit lückiger, artenreicher Vegetation, während die Artenzahlen mit fortschreitender Sukzession der offenen Segetal- und Ruderal-Vegetation zur vergrasenden Hochstaudenflur vom Monitoring-Jahr 2007 an abnahmen.

Ob dieser Prozess durch Pflegemaßnahmen reversibel ist (d.h. auf ein frühes, blütenreiches Stadium mit offenen Bodenstellen und hoher Nützlingsdichte zurückgeführt werden kann), wurde im Nov. 2011 durch Abmulchen des Ökostreifens Ö6/1-O mit anschließender Bodenbearbeitung in verschiedenen Varianten experimentell eingeleitet. Bezüglich der Laufkäfer konnte 2012 noch kein eindeutiger Effekt festgestellt werden. Auch zwischen 2 unterschiedlichen Ansaat-Mischungen im 2009/2010 neu angelegten Ökostreifen Ö5/2-W zeigten sich keine wesentlichen Unterschiede bei den Laufkäfern.

Nach derzeitigem Wissensstand dürfte daher für die Förderung der Laufkäfer ein Alter der Ökostreifen von 3-5 Jahren anzustreben sein. Wie die Laufkäferfänge aber auch zeigten, enthalten die älteren Landschaftselemente einige Arten, die man als Lebensraumspezialisten bezeichnen kann und die in den Kulturfeldern nicht auftreten. Es sollte daher auch in den Ökostreifen Abschnitte geben, auf denen keine Bodenbearbeitung stattfindet, wohl aber gelegentliches Mulchen oder Mähen, um die Verbuschung bzw. Bewaldung hintanzuhalten.
- Laufkäferarten, die +/- ungestörte Lebensräume mit gleichbleibenden Lebensraumbedingungen benötigen, profitieren von ÖPUL-Maßnahmen zur Erhaltung von Hecken und Baumreihen. Dies trifft v.a. auf Lebensraumspezialisten z.T. gefährdete Rote Liste-Arten zu, aber auch typische Feldarten mit Quartierwechsel, wie den Blattlausräuber *Platynus dorsalis*.

Insgesamt leistet jedes der im Betrieb Rutzendorf untersuchten Landschaftselemente (Windschutzhecke, Baumreihe, Feldrain, Schotterböschung, Brache alt und Ökostreifen) mit ihren angepassten Laufkäfergemeinschaften einen Beitrag, sowohl für den Erhalt seltener, gefährdeter Arten wie auch zur Stabilisierung des Agrar-Ökosystems durch natürliche Schädlingsregulation. Die Biodiversität der Laufkäfer korreliert nicht unbedingt mit der Vegetationsvielfalt. So war die Artenvielfalt der Laufkäfer in dem durch regelmäßiges Mulchen gestörten grasigen Feldrain TM 2 überraschend hoch. Die Frage einer passenden Bewirtschaftung der Ökostreifen zur Erhaltung der bestmöglichen Laufkäfer-Biodiversität bei gleichzeitiger Förderung der Arten mit regulativem Potential erscheint für eine kommende MUBIL-Forschungsperiode von größtem Interesse.

LITERATUR

- Alford, D.V. (ed.), 2003. Biocontrol of oilseed rape pests. Blackwell Science Ltd, Oxford, Malden, Ames, Carlton South, Berlin, 355p.
- Boller, E.F., Häni, F. und Poehling, H.-M. (eds.), 2004. Ökologische Infrastrukturen. Ideenbuch zur funktionalen Biodiversität auf Betriebsebene. LBL, Lindau/CH, 212 pp.
- Koch, K., 1989: Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie, Band 1. Goecke & Evers, Krefeld, 440 p.
- Kromp, B., 1985: Zur Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae) von Äckern in drei gegenden Österreichs unter besonderer Bedeutung der Bewirtschaftungsweise. Diss., Uni Wien, 218 p.
- Kromp, B., 1999: Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. - *Agric Ecosyst Environ.* 74: 187-228.
- Lepš, J. & Šmilauer, P., 2003: *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO.* - Cambridge University Press.
- Leyer, I. & Wesche, K., 2007: *Multivariate Statistik in der Ökologie.* - Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Paoletti, M.G., 1999: *Invertebrate biodiversity as bioindicators of sustainable landscapes.* Elsevier, Amsterdam, Lausanne, New York, Oxford, Shannon, Singapore, Tokyo, 446 p.

ANHANG

Tabelle 4.4-1: Carabidenfänge in verschiedenen Feldern und Landschaftselementen des Bio-Betriebes Rutzendorf von Mai bis Oktober 2012. Die Transekte TNWÄ, TNWK und TN6 wurden nur an 3 Terminen beprobt.

Transekt	TN 1	TM 1	TS 1	TN 2	TS 1a	TN 5a	TN WÄ	TN WK	S	Br	TM 2	TN 3	TN 5	TN 6	TN 7	TS 3	TS 6	Kv	TS 7	TS 8	TN 8	TN 9			
Habitat	Baum	He	He	Öko	Öko	Öko	Öko	Öko	Bö	Br	Gras	Mais	Mais	WW	WW	WW	WW	WD	WR	WR	G	Erbse	n/sp	(%)	
Acupalpus meridianus																						1	1	0,03	
Amara aenea											1									1				2	0,05
Amara anthobia	1	2			1		1				3													8	0,21
Amara apricaria																			1					1	0,03
Amara aulica					1	1		3				1												6	0,16
Amara bifrons						4	4				1									3	1			13	0,35
Amara consularis						2	1	2			2		4										3	14	0,38
Amara convexior											1													1	0,03
Amara equestris											1													1	0,03
Amara familiaris		8		3	1						8													20	0,54
Amara similata				1				1																2	0,05
Anisodactylus signatus								1																1	0,03
Badister bullatus									1		1													2	0,05
Bembidion quadrimaculatum						2									1		1	1					1	6	0,16
Bembidion lampros		1			2	2					1					1	1							8	0,21
Bembidion properans									3		6	2		1	2	4	5			12	6		1	42	1,13
Brachinus crepitans	2	2		1		1	2	2												1				11	0,30
Brachinus expoldens	1	5	1	5	1					4	8								3	4	1		1	34	0,91
Calathus ambiguus				1		3					1	1	7	2		3	9	12	7	4	10	3	63	1,69	
Calathus cinctus	2	1		3		11	2	2				2			1		1					6	2	33	0,89
Calathus fuscipes	19	17	21	14		183	14	15	3	5	22	27	30	12		35	20	10	17	5	17	3	489	13,12	
Calathus melanocephalus						4					6													10	0,27
Calosoma auropunctatum											1				1	1							1	4	0,11
Calosoma sycophanta		1																						1	0,03
Cylindera germanica							1	1			2	1			1	5	1					1		13	0,35
Dolichus halensis		1		3		4	6	3				4												21	0,56
Harpalus affinis	1			3		14	2	1			2			3					1	2	1			30	0,81
Harpalus albanicus			1		1						3													5	0,13
Harpalus atratus	17	1	3	1				2				1												25	0,67
Harpalus azureus	2	3	1	1	1			2		1	3	2							1		3			20	0,54
Harpalus distinguendus	2			3	2	33	14	56				1	2	1	1	1			3			14	4	137	3,68
Harpalus fröhlichii							1															5	1	7	0,19
Harpalus hirtipes																1								1	0,03
Harpalus honestus							1																	1	0,03
Harpalus luteicornis						5																		5	0,13
Harpalus pumilus	1			1		3			1															6	0,16
Harpalus rubripes					2			1	1	1													1	6	0,16
Harpalus rufipes	77	65	60	137	29	141	54	112	1	24	46	146	119	4		12	10	5	10	4	35	28	1119	30,03	
Harpalus serripes	1				1				2	1														5	0,13
Harpalus smaragdinus				1																				1	0,03
Harpalus sp.				1																				1	0,03
Harpalus tardus	3	3		3	4	1	1	1	4								1					1		22	0,59
Harpalus tenebrosus						2														1				3	0,08
Harpalus zabroides							1				1												1	3	0,08
Leistus ferrugineus	4	1	7	3	2		4	8		6	7						3							45	1,21
Licinus depressus											2													2	0,05
Microlestes fissuralis	1			1					6	6				1	1			2	1	9		2	30	0,81	
Microlestes maurus	2			3		6	18	42	35	2	4			6	11	1			1				2	133	3,57
Microlestes minutulus	1	1		9	1	2	1	14	2	1		2			5	1	8				2		10	60	1,61
Notiophilus palustris	1	1	2	2				1																7	0,19
Notiophilus rufipes		4	5																					9	0,24
Ophonus diffinis						3																		3	0,08
Ophonus puncticeps						24		1								2	3			22				52	1,40
Ophonus rufibarbis		1	7	2																		1		11	0,30
Ophonus sp.							1																	1	0,03
Parophonus maculicornis						1					2													3	0,08
Platyderus rufus		2	5							1														8	0,21
Platynus dorsalis	6	2	11	24	6	1		2	11	5	6	4	1				6	4		14	5	1	5	114	3,06
Poecilus cupreus	1			11	5	47	3	5	1	1	9	8	11	77	25	46	225	9	75	116	2	30	707	18,97	
Poecilus punctulatus															1	1	2		3	2				9	0,24
Poecilus sericeus						1	1				1		1	9	5	2	7		9	30				66	1,77
Pterostichus melanarius	3		2	15		26	35	26	2		1	31		9	1	1	1	4	2	1	3	10	173	4,64	
Syntomus obscuroguttatus						4																		4	0,11
Syntomus pallipes			1						1											1				3	0,08
Synuchus vivalis	1							1																2	0,05
Trechus quadristriatus	4	13	2			5		2		9			3			7		3		1	3	1	5	58	1,56
Zabrus tenebrionides					2						2				1	2	5	1	3	3	1	2		22	0,59
n/trans	153	135	129	252	62	532	174	305	74	67	154	233	178	125	64	128	310	45	193	194	103	116	3726	100	
sp./trans	23	21	15	26	17	28	25	24	15	14	30	15	9	11	15	19	19	9	23	16	17	21	Sp.ges	67	

■ CR - critically endangered - vom Aussterben bedroht
 ■ EN - endangered - stark gefährdet
 ■ VU - vulnerable - gefährdet
 ■ NT - near threatened - potentiell gefährdet

4.5 TEILPROJEKT 8: ACKERBEGLEITFLORA UND DIASPOREN

Auswirkungen der biologischen Bewirtschaftung auf die Ackerbegleitflora und Diasporen

BearbeiterInnen: K.-G. Bernhardt, D. Laubhann, M. Stallegger, D. Wedenig, M.-L. Oschatz, S. Rüscher, Institut für Botanik, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, BOKU, Wien

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurde untersucht, ob die Umstellung der landwirtschaftlichen Flächen auf biologische Bewirtschaftung die Vielfalt der Ackerbegleitflora erhält und fördert. Weiters wurde der Einfluss von unterschiedlichen Düngungsvarianten auf das Aufkommen der Ackerbegleitflora und deren Diasporenbank analysiert. Seit Beginn des Projektes 2003 wurden Untersuchungen an der oberflächlichen Vegetation und dem Diasporenvorrat auf Kleinparzellenversuchen durchgeführt. In den Jahren 2007/2008 und 2012 wurden sie durch Umgebungskartierungen der Vegetation rund um den Biobetrieb Rutzendorf ergänzt. Die Artenanzahl der Ackerbegleitflora steigt deutlich erst ab 2007 mit der Fortdauer der biologischen Bewirtschaftung in Kombination mit der Anlage und Pflege von Blühstreifen an. Wobei die Artenzahl der Ackerbegleitflora über die Jahre teils beträchtlich schwankt und sich insgesamt nur geringfügig von dem Arteninventar der umliegenden Flächen unterscheidet. Die Diasporenmengen korrelieren in ihrer Menge mit der Oberflächenvegetation und beide hängen wiederum stark von der angebauten Kulturart ab. Unter Luzerne und Erbse, aber auch Mais und Winterroggen konnten die meisten Arten und höheren Deckungen gefunden werden. In den Folgejahren gingen die oberflächlichen Arten- und Diasporenzahlen jedoch wieder stark zurück, wodurch kein negativer Einfluss für die Praxis angenommen werden kann. Die Düngungsvarianten zeigen noch keinen Einfluss. Die Vegetationsanalyse der Umgebung zeigt keinen klaren Einfluss des Diasporeneinflugs auf die Ackerbegleitflora der Versuchsflächen.

This sub-project dealt with the evaluation whether the conversion to organic farming leads to an increase of weed diversity and changes in the seed bank. Furthermore the influence of different fertilizers on species diversity was compared. Additionally to the analysis of the aboveground vegetation and the seedbank on the small permanent plots a mapping of the surrounding vegetation was conducted in 2007/2008 and in 2012. An increase over the investigated years could be detected clearly since 2007. The number of weed species varies highly over the years, but the inventory of species differs only slightly from the one found on the surrounding fields. The number of seeds per m² is highly correlated with the number of aboveground weeds species. The crop has shown the highest influence on both, the emergence of weeds and the number of seeds. Under lucerne and field pea, but also maize and winter rye, the highest numbers and covers could be found. Due to the decrease of seed density and covers in the following years no problems for the practice are assumed. The different fertilizers have shown no influence, neither on the emergence of weeds nor on the number of seeds. The vegetation of the surrounding shows no high influence on the weed community of the sample areas on the biofarm "Rutzendorf".

EINLEITUNG

Die Umstellung auf biologische Bewirtschaftung hat eine Änderung der Fruchtfolge und Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Folge. Beide beeinflussen zum einen das Keimen der Diasporen der Ackerbegleitflora, zum anderen wirken sich Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die Lagerungsdauer der Diasporen im Boden aus (Friebe 1990, Bernhardt 1991). Mit der Veränderung der genannten beeinflussenden Faktoren, geht auch eine Veränderung des Bodenmilieus sowie der Überdauerungsfähigkeit und Keimbedingungen für die Diasporen einher. Die beiden letztgenannten Veränderungen sind Gegenstand der Untersuchungen dieses Teilprojektes.

ZIELE DER ARBEIT

Bei der Umstellung auf biologische Bewirtschaftung wird, aufgrund der weniger intensiven Bewirtschaftung, davon ausgegangen, dass sich der Anteil der Ackerbegleitflora erhöht (König et al., 1989; Hole et al., 2005). Gleichzeitig muss aber die Ackerbegleitflora kontrolliert werden, um die landwirtschaftliche Produktion rentabel zu halten.

Ziel dieses Teilprojektes ist es, einerseits die Auswirkungen der Umstellung von konventioneller auf biologische Bewirtschaftung, sowie der Begleitbiotope und andererseits von verschiedenen Düngungsvarianten (Gründüngung, Biotonnekompost, Stallmist) auf die Zusammensetzung und Menge vorhandener Arten in der Ackerbegleitflora zu untersuchen. Des Weiteren wird ermittelt, ob die Umstellung auf ökologischen Landbau im Untersuchungsgebiet, inmitten einer sehr intensiv bewirtschafteten Agrarlandschaft wie dem Marchfeld, sich überhaupt in einer Veränderung der Ackerbegleitflora, insbesondere auch in einer Erhöhung der Phytodiversität, widerspiegelt. Dafür wird zum einen die oberflächliche Ackerbegleitflora untersucht, zum anderen die Diasporenbank als wichtiger Bestandteil der Phytozönose erhoben (Kropác, 1966). Die Gesamtheit der lebensfähigen Samen bzw. Früchte im Boden („Diasporenbank“) spielt eine wichtige Rolle in der Erhaltung der floristischen Diversität und beeinflusst entscheidend die Sekundärsukzession (Bestandsentwicklung auf bereits besiedelten Substraten) (Grime 1979, Roberts 1981).

Neben der Sukzession aus der Diasporenbank spielt auch der Eintrag von Samen bei der (Wieder)Besiedelung von Flächen eine Rolle (Kiefer & Poschlod, 1996). Um den Einfluss dieses Vektors abschätzen zu können, wurde 2007/2008 eine floristische Kartierung der Umgebung (4 km Radius) durchgeführt. Um einen Vergleich zu erhalten und damit die Ergebnisse überprüfen zu können, wurde 2012 eine 2. Umgebungskartierung diesmal in einem Umkreis von 1 km und mit zwei Transekten statt einem durchgeführt. Darüber hinaus wurde auch untersucht, ob die Anlage von Blühstreifen auf dem Betrieb Rutzendorf zu einer Erhöhung der Artenzahlen in der Ackerbegleitflora beiträgt.

Die Ergebnisse der elf letzten Untersuchungsjahre leisten einen Beitrag zur Evaluierung des Einflusses der ÖPUL-Maßnahme „Biologische Wirtschaftsweise“ auf die Ackerbegleitflora und auf die Diasporenbank des Bodens und zeigen inwieweit diese Maßnahme, in Verbindung mit anderen Maßnahmen wie die Anlage und Pflege von Blühstreifen am Ackerrand, zum Erhalt oder zur Förderung der Artenvielfalt der Ackerbegleitflora beitragen kann.

HERLEITUNG DER ARBEITSHYPOTHESEN

Bisherige Untersuchungen in vergleichbaren Gebieten haben gezeigt, dass Fruchtfolgegestaltung und Änderung der Düngungsverhältnisse zu Veränderungen in der Zusammensetzung der oberflächlichen Vegetation, in der Dichte und Reproduktionsrate der Individuen und damit zu Änderungen in der Zusammensetzung und Struktur der Diasporenbank im Boden führt (Fischer und Bernhardt, 1993; Albrecht, 2005; Rasmussen et al., 2006; Lundkvist et al., 2008). Zu erwarten waren deshalb aufgrund der Umstellung auf biologischen Landbau eine Veränderung der Artenzusammensetzung, eine Erhöhung der Artendiversität (Bernhardt, 1991; Bernhardt, 1996), sowohl hinsichtlich der oberflächlichen Vegetation als auch in der Diasporenbank, sowie eine eventuelle Aktivierung verschollener Arten der Region, die noch lebensfähig im Boden überdauern konnten.

MATERIAL UND METHODEN

Die Untersuchungen an der Ackerbegleitflora und der Diasporenbank finden seit dem Beginn des Projektes 2003 am Biobetrieb Rutzendorf statt. 2006 konnten aufgrund organisatorischer Schwierigkeiten (finanzielle Kürzung des Teilprojektes) keine Aufnahmen durchgeführt werden. 2009 wurde nur die Diasporenbank des Bodens untersucht. 2013 wurden nur die Vegetationsaufnahmen im Frühjahr und Sommer gemacht. Aufgrund des Projektstarts im Sommer 2003 sind aus diesem Jahr keine Frühlingsaufnahmen vorhanden. Die Frühjahrserhebungen der Vegetationserfassung 2007 (April/Mai) konnten im KPV S8M wegen technischer Schwierigkeiten nicht durchgeführt werden. In den Jahren 2007/2008 und 2012 wurden die Vegetationserhebungen durch zwei Umgebungskartierungen ergänzt. 2009 und 2012 wurde dieses Teilprojekt von neuen Mitarbeiterinnen übernommen, so dass es zu Erfassungsunterschieden kommen kann (Deckungswerte, etc.).

Erfassung der oberflächlichen Vegetation

Die Geländeerhebungen fanden immer in der Vegetationsperiode auf den Kleinparzellenversuchen (KPV) S1M bis S8M und der konventionellen Referenzparzelle SK statt. Auf den eingerichteten Kleinversuchspartellen wurden jährlich an zwei Terminen (April/Mai und Juni/Juli) Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Für die Schätzung der Vegetationsbedeckung reicht bei Dauerquadratuntersuchungen die Skala nach Braun-Blanquet (1964) nicht aus. Die hier verwendete Methode nach Schmidt (1974) stellt eine Verfeinerung der Methode nach Braun-Blanquet (1964) dar: die Deckungswerte werden in Prozent angegeben, wobei + die Präsenz von mehreren Individuen und eine Deckung von weniger als 0,5 % und r die Präsenz von 1 bis 2 Individuen darstellt. Die Nomenklatur der Flora richtet sich nach FISCHER et al. 2008.

Erfassung des Diasporenvorrates im Boden

Probennahme

In jedem Kleinparzellenversuch wurden zwei Partellen pro Düngungsvariante ausgesucht. Nach dem Zufallsprinzip wurde für die ausgewählten Partellen ein Probequadrat von 1 m² ausgewählt und mit dem Pürckauer-Bohrer (Durchmesser 5,6 cm) jeweils 3 Bodenproben bis zu einer Tiefe von 20 cm entnommen. In jeder Bodenprobe wurde die erste Schicht 0-10 cm von der zweiten Schicht (10-20 cm) unterschieden. Anschließend wurden die jeweiligen ersten Schichten, resp. zweiten Schichten der beiden Bodenproben zu einer Mischprobe vereint (CHAMPNESS, 1949; JENSEN 1969; BERNHARDT UND HURKA, 1989). Man erhält pro Probequadrat zwei Proben von ca. 500 cm³. Die Entnahmetiefe von 20 cm wird gewählt, da die Ackerfläche im Mittel bis zu dieser Tiefe bearbeitet wird. Die Bodenproben wurden im Herbst (September/Oktober) entnommen, da zu diesem Zeitpunkt der Großteil der Arten die Diasporenbildung abgeschlossen hat. Über den Winter wurden die Bodenproben kühl gelagert und im folgenden Frühjahr der Keimversuch durchgeführt. Die Ergebnisse des Versuches beziehen sich daher immer auf das vorangegangene Jahr. Der letzte Keimversuch fand 2012 statt. Daher liegt der letzte Punkt auf der Diasporenkurve auf dem Jahr 2011 (siehe Abb.4.5-1 und die folgenden).

Ausstreichverfahren (Keimversuch)

Von jeder Mischprobe wurden jeweils ca. 500 cm³ Boden in Ansaatschalen (30x60x6 cm) dünn ausgestrichen (ca. 1 cm dick). Eine dünne Probeschicht ist erforderlich, da die häufigsten Arten ein Keimungsoptimum bei einer Bodentiefe von 1-3 cm haben. Die Saatschalen wurden zuvor mit sterilem Quarzsand unterschichtet, um den heranwachsenden Keimlingen optimale Wachstumsbedingungen zu ermöglichen. Die Ansaatschalen wurden in einer beheizten Vegetationshalle des Botanischen Gartens der Universität für Bodenkultur, Wien aufgestellt und regelmäßig auf stattgefundene Keimung kontrolliert.

Die aufkommenden Keimlinge wurden bestimmt, gezählt und vernichtet. Keimlinge die nicht sofort bestimmt werden konnten, wurden weiter herangezogen und spätestens in Blüte bestimmt.

Von 2008 bis 2010 und zur Überprüfung der Ergebnisse noch einmal 2012 wurden anhand dieser Methode auch Proben von den organischen Düngern Kompost und Rindermist, womit die Kleinparzellenversuche gedüngt werden, untersucht.

1. Umgebungskartierung, 2007/2008

Diese Arbeitseinheit wurde im Rahmen einer Diplomarbeit von David Wedenig (Wedenig 2011) durchgeführt und ist im Abschlussbericht MUBIL III umfassend dargestellt.

2. Umgebungskartierung, 2012

Bearbeiterinnen: Marie-Louise Oschatz und Stefanie Rüscher

Um Vergleichsdaten zu erhalten, wurde im Frühsommer 2012 eine 2. Umgebungskartierung realisiert. Diesmal lag der Fokus der Untersuchung auf dem möglichen Eintrag von Diasporen aus den umgebenden Ackerflächen auf das Arteninventar der Ackerbegleitflora auf dem Biobetrieb Rutzendorf. Wieder wurde die Transekt-Methode gewählt, diesmal allerdings um in einem Umkreis von 1000 m die Ackerbegleitflora auf den Ackern der umgebenden landwirtschaftlichen Betriebe als Einwanderungsquelle für die Äcker des Biobetriebs Rutzendorf zu untersuchen. Für die 2. Umgebungskartierung wurden zwei Transekte gelegt, ein N-S und ein O-W Transekt. Die Achsenabschnitte beginnen jeweils an der Betriebsgrenze des Biobetriebes Rutzendorf und reichen 500 m in die entsprechende Himmelsrichtung. Damit wird der festgesetzte Umkreis von 1000 m beschrieben. Es wurden insgesamt 100 Vegetationsaufnahmen erhoben. Um diese zu erhalten, wurden die 500 m langen Transektachsen in 25 Teilabschnitte zu je 20 m unterteilt. Diese 20 m langen Teilabschnitte setzten sich wiederum aus einem 16 m langen Linienelement und einem 4 m langen und 2 m breiten, d.h. 8 m² großen Flächenelement zusammen. Für die 100 Vegetationsaufnahmen wurden auf den 8 m² Flächen die Arten erhoben und ihr Deckungsgrad mittels Braun-Blanquet-Skala bewertet. Entlang der Linienelemente wurden hingegen nur die vorkommenden Arten der Ackerbegleitflora aufgenommen. Da die Transekt-Methode ein randomisiertes Vegetationsaufnahmeverfahren darstellt, wurden neben Ackerflächen auch 2 mal andere Biotoptypen - Feldwege oder Grasböschungen - gekreuzt.

Um einen direkten Vergleich der Ackerbegleitflora der Umgebung mit jener auf dem Betrieb Rutzendorf vornehmen zu können, wurde ergänzend zur Umgebungskartierung auch eine Kartierung auf der Betriebsfläche von Rutzendorf vorgenommen. Dabei wurden die Transektachsen der Umgebungskartierung in die Betriebsfläche von Rutzendorf verlängert, sodass die Ost- mit der Westachse und die Nord- mit der Südachse verbunden wurden. Der Kreuzungspunkt der Achsen liegt in etwa in der Flächenmitte des Biobetriebes Rutzendorf. Da die Transektabschnitte der Vergleichskartierung auf der Betriebsfläche von Rutzendorf annähernd dieselbe Länge von 1000 m wie die Transektabschnitte der Umgebungskartierung aufweisen, ist auch die Stichprobengröße beider Kartierungen in etwa dieselbe, was einen direkten Vergleich der Ergebnisse von der Umgebungskartierung mit der Transektkartierung in Rutzendorf ermöglicht.

Der methodische Unterschied zwischen der 1. und 2. Umgebungskartierung liegt zum einen in der Länge des jeweiligen Transektes, zum anderen an seiner Lage im Raum. Das Transekt der 1. Kartierung war 8 km lang und verlief von N nach S. Bei der 2. Kartierung wurden 2 einander kreuzende Transekte von 1 km Länge, mit einer N-S und einer W-O Ausrichtung gelegt. Der bedeutendste Unterschied der Kartierungen betrifft aber die Lebensräume, in denen die Ackerbegleitflora untersucht wurde. Die 1. Umgebungskartierung erhob die Segetalarten an besonderen Standorten wie Ackerrandstreifen, Straßenbegleitgrün, Grünflächen auf Wegen, etc. Diese Lebensräume zeichnen sich zumeist durch eine

höhere Artenvielfalt aus, da sie den Charakter eines Ökoton aufweisen und außerdem weniger regelmäßigen Störungen wie der Lebensraum Acker ausgesetzt sind. Die Transekte der 2. Umgebungskartierung hingegen liegen fast ausschließlich im Ackerland, sodass 98 von 100 Vegetationsaufnahmen die Segetalflora im Lebensraum Acker untersuchen.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Ackerbegleitflora seit 2003: Artenzahl, Deckung und Diasporenmenge im Boden

Im Zeitraum 2003 bis 2013 wurden insgesamt 165 Arten auf den Untersuchungsflächen in Rutzendorf und in der Diasporenbank identifiziert¹. Von diesen Arten der Ackerbegleitflora konnten 46 auf der oberflächlichen Vegetation sowie in der Diasporenbank erfasst werden, 84 wurden ausschließlich auf der oberflächlichen Vegetation im Acker gefunden und 35 erschienen nur in der Diasporenbank. Bei diesen Arten handelt es sich bei ca. 80 % um typische Ackerwildkräuter, d.h. Pflanzen die üblicherweise im Lebensraum Acker überleben. Die anderen Arten sind Strauch- oder Baumarten, Wiesenpflanzen oder entflozene Arten aus den Blühstreifen.

Im ersten Untersuchungsjahr 2003 wurden insgesamt 32 Arten¹ auf der oberflächlichen Vegetation bestimmt; diese Zahl stieg nach unregelmäßigem Wachstum auf 83 im Jahr 2011 an, fiel aber 2012 wieder auf 36 Arten ab (Abbildung 4.5-1). 2013 stieg die Artenzahl wieder auf 51. Auf den Versuchsflächen lässt sich seit der Umstellung auf biologischen Landbau im Jahr 2002 eine Diversitätssteigerung über die Jahre erkennen. Diese Werte entsprechen Literaturangaben, die einen Trend zur Steigerung der Artenvielfalt in der Ackerbegleitflora über mehrere Jahre nach einer Umstellung auf biologischen Landbau aufzeigen, wobei die Artenzahlen pro Jahr teils erheblichen Schwankungen unterworfen sind. Allerdings kann nicht, wie in vielen Studien genannt, bestätigt werden, dass die Dichte der Beikrautbedeckung auch ansteigt (Albrecht 2003, 2005, Hole et al 2005, Gabriel et al 2006, Frieben et al. 2012).-Durch den Verzicht auf Herbizide und auf chemisch-synthetische Pestizide, die rein organische Düngung, eine vielfältige Fruchtfolge mit hohem Luzerneanteil und schonende Bodenpflege wird die Ackerbegleitflora gefördert. Die Entwicklung der Artenzahl in der Diasporenbank seit 2003 bleibt dagegen relativ konstant (Abbildung 4.5-1).

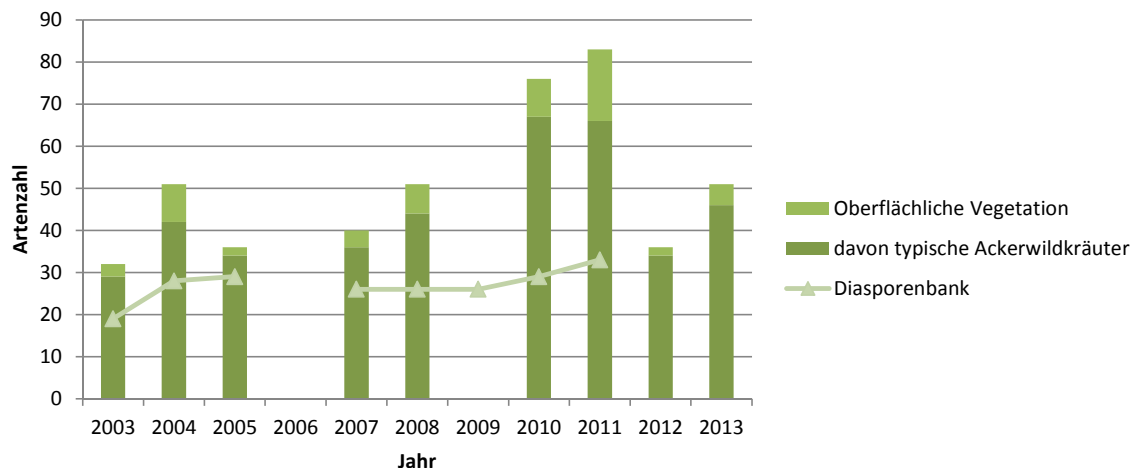


Abbildung 4.5-1: Gesamte Artenanzahl auf der oberflächlichen Vegetation und in der Diasporenbank auf den biologisch bewirtschafteten Feldern. 2006 und 2009 wurden keine Vegetationserhebungen durchgeführt und 2013 keine Untersuchungen an der Diasporenbank vorgenommen.

¹ inklusive Gehölze, exklusive Arten die auf Grund des früheren Entwicklungsstadiums nicht bestimmt werden konnten, exklusive Kultur- oder Zwischenfruchtarten

Die häufigsten Arten der Ackerbegleitflora sind der Weiße Gänsefuß *Chenopodium album*, der Windenknöterich *Fallopia convolvulus*, der Grünähren Fuchsschwanz *Amaranthus powellii*, der Vogelknöterich *Polygonum aviculare* und die Vogelmiere *Stellaria media*. Diese Arten können im Acker eine Deckung über 10 % aufweisen (vollständige Artenliste siehe Anhang Tabelle 4.5-2).

Die Schwankungen der Gesamtartenzahl in den ersten Jahren (höhere Artenzahl im Jahr 2004) können über klimatische Bedingungen (vgl. Lundkvist et al., 2008) erklärt werden, aber auch über die Änderung des Mischungsverhältnisses der angebauten Kulturarten im Untersuchungsgebiet. Unter Luzerne und Erbse können die meisten Arten gefunden werden (Abbildung 4.5-4), weshalb auch in Jahren in denen diese Früchte auf vielen Flächen angebaut worden sind (wie im Jahr 2004), die Artenzahl höher ist. Zur Artensteigerung in den Jahren 2004, 2007 und 2010 hat vermutlich auch die Anlage von Blühflächen am Biobetrieb Rutzendorf (Ende 2003: 6 Blühstreifen, Frühjahr 2007: 2 weitere Blühstreifen, Herbst 2009/Frühjahr 2010: 4 weitere Blühstreifen, Herbst 2011/Frühjahr 2012: 2 neue Blühstreifen) beigetragen.

Bezüglich der Entwicklung der Ackerbegleitfloradeckung und der Diasporenmenge je m² ist keine klare Steigerungstendenz seit der Umstellung auf biologischen Landbau zu erkennen (Abbildung 4.5-2). Der jährliche Deckungsdurchschnitt zwischen allen Schlägen nimmt in den ersten Jahren ab und steigt von 2007 bis 2010 und geht 2011 bis 2013 wieder zurück. Die Entwicklung der Durchschnittsmenge an keimfähigen Diasporen im Boden zeigt erhebliche Parallelen mit der Oberflächenvegetation.

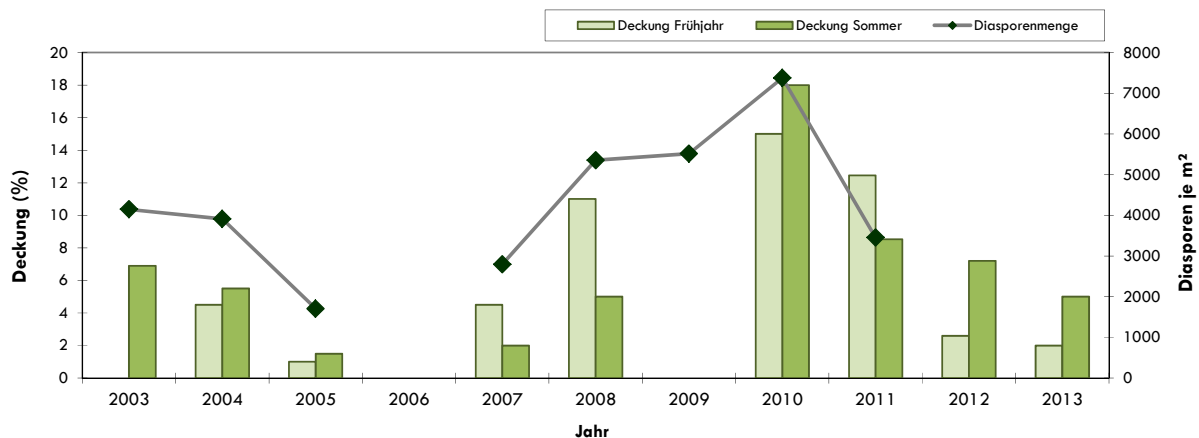


Abbildung 4.5-2: Ackerbegleitfloradeckung und die Diasporenmenge je m² von 2003 bis 2013. Durchschnittswerte von allen Schlägen, FJ: Frühjahr, SO: Sommer. 2006 und 2009 wurden keine Vegetationserhebungen durchgeführt. 2012 wurden die Diasporen nicht untersucht.

Die Diasporenmengen im Boden sind relativ gering und entsprechen eher Werten konventionell bewirtschafteter Flächen (vgl. Lacko-Bartošová et al., 2000; Albrecht, 2005) und zeigen einen deutlichen Zusammenhang mit der Kulturart. Die höchste Diasporenmenge wurde 2009 auf dem Schlag S6M unter Luzerne erfasst (18.842 m⁻²). Im Rahmen seiner Untersuchungen in Südbayern zeugt Albrecht (2005) von einem Anstieg von 4.050 auf 17.320 m⁻² (Durchschnittswerte auf Betriebsebene) drei Jahre nach der Umstellung auf biologischen Landbau und von einem Rückgang auf 10.220 m⁻² zwei Jahre später. Ein kontinuierlicher Anstieg der Diasporenmengen durch die biologische Bewirtschaftung wird von der Literatur nicht bestätigt und kann aus den momentanen Ergebnissen nicht klar abgelesen werden, wobei sich seit dem Jahr 2007 eine steigende Tendenz abzeichnet.

Bemerkenswerte Arten

Einige Arten der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Niederösterreich (Schratt 1990) und der Roten Liste gefährdeter Pflanzen Österreichs (Niklfeld 1999) waren in den Schlägen vereinzelt zu finden: die Kornrade *Agrostemma githago*, vom Aussterben bedroht, das Echte und das Unechte Tännelkraut *Kickxia elatine* und *K. spuria*, stark gefährdet und der Acker-Günsel *Ajuga chamaepitys*, Schultes' Nachtschatten *Solanum nigrum* subsp. *schultesii* und der Blassgelbe Klee *Trifolium ochroleucon*, gefährdet. Die Anzahl an RL-Arten schwankt von 0 bis 4 in der Projektzeit von 2003 bis 2013; es kann keine steigende Tendenz mit der Fortdauer der biologischen Bewirtschaftung beobachtet werden.

Auch in der Diasporenbank traten zwei gefährdeten Arten in Niederösterreich vereinzelt auf: das Flügel-Johanniskraut *Hypericum tetrapterum* und der Finger-Steinbrech *Saxifraga tridactylites*.

Das Vorkommen dieser Rote Liste-Arten soll jedoch mit Vorsicht berücksichtigt werden: sie könnten ihre Existenz nicht einem spontanen Auftreten verdanken, sondern könnten auch einem in der Nähe gelegenen Nützlings- und Blühstreifen entstammen (Samen von *Agrostemma githago*, *Ajuga chamaepitys*, *Kickxia elatine* und *Kickxia spuria* wurden bei der Anlage von Blühstreifen ausgebracht).

Ein Einfluss der biologischen Bewirtschaftung auf ein originäres Auftreten von seltenen und gefährdeten Arten kann daher für die Versuchspartellen am Biobetrieb Rutzendorf nicht bestätigt werden.

Einzig *Ajuga chamaepitys* scheint sich auf den Äckern des Biobetriebes Rutzendorf zu etablieren, wenn auch unbeständig, da sie zwar 2012 relativ häufig unter Luzerne vorgekommen ist, doch 2013 auf keiner Versuchspartelle zu finden war.

Bemerkenswert ist ebenfalls das Auftreten von ungewöhnlichen, nicht einheimischen Arten in der oberflächlichen Vegetation auf den Äckern am Biobetrieb Rutzendorf: *Diplotaxis eruroides* und *Crambe hispanica* breiten sich seit wenigen Jahren in Niederösterreich aus (Bernhardt et al. 2008, Bernhardt & Laubhann 2006). Allerdings ist ihr Vorkommen in Rutzendorf Schwankungen unterlegen, denn beide Arten tauchten weder 2012 noch 2013 auf.

Mit Saatgut eingeschleppt wurden voraussichtlich die Arten *Dinacrusa hirsuta* und *Dracocephalum moldavicum*, die im Sommer 2010 und 2011 in der Luzerne erhoben wurden. Auch diese beiden Arten konnten weder 2012 noch 2013 gefunden werden.

Problemunkräuter

Wegen ihres hohen Versamungspotenzials oder ihrer stark regenerationsfähigen Wurzeln breiten sich einige Ackerbegleitarten in manchen Kulturen (Erbse, Mais) stark aus und verursachen Mehrarbeit in der Beikrautregulierung (Mais) oder bei der Ernte (Erbse). Das Ausmaß einer möglichen Minderung des Fruchtertrages durch die Beikräuter wird jedoch als gering eingeschätzt.

Folgende Problemunkräuter wurden in Rutzendorf erfasst:

- Die Ackerkratzdistel (*Cirsium arvense*) ist im Betrieb Rutzendorf seit Beginn der Umstellung im Biolandbau bekannt. Von 2003 bis 2008 tritt sie vereinzelt in verschiedenen Kleinparzellenversuchen auf. In den Jahren 2010 vermehrt sie sich stark auf der Parzelle 9 im KPV S1M und im KPV S8M mit bis zu 30% Deckung. Durch ihre starke vegetative Regenerationsfähigkeit aus den tiefliegenden Wurzeltrieben ist sie mit mechanischer Unkrautbekämpfung nur schwer einzudämmen und wird zum Teil sogar gefördert (Wedenic, 2011).

2012 war das Vorkommen von *Cirsium arvense* auf allen Kleinparzellenversuchen wieder deutlich geringer als in den Jahren davor, vermutlich auf Grund der klimatischen Bedingungen dieses Jahres. Im Frühjahr 2013 erreicht *Cirsium arvense* allerdings wieder im KPV S1M auf der Parzelle

9 (Luzerne) eine Deckung von 30%, im Sommer hingegen nur noch 10%. Hier hat sich das Mulchen der Luzerne positiv ausgewirkt. Auf dem KPV S8M erreichte die Ackerkratzdistel im Frühjahr 2013 nur auf wenigen Parzellen eine Deckung von 2-5% und im Sommer auf drei Parzellen (2, 3 und 11) 10%.

- Der Weiße Gänsefuß (*Chenopodium album*) sowie die anderen Gänsefuß-Arten, wie *Chenopodium hybridum* und *Chenopodium polyspermum* sind nicht wie die Ackerkratzdistel an eine bestimmte Fläche gebunden und vermehren sich über Samen. Die Arten kommen in allen Kleinparzellenversuchen und Kulturen vor, und können sich sehr stark entwickelt (Deckung bis zu 50%) vor allem im Mais und in Erbse. Seit 2008 wurde ein vermehrtes Auftreten beobachtet. 2013 hatten die Gänsefuß-Arten gemeinsam eine Deckung von bis zu 30% auf einigen Parzellen im KPV S5M (Erbse), zumindest aber 10%. Mehr als 40% der keimfähigen Diasporen gehören zu diesen Arten. Doch selbst nach einem Anstieg der Deckung und der Diasporenmengen in Zusammenhang mit Kulturen wie Mais oder Erbse, nehmen die Gänsefuß-Arten bei entsprechender Kulturart (Getreide) im folgenden Jahr rasch wieder ab.
- Der Windenknöterich (*Fallopia convolvulus*) kommt im Biobetrieb Rutzendorf auf allen Kleinparzellenversuchen und unter allen Kulturen vor. 2013 konnten sowohl im Frühjahr als auch im Sommer maximal Deckungen von 1 % dokumentiert werden.

Das Beifussblättrige Traubenkraut (*Ambrosia artemisiifolia*), das sich in den letzten Jahren in NÖ und auch im Marchfeld verbreitet hat, wurde bisher nicht in den Flächen des Betriebs Rutzendorf gesichtet.

Flughafer (*Avena fatua*) kommt auf dem Biobetrieb Rutzendorf nicht vor.

Ackerbegleitflora und Kulturfrucht

Wie schon von anderen wissenschaftlichen Studien festgestellt (Albrecht, 2005; Sjørnsen et al., 2008) ist die Artenzahl in der oberflächlichen Vegetation der Ackerbegleitflora wie auch in der Diasporenbank stark von der Kulturfrucht abhängig. Die Abbildung 4.5-3 weist am Beispiel des Kleinparzellenversuchs S3M auf die Schwankung der Artenvielfalt je Frucht von 2003 bis 2013 hin. Deutlich ist der Anstieg der Artenzahlen im Jahr 2004, 2008 und 2011, wo sich die geringe Frühjahrsdeckung unter der Kulturarten Luzerne und Erbse positiv auf die Diasporenmenge auswirken dürfte.

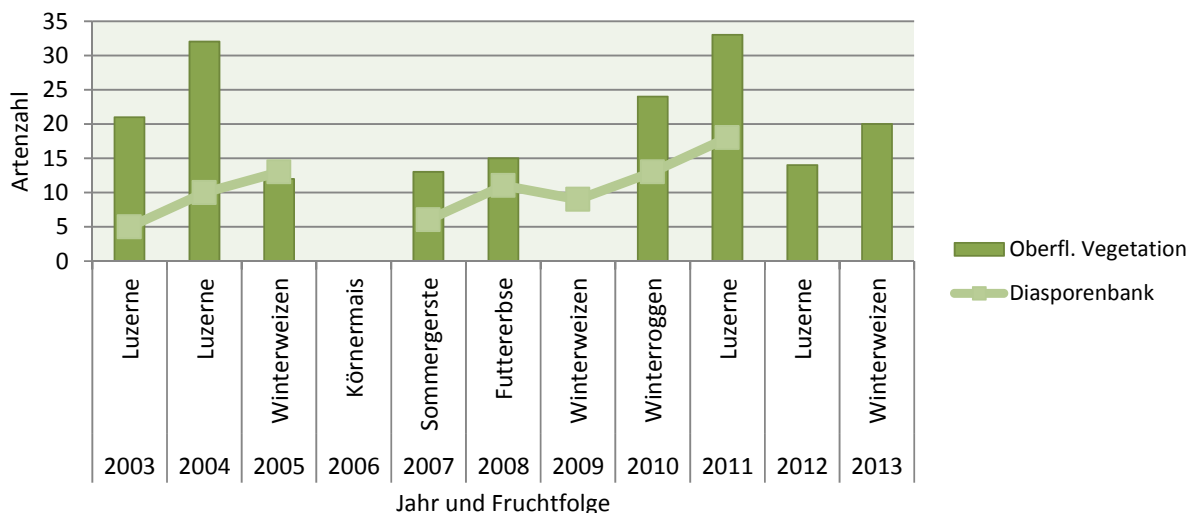


Abbildung 4.5-3: Artenzahl und Fruchtfolge am Beispiel des Kleinparzellenversuchs S3M

Generell treten in den Schmetterlingsblütler-Kulturen (Luzerne und Futtererbse) mehr Arten auf als in anderen Kulturen (Abbildung 4.5-3 und Abbildung 4.5-4). Auch im Winterroggen werden mehr Arten in der oberflächlichen Vegetation und in der Diasporenbank als in den anderen Getreidearten beobachtet. Im Mais kann die erhobene Artenzahl in der Diasporenbank je nach Jahr sehr unterschiedlich sein. Auf Grund der starken Entwicklung des weißen Gänsefußes und anderer Gänsefuß-Arten im Mais, die sehr viele keimfähige Diasporen bilden, ist die Diasporenmenge im Mais im Vergleich zu anderen Früchten relativ hoch.

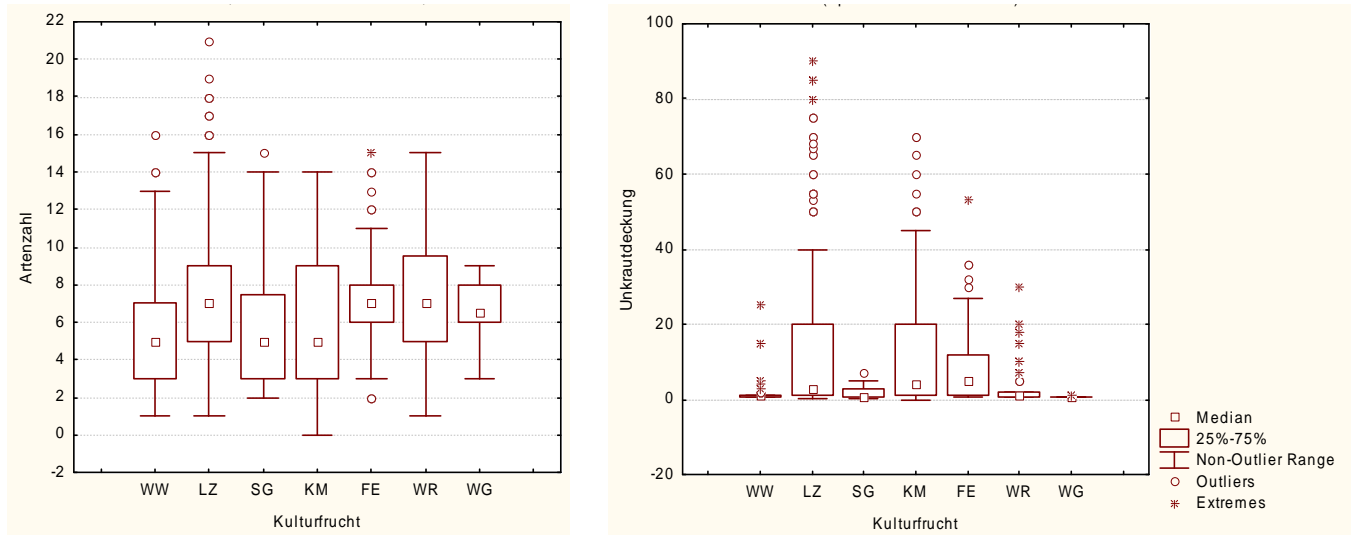


Abbildung 4.5-4: Einfluss der Kulturfrucht auf das Auftreten von Segetalarten - Artenzahl pro Vegetationsaufnahme und Unkrautdeckung auf den Flächen der verschiedenen Kulturfrüchte über die Jahre 2003 bis 2013 zusammengefasst. (WW: Winterweizen, LZ: Luzerne, SG: Sommergerste, KM: Körnermais, FE: Futtererbse, WG: Wintergerste)

Auch die Deckung der oberflächlichen Vegetation der Ackerbegleitflora und die Diasporenmenge je m² hängen stark von der Kulturfolge ab. Die Abbildung 4.5-5 zeigt, dass die Deckung in den Schmetterlingsblütler-Kulturen (Luzerne und Futtererbse) und in der Hackfrucht Mais höher als im Getreide ist. Weiters wird in der Abbildung die Entwicklung des Beikrautdrucks und der Menge der keimfähigen Diasporen im Boden für den Schlag S3M dargestellt. Im Anhang fasst die Abbildung 4.5-8 die Entwicklung der Beikräuter für die KPV S1M, S2M, S4M, S5M, S6M, S7M und S8M zusammen. Die Tabelle 4.5-1 (Anhang) stellt eine Übersicht der Frucht- und Beikrautdeckungen je Kulturfrucht in den Jahren 2003 bis 2013 dar.

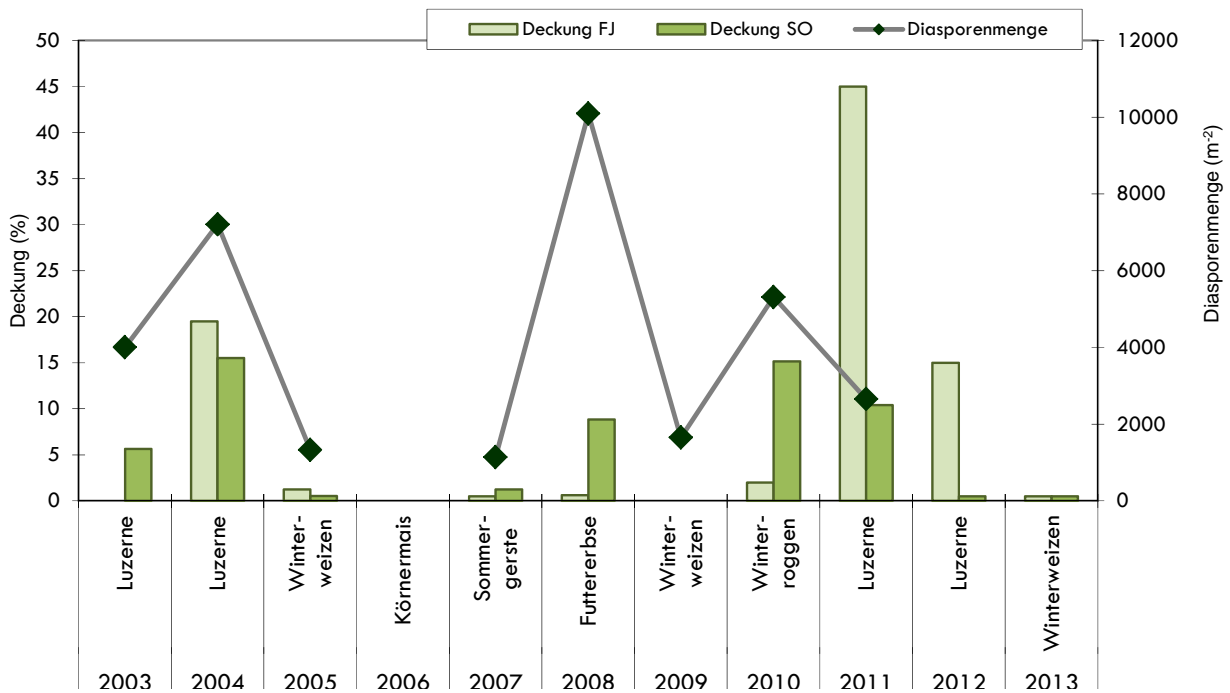


Abbildung 4.5-5: Deckung der Ackerbegleitflora und die Diasporenmenge je m² in Zusammenhang mit der Fruchtfolge am Beispiel des Kleinparzellenversuchs S3M

Unter Kulturarten, hier vor allem Luzerne und Erbse, unter welchen sich Segetalarten aufgrund geringerer Bodenbearbeitung bzw. geringer Fruchtdeckung im Frühjahr ausbreiten konnten, verzeichnen auch die Diasporenmengen einen Anstieg. So sind vor allem auf S3M (Abbildung 4.5-5) aber auch S2M, und S6M im Jahr 2004 sowie S4M im Jahr 2008 (Anhang, Abbildung 4.5-8), in welchen das zweite Jahr nacheinander Luzerne standen, die Diasporenmengen deutlich angestiegen. Sehr deutlich ist, dass selbst nach einem Anstieg der Diasporenmengen, diese im Folgejahr bei entsprechender Kulturart (Getreide) wieder rasch abnehmen. Jedoch ist die Entwicklung der Diasporenbank, vorwiegend in Abhängigkeit der Kulturart, großen Schwankungen unterlegen. Daher können sich tatsächliche Entwicklungstrends erst nach weiteren Jahren kontinuierlicher Beobachtungen erkannt werden.

Generell sind die Artenzahlen und die für die Praxis interessanteren Deckungswerte der Ackerbegleitflora gering. Die höchsten Deckungen zeigen sich unter Erbse (S2M, S3M-2008; S7M-2003), Luzerne - hier vor allem im 2. Anbaujahr (S2M-2003, S3M, S6M-2004, S4M-2008, S2M-2011) - und Mais (S1M-2008, S4M-2010) (Tabelle 4.5-1). Unter Luzerne dürfte vor allem die geringe Bodenbearbeitung, unter Erbse und Mais die geringe Frühjahrsdeckung der Kulturarten das Aufkommen der Ackerbegleitflora begünstigen (Sean et al., 1999; Lundkvist et al., 2008). Nach einem Jahr mit hohen Artenzahlen und hohen Deckungswerten fallen die Werte im Folgejahr wieder rapide ab, woraus ein geringer Einfluss auf die nachfolgenden Kulturarten abgeleitet werden kann.

Ackerbegleitflora und Düngungsvarianten

Wie in den Boxplots der Abbildung 4.5-6 sichtbar, zeigen die Düngungsvarianten bislang keinen direkten Einfluss auf das Aufkommen der Ackerbegleitflora, wobei bedacht werden muss, dass bis zum Erntejahr 2013 auf allen Flächen erst jeweils zwei- bis dreimal gedüngt worden ist (4 Kleinparzellenversuche zweimal gedüngt, 4 dreimal gedüngt).

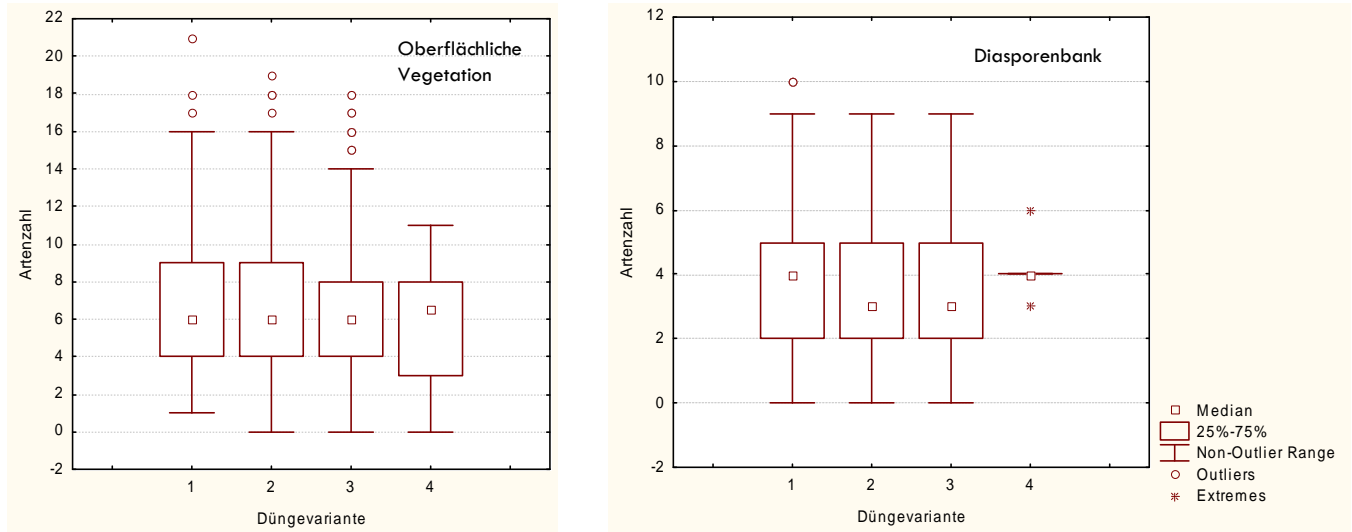


Abbildung 4.5-6: Einfluss der Düngungsvariante auf das Auftreten von Segetalarten - Artenzahl pro Vegetationsaufnahme (links) und Artenzahl pro Bodenprobe (rechts) auf den Kleinparzellen über die Jahre 2003 bis 2013 zusammengefasst (Düngungsvarianten: 1 Gründüngung, 2 Biotonnekompost, 3 Stallmist, 4 Agrogasgülle).

In den Jahren 2008 bis 2010 wurde der Diasporenvorrat in Kompost- und Mistproben, die auf den Parzellen ausgebracht werden, untersucht. Die Wiederholung des Keimversuches 2012 bestätigt die Ergebnisse der vorangegangenen Jahre: nur einzelne Individuen der häufigen Arten auf den Flächen von Rutzendorf kamen in den Kompost und Mistproben auf. Daher lässt sich auch die Aussage, dass das Ausbringen von Kompost und Mist auf die biologisch bewirtschafteten Flächen die Artenzusammensetzung nicht oder kaum beeinflusst, bestätigen.

Diasporeneinflug und Umgebungsvegetation

Die Ergebnisse der 1. Umgebungskartierung 2007/2008 sind umfassend im Abschlussbericht MUBIL III dargestellt.

Ergebnisse der 2. Umgebungskartierung, 2012

Bearbeiterinnen: Marie-Louise Oschatz und Stefanie Rüscher

Artenzahlen, Artenspektrum und die Verteilung der häufigsten Arten

Nicht nur die Artenzahlen sondern auch das Artenspektrum der Ackerbegleitflora sind bei der Umgebungskartierung und der Kartierung auf dem Biobetrieb in Rutzendorf, die beide im Frühsommer 2012 durchgeführt wurden, annähernd gleich. Auf den Transektachsen der Umgebungskartierung, die auf konventionell bewirtschafteten Flächen lagen, wurden 30 Arten erfasst, auf den biologisch bewirtschafteten Flächen von Rutzendorf waren es 34 Arten (Tabelle 4.5-2 im Anhang). Insgesamt handelt es sich um 38 Arten. Acht Arten wurden ausschließlich auf den biologisch bewirtschafteten Flächen gefunden: *Geranium pusillum*, *Arctium lappa*, *Capsella bursa pastoris*, *Chenopodium ficifolium*, *Galium molugo*, *Lactuca serriola*, *Silene latifolia* und *Valerianella locusta*, vier Arten ausschließlich auf den konventionellen Feldern: *Cannabis sativa*, *Euphorbia exigua*, *Euphorbia platyphyllos* und *Papaver rhoeas*; wobei anzumerken ist, dass *Cannabis sativa* und *Papaver rhoeas* Einzelfunde darstellen.

Der Vergleich der zehn häufigsten Arten und ihrer Verteilung in den Transektachsen der Umgebungskartierung bzw. auf den Transekten des Betriebes Rutzendorf zeigt, dass es keinen bedeutenden Unterschied in der Artenzusammensetzung gibt (siehe Abbildung 4.5-7), wohl aber einen signifikanten Unterschied in der Häufigkeit der einzelnen Arten.

So treten *Chenopodium album*, *Cirsium arvense* und die beiden *Amaranthus*-Arten auf den biologisch bewirtschafteten Flächen mit deutlich höheren Deckungsgraden auf als auf den konventionellen Feldern. Auf den Transekten der Umgebungskartierung hingegen erreichen *Polygonum aviculare* und *Mercurialis annua* wesentlich höhere Deckungen als auf den Transekten in Rutzendorf. Einzig *Fallopia convolvulus* als dritthäufigste Art auf den konventionell bewirtschafteten Flächen, erreicht auch auf den biologisch bewirtschafteten Flächen einen Deckungsgrad von 10 %. Auch die Verteilung der Deckungen zeigt deutliche Unterschiede: In den Transektachsen der Umgebungskartierung, wie in Abbildung 4.5-7 erkennbar, sind die Häufigkeiten der einzelnen Arten, abgesehen von der Deckungsstärksten Art *Polygonum aviculare*, das nahezu 30% am Gesamtbestand aller konventionellen Transektäste erreicht, relativ gleichmäßig verteilt. Anders auf den Transekten in Rutzendorf (Abbildung 4.5-7), wo auf den biologisch bewirtschafteten Flächen die ersten fünf Arten mit etwa 85% den Hauptanteil an der Deckung der Ackerbegleitflora ausmachen, während die restlichen Fünf jeweils unter 2% Deckung liegen.

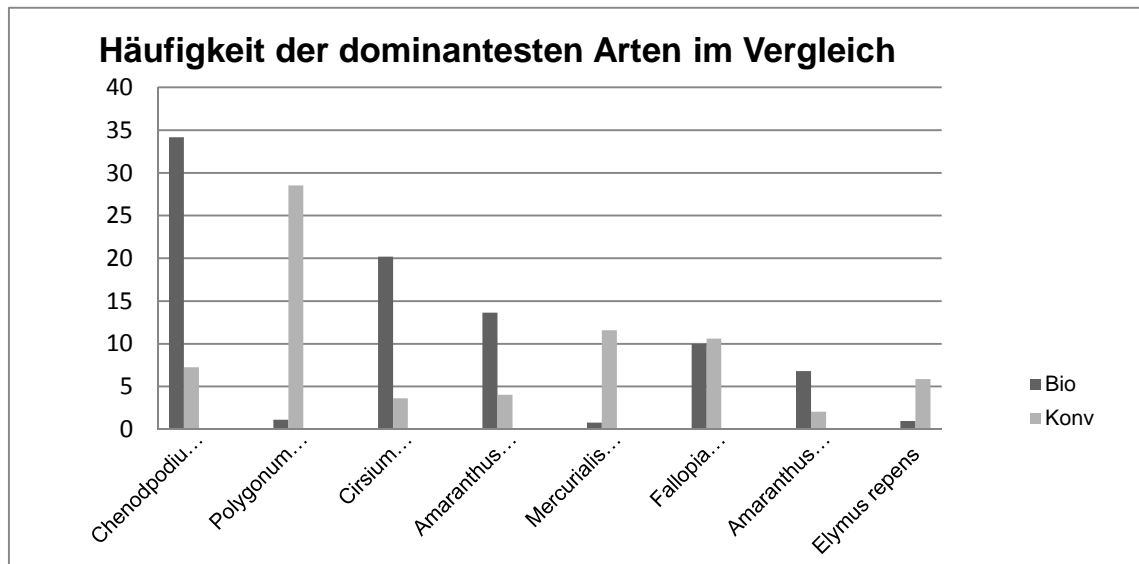


Abbildung 4.5-7: Häufigkeitsverteilung der 8 dominantesten Arten der Ackerbegleitflora auf den Transekten der Umgebungskartierung und auf dem Biobetrieb Rutzendorf, gemessen in %. Um Häufigkeitsverteilungen der dominierenden Arten erstellen zu können, wurden den Symbolen der Braun-Blanquet-Skala numerische Werte zugeordnet ($r = 2$, $+ = 5$, $1 = 10$, $5 = 50$, fortl.).

Artenzahlen und Artenspektrum in Rutzendorf: die Transektkartierung im Vergleich mit den Vegetationsaufnahmen auf den Kleinparzellen

Vergleicht man die Artenzahlen der Ackerbegleitflora der gesamten Transektkartierung mit jenen der Vegetationsaufnahmen auf den Parzellen der Kleinparzellenversuche in Rutzendorf, dann gibt es auch hier keine bemerkenswerten Unterschiede in den Artenzahlen: Den 30 Arten der Umgebungskartierung, resp. den 34 Arten der Transektkartierung am Biobetrieb Rutzendorf, stehen 31 Arten auf den Parzellen der 8 Kleinparzellenversuche am Biobetrieb Rutzendorf gegenüber.

Interessant ist es allerdings festzustellen, dass es deutliche Unterschiede im Artenspektrum der Ackerbegleitflora auf den Flächen des Biobetriebes Rutzendorf gibt. Insgesamt konnten 42 Arten in der Ackerbegleitflora auf dem Biobetrieb Rutzendorf festgestellt werden. Doch sind nur die 23 häufigsten Arten bei allen Erhebungen auf dem Biobetrieb in Rutzendorf zu finden. 6 Arten kommen ausschließlich in der Transektkartierung auf dem Biobetrieb in Rutzendorf vor: *Geranium pusillum*, *Arctium lappa*, *Galium molugo*, *Lactuca serriola*, *Silene latifolia* und *Valerianella locusta*. 5 Arten waren zwar auf dem gesamten Transekt zu finden, also sowohl auf dem Biobetrieb in Rutzendorf als auch in seiner Umgebung, nicht aber in der Frühsommerkartierung auf den Kleinparzellenversuchen des Biobetriebes in Rutzendorf: *Convolvulus arvensis*, *Discurainia sophia*, *Elymus repens*, *Lathyrus pratense* und *Veronica hederifolia*, wobei *Discurainia sophia* sehr wohl bei der Frühjahrskartierung auf den Kleinparzellenversuche gefunden wurde. Acht Arten wuchsen nur auf den Kleinparzellenversuchen, nicht aber auf den Transekten, die durch Rutzendorf führten: *Acer negundo*, *Ajuga chamaeptytis*, *Amaranthus albus*, *Anagallis arvensis*, *Euphorbia falcata*, *Hyoscyamus niger*, *Sagina procumbens*, *Sinapis alba*.

Fazit

Die Erhebungen zeigen, dass es 2012 keinen bemerkenswerten Unterschied in den Artenzahlen und dem Artenspektrum in der Ackerbegleitflora auf den Feldern des Biobetriebes Rutzendorf im Vergleich mit seiner Umgebung gibt. Auch das Arteninventar zeigt keine floristischen Besonderheiten. In den vergangenen Jahren gab es allerdings ein größeres Artenspektrum auf den Flächen des Biobetriebes Rutzendorf. Dass es 2012 zu einer deutlichen Verringerung an Artenzahlen kam, wird vor allem auf die besonderen Witterungsverhältnisse des Frühjahrs 2012 zurückzuführen sein, da Spätfröste insbesondere ein Aufkommen von wärmeliebenden Arten verhindert hat.

Die Ergebnisse der beiden Umgebungskartierungen im Vergleich

Die erste Umgebungskartierung verzeichnet 32 Arten in der Umgebung von Rutzendorf, die potenziell ihren Weg auf die Äcker von Rutzendorf finden könnten. Davon wurden 3 Arten auch bei der 2. Kartierung dokumentiert: *Cannabis sativa*, *Euphorbia exigua*, *Euphorbia platyphyllos* ssp. *platyphyllos*. Die verbleibenden 29 Arten der 1. Kartierung beinhalten allerdings auch Arten, die eher nur am Ackerrand, kaum aber im Acker selbst überleben können. Hierzu zählen einjährige Arten, die zumeist an Wegrändern oder aber ruderal vorkommen wie *Atriplex saggitata*, *Carex hirta*, *Euclidium syriacum*, *Hordeum murinum*, *Lepidium densiflorum*, *Matricaria matricarioides*, *Sclerochloa dura* und *Sorghum halepense*, oder auch Arten der Halbtrockenrasen wie *Arabis auriculata*, die zwar noch an einem Rand zu einem Acker gefunden werden können, aber nicht im engeren Sinn zur potentiellen Ackerbegleitflora zählen. Zusätzlich finden sich in den Ökotonen (Weg-Acker, Halbtrockenrasen-Acker, Hecke-Acker...), die bei der 1. Kartierung untersucht wurden, auch ausdauernde Arten, wie *Rubus caesius*, oder mehrjährige Arten wie *Chondrilla juncea*, *Tussilago farfara* die zwar alle randständig aber nicht im Acker selbst zu finden sind. Damit bleiben folgende 18 Arten übrig, die aus der Umgebung auf die Flächen von Rutzendorf einwandern könnten: *Adonis aestivalis*, *Anchusa arvensis*, *Asperugo procumbens*, *Atriplex patula*, *Bromus japonicus*, *Camelina sativa*, *Caucalis platycarpos*, *Consolida orientalis*, *Diptotaxis muralis*, *Erophila verna*, *Erysimum repandum*, *Fumaria officinalis*, *Galinsoga parviflora*, *Matricaria chamomilla*, *Mentha arvensis*, *Persicaria maculosa*, *Portulaca oleracea*, *Veronica sublobata*.

Dass in den fünf Jahren, die zwischen der 1. und der 2. Umgebungskartierung lagen, keine der genannten 18 Segetalarten in die Flächen des Biobetriebes von Rutzendorf eingewandert ist, jedenfalls nicht dauerhaft, lässt den Schluss zu, dass die Wanderung der Segetalarten in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft wie dem Marchfeld, nur über längere Zeiträume wenn überhaupt von statten gehen kann. Da es wenig randliche Strukturen an den Äckern in der Umgebung von Rutzendorf gibt, fehlt ein Netz an Ackerrandstreifen, entlang dessen die Segetalarten wandern könnten. Daher bleibt das Vorkommen der Segetalarten lokal begrenzt. Darüber hinaus scheint die Etablierung einer neuen Art im Artenspektrum der Ackerbegleitflora aber noch von etlichen anderen Faktoren abzuhängen, denn selbst Segetalarten, die in den Blühstreifen von Rutzendorf ausgebracht wurden, konnten sich bisher nicht in der Ackerbegleitflora auf den Feldern von Rutzendorf dauerhaft etablieren. Es bedarf daher weiterführender Untersuchungen, um festzustellen, von welchen Faktoren die erfolgreiche Etablierung von Segetalarten auf neuen Flächen abhängt.

Vielfalt der Ackerbegleitflora und Blühstreifen

Zur Förderung der Biodiversität wurden, wie schon in den vorigen Kapiteln erwähnt, im Rahmen von MUBIL I-III am Biobetrieb Rutzendorf Blühstreifen entlang von Hecken und Baumreihen und zwischen Schlägen direkt in der Ackerfläche über Einsaat von Saatgut aus der Umgebung angebaut (Herbst 2003: 1,72 ha, Frühjahr 2007: 0,81ha und Herbst 2009/Frühjahr 2010: 1,25 ha, Herbst 2011/Frühjahr 2012: 0,35 ha Neuanlage, 0,11 ha Neuansaat bestehender Blühstreifen, siehe Teilprojekt 11).

Zur beobachteten Erhöhung der Artenvielfalt seit der Umstellung im Biolandbau auf den Ackerflächen könnte auch die Anlage und Pflege dieser Blühstreifen beigetragen haben. Zahlreiche wissenschaftliche Studien (Hole et al. 2004; Bengtsson et al. 2005; Weibull et al. 2003; Gaba et al. 2010) weisen auf eine Steigerung der Artenvielfalt im Acker mit zunehmender Heterogenität einer (kleinstrukturierten) Landschaft hin.

Die bessere Ausstattung des Betriebes Rutzendorf mit Landschaftselementen (Hecken und Blühstreifen, Brachen) kann sowohl einen direkten als einen indirekten Einfluss auf die Diversität der Ackerbegleitflora ausüben:

- Über die Aussaat von ausgewählten Arten: 25 der ausgesäten Arten konnten seit 2003 im Acker auf den Kleinparzellenversuchen gefunden werden. Es handelt sich sowohl um häufige Arten, die ohnehin im Acker vor der Ansaat zu finden waren (*Papaver rhoeas*, *Reseda lutea*), als auch um Rote Liste-Arten, die durch die Aussaat im Acker begünstigt wurden (*Agrostemma githago*, *Ajuga chamaepitys*), oder um ruderale Arten die gelegentlich aus den Blühstreifen auswandern (*Leonurus cardiaca*, *Anthemis tinctoria*, *Verbascum sp.*).
- Über die Zunahme der zoologischen Vielfalt (z.B. Wildbienen, Vögel): die Ergebnisse aus den Teilprojekten „Naturschutzbiologie/Wildbienen“ und „Avifauna“ zeigen, dass durch die Verbesserung der Landschaftsstruktur (Blühstreifen) eine Erhöhung der Vielfalt an Wildbienen und Vögeln beobachtet werden konnte. Diese können einen Einfluss auf die Vielfalt der Ackerbegleitflora über eine erhöhte Pollinisation der Kräuter durch Bienen oder verbesserte Ausbreitung von Diasporen durch die Avifauna ausüben.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Nach Schwankungen in den ersten Jahren der Untersuchungen kam es ab 2007 zu einem Anstieg der Artenzahlen in der Diasporenbank und auf der oberflächlichen Vegetation. In den folgenden Jahren gingen die Artenzahlen in der oberflächlichen Vegetation jedoch wieder zurück. Insgesamt blieben die Artenzahlen in der oberflächlichen Vegetation über die Jahre auf einem ähnlichen Niveau, wobei in den einzelnen Jahren immer nur ein kleiner Ausschnitt aus dem gesamten Artenspektrum auf den Äckern zu finden war.

Die langsame und unstete Entwicklung der Ackerbegleitflora am Biobetrieb Rutzendorf wird auf folgende Gründe zurückgeführt:

- Generell zeigt die Literatur, dass mehr typische Segetalarten in ökologisch bewirtschafteten als in konventionell bewirtschafteten Äckern vorgefunden werden (BENGTSSON et al. 2005, HOLE et al. 2005, NORTON et al 2006 etc.). Insbesondere auf mageren, sonnigen Standorten, die ökologisch bewirtschaftet werden, nimmt die Phytodiversität im Allgemeinen und der Anteil stark gefährdeter Segetalarten im Besonderen zu. Diese Standortbedingungen treffen allerdings nicht für den Biobetrieb Rutzendorf zu, der im pedologisch und klimatisch begünstigten Marchfeld liegt. Aufgrund dieser Voraussetzungen und der entsprechenden Nährstoffversorgung über die Fruchtfolge und organischen Düngung kam es auch am Biobetrieb meist zu einer guten Bestandesentwicklung der Kulturfrüchte.

- Die gute Bestandsentwicklung gepaart mit einer dichten Aussaat der Kulturfrucht bedingt einen hohen Deckungsgrad der Segetalarten durch die Kulturfrucht und wird daher als ein Grund für die geringe Bedeckung und Dichte der Segetalarten angesehen (seit Erreichen der Zielfruchtfolge wurde in den vergangenen 4 Jahren bei der Frühjahrserhebung durchschnittlich 0,5% Beikrautdeckung im Getreide, resp. 2,3% bei der Sommererhebung dokumentiert). Das erklärt auch, warum wenige seltene Arten vorgefunden wurden, ein Ergebnis, das im Gegensatz zu anderen Untersuchungen z.B. von GABRIEL et al. (2006) u.a. steht. Lichtdurchlässigere Getreidebestände mit geringeren Bestandesdichten und -höhen traten nur in Jahren mit geringen Frühjahrsniederschlägen auf. Diese Umstände bedeuteten aber auch für die Ackerwildkräuter ungünstige Wachstumsbedingungen. Zusätzlich erfolgt eine Beikrautregulierung bei Getreide und Erbse durch ein- bis zweimaliges Striegeln und beim Maisbestand durch ein bis zwei Hackgänge.
- Die Umgebungskartierungen zum Biobetrieb Rutzendorf zeigen, dass es nur geringe Unterschiede in der floristischen Ausstattung zwischen den biologisch resp. konventionell bewirtschafteten Ackerflächen gibt. Aufgrund dieser Ähnlichkeit des Arteninventars auf den Flächen des Biobetriebes zu jenem seiner unmittelbaren Umgebung kann auch kein deutlich verändernder Einfluss der Vegetation der Umgebung (etwa durch Einfliegen neuer Arten) auf die Ackerbegleitflora innerhalb der Versuchsflächen angenommen werden.
- Wie unsere Untersuchungen zeigen, ist für die Beschaffenheit d.h. die Zusammensetzung und Dichte der Ackerbegleitflora in erster Linie der Intensitätsgrad des Bewirtschaftungssystems bedeutsam. Das erklärt, warum die floristische Erhebung im Zuge der Umgebungskartierung nur geringe Unterschiede zwischen den konventionell und den biologisch bewirtschafteten Flächen aufzeigte: beide Betriebssysteme wirtschaften intensiv, wenn auch mit unterschiedlichen Methoden und vor allem unterschiedlichen Auswirkungen auf die Bodenfruchtbarkeit und damit der Nachhaltigkeit des Betriebssystems. Ein Betrieb wie Rutzendorf, dessen Humus- und Stickstoffbilanz auf Grund der Fruchtfolge positiv ist und damit nachhaltig wirtschaftet, kann der Ackerbegleitflora auf Grund der dichten Aussaat und engen Reihen und guter Bestandsentwicklung nicht den Lebensraum bieten, um in kurzer Zeitspanne einen größeren Artenreichtum zu entwickeln.
- Den größten Einfluss auf das Aufkommen der Ackerbegleitflora hat indirekt die Kulturfrucht, da bei jenen mit extensiver Bodenbearbeitung (Luzerne) und geringer Frühjahrsdeckung (Mais, Futtererbse) die Artenanzahl deutlich erhöht war. Die vorübergehende Erhöhung in der Deckung der Ackerbegleitflora stellt in den nachfolgenden Kulturen, entsprechend der Fruchtfolge, kein Problem dar. Lediglich eine starke Spätverunkrautung bei Erbse in Jahren mit feuchter Witterung zur Abreife führte zu Ernteproblemen. Generell konnte ein negativer Einfluss der biologischen Wirtschaftsweise auf die Wirtschaftlichkeit der Flächen durch einen erhöhten Deckungsdruck der Ackerbegleitflora auf die Kulturfrüchte nicht festgestellt werden. Auch das Auftreten von Wurzelunkräutern, wie die Ackerkratzdistel, war bisher gering und konnte über die Fruchtfolge reguliert werden
- Die unterschiedlichen Düngungsvarianten zeigten keinen Einfluss auf die Entwicklung der Ackerbegleitflora oder die Diasporenbank. Da die meisten Kleinparzellenversuche jedoch erst zwei - bis dreimal gedüngt wurden, ist zur Bearbeitung dieser zentralen Frage eine kontinuierliche Fortführung des Monitorings von entscheidender Bedeutung.
- Die Diasporenmengen im Boden sind generell gering (Durchschnitt 2010: 7376 m⁻²) und zeigen eine mit der Kulturfrucht bzw. Oberflächenvegetation korrelierende Schwankung. Somit ist das Artenpotential an Ackerbegleitflora am Standort relativ gering, und die Zufuhr von Samen von außen unverzichtbar für eine erhöhte Biodiversität.

- Obwohl immer wieder keimfähige Diasporen im Rindermist auftauchen, ist eine Zufuhr an Samen über den von außen eingebrachten Stallmist oder Kompost unwahrscheinlich, da bisher ausschließlich Arten, die auch in der Diasporenbank der Parzellen von den Kleinparzellenversuchen vorkamen, zur Keimung kamen.

Weitere Untersuchungsjahre würden die positiven Entwicklungstrends der Ackerbegleitflora seit der Umstellung im biologischen Landbau bestätigen und die offenen Fragen beantworten: Einfluss der verschiedenen Düngungsvarianten, Einfluss der Umgebungsvegetation, der organischen Düngung und der Nützlings- und Blühstreifen für die Zufuhr von Samen, etc.

Als Empfehlung zur Erhöhung der Diversität der Ackerbegleitflora könnten Streifen im Acker mit geringerer Aussaatdichte und damit geringerer Bestandsdichte angelegt werden. Weiters könnten Striegelfenster in der Beikrautregulierung eingerichtet werden, um die Ackerbegleitflora zu stärken.

LITERATUR

- Albrecht, H. (2005): Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* 45, 339-350.
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A.C. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42: 261-269
- Bernhardt, K.-G. (1991): Die Samenbank und ihre Anwendung im Naturschutz. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 20, 883-892.
- Bernhardt, K.-G. (1996): Möglichkeiten des Naturschutzes für den Erhalt von Genressourcen. *Zeitschrift für Genressourcen* 2, 114-129.
- Bernhardt, K.-G.; Hurka, H. (1989): Dynamik des Samenspeichers in einigen mediterranen Kulturböden. *Weed Research* 29, 247-254.
- Bernhardt, K.-G.; Laubhahn, D. (2006): *Crambe hispanica*, der Spanische Meerkohl (Brassicaceae) als Kulturbegleiter. *Neilreichia* 4: 121-124
- Bernhardt, K.-G.; Laubhahn, D. & Kropf, M. (2008): *Chorispra tenella*, *Diploaxis eruroides* und *Capsella rubella* (Brassicaceae) in Wien und Niederösterreich. *Neilreichia* 5: 211-216
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3. Aufl. Wien: Springer.
- Champness, S. S. (1949): Note on the technique of sampling soil to determine the content of buried viable seeds. *Grass and Forage Science* 4, 115-115.
- Fischer, A.; Bernhardt, K.-G. (1993): Untersuchungen zur Vegetation und zum Diasporenvorrat von Ackerrandstreifen und konventionell genutzten Ackerinneren. In: Bernhardt, K.-G., Hurka, H., Poschlod, P. (Hrsg.): *Biologie semiaquatischer Lebensräume*. Solingen, 75-85.
- Frieben, B. (1990): Bedeutung des organischen Landbaus für den Erhalt von Ackerwildkräutern. *Natur und Landschaft* 65, 379-382.
- Gaba S., Chauvel B., Dessaint F., Bretagnolle V., Petit S. (2010): Weed species richness in winter wheat increases with landscape heterogeneity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 138 – 318-323
- Hole, D. G.; Perkins, A. J.; Wilson, J. D. et al. (2005): Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122, 113-130.
- Jaccard, P. (1908): Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bulletin de la Société Voudoise de Sciences Naturelles* 44, 223-370.
- Jensen, H. A. (1969): Content of buried seeds in arable soil in Denmark and its relation to the weed population. *Dansk Botanisk Archiv* 27, 1-57.

- Kaar, B. & Freyer, B. (2008): Weed species diversity and cover-abundance in organic and conventional winter cereal fields and 15 years ago. In: IFOAM, ISOFAR (eds.), 16th IFOAM Organic World Congress; Cultivating the Future Based on Science, Vol. 2 Livestock, Socio-economy and Cross disciplinary Research in Organic Agriculture, 16th IFOAM Organic World Congress; Cultivating the Future Based on Science, 16.-20. Juni 2008, Modena <http://orgprints.org>
- Kaar, B. (2003): ÖPUL-Evaluierung: Erhebung der Beikrautflora in biologisch und konventionell bewirtschafteten Getreideäckern Oberösterreichs in Bezug zur Umsetzung von ÖPUL-Maßnahmen. Institut für Ökologischen Landbau, Universität für Bodenkultur, Wien.
- Kaar, B. & Freyer, B. (2008): Weed species diversity and cover-abundance in organic and conventional winter cereal fields and 15 years ago. In: IFOAM, ISOFAR (eds.), 16th IFOAM Organic World Congress; Cultivating the Future Based on Science, Vol. 2 Livestock, Socio-economy and Cross disciplinary Research in Organic Agriculture, 16th IFOAM Organic World Congress; Cultivating the Future Based on Science, 16.-20. Juni 2008, Modena <http://orgprints.org>
- Kiefer, S.; Poschod, P. (1996): Restoration of fallow or afforested calcareous grasslands by clear-cutting. In: Settele, J., Margules, C., Poschod, P., Henle, K. (Hrsg.): Species survival in fragmented landscapes. Dordrecht, Boston, London: Kluwer Academic Publishers, 209-218.
- König, W.; Sunkel, R.; Necker, U. et al. (1989): Alternativer und Konventioneller Landbau - Vergleichsuntersuchungen von Ackerflächen auf Lößstandorten im Rheinland. Schriftenreihe der Landesanstalt für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein-Westfalen 11, 1-186.
- Kropác, Z. (1966): Estimation of weed seeds in arable soil. *Pedobiologia* 6, 105-128.
- Lacko-Bartošová, M.; Minár, M.; Vranovská, Z.; Štrasser, D. (2000): Weed seed bank in ecological and integrated farming system. *Rostlinná Výroba* 46, 319-324.
- Londo, G. (1975): Information über Struktur, Dynamik und ihr Zusammenhang durch Dauerquadrat-Untersuchungen. In: Schmidt, W. (Hrsg.): Sukzessionsforschung. Vaduz: Cramer, 89-105.
- Lundkvist, A.; Salomonsson, L.; Karlsson, L.; Dock Gustavsson, A. (2008): Effects of organic farming on weed flora composition in a long term perspective. *European Journal of Agronomy* 28, 570-578.
- Niklfeld, H. (1999): Rote Listen gefährdeter Pflanzen Österreichs. Grüne Reihe des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie, Band 10.
- Oesau, A. (2000): "Ökologische Bodenbewirtschaftung" in Wörrstadt-Rommersheim 1995-2004: Zwischenbericht 2000 (preprint), in Bodenbearbeitung und Bodengesundheit: Zwischenergebnisse im Projekt Ökologische Bodenbewirtschaftung in Wörrstadt-Rommersheim (Rheinessen, Rheinland-Pfalz), page 47-56. Schriftenreihe der Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz, Mainz 13 (2002). Landesanstalt für Pflanzenbau und Pflanzenschutz, Mainz und Stiftung Ökologie und Landbau, Bad Dürkheim. <http://orgprints.org>
- Pfiffner, L. & Balmer, O. (2009): Biolandbau und Biodiversität. Faktenblatt. Forschungsinstitut für biologischen Landbau (FiBL)
- Plakolm, G. (1989): Unkrauterhebungen in konventionell und biologisch bewirtschafteten Getreideäckern Oberösterreichs. Dissertation, BOKU
- Rasmussen, I. A.; Askegaard, M.; Olesen, J. E.; Kristensen, K. (2006): Effects on weeds of management in newly converted organic crop rotations in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 184-195.
- Schmidt, W. (1974): Die vegetationskundliche Untersuchung von Dauerprobeflächen. *Mitteilungen der floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft* 17, 103-106.
- Schratt L. (1990): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen Niederösterreichs, 1. Fassung. Institut für Botanik der Universität Wien. Unpublished.
- Sean, C.; Klonsky, K.; Livingstone, P.; Temple, S. T. (1999): Crop yield and economic comparisons of organic, low-input, and conventional farming systems in California's Sacramento Valley. *American Journal of Alternative Agriculture* 14, 109-121.
- Sjursen, H., Brandsaeter, L.O., Seljasen, R. (2008). Change in the weed seed bank during the first four years of a five-course crop rotation with organically grown vegetables. 16th IFOAM Organic World Congress, Modena, Italy, June 16-20. 2008. <http://orgprints.org>

Wedenig, D. (2012): Biodiversität im Intensivagrarland: Verteilungsmuster, Vergesellschaftung und Refugien von Ackerwildkräutern im österreichischen Marchfeld, Diplomarbeit, Universität Wien 2011

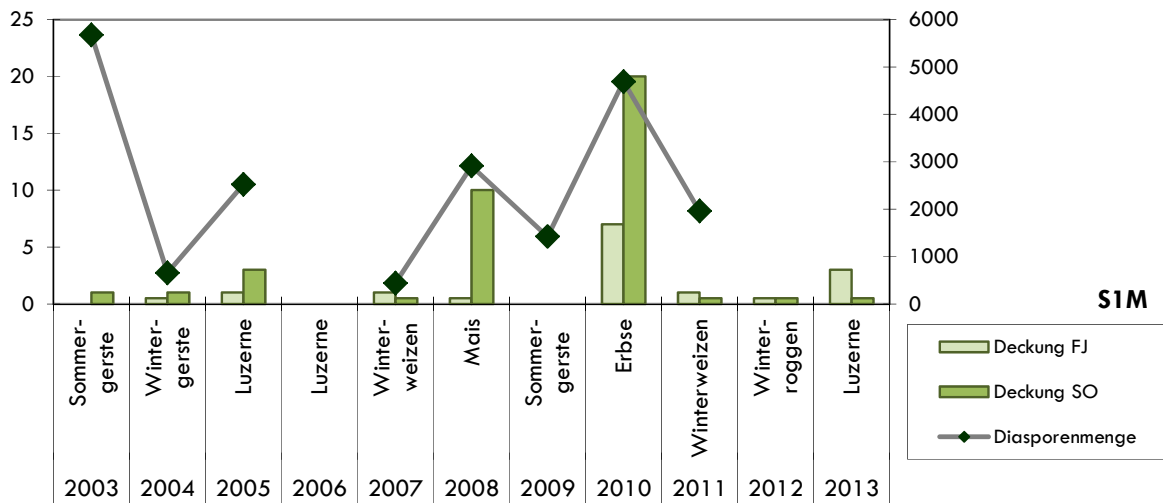
Weibull, A.-C.; Östmann, Ö., Granqvist, A. (2003): Species richness in agroecosystems: the effect of landscape, habitat and fram management. *Biodiversity and Conservation* 12, 1335-1355.

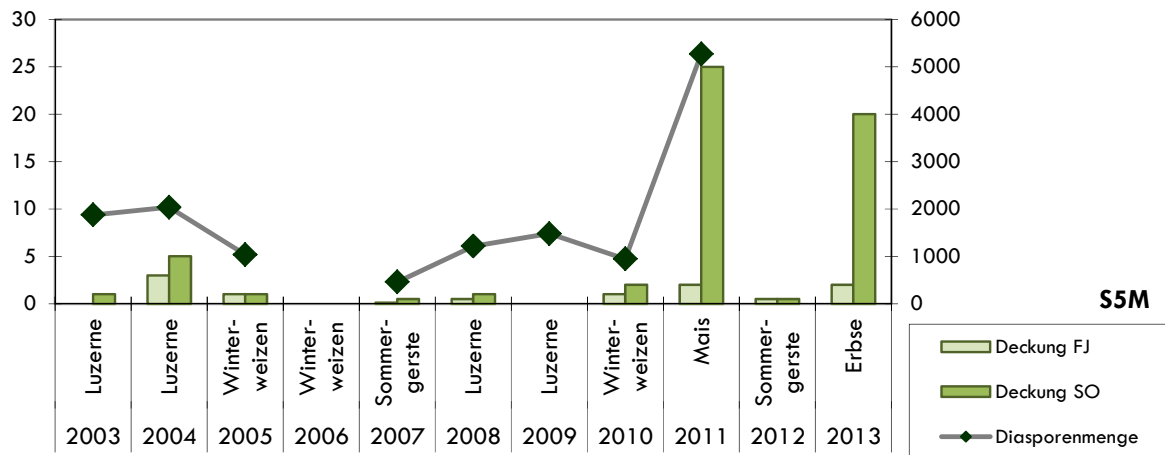
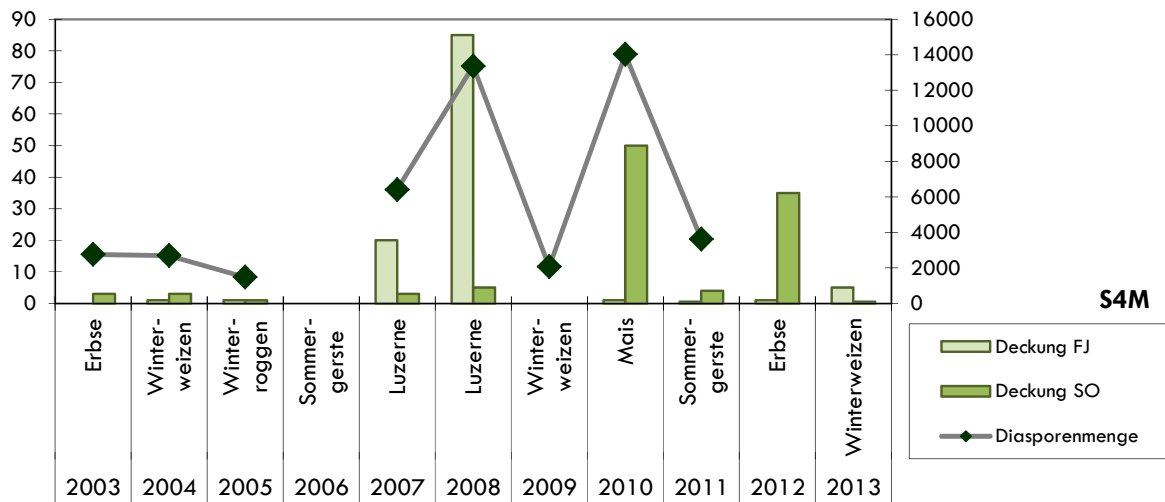
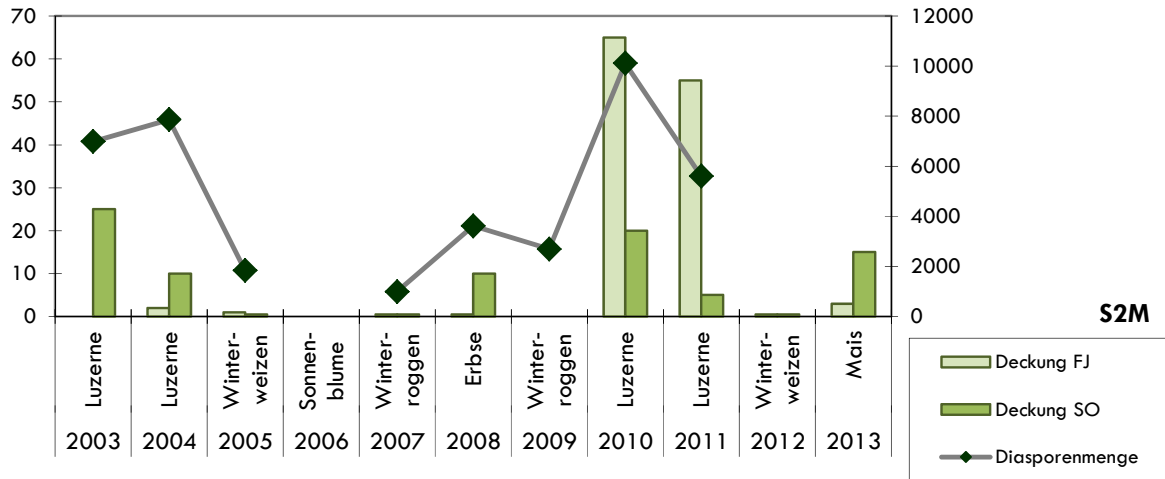
ANHANG

Tabelle 4.5-1: Deckungswerte der Kulturarten und Ackerwildkräuter in den Untersuchungsjahren 2003 bis 2013 in Prozent nach Schmidt (1974). +: mehrere Individuen aber Deckung <0,5 %.

		S1M	S2M	S3M	S4M	S5M	S6M	S7M	S8M	SK	
2013		<i>Luzerne</i>	<i>Mais</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Erbse</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Wi-Roggen</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Wi-Durum</i>	
	Frühjahr	Frucht	90	20	80	65	30	25	100	100	100
		Beikraut	3	3	+	5	2	+	+	2	0
	Sommer	Frucht	100	55	100	100	80	100	100	100	100
Beikraut		+	15	+	+	20	+	+	3	+	
2012		<i>Wi-Roggen</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Erbse</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Mais</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Zwiebel</i>	
	Frühjahr	Frucht	80	70	65	30	60	5	70	2	1
		Beikraut	+	+	15	1	+	+	+	3	0
	Sommer	Frucht	100	60	70	45	80	20	95	50	60
Beikraut		+	+	+	35	+	+	+	20	+	
2011		<i>Wi-Weizen</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Luzerne</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Mais</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Erbse</i>	<i>Wi-Roggen</i>	<i>Wi-Durum</i>	
	Frühjahr	Frucht	60	45	30	10	5	45	15	60	35
		Beikraut	1	55	45	+	2	2	1	+	+
	Sommer	Frucht	95	95	90	85	90	85	65	85	80
Beikraut		+	5	10	4	25	1	20	5	+	
2010		<i>Erbse</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Wi-Roggen</i>	<i>Mais</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Luzerne</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Karotte/Soja</i>	
	Frühjahr	Frucht	55	20	75	5	55	65	25	55	5
		Beikraut	7	65	2	1	1	45	1	1	+
	Sommer	Frucht	90	70	75	75	70	95	55	55	95
Beikraut		20	20	15	50	2	30	5	5	+	
2009		<i>So-Gerste</i>	<i>Wi-Roggen</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Erbse</i>	<i>Wi-Durum</i>	
	Keine Aufnahmen										
2008		<i>Mais</i>	<i>Erbse</i>	<i>Erbse</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>Wi-Weizen</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Kartoffel</i>	
	Frühjahr	Frucht	+	30	25	65	35	50	50	40	0
		Beikraut	+	+	+	85	+	+	+	+	0
	Sommer	Frucht	70	65	75	100	100	95	95	75	95
Beikraut		10	10	10	5	1	+	+	3	0	
2007		<i>Wi-Weizen</i>	<i>Wi-Roggen</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Luzerne</i>	<i>So-Gerste</i>	<i>Erbse</i>	<i>Luzerne</i>	<i>Mais</i>	<i>Wi-Durum</i>	
	Frühjahr	Frucht	60	60	10	65	50	5	95	k.A.	100
		Beikraut	1	+	+	20	r	+	4	k.A.	0
	Sommer	Frucht	65	55	55	90	70	85	70	46	100
Beikraut		+	+	1	3	+	5	1	5	0	

2006	Keine Aufnahmen										
	Luzerne	So-Blume	Mais	So-Gerste	Wi-Weizen	Triticale	Luzerne	Wi-Weizen	Zwiebel		
2005	Luzerne Wi-Weizen Wi-Weizen Wi-Roggen Wi-Weizen Wi-Weizen Triticale Luzerne Wi-Weizen										
	Frühjahr	Frucht	60	75	80	80	75	50	70	70	80
		Beikraut	1	1	1	1	1	1	1	1	0
	Sommer	Frucht	85	70	80	75	75	65	70	75	100
Beikraut		3	+	+	1	1	1	3	3	r	
2004	W-Gerste Luzerne Luzerne Wi-Weizen Luzerne Luzerne Wi-Roggen Luzerne Rübe										
	Frühjahr	Frucht	85	85	85	75	90	85	80	95	5
		Beikraut	+	2	20	1	3	10	1	1	0
	Sommer	Frucht	70	100	90	75	100	100	80	99	60
Beikraut		1	10	15	3	5	10	1	1	0	
2003	So-Gerste Luzerne Luzerne Erbse Luzerne Luzerne Erbse Triticale Hartweizen										
	Sommer	Frucht	65	80	50	95	100	100	65	75	100
		Beikraut	1	25	5	3	1	1	20	1	0





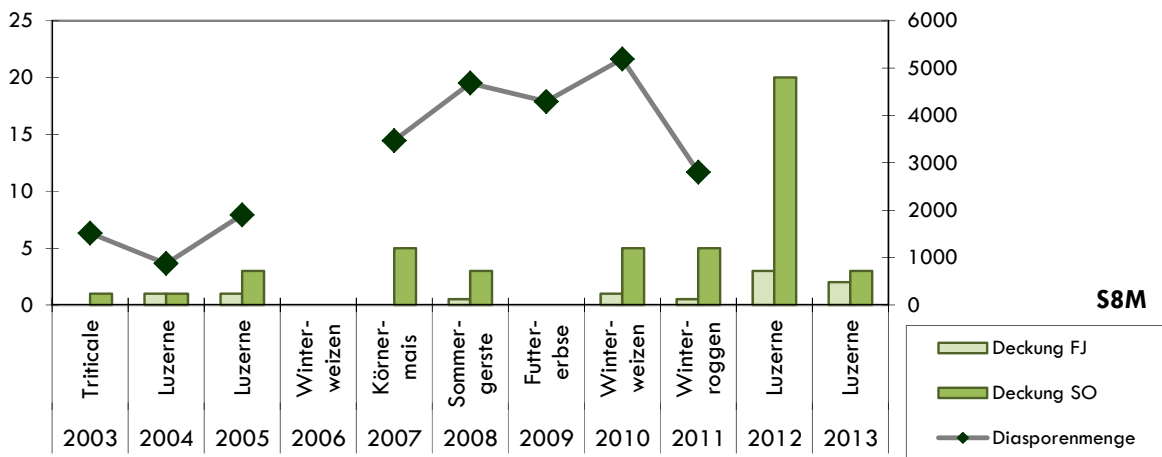
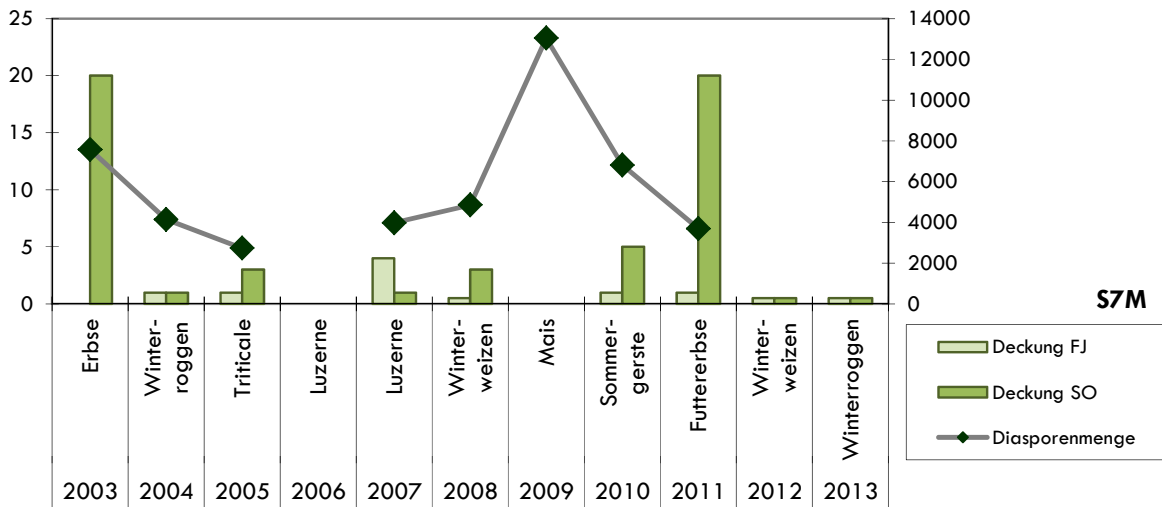
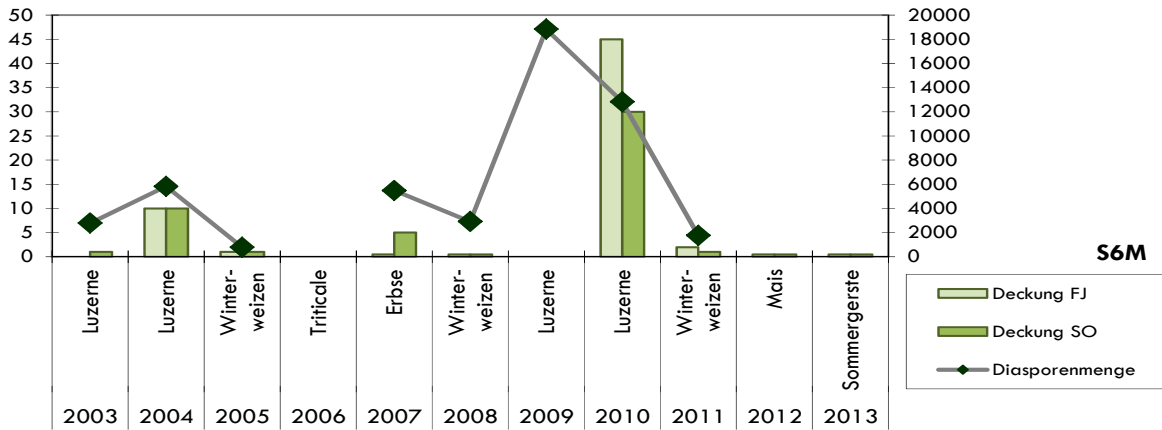


Abbildung 4.5-8: Entwicklung der Deckung in der Ackerbegleitflora und der Diasporenmenge in Zusammenhang mit der Kulturfolge für die Schläge S1M, S2M, S4M, S5M, S6M, S7M und S8M. links: Deckung (%), rechts: Diasporen je m². Achtung: Unterschiedliche Skala je Schlag!

Tabelle 4.5-2: Artenliste der oberflächlichen Vegetation und der Diasporenbank (2003-2013). 2006 und 2009 wurden keine Vegetationserhebungen durchgeführt. 2013 wurde die Diasporenbank nicht untersucht.

x: gelegentliches, über die Jahre unregelmäßiges Vorkommen; 1: regelmäßiges, aber geringes Vorkommen; 5: regelmäßiges und häufiges Vorkommen, aber nicht in allen Kulturen; 10: regelmäßiges und sehr häufiges Vorkommen, in allen Kulturen

Arten	OV	DB	Arten	OV	DB	Arten	OV	DB
cf. <i>Abutilon theophrastii</i>		x	<i>Dipsacus spec.</i>	x		<i>Plantago lanceolata</i>	x	
<i>Acer negundo</i>	1		<i>Dracocephalum moldavicum</i>	x		<i>Plantago major</i>	x	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	x		<i>Echinochloa crus-galli</i>	x	x	<i>Poa annua</i>		x
<i>Aconitum sp.</i>	x		<i>Elymus repens</i>	x		<i>Poa trivialis</i>	x	
<i>Aethusa cynapium</i>	x	x	<i>Elymus sp.</i>	x		<i>Polygonum aviculare</i>	10	5
<i>Agrostemma githago</i>	x		<i>Epilobium ciliatum</i>		x	<i>Populus tremula</i>	x	
<i>Agrostis capillaris</i>		x	<i>Epilobium dodonaei</i>		x	<i>Populus x canescens</i>		x
<i>Ajuga chamaepitys</i>	1		<i>Epilobium hirsutum</i>		x	<i>Populus sp.</i>	x	
<i>Amaranthus albus</i>	1	x	<i>Epilobium parviflorum</i>		x	<i>Prunus mahaleb</i>	x	x
<i>Amaranthus blitoides</i>		x	<i>Epilobium tetragonum</i>		x	<i>Reseda lutea</i>	1	
<i>Amaranthus deflexus</i>	x		<i>Eragrostis minor</i>		x	<i>Robinia pseudacacia</i>	x	x
<i>Amaranthus powellii</i>	5	5	<i>Erigeron annuus</i>	x	x	<i>Rosa sp.</i>	x	
<i>Amaranthus retroflexus</i>	5		<i>Erodium cicutarium</i>	x		<i>Rumex conglomeratus</i>	x	
<i>Amaranthus sp.</i>	x	x	<i>Eruca sativa</i>	x		<i>Rumex obtusifolius</i>	x	
<i>Anagallis arvensis</i>	5	1	<i>Erucastrium gallicum</i>	x		<i>Sagina procumbens</i>	x	
<i>Anagallis foemina</i>	x		<i>Euphorbia falcata</i>	x		<i>Salix spec.1</i>		x
<i>Anthemis austriaca</i>	1		<i>Euphorbia helioscopia</i>	1	x	<i>Salix spec. 2</i>		x
<i>Anthemis tinctoria</i>	x		<i>Euphorbia peplus</i>	x	x	<i>Sambucus nigra</i>	x	
<i>Anthriscus caucalis</i>	x		<i>Fallopia convolvulus</i>	10	10	<i>Saxifraga tridactylites</i>		x
<i>Apera spica-venti</i>	x		<i>Filago arvensis</i>	x		<i>Scleranthus annuus</i>		x
<i>Arctium lappa</i>	x		<i>Fraxinus excelsior</i>	x		<i>Senecio vernalis</i>	x	
<i>Arctium sp.</i>	x		<i>Fumaria vaillantii</i>	1	x	<i>Senecio vulgaris</i>	x	x
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	x	x	<i>Galinsoga ciliata</i>		x	<i>Setaria viridis</i>	x	
<i>Arrhenatherum elatius</i>		x	<i>Galium aparine</i>	1	x	<i>Silene latifolia</i>	x	
<i>Berteroa incana</i>	x		<i>Galium spurium</i>	x		<i>Silene noctiflora</i>	1	x
<i>Betula pendula</i>		x	<i>Geranium pusillum</i>	x		<i>Sinapis arvensis</i>	1	
<i>Brassica rapa</i>	x		<i>Geranium sp.</i>	x		<i>Sisymbrium loeselii</i>	x	x
<i>Bromus sterilis</i>	x		<i>Helminthotheca echioides</i>	x		<i>Sisymbrium orientale</i>	x	
<i>Bromus tectorum</i>	x	x	<i>Holcus lanatus</i>	x		<i>Solanum nigrum</i>	1	
<i>Buddleja speciosa</i>		x	<i>Hyoscyamus niger</i>	x		<i>Solanum nigrum subsp. schultesii</i>	x	x
<i>Calamagrostis epigejos</i>		x	<i>Hypericum tetrapterum</i>		x	<i>Solidago canadensis</i>		x
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	1	1	<i>Juglans regia</i>	x		<i>Sonchus asper</i>	1	x
<i>Cardamine flexuosa</i>		x	<i>Kickxia elatine</i>	x		<i>Sonchus oleraceus</i>	1	x
<i>Cardamine hirsuta</i>		x	<i>Kickxia spuria</i>	x		<i>Spergula arvensis</i>		x
<i>Carduus acanthoides</i>	1		<i>Lactuca serriola</i>	x	x	<i>Stachys annua</i>	10	10
cf. <i>Buddleja davidii</i>		x	<i>Lamium amplexicaule</i>	10	10	<i>Stellaria media</i>	10	10
<i>Chenopodium album</i>	10	10	<i>Lamium purpureum</i>	x		<i>Taraxacum officinale</i>	1	x
<i>Chenopodium hybridum</i>	5	x	<i>Lapsana communis</i>	x		<i>Thlaspi arvense</i>	x	
<i>Chenopodium polyspermum</i>	1		<i>Lathyrus tuberosus</i>	x		<i>Trifolium hybridum</i>	x	
<i>Cirsium arvense</i>	5	x	<i>Lathyrus cf. pratensis</i>	x		<i>Trifolium ochroleucon</i>	x	
<i>Clematis vitalba</i>	x	x	<i>Leontodon hispidus</i>	x		<i>Trifolium pratense</i>	1	x
<i>Consolida regalis</i>	x		<i>Leonurus cardiaca</i>	x		<i>Trifolium pratense subsp. sativum</i>		x
<i>Convolvulus arvensis</i>	x		<i>Lolium perenne</i>	x		<i>Trifolium repens</i>	x	
<i>Conyza canadensis</i>	1	1	<i>Medicago lupulina</i>	x		<i>Tripleurospermum inodorum</i>	5	5
<i>Crambe hispanica</i>	x	x	<i>Melilotus alba</i>	x		<i>Urtica dioica</i>	x	x
<i>Crepis biennis</i>	x		<i>Melilotus officinalis</i>	x		<i>Verbascum densiflorum</i>		x
<i>Crepis setosa</i>	x		<i>Mentha piperita agg.</i>		x	<i>Verbascum sp.</i>	x	
<i>Cynoglossum officinale</i>	x		<i>Mercurialis annua</i>	10	10	<i>Veronica arvensis</i>	x	
<i>Dactylis glomerata</i>	x		<i>Microrrhinum minus</i>	x	x	<i>Veronica hederifolia</i>	1	x
<i>Datura stramonium</i>	1	x	<i>Microthlaspi perfoliatum</i>	x		<i>Veronica peregrina</i>		x
<i>Deschampsia cespitosa</i>		x	<i>Myosotis arvensis</i>	x		<i>Veronica persica</i>	x	
<i>Descurainia sophia</i>	5	5	cf. <i>Neslia paniculata</i>	x		<i>Veronica polita</i>	10	10
<i>Digitaria sanguinea</i>		x	<i>Panicum miliaceum</i>	x		<i>Veronica triloba</i>	1	
<i>Dinacrusa hirsuta</i>	x		<i>Papaver rhoeas</i>	1	x	<i>Vicia vilosa</i>	x	
<i>Diploaxis erucoides</i>		x	<i>Persicaria sp.</i>		x	<i>Viola arvensis</i>	5	5

Tabelle 4.5-3: Artenliste der Umgebungskartierung und der Transektkartierung in Rutzendorf, wobei die Umgebungskartierung auf den konventionell bewirtschafteten Flächen in die Transektachsen N, O, S, W und die Kartierung in Rutzendorf auf die Transekte S-N und W-O aufgeschlüsselt sind.

Arten	Bio S-N	Bio W-O	Konv. N	Konv. O	Konv. S	Konv. W
<i>Amaranthus retroflexus</i>	•			•	•	•
<i>Amaranthus powellii</i>	•		•	•	•	•
<i>Arctium lappa</i>	•	•				
<i>Cannabis sativa</i>				•		
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	•					
<i>Cardaria draba</i>	•					•
<i>Chenopodium album</i>	•	•	•	•	•	•
<i>Chenopodium ficifolium</i>	•	•				
<i>Chenopodium hybridum</i>	•	•		•	•	•
<i>Cirsium arvensis</i>	•	•			•	•
<i>Convolvulus arvensis</i>	•	•	•		•	•
<i>Descurainia sophia</i>	•		•			
<i>Elymus repens</i>	•	•	•		•	•
<i>Euphorbia exigua</i>				•		
<i>Euphorbia helioscopia</i>		•		•	•	
<i>Euphorbia platyphyllos</i>			•	•		
<i>Fallopia convolvulus</i>	•	•	•	•	•	
<i>Fumaria vaillantii</i>	•		•	•	•	
<i>Galium aparine</i>	•			•	•	
<i>Galium molugo</i>	•					
<i>Geranium pusillum</i>		•				
<i>Lactuca serriola</i>	•					
<i>Lamium amplexicaule</i>	•			•		
<i>Lathyrus pratense</i>	•				•	•
<i>Mercurialis annua</i>	•	•	•	•	•	•
<i>Papaver rhoeas</i>			•		•	
<i>Polygonum aviculare</i>	•	•	•	•	•	•
<i>Reseda lutea</i>	•			•		
<i>Silene latifolia</i>	•	•				
<i>Solanum nigrum</i>	•	•	•			
<i>Stachys annua</i>	•	•	•	•	•	•
<i>Stellaria media</i>	•	•		•	•	
<i>Taraxacum officinale</i>	•	•			•	•
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	•	•	•	•	•	
<i>Valerianella locusta</i>	•	•				
<i>Veronica hederifolia</i> ssp. <i>triloba</i>	•	•		•		
<i>Veronica polita</i>	•	•	•	•	•	
<i>Viola arvensis</i>	•	•	•		•	

4.6 TEILPROJEKT 11: WILDBIENEN / NATURSCHUTZBIOLOGIE

Auswirkung von Blühstreifen auf die Vegetation und Wildbienenfauna

BearbeiterInnen: B. Pachinger, B. Prochazka, G. Bassler, M. Seiberl, M. Kriechbaum, W. Holzner
 Institut für Integrative Naturschutzforschung, Department für Integrative Biologie und Biodiversitätsforschung, BOKU Wien.

ZUSAMMENFASSUNG / SUMMARY

Ziel des Projektes war die Untersuchung von am Biobetrieb Rutzendorf angelegten Blühstreifen in Hinblick auf die Vegetation und Wildbienenfauna. Ein Teil dieser Blühstreifen blieb der natürlichen Sukzession überlassen. In die anderen Teilflächen wurden verschiedene Saatgutmischungen mit regional heimischen Wildpflanzenarten und eine in der Landwirtschaft übliche Blühmischung (Wildäsungsmischung) eingesät. Im Gegensatz zu den Wildkrautmischungen blieben die Flächen mit spontaner Sukzession sowohl von Seiten der Flora als auch von Seiten der Wildbienenfauna über lange Zeit artenarm.

Beim Vergleich der Wildkraut- mit der Wildäsungsmischung zeigten sich die Wildkrautstreifen von Seiten der Flora artenreicher, bei den Erhebungen der Wildbienenfauna konnten ebenfalls in der Variante Wildkrautmischung signifikant höhere Artenzahlen und Häufigkeiten festgestellt werden.

Die Untersuchung der Auswirkungen verschiedener Pflegemaßnahmen (Bodenbearbeitung, Nachsaat, keine Bodenbearbeitung) zeigten im zweiten Jahr nach Versuchsstart keine signifikanten Unterschiede im Hinblick auf die Artendiversität der Wildbienen. Bei der Variante ohne Bodenbearbeitung war jedoch eine leichte Verschiebung hin zu konkurrenzstarken Pflanzenarten zu beobachten.

Flowering field strips were established during the project. Partly they were sown with regional wild plant species, partly with mixtures commonly used in agriculture. Other parts were left to natural succession. In contrast to wild plant mixtures, in plots left to natural succession a low floristic diversity and only few wild bee species were documented for a long time.

Wild plant strips compared to commonly used strips showed higher plant diversity with rare species in wild plant stripes. Also diversity and number of wild bees per transect were significantly higher in these strips. Looking at the different management of the flowering field strips, diversity of vegetation and wild bee fauna did not show any significant difference, but a slight increase of highly competitive plants was observed in management without tilling.

EINLEITUNG

Um dem Verlust der Biodiversität in den Europäischen Agrarlandschaften entgegen zu wirken, wurden in verschiedenen europäischen Ländern Agrar-Umweltprogramme ins Leben gerufen. In Österreich wird so die Anlage von Nützlings- und Blühstreifen im Rahmen der Maßnahmen „Biologische Wirtschaftsweise“ und „Umweltgerechte Bewirtschaftung von Acker- und Grünlandflächen (UBAG)“ gefördert. Die Effektivität dieser Streifen ist sowohl in Hinblick auf eine Verbesserung der Phytodiversität als auch für Wildbienen als wichtige Bestäuber eine bedeutende Frage.

Zu Projektstart 2003 zeigten sich nicht nur die Ackerflächen, sondern auch Saum- und Rainflächen eintönig und artenarm. Da Landschaftselemente wie Hecken, Säume oder Blühstreifen Schlüsselfaktoren für den Artenreichtum in der Landschaft darstellen (z.B. Thies & Tschardt 1999, Haaland & Bersier 2011), wurden zur Förderung der Biodiversität im Rahmen von MUBIL I-III Blühstreifen (Ökostreifen) sowohl entlang von Hecken und Baumreihen als auch zwischen den Schlägen direkt in der Ackerfläche angelegt. MUBIL IV setzte die Neuanlage zusätzlicher Blühstreifen inmitten der Ackerschläge fort. Mit der damit erreichten Vernetzung der einzelnen Blühstreifen untereinander und zum Umland soll ein wesentlicher Beitrag zur Erhöhung der Biodiversität in der intensiv genutzten Landschaft geleistet werden.

Für die Entwicklung artenreicher Blühstreifen ist neben anderen Faktoren die Entfernung zu naturnahen Flächen, aus denen geeignete Pflanzenarten zuwandern können, entscheidend. Am Biobetrieb Rutzendorf ist diese Entfernung zu groß; Einsaat mit Saatgut, wenn möglich aus der Umgebung, ist an diesem Standort die einzige Möglichkeit für eine Erhöhung der Pflanzenvielfalt. Im Rahmen dieses Projektes wurden Versuche zur Erhöhung der Pflanzenvielfalt und des Blühangebotes durchgeführt. Als Erfolgskontrolle wurde neben der Diversität der Wildkräuter und dem Auftreten seltener Arten die Bewertung der Blühstreifen als Lebensraum für Wildbienen herangezogen.

THEMA UND ZIELE DER ARBEIT

Ziele:

- Erhöhung der Pflanzenvielfalt in ausgewählten Landschaftselementen, Etablierung seltener Pflanzenarten
- Förderung der Bestäuber mittels Blühstreifen, Verbesserung des Lebensraumes für Wildbienen
- Hintanhaltung von bereits vorhandenen Problemunkräutern
- Schaffung „herzeigbarer“ Blühstreifen zur Verbesserung der Akzeptanz unter den Landwirten und in der Bevölkerung
- Dokumentation der Veränderung der Wildbienenfauna und der Vegetation infolge der Ansaaten von Blühstreifen und deren Pflege
- Anlage zusätzlicher Blühstreifen am Betrieb zur Schaffung einer blühenden Landschaft und zur Verbesserung der Biotopvernetzung
- Überprüfung der Auswirkungen der Vorgaben der ÖPUL-Maßnahmen „Nützlings- und Blühstreifen“ auf die Biodiversität (Wildkräuter, Wildbienen)

Folgende Forschungsfragen werden gestellt:

- Welchen Beitrag können Blühstreifen zur Erhöhung der Biodiversität der Flora und der Wildbienenfauna am Standort Rutzendorf leisten?
- Von welchen Faktoren ist eine effektive Förderung der Wildbienenfauna mittels Blühstreifen abhängig?
- Wie wirken sich die Blühstreifen auf die Diversität der Ackerwildkräuter aus?
- Welche Bedeutung hat das Alter der Blühstreifen?
- Welche Bedeutung kommt der Zusammensetzung der unterschiedlichen Blümmischungen zu?
- Durch welche Pflegemaßnahmen kann auf Blühstreifen eine möglichst hohe Artenvielfalt erhalten werden?

HERLEITUNG DER ARBEITSHYPOTHESEN

Zahlreiche Autoren zeigen das Ansteigen der Diversität sowohl der Flora als auch der Wildbienenfauna durch die Schaffung von naturnahen Habitaten in der agrarisch genutzten Landschaft (z.B. Bürger 2004, Albrecht et al. 2007, Potts et al., 2010) auf. Blühstreifen können als solche Rückzugsräume fungieren (Haaland et al. 2011, Pachinger 2013).

Durch die Anlage und Verbesserung von Landschaftselementen und die Umstellung auf eine biologische Wirtschaftsweise wird daher eine Steigerung der Diversität der Flora und Fauna am Biobetrieb Rutzendorf angenommen. Für eine positive Entwicklung der Blühstreifen gilt folgende Arbeitshypothese: Durch Initialaussaaten von Wildpflanzenarten, die in den Ackerlandschaften des Marchfeldes früher verbreitet waren, werden die als Blühstreifen angelegten Flächen sehr viel arten- und blütenreicher und Problemunkräuter werden in ihrem Wachstum wesentlich eingeschränkt. Von Seiten der Wildbienen wird gerade durch die Anlage der Blühstreifen eine Erhöhung der Diversität durch das zusätzlich entstehende Angebot diverser Pollenfutterpflanzen und Nisthabitate angenommen.

MATERIAL UND METHODEN

Anlage und Management der Blühstreifen

Im Rahmen dieses Teilprojektes wurden die Anlage und das Management von sechs Meter breiten Blühstreifen für die Arten- und Nützlingsförderung durchgeführt (Herbst 2003: 1,72 ha; Frühjahr 2007: 0,81 ha und Herbst 2009/Frühjahr 2010: 1,25 ha, Herbst 2011: 0,35 ha, Herbst 2012: 0,92 ha (siehe Tabelle 4.6-1). Die Anforderungen an die Blühstreifen wurden in Kooperation mit den Bewirtschaftern und den relevanten Teilprojekten von MUBIL erarbeitet. Die Schaffung einer blühenden Landschaft, von Lebensräumen für seltene Pflanzen und Tiere und die Akzeptanz der Bewirtschafter (Unkrautunterdrückung und Nützlingsförderung!) waren dabei gleichrangige Kriterien. Es wurden verschiedene Saatgutmischungen mit regional heimischen Wildpflanzenarten für eine mehrjährige Bestandesdauer (Ausnahme Wildäsungsmischung) der Blühstreifen verwendet.

Tabelle 4.6-1: Angebaute Mischungen in den Blühstreifen mit Angaben zur Zahl der angebauten Pflanzenarten und enthaltenen Rote Liste (RL)-Arten.

Mischung	Beschreibung	Bezeichnung	Lage	Anbau	Wildbienen
Wildkrautmischung (35 Arten/5 RL-Arten)	für stillgelegte Ackerflächen, die mindestens 10 Jahre bestehen bleiben	Ö2/1-W WK	Blühstreifen entlang der Hecke H3 (je einmal östlich bzw. westlich)	Dezember 2003	+
		Ö2/2-O WK			
		Ö6/1-W WK	Blühstreifen entlang Baumreihe B6 (östl. bzw. westl.)	Dezember 2003	+
		Ö5/2-O WK			
Nützlingsmischung (28 Arten/3 RL-Arten)	kurzlebige und ausdauernde Pflanzen, die Wildbienen und andere nützliche Insekten anlocken	Ö2/1-W NÜ	Blühstreifen entlang der Hecke H3 (östl. bzw. westl.)	Dezember 2003	+
		Ö2/2-O NÜ			
		Ö6/2-W NÜ	Blühstreifen entlang Baumreihe B4 (östl. bzw. westl.)	Dezember 2003	+
		Ö5/1-O NÜ			
Spontane Sukzession	Kontrollfläche (Nullvarianten)	Ö2/1-W SS	Blühstreifen entlang der Hecke H3 (östl. bzw. westl.)	Anlage 2003	+
		Ö2/2-O SS			
		Ö5/2-O SS	Blühstreifen entlang der Baumreihe B6 (östl. bzw. westl.)	Anlage 2003	+
		Ö6/1-W SS			

Blühmischung (43 Arten/12 RL-Arten)	Für fünfjährige Ackerrand- und Zwischenstreifen (mit Kulturpflanzen)	Ö3-W BL	Die östliche Hälfte des Blühstreifen entlang der Hecke H4 (Breite: 3m)	März 2007	+
		Ö6/1-O BL	Blühstreifen zwischen Ackerfläche 6/1 und 7	März 2007	+
Wildkrautmischung (87 Arten/17 RL-Arten)	s.o.	Ö1-W WK	Blühstreifen auf Schlag 1 angrenzend zu Schlag 2/1	Dezember 2009	+
		Ö8-W WK	Blühstreifen auf Schlag 8 angrenzend zu Schlag 6/2		+
Wildkrautmischung (87 Arten/17 RL-Arten) / Wildäsungsmischung (10 Arten/0 RL-Arten)	s.o./in der Praxis häufig angebaute Vergleichsmischung (nur Kulturpflanzen)	Ö3-O WK	Blühstreifen auf Schlag 3 angrenzend zu Schlag 2/2	Dezember 2009 April 2010	+
		Ö3-O WÄ			+
		Ö5/2-W WK	Blühstreifen auf Schlag 5/2 angrenzend zu Schlag 4	Dezember 2009 April 2010	+
		Ö5/2-W WÄ			+
Blühmischung (40 Arten/14 RL-Arten)	s.o.	Ö5/1-S-BL	Blühstreifen auf Schlag 5/1	November 2011/April 2012	
		Ö5/1-N-BL	Blühstreifen auf Schlag 5/1 angrenzend zu Schlag 4 und 5/2		
Wildkrautmischung (77 Arten/18 RL-Arten)	s.o.	Ö7-O-WK	Blühstreifen auf Schlag 7 entlang Baumreihe 5	November 2012	
		Ö8-O-WK	Blühstreifen auf Schlag 8 entlang Baumreihe 3		
		Ö4-W-WK	Blühstreifen auf Schlag 4 angrenzend Brache		

Die im April 2010 mit Wildäsungsmischungen angebauten Abschnitte der Blühstreifen (Ö3-O-WÄ und Ö5/2-W-WÄ) konnten sich auf Grund geringer Niederschläge nach der Aussaat in diesem Jahr nicht wie erwünscht etablieren. Im April 2011 wurden die Wildäsungsmischungen daher nochmals angebaut.

Zusätzlich wurden an entsprechenden Standorten innerhalb der Blühstreifen folgende Mischungen ausgebracht (Tabelle 4.6-2):

Tabelle 4.6-2: Zusatzmischungen

Mischung	Beschreibung	Lage	Anbau
Seltene und gefährdete Ackerwildkräuter.	nur einjährige Pflanzen	100 m ² auf Ö2/1W NÜ	Dezember 2003
Saumpflanzenmischung	ausdauernde Pflanzen für den Heckenrand	3 m breiter Streifen entlang der Hecke H4 und 30 cm breiter Streifen entlang der Hecke H3 und der Baumreihen B4 und B6	Dezember 2003 März 2007
Trockenwiesenmischung	ausdauernde Pflanzen für Weg- und Heckenränder, die auch gemäht werden können; auf ehemaliger Nullvariante	1 m breiter Streifen entlang des Saums auf Blühstreifen mit Wildkraut- und Nützlingsmischung, 3 m breiter Streifen entlang der Baumreihe B6, Nachsaat zu spontaner Sukzession	Dezember 2003 März 2007
Feuchtstellenmischung	vernässte Stelle im Blühstreifen	50 m ² auf Ö6/2-W NÜ	März 2003

Auf dem im März 2007 angebauten Blühstreifen Ö6/1-O BL wurden zur Frage, welche Pflegemaßnahmen empfohlen werden können, verschiedene Versuchsvarianten mit unterschiedlichen Pflegemaßnahmen in vierfacher Wiederholung (a-d) angelegt. Mit diesen Pflegemaßnahmen sollte die Pflanzenentwicklung im dem mehrjährigen Blühstreifen „neu gestartet“ werden, um seine Biodiversitätsfunktion über einen längeren Zeitraum aufrechtzuerhalten. Dafür wurde Ende November

2011 die gesamte Fläche gemulcht (Ö6/1-O BL). Der Abschnitt BB (Bodenbearbeitung) wurde zweimal, der Abschnitt BN (Bodenbearbeitung und Nachsaat) viermal, mit einer Scheibenegge (unmittelbar hintereinander) 10 – 12 cm tief bearbeitet. Auf dem Abschnitt BO (keine Bodenbearbeitung) blieb der Boden unbearbeitet (Tabelle 4.6-3) Auf BN erfolgte zusätzlich eine Nachsaat.

Tabelle 4.6-3: Pflegevarianten

Bearbeitung	Bezeichnung	Lage	Nachsaat	Wildbienen
Bodenbearbeitung	Ö6/1-O BL/BB	Blühstreifen zwischen Ackerfläche 6/1 und 7	November 2011/ April 2012	+
Bodenbearbeitung und Nachsaat	Ö6/1-O BL/BN			+
Keine Bodenbearbeitung	Ö6/1-O BL/BO			+

Die Lage der Blühstreifen ist im Kapitel 3.1.2 Ökologische Begleithabitate im Detailplan (Abbildung 3.1.2-1) dargestellt.

Die Saatbettbereitung für die Blühstreifen wurde von der BVW durchgeführt. Das Saatgut für die Blühstreifen wurde bis auf die Wildäsungsmischung, die von der BVW maschinell mit einer Sämaschine ausgebracht wurde, von DI Karin Böhmer per Hand angebaut.

Erhebungen Vegetation

Die Vegetation in den Säumen und Blühstreifen wurde nach der in den Vorprojekten verwendeten Methode (Braun-Blanquet, 1964) erhoben. Der Schwerpunkt der Untersuchungen in MUBIL IV lag dabei auf dem Bearbeitungsvariantenversuch auf Blühstreifen Ö6/1-O BL und dem Ansaatversuch auf Blühstreifen Ö3-O WK/WÄ.

Die Nomenklatur richtet sich weitgehend nach Adler et al. (1994). Der Gefährdungsgrad der Rote Liste-Arten ist Niklfeld et al. (1999) entnommen. Zur Einschätzung der Diversität wurde die Artenzahl pro Aufnahme verwendet. Die einzelnen Pflanzenarten wurden Strategietypen zugewiesen. Dabei steht c für konkurrenzkräftige Arten (z. B. mehrjährige krautige Arten oder Bäume), die in den Endstadien der Sukzession überwiegen. Ruderalarten (r-Strategen) sind durchwegs einjährig und haben die Fähigkeit neue Standorte schnell zu besiedeln, werden aber im Zuge der Sukzession schnell wieder verdrängt. Zu diesen Arten gehören einjährige Ackerunkräuter. S steht für Arten, die Stress z. B. in Form von Dürre, Überstauung oder Nährstoffmangel besonders gut ertragen. Buchstabenkombinationen bezeichnen Übergangstypen. Teilweise wurden die Gruppen zur besseren Beschreibung der Sukzessionsprozesse je nach Langlebigkeit der Pflanzen weiter in einjährige -, kurzlebige - und mehrjährige Arten unterteilt. Kurzlebig steht dabei für Arten die frühestens im zweiten Jahr blühen und nach der Blüte größtenteils absterben. Eine wichtige Rolle in den Blühstreifen kommt den cr-Strategen vor. Es handelt sich u.a. um wegen ihrer Größe und raschem Wachstum konkurrenzkräftige Einjährige darunter auch unangenehme Ackerunkräuter wie Amaranth. Weiters sind auch viele kurzlebige Arten wie Karden und Königskerzen darunter, die sich im ersten oder zweiten Jahr ansiedeln, zuerst eine vegetative Rosette bilden und frühestens nach insgesamt zwei Jahren zur Blüte gelangen. Die Konkurrenzkraft der Arten liegt einerseits in der großen Rosette, andererseits in dem Höhenwachstum (bis 2 m). Der Vorteil dieser Arten in den Blühstreifen liegt darin, dass sie mehrjährige Ackerunkräuter wirksam unterdrücken und aufgrund ihrer begrenzten Lebenszeit wieder Raum für andere Arten, sogar r-Strategen schaffen. Wegen dieser Fähigkeit sind die Arten auch in den Ansaatmischungen enthalten. Die Zuordnung zu den Strategietypen erfolgte nach Grime et al. (1988), in Anlehnung an Angaben aus der Online-Datenbank BioFlor (Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH) und nach mündlichen Mitteilungen von Gerhard Karrer.

Erhebungen Wildbienen

Die Untersuchungen der Wildbienenfauna wurden entlang der bereits im Rahmen von MUBLI I-III erfassten Aufnahmestrecken durchgeführt. Zusätzlich wurden in MUBIL IV die Wildbienen der Ansaatvarianten auf Blühstreifen Ö5/2-W WK/WÄ und Ö3-O WK/WÄ und der Bearbeitungsvarianten auf Blühstreifen Ö6/1-O BL erfasst. Die Flächen der Wildbienenenerhebungen sind in Tabelle 4-6-1 und 4.6-3 dargestellt.

Die Erfassung der Wildbienenfauna erfolgte in Transekten mittels Sichtfang mit Hilfe eines Käschers in vergleichbaren Zeiteinheiten. Die Aufnahmen erfolgen in den beiden Untersuchungsjahr 2012/13 in jeweils sieben Durchgängen in einem drei- bis vierwöchigem Rhythmus zwischen Mitte April und Anfang September. Die gefangenen Bienen wurden mittels Essigäther abgetötet, präpariert und auf Art bestimmt.

ERGEBNISSE UND DISKUSSION

Vegetation

Vegetationsentwicklung der im Jahr 2003 angelegten Blühstreifen

(Varianten: Spontane Sukzession, Ansaat-Wildkrautmischung 03 und Ansaat-Nützlingsmischung 03)

Stetige Arten aller Varianten und Sukzessionsstadien waren u.a. *Carduus acanthoides* und *Silene latifolia*. Für die ersten ein bis zwei Jahre waren *Atriplex*-Arten, *Tripleurosperum inodorum* und andere Einjährige typisch, die immer in der Variante ohne Ansaat (=Spontane Sukzession), weniger stet auch in den Ansaatvarianten, vorkamen. Nach einigen Jahren breiteten sich besonders in der Variante „Spontane Sukzession“ *Elymus repens* und *Cirsium arvense* aus und bildeten dominante Herden. 2010 und 2013 traten in dieser Variante auch eingesäte Arten (*Dipsacus*-Arten, *Leonurus cardiaca*) auf, die von Blühstreifen mit Einsaat eingewandert sind.

Dipsacus- und *Verbascum*-Arten prägten die Physionomie der Ansaatvarianten. Sie waren zumindest vegetativ von Anfang an vorhanden. In beiden Ansaatvarianten etablierten sich viele Arten der Ansaaten, z. T. mit zeitlicher Abfolge. In der Variante „Wildkrautmischung“ wurden *Bromus secalinus* und *Agrostemma githago* von *Isatis tinctoria* usw. abgelöst. In der Variante „Nützlingsmischung“ begann die Sukzession mit *Camelina sativa*, *Centaurea cyanus* und *Anthemis austriaca*. Ab dem Jahr 2006 wanderten *Dipsacus*-Arten, *Leonurus cardiaca* und *Arctium*-Arten von Streifen mit Wildkrautmischungseinsaat ein. Im Jahr 2013 gab es auch in der Variante „Nützlingsmischung“ einige Nester mit *Elymus repens*.

Einige Rote Liste-Arten (=RL-Arten) (Niklfeld et al., 1999) aus den Ansaaten traten ab 2009 zum ersten Mal auch in der Variante „Spontane Sukzession“ auf, im Jahr 2013 fanden sich 1-3 RL-Arten pro Aufnahme. In den Aufnahmen mit Ansaaten schwankte ihre Anzahl stark. Es kamen 1 bis 10 RL-Arten pro Aufnahme vor, wobei die seltenen einjährigen Ackerunkräuter nur in den ersten beiden Jahren zu finden waren.

Die zunächst sehr artenarme Variante „Spontane Sukzession“ (ca. 13 Arten/Aufnahme) erreichte durch Einwanderung von Einsaat-Arten im Jahr 2013 durchschnittlich knapp über 20 Arten/Aufnahme. In den Einsaatvarianten schwankten die Artenzahlen sehr stark im Lauf der Sukzession und erreichten Werte von 8 bis 46. Es stammen immer deutlich mehr als die Hälfte der Arten aus Ansaaten (s. Abb. 4.6-1).

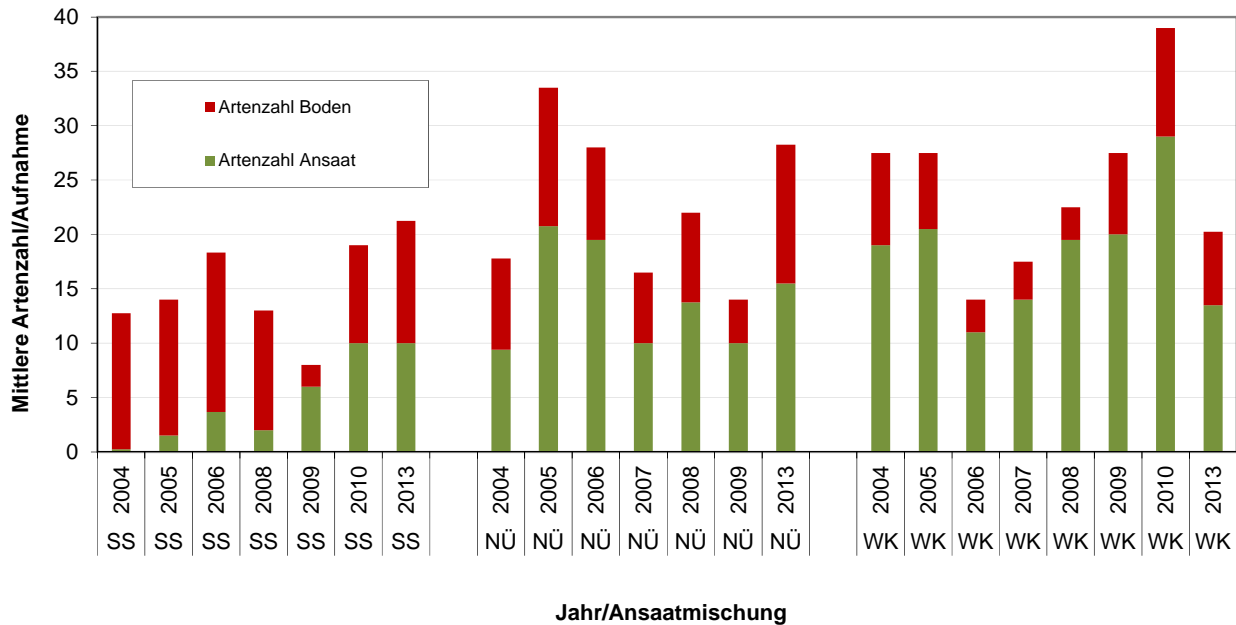


Abbildung 4.6-1: Entwicklung der Artenzahlen von 2004 bis 2013 mit Berücksichtigung der Herkunft der Arten (bodenbürtig bzw. Ansaat) in verschiedenen Ansaat-Varianten (SS=Spontane Sukzession, NÜ=Nützlingsmischung, WK=Wildkrautmischung).

Abbildung 4.6- 1 gibt einen Einblick in die große zeitliche Dynamik der Blühstreifenentwicklung. Lehrbuchartig ausgeprägt war der Effekt in der Variante „Spontane Sukzession“. In den ersten Jahren dominierten r-Strategen, (= einjährige) Arten ohne Konkurrenzstrategie. Cr-Strategen, oft konkurrenzstarke einjährige Ackerunkräuter, behaupteten sich bis ins Jahr 2010. Mehrjährige csr-Strategen gewannen von 2006 bis 2010 an Bedeutung. Auch die kurzlebigen cr-Strategen traten ab 2006 mit größeren Anteilen auf. Der Peak im Jahr 2010 war auf Einwanderung von Arten der Blühstreifen zurückzuführen. Im Jahr 2013 gewannen konkurrenzstarke cs- und c-Strategen an Bedeutung.

Auf Flächen mit Ansaatmischungen gewannen, nach Zusammenbruch von anderen Strategietypen (meist kurzlebige cr-Strategen), r-Strategen wieder an Bedeutung (s. Abb. 4.6-2). In der Variante „Nützlingsmischung“ wurden die kurzlebigen cr-Strategen ab 2008 von mehrjährigen, konkurrenzkräftigen Arten (v.a. cr- und c-Strategen) abgelöst. In der Wildkrautmischung behaupteten sich die kurzlebigen cr-Strategen mit einigen Schwankungen bis ins Jahr 2013. Mehrjährige cr-Strategen wurden gegen 2013 zunehmend von den ebenfalls mehrjährigen, reinen c-Strategen abgelöst.

Die Einsaat von kurzlebigen cr-Strategen war somit wesentlich für den Artenreichtum der Blühstreifen mit Einsaat verantwortlich. Durch ihren Zusammenbruch entstanden Lücken und andere Arten, auch mit r-Strategie, darunter oft auch gefährdete Arten der Einsaaten konnten keimen. Abb. 4.6-1 zeigt, dass sich die Anzahl der eingesäten Arten auch ab dem Jahr 2008 noch erhöht hat. Wichtig ist auch, dass es die c-Strategen in den Ansaatvarianten nach 10 Jahren noch nicht geschafft haben mehr als 50 % der Fläche einzunehmen. Bei einer reinen Dominanz von c-Strategen würde die Artenzahl dann drastisch absinken. In der Variante „Spontane Sukzession“ würde man einen höheren Anteil an c-Strategen erwarten, als es das die Abbildung 4.6-2 zeigt. Das liegt einerseits daran, dass Flecken mit monodominanter Acker-Kratzdistel in den Aufnahmen unterrepräsentiert sind. Andererseits wurde die Zunahme von c-Strategen durch das einwandern von cr-Strategen aus den nahe gelegenen Ansaatenflächen wirksam verhindert. Diverse Einwanderungen von Arten aus Nachbarstreifen zeigen, dass es mit punktuell Einbringen von Saatgut möglich ist, auch seltene Arten in verarmten Gebieten wieder zu etablieren und sogar auszubreiten.

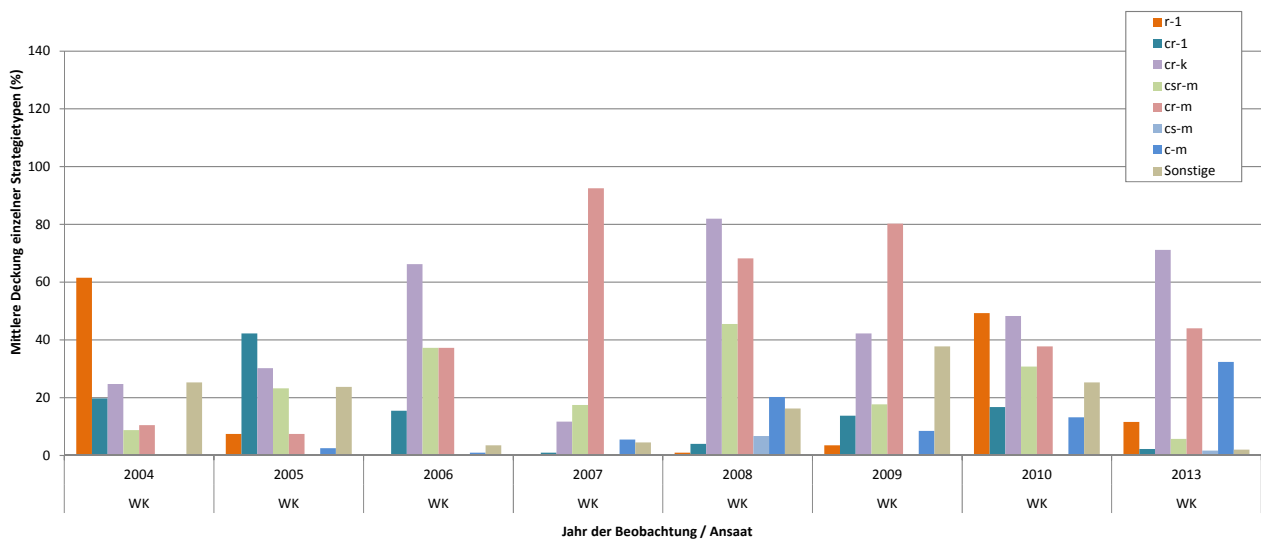
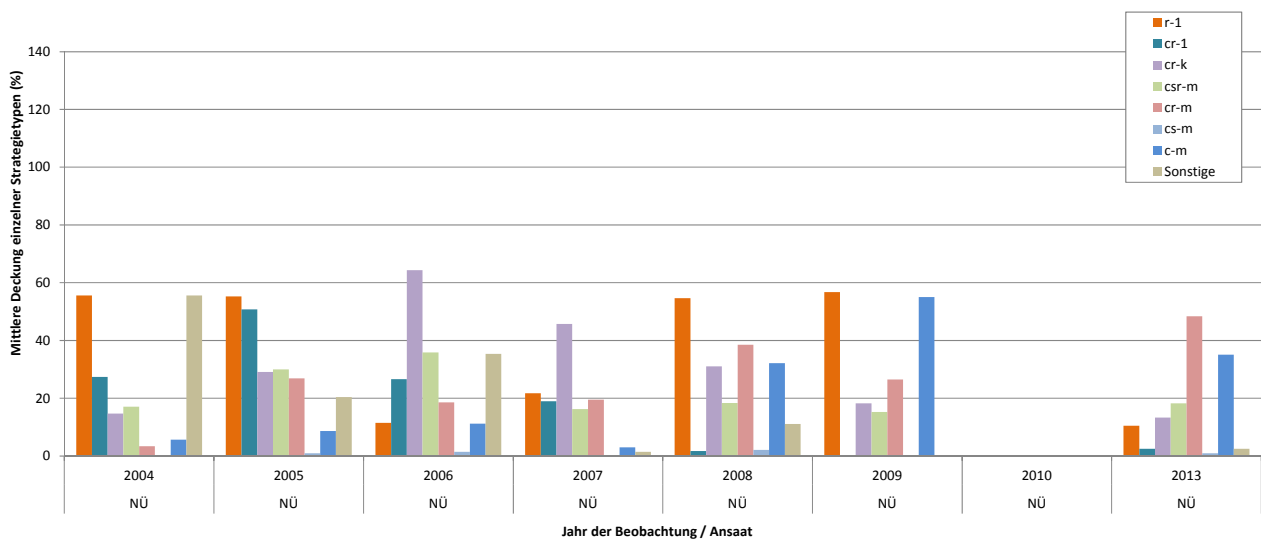
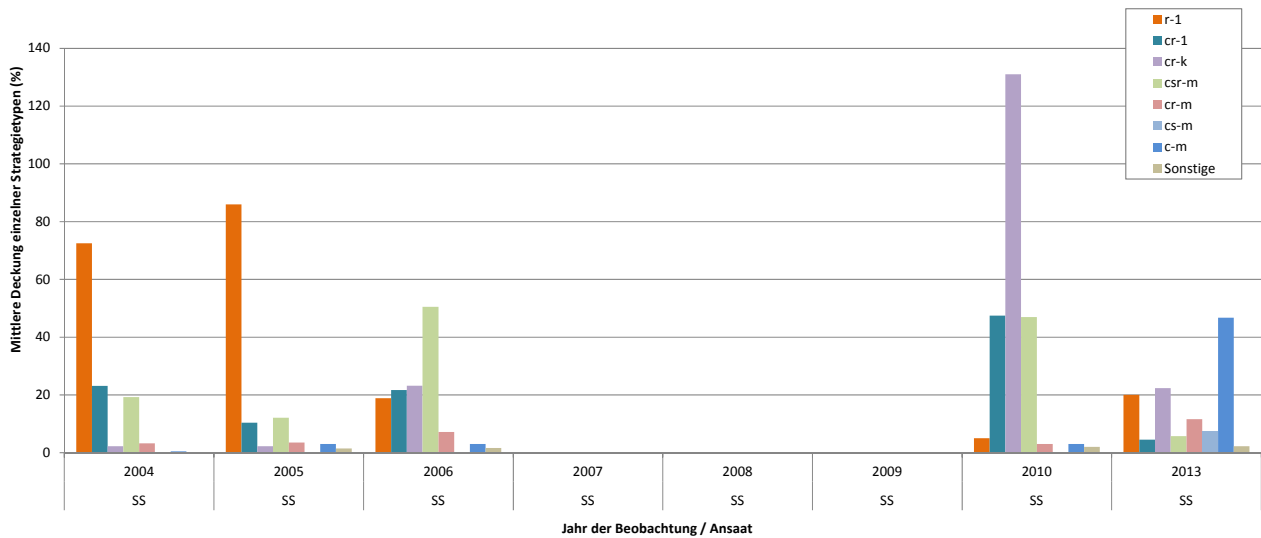


Abbildung 4.6-2: Abfolge des Deckungsanteils verschiedener Strategietypen von 2004 bis 2013 in verschiedenen Varianten (SS=Spontane Sukzession, NÜ=Nützlingsmischung, WK=Wildkrautmischung). (r-1: r-Strategen, einjährig; cr-1: cr-Strategen, einjährig; cr-k: cr-Strategen, kurzlebig; csr-m: Strategen, mehrjährig; cr-m: cr-Strategen, mehrjährig; cs-m: cs-Strategen-mehrjährig; c-m: c-Strategen-mehrjährig; Sonstige: restliche Strategietypen).

Ansatzversuch Wildäsungs-/Wildkrautmischung

Die Arten der Wildäsungsmischung wurden nach zwei Jahren fast alle verdrängt. Lediglich *Medicago sativa* hielt sich länger, gelegentlich trat *Trifolium pratense* auf. Die Bestände wurden von konkurrenzkräftigen Ackerunkräutern wie *Cirsium arvense* und *Conyza canadensis* dominiert. Daneben kamen noch stetig, aber meist gering deckend, *Tripleurosperum inodorum* und *Melilotus officinalis* vor. Im Jahr 2012 waren die Bestände aufgrund der Trockenheit mit 60 % Deckung der Krautschicht sehr lückig.

In den mit Wildkrautmischungen angesäten Beständen waren Dominanzphänomene weniger stark ausgeprägt. Deckungswerte über 25 % waren eher selten. Mit höheren Deckungswerten treten die angesäten Arten *Verbascum speciosum*, *Leonurus cardiaca*, *Scabiosa ochroleuca* und *Seseli libanotis* sowie die bodenbürtige Art *Picris hieracoides* auf. Die Krautschicht der trockenheitsresistenten Arten wies auch im trockenen Jahr 2012 100 % Deckung auf. In den Vegetationsaufnahmen mit angesäter Wildäsungsmischung kamen bis auf eine Ausnahme keine RL-Arten vor. Eine Einzelpflanze von *Nepeta cataria* dürfte von benachbarten Wildkrautmischungen eingewandert sein. In den Wildkraut-Streifen fanden sich durchschnittlich fünf RL-Arten pro Aufnahme. Alle diese Arten waren in Ansatzmischungen enthalten. Darunter befanden sich *Dipsacus laciniatus*, *Verbascum speciosum*, *Lavatera thuringiaca*, *Nepeta cataria* und *Malva alcea*, die allesamt höchstet vorkommen.

Die Diversität der Aufnahmen der Variante „Wildäsungsmischung“ ist mit durchschnittlich 12 Arten gering und beträgt weniger als die Hälfte der Artenzahl der Aufnahmen mit eingesäter Wildkrautmischung (30 Arten). Der Unterschied der Artenzahlen ist für das Jahr 2013 hochsignifikant ($p=0,001$). Das zeigt, dass artenreiche Einsaaten notwendig sind, um artenreiche Blühstreifen zu erhalten.

In der Variante „Wildäsungsmischung“ konnten sich kaum stresstolerante Arten behaupten. Es dominierten lediglich c-, cr- und r-Strategen. Der absolute Anteil der r-Strategen war in der Wildäsungs-Variante signifikant höher als in der Wildkraut-Variante ($p=0,003$). Das lag wahrscheinlich an der geringen Vegetationsdeckung im Jahr 2012. Die Spektren der Wildkrautmischung der Aufnahmen der Jahre 2012 und 2013 waren ähnlich: ca. die Hälfte deckten Arten mit cr-Kompetenz, während die anderen Strategietypen mit ähnlichen Anteilen vorhanden sind. C-Strategen waren eher gering vertreten und es war somit genug Platz für konkurrenzschwache s-Strategen. Sowohl aus Sicht des Naturschutzes als auch aus landwirtschaftlichen Überlegungen ist die Wildkrautmischung der Wildäsungsmischung vorzuziehen. In dieser Mischung werden konkurrenzkräftige Arten (=c-Strategen), die dazu neigen monotone, artenarme Bestände aufzubauen, wirksam unterdrückt. Dazu gehören auch lästige, mehrjährige Ackerunkräuter wie *Cirsium arvense*. Dafür wird für andere Arten Raum geschaffen, was sich in einer höheren Diversität widerspiegelt. Durch die Einsaat können sich Rote Liste-Arten erfolgreich über mehrere Jahre etablieren.

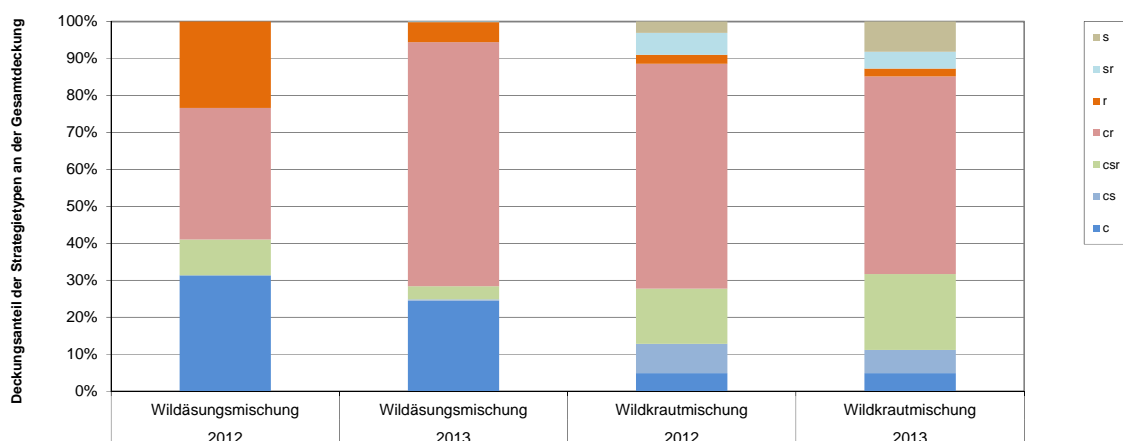


Abbildung 4.6-3: Vergleich der Strategietypen-Spektren der Jahre 2012 und 2013 bei unterschiedlichen Ansatz-Varianten; c=Konkurrenzstrategen, r=Ruderalstrategen, s=Stresstolerante und Mischformen.

Pflegeversuch

Stete, oft höher deckende Arten waren *Carduus acanthoides*, *Anthemis tinctoria*, *Cynoglossum officinale*, *Erysimum* spp., *Dipsacus* spp. und *Melilotus* spp.. Dabei war zu bemerken, dass *Anthemis tinctoria* und *Calamagrostis epigejos* in der Variante ohne Bodenbearbeitung im Jahr 2013 mit sehr hohen Deckungswerten auftreten, wohingegen in dieser Variante *Cynoglossum officinale* ziemlich ausfällt.

Chenopodium album und *Atriplex*-Arten, die reichlich in den Umbruch-Varianten des Jahres 2012 vorkamen, sind 2013 wieder verschwunden. Dafür traten im Jahr 2013 in allen Varianten verstärkt *Elymus repens*, *Apera spica-venti* und *Papaver rhoeas* auf.

Die einzigen Arten aus der Nachsaat, die im Jahr 2013 nachgewiesen wurden, sind *Isatis tinctoria* sowie *Melilotus alba* und *M. officinalis*. Im Jahr 2012 kamen in einer Fläche *Leonurus cardiaca*, *Bromus secalinus* und *Nepeta cataria* vor.

Insgesamt waren die Unterschiede im Artenspektrum zwischen den Varianten nicht so gravierend, wie zu erwarten war. Der Hauptgrund war, dass von der Neuansaat wegen der extremen Trockenheit wenig aufging. Daher waren die Unterschiede zwischen den Varianten „Bodenbearbeitung mit Neuansaat“ und „nur Bodenbearbeitung“ relativ gering. Dass die Unterschiede zur Variante „keine Bodenbearbeitung“ ebenfalls relativ gering waren, liegt wohl daran, dass die Bodenbearbeitung mit der Scheibenegge von vielen längerlebigen Arten gut überstanden wurde, so dass es kaum zu einem Neubeginn der Sukzession kam. Wenn ein Neubeginn gewünscht wird, ist intensiveres Grubbern oder Pflügen mit anschließendem Eggen die passende Maßnahme.

Sämtliche RL-Arten waren in den Ansaat-Mischungen enthalten. Durchschnittlich befanden sich in den Jahren 2012 und 2013 ein bis max. drei RL-Arten pro Aufnahme unabhängig von den einzelnen Managementvarianten. Die winterannuelle RL-Art *Lappula squarrosa* kam im Jahr 2012 auf einer Fläche vor, konnte im Folgejahr nicht bestätigt werden. Besonders erfreulich war das Auftreten der vom Aussterben bedrohten *Onosma arenaria*, einer Pionierpflanze lückiger Steppen im Jahr 2012. Als weitere RL-Arten kommen *Erysimum marschallianum*, *Verbascum speciosum*, *Dipsacus laciniatus*, *Nepeta cataria*, *Bromus secalinus* und *Orlaya grandiflora*, wobei letztere erst im Jahr 2013 in diesem Blühstreifen aufgetreten ist.

Die Artenzahlen nahmen Werte zwischen 19 und 32 Arten an. Dabei kam es im Jahr 2013 zu einer leichten Abnahme der Artenzahlen von durchschnittlich 28 (im Jahr 2012) auf 23, die auch statistisch signifikant war ($p=0,030$). Besonders deutlich waren die Unterschiede bei der Variante ohne Bodenbearbeitung. Zwischen den Varianten mit Umbruch traten keine signifikanten Unterschiede auf.

Im Jahr 2012 betrug der Anteil der Arten von Einsaaten am Gesamtartenspektrum in der Variante Bodenbearbeitung und Nachsaat 45 %. Im Jahr 2013 erhöht sich der Anteil auf 52 %. Wie schon aus anderen Ansaaten bekannt, sind einige Arten erst zwei bis drei Jahre nach der Nachsaat gekeimt.

Besondere Aufmerksamkeit kommt der Entwicklung der Arten mit c-Strategie zu, weil sie durch ihre Konkurrenzkraft andere Arten verdrängen. In der Variante ohne Bodenbearbeitung nahm die Deckung der Konkurrenzstrategen leicht, aber signifikant ($p=0,012$), zu, während im gleichen Zeitraum die Deckung der Konkurrenzstrategen in den Bodenbearbeitungsvarianten abnahm.

Im gleichen Zeitraum nahm die Deckung der cr-Strategen in der Variante ohne Bodenbearbeitung ab, während sie in den Bodenbearbeitungsvarianten zunahm. Dieser Effekt war ebenfalls signifikant ($p=0,43$). Cr-Strategen nahmen in nährstoffreichen, einige Jahre alten Blühstreifen natürlicherweise einen hohen Anteil ein. Dieser Anteil wurde durch die Bodenbearbeitung offensichtlich gefördert und ist im Zeitraum 2012 bis 2013 noch angestiegen. Unter den cr-Strategen befanden sich viele Zielarten, die durch ihren Blütenreichtum z. B. für Bienen wichtig sind (z. B. *Verbascum* spp.). Diese Arten benötigen

offenen Boden um sich zu etablieren, sind aber aufgrund der großen Rosetten und der Hochwüchsigkeit auch so konkurrenzkräftig, dass sie sich einige Jahre halten können.

Ruderal-Strategen nahmen generell von 2012 bis 2013 signifikant ab ($p=0,003$), während der Bewirtschaftungstyp keinen Einfluss hat. Dasselbe galt für *csr*-Strategen ($p=0,013$). *R*-Strategen sind für stark gestörte Bereiche typisch, d. h. sie kommen vorzugsweise im ersten Jahr nach einem Bodenbruch vor.

Reine *s*-Strategen kamen auf diesem Blühstreifen nicht vor. *Sr*-Strategen konnten sich in größeren Lücken eine Zeit lang halten, waren in den Blühstreifen aber auch von geringer Bedeutung. Ihr Vorkommen war von 2012 bis 2013 stabil.

Auch der Anteil der *cs*-Strategen war gleichbleibend und nicht von der Management-Variante abhängig. Die *s*-Kompetenz besteht bei diesen Arten v.a. in der Toleranz gegenüber Trockenheit. Hohe Deckungswerte von *cs*-Strategen wie z. B. *Anthemis tinctoria* oder *Cynoglossum officinale* zeigten ihre Konkurrenzkräft.

Ziel auf den Blühstreifen ist es, möglichst artenreiche Bestände zu fördern. Somit ist ein Überhandnehmen von einzelnen *c*-Strategen (z. B. *Calamagrostis epigeos*), die monodominante Bestände bilden, nicht erwünscht. Die Zunahme der *c*-Strategen in der Variante ohne Bodenbearbeitung ist noch nicht sehr ausgeprägt, trotzdem dürfte die leichte Abnahme der Diversität mit der Bodenbearbeitung zusammenhängen. Es zeigt, dass sich eine Bodenbearbeitung, selbst wenn sie nicht so starke Effekte hat, wie erwartet, in die richtige Richtung geht und einen Neustart der Sukzession bewirken kann.

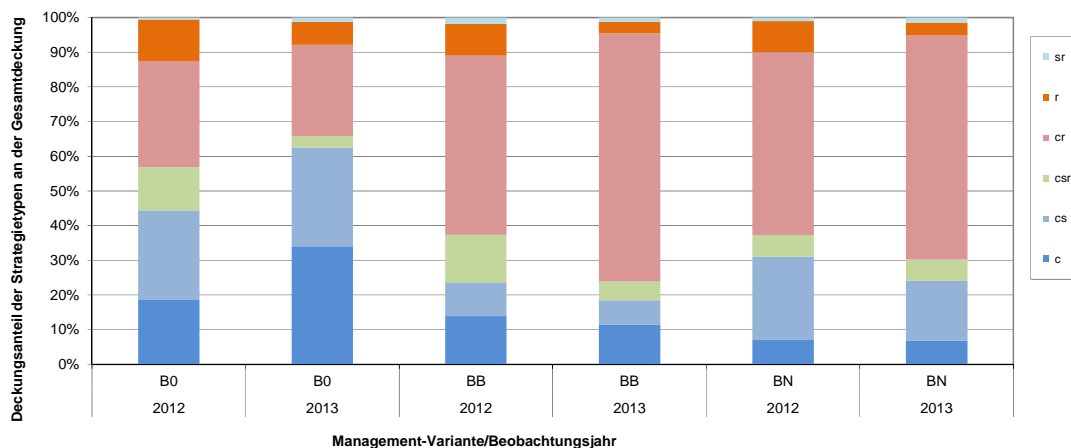


Abbildung 4.6-4: Vergleich der Strategietypen-Spektren der Jahre 2012 und 2013 bei unterschiedlichen Management-Varianten (B0=keine Bearbeitung, BB=Bodenbearbeitung, BN=Bodenbearbeitung und Nachsaat); c=Konkurrenzstrategen, r=Ruderalstrategen, s=Stresstolerante und Mischformen.

Wildbienen

Junge/alte Blühstreifen, spontane Sukzession

Die geringste Artenvielfalt und Individuen-Häufigkeit an Wildbienen zeigt sich in fast allen Untersuchungsjahren auf den Flächenabschnitten, die der spontanen Sukzession überlassen wurden (vgl. Abb. 4.6-5). Auch das Einwandern von Wildkräutern aus den benachbarten Flächen mit Ansaat in die spontane Sukzession konnte diese Ergebnisse nicht umkehren. Auf den Blühstreifen mit Ansaat konnte regelmäßig ein Anstieg der Artenvielfalt der Wildbienen in den ersten Jahren beobachtet werden. Die höchste Diversität an Wildbienen konnte meist im dritten/vierten Jahr nach Anlage festgestellt werden.

Hauptnutznießler der Blühstreifen unter den Bienen sind bei Betrachtung der Individuen-Häufigkeiten verbreitete, anspruchslose Arten. Gerade die Vielfalt an stetig blühenden Pollenfutterquellen zeigt sich jedoch für die Förderung von anspruchsvollen und seltenen Wildbienenarten vor allem in älteren Blühstreifen verantwortlich.

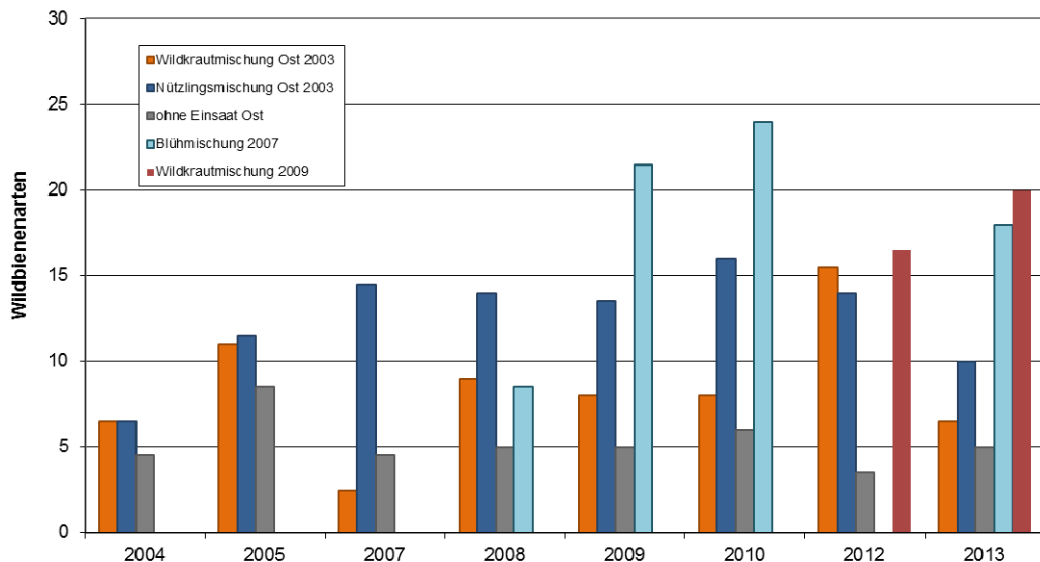


Abbildung 4.6-5: Mittelwert der Wildbienenarten auf den untersuchten Blühstreifen im Vergleich in den Untersuchungsjahren.

Ansaatversuch Wildäusungs-/Wildkrautmischung

Beim Vergleich der beiden 2009 angesäten Samenmischungen „Wildäusungs-“ und „Wildkrautmischung“ auf den Blühstreifen Ö3-O und Ö5/2-W (n=8) konnte in den beiden Untersuchungsjahren ein signifikanter Unterschied ($p_{2012}=0,026$, $p_{2013}=0,017$) der Individuenhäufigkeiten zu Gunsten der Flächen mit Wildkraut-Ansaat festgestellt werden. Der Vergleich der Artenzahlen zeigte erst im zweiten Untersuchungsjahr, also im vierten Jahr nach Anlage, einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Ansaatmischungen ($p_{2013}=0,036$). Verantwortlich dafür ist der hohe Blütenreichtum zahlreicher Pollenfutterpflanzen, der für die Wildkrautfläche bis in den September hinein prägend ist. Auf den Wildäusungsflächen, die augenscheinlich weniger blütenreich waren, stellten 2012 lediglich *Phacelia*, und 2013 *Medicago sativa* und *Tripleurospermum inodorum* ergiebige Pollenquellen dar.

Die Auswertung zeigt neben dem unterschiedlichen Abschneiden der beiden Ansaatmischungen bei der Betrachtung der Individuen-Häufigkeiten auch einen signifikanten Unterschied ($p=0,020$) zwischen den beiden Standorten (Ö3-O und Ö5/2-W). Auf Blühstreifen Ö3-O konnten mehr als doppelt so viele Wildbienen erfasst werden wie auf Ö5/2-W. Bei näherer Betrachtung der artspezifischen Eigenschaften der erfassten Wildbienen, zeigt sich, dass auf Ö3-O 30 % der Individuen in der Wahl ihrer Futterpflanze eine Bindung auf Fabaceae mit Luzerne als Hauptpollenquelle aufweisen. Auf Ö5/2-W konnte hingegen kein einziger Luzernespezialist nachgewiesen werden. Die Anzahl dieser Bienen (vorwiegend *Rhophitoides canus*) unterscheidet sich beim Vergleich der beiden Mischungen auf Blühstreifen Ö3-O nicht wesentlich. Da sowohl auf Ö3-O als auch auf Ö5/2-W Luzerne in den Streifen blühte und der Abstand zwischen den untersuchten Blühstreifen und der nächsten Luzernefläche in beiden Fällen etwa 300 m betrug, wird der Unterschied in den umgebenden Flächen der Blühstreifen des vergangenen Jahres vermutet. Es wird angenommen, dass 2012 ein Luzernefeld neben Blühstreifen Ö3-O

die Verproviantierung von zahlreichen Nesten von *Rhopitoides canus* ermöglichte, die 2013 ihre Pollenfutterpflanzen zwar nicht auf der Feldfläche selbst, aber im benachbarten Blühstreifen finden konnten. Blühflächen fungieren hier als wichtiges zeitliches Bindeglied für Bestäuber von Kulturpflanzen. Sie ermöglichen es Bienen, auch in Jahren, in denen diese Kulturpflanzen nicht in Massentrachten in der Nähe des Nestes blühen, eine Pollenfutterquelle zu finden.

Pflegeversuch

Beim Pflegeversuch (n=4) mit den Varianten „Bodenbearbeitung“ (BB), „Bodenbearbeitung und Nachsaat“ (BN) und „ohne Bodenbearbeitung“ (BO) zeigte die Auswertung in beiden Jahren sowohl in den Artenzahlen als auch in den Häufigkeiten höhere Werte in der Pflegevariante „Bodenbearbeitung“, signifikante Unterschiede konnten jedoch nicht festgestellt werden. Die Verschiebung der Vegetation hin zu c-Strategen (vorwiegend Gräser) bei der Variante Bodenbearbeitung führt auch bei den Bienen zu leichten Verschiebungen in Artdiversität und Häufigkeiten.

SCHLUSSFOLGERUNGEN

Folgende allgemeine Empfehlungen können aus den Projektergebnissen MUBIL I-IV abgeleitet werden:

- **Ansaat in ausgeräumten Landschaften**

In ausgeräumten, strukturarmen Agrarlandschaften empfiehlt sich eine Einsaat der Blühstreifen, da die Flora sonst artenarm bleibt, da die Entfernung von Samenspenderflächen (Raine, Trockenböschungen, Wiesen, etc.) von denen Arten einwandern könnten zu groß ist. Die Streifen bleiben damit nicht nur arten- und damit auch blütenarm, sondern bieten einen Lebensraum für problematische Unkrautarten. Eine Selbstbegrünung der Blühstreifen ist daher nicht zu empfehlen.

- **Anlage der Blühstreifen - Mischungen**

Hochwüchsige, konkurrenzstarke Wildkrauteinsaaten mit kurzlebigen Ruderalarten (*Verbascum*- und *Dipsacus*-Arten) zeigen eine ausgezeichnete Konkurrenzwirkung gegenüber bodenbürtigen Unkrautarten. Sterben Einzelpflanzen ab, entsteht immer wieder Raum für weniger konkurrenzkräftige Arten, was wesentlich zur Diversität beiträgt. Eingesäte einjährige Rote-Liste-Arten überdauern nur kurzfristig. Da die eingesäten Arten in benachbarte Flächen ohne Einsaat einwandern, profitiert mittelfristig die ganze Gegend von der Einsaat der Blühstreifen.

Die Anlage von Nützlings- und Blühstreifen ist für die Wildbienenfauna an einem Standort wie Rutzendorf in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft förderlich. Für eine diverse Wildbienenfauna ist die Ausstattung der Blühstreifen mit einem vielfältigen, lang blühenden Pollenfutterpflanzenangebot von Bedeutung. Artenreiche Ansaaten mit einer Mischung aus Kreuzblütlern, Korbblütlern, Doldenblütlern und Schmetterlingsblütlern bieten vielen Wildbienenarten, darunter auch seltenen, ausreichend Pollenfutterquellen. Artenreiche Ansaatmischungen mit Vertretern möglichst vieler Pflanzenfamilien werden empfohlen.

- **Pflege der Blühstreifen**

Langlebige Blühstreifen sind zu bevorzugen, zur Beibehaltung der Biodiversität auf Dauer wird jedoch empfohlen, einen Anteil an jungen Sukzessionsflächen durch entsprechende Maßnahmen zu erhalten. Es wird vorgeschlagen etwa 1/3 der Blühstreifen als kurzlebige Flächen vorzusehen und die Sukzession alle 4-5 Jahre durch einen massiven Umbruch im Herbst (z. B. Pflügen und Eggen) immer wieder neu zu starten. Ein jährlicher Umbruch kann nicht empfohlen werden, da eine hohe Diversität der Wildbienen auf den Streifen erst zwei bis drei Jahre nach deren Anlage erreicht wird.

Bei Pflegemaßnahmen dürfen nicht alle Flächen zur gleichen Zeit gemäht oder gehäckselt werden. Zeitlich und räumlich differenzierte Eingriffe sind anzustreben. So sollen etwa Teile der Blühstreifen auch über den Winter stehen bleiben, um in Stängeln nistenden Wildbienenarten die Möglichkeit zu geben, ihren Entwicklungszyklus abzuschließen.

- **Luzerne in der Biologischen Landwirtschaft**

Luzerne, die in der biologischen Landwirtschaft oft großflächig angebaut wird, sollten für eine Förderung von Wildbienen zumindest während einer Nutzung pro Jahr zur vollen Blüte kommen, bevor sie geschnitten oder gemulcht wird, um ihre Funktion als Pollenfutterpflanzen erfüllen zu können.

LITERATUR

- Adler, W., Oswald, K. & Fischer, R. (1994): Exkursionsflora von Österreich: Stuttgart, Ulmer Verlag.
- Albrecht, M., P. Duelli, Ch. Müller, D. Kleijn, B. Schmid (2007): The Swiss agri-environment scheme enhances pollinator diversity and plant reproductive success in nearby intensively managed farmland. *Journal of Applied Ecology* 44: 813-822.
- Braun-Blanquet, J. (1964): Pflanzensoziologie: Wien, G. Fischer Vlg.
- Bürger, C. (2004): Die Bedeutung der Landschaftsstruktur für die Bienendiversität und Bestäubung auf unterschiedlichen räumlichen Skalen. Dissertation an der Georg-August Universität Göttingen.
- Grime, H. P., Hodgson, J. G. & Hunt, R. (1988): *Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species.* Unwin Hyman Inc.
- Haaland, Ch. & L-F. Bersier (2011): What can sown wildflower stripes contribute to butterfly conservation?: an example from a Swiss lowland agricultural landscape. *Journal of Insect Conservation* 15: 301-309.
- Haaland, Ch., R.E. Naisbit and L.F. Bersier (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. *Insect Conservation and Diversity* 4:60-80.
- Niklfeld, H. & Schrott-Ehrendorfer, L. (1999): Rote Liste gefährdeter Farn- und Blütenpflanzen (Pteridophyta und Spermatophyta) Österreichs. In *Grüne Reihe des Bundesministeriums für Gesundheit und Umweltschutz* 5, Wien.
- Pachinger, B. (2013): Wildbienen (Hymenoptera: Apidae) auf Blühstreifen in Niederösterreich und im Burgenland (Österreich). *Beiträge zur Entomofaunistik* 13: 39-54.
- Potts, S.G., J.C. Biesmeijer, C. Kremen, P. Neumann, O. Schweiger and W.E. Kunin (2010): Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in ecology & evolution* 25(6): 345-353.
- Thies, C. and Tschardt T. (1999): Landscape structures and biological control in agroecosystems. *Science* 285, 893-895.
- Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH: Datenbank biologisch-ökologischer Merkmale der Flora von Deutschland. www.biolflor.de [besucht 13. Dez. 2013]

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 3.1-1: Übersichtsplan Rutzendorf mit Versuchsflächen, Düngungsvarianten und Aufnahmestrecken (Transekte).....	16
Abbildung 3.1.2-1: Detailplan Rutzendorf mit Übersicht über die Nützlings- und Blühstreifen, Hecken und Baumreihen	20
Abbildung 3.2.2-1: Mittlere Temperatur- und Niederschlagsverteilung der Station Groß-Enzersdorf in der Periode 1971-2000 (Datenquelle: ZAMG).....	21
Abbildung 3.2.2-2: Mittlere monatliche Temperatur- und Niederschlagsverteilung der Station Groß-Enzersdorf im Erhebungszeitraum 2003-2013 (Datenquelle: ZAMG)	22
Abbildung 3.2.2-3: Lufttemperaturen und Niederschlagssummen 2003-2012 auf Jahresbasis sowie für die Monate März-April-Mai (MAM), agrarmeteorologische Messstation Standort Rutzendorf (ergänzt mit Daten der Referenzstation ZAMG-Groß-Enzersdorf).	23
Abbildung 4.1-1: Mittlere Humus- und Stickstoffsalden (Jahre 2009 – 2012) der Fruchtfolgekulturen der Düngungsvariante 1; (ZF...Zwischenfrucht)	49
Abbildung 4.1-2: Veränderung der C_{org} -Vorräte (in t/ha) im Zeitraum 2003 – 2013 im Kleinparzellenversuche S1M in Abhängigkeit der Düngungsvariante in 0 – 30 cm Bodentiefe	52
Abbildung 4.2-1: Mittelwerte und Standardabweichungen der Profilwassermengen (0-60cm) der untersuchten Varianten während der Messperioden in den Untersuchungsjahren (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)	65
Abbildung 4.2-2: Mittlere tägliche aktuelle Evapotranspirationsraten für die untersuchten Düngungsvarianten (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität)	65
Abbildung 4.2-3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Trockendichte für die unterschiedlichen Untersuchungsflächen und die beiden untersuchten Bodentiefen (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)	66
Abbildung 4.2-4: Mittelwerte und Standardabweichungen der k-Werte für die unterschiedlichen Untersuchungsflächen und die beiden untersuchten Bodentiefen (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)	67
Abbildung 4.2-5: Mittelwerte und Standardabweichungen der Aggregatstabilität der unterschiedlichen Untersuchungsflächen (M = mittlere Bodenbonität; G = geringe Bodenbonität; SK, SK1 mittlere Bodenbonität)	68
Abbildung 4.2-6: Räumliche Verteilung des Sandgehaltes (Bodentiefe 0-10 cm) entlang des Transektes mit mittlerer (mB) und geringer Bodenbonität (gB)	69
Abbildung 4.2-7: Räumliche Verteilung des Wasseranteiles bei 150 hPa Matrixpotenzial (Bodentiefe 0-10 cm) entlang des Transektes mit mittlerer (mB) und geringer Bodenbonität (gB).....	69
Abbildung 4.2-8: Semivariogramme des Sandgehaltes (links) und der Aggregatstabilität (rechts)	70
Abbildung 4.2-9: Übersichtsplan über die Lage des untersuchten Transektes (TS9)	73
Abbildung 4.2-10: Zeitlicher Verlauf der Profilwassermenge (0-60 cm Tiefe) bei den unterschiedlichen Düngungsvarianten (2004-2012).....	74
Abbildung 4.3-1: Artenzahlen und Abundanzen der Collembolen (Springschwänze) der sechs Nutzungstypen des Biobetriebes Rutzendorf aus den Projekten MUBIL I-III.....	82
Abbildung 4.4-1: Biodiversität (Gesamtartenzahlen) der Laufkäfer im Betrieb Rutzendorf (4 Fallen pro Fangtransekt, 4 einwöchige Fangperioden) im Vergleich der Jahre 2007, 2010 und 2012.	92
Abbildung 4.4-2: Symmetrisch skaliertes Biplot einer Korrespondenzanalyse mit den Gesamtsummen der Carabidenfänge 2012, wobei nur die Laufkäferarten mit mehr als zwei Individuen berücksichtigt wurden; CA1 = 36.9%, CA2 = 17.3% der Gesamtvarianz. Die Kreise umreißen Standortgruppen.....	94
Abbildung 4.4-3: Mittelwerte und Standardabweichungen der Blattlaus- und Nützlingsindividuen pro Erbsenpflanze in 10, 25 und 55 m Abstand zum Blühstreifen. Die Bonituraufnahmen wurden am 4. und 5. sowie 11. und 12. Juni 2012 durchgeführt.....	95

Abbildung 4.5-1: Gesamte Artenanzahl auf der oberflächlichen Vegetation und in der Diasporenbank auf den biologisch bewirtschafteten Feldern. 2006 und 2009 wurden keine Vegetationserhebungen durchgeführt und 2013 keine Untersuchungen an der Diasporenbank vorgenommen.	103
Abbildung 4.5-2: Ackerbegleitfloradeckung und die Diasporenmenge je m ² von 2003 bis 2013. Durchschnittswerte von allen Schlägen, FJ: Frühjahr, SO: Sommer. 2006 und 2009 wurden keine Vegetationserhebungen durchgeführt. 2012 wurden die Diasporen nicht untersucht.	104
Abbildung 4.5-3: Artenanzahl und Fruchtfolge am Beispiel des Kleinparzellenversuchs S3M.....	106
Abbildung 4.5-4: Einfluss der Kulturfrucht auf das Auftreten von Segetalarten - Artenzahl pro Vegetationsaufnahme und Unkrautdeckung auf den Flächen der verschiedenen Kulturfrüchte über die Jahre 2003 bis 2013 zusammengefasst. (WW: Winterweizen, LZ: Luzerne, SG: Sommergerste, KM: Körnermais, FE: Futtererbse, WG: Wintergerste)	107
Abbildung 4.5-5: Deckung der Ackerbegleitflora und die Diasporenmenge je m ² in Zusammenhang mit der Fruchtfolge am Beispiel des Kleinparzellenversuchs S3M	108
Abbildung 4.5-6: Einfluss der Düngungsvariante auf das Auftreten von Segetalarten - Artenzahl pro Vegetationsaufnahme (links) und Artenzahl pro Bodenprobe (rechts) auf den Kleinparzellen über die Jahre 2003 bis 2013 zusammengefasst (Düngungsvarianten: 1 Gründüngung, 2 Biotonnekompost, 3 Stallmist, 4 Agrogasgülle).	109
Abbildung 4.5-7: Häufigkeitsverteilung der 8 dominantesten Arten der Ackerbegleitflora auf den Transekten der Umgebungskartierung und auf dem Biobetrieb Rutzendorf, gemessen in %. Um Häufigkeitsverteilungen der dominierenden Arten erstellen zu können, wurden den Symbolen der Braun-Blanquet-Skala numerische Werte zugeordnet (r = 2, + = 5, 1 = 10, 5 = 50, fortl.)	111
Abbildung 4.5-8: Entwicklung der Deckung in der Ackerbegleitflora und der Diasporenmenge in Zusammenhang mit der Kulturfolge für die Schläge S1M, S2M, S4M, S5M, S6M, S7M und S8M. links: Deckung (%), rechts: Diasporen je m ² . Achtung: Unterschiedliche Skala je Schlag!.....	121
Abbildung 4.6-1: Entwicklung der Artenzahlen von 2004 bis 2013 mit Berücksichtigung der Herkunft der Arten (bodenbürtig bzw. Ansaat) in verschiedenen Ansaat-Varianten (SS=Spontane Sukzession, NÜ=Nützlingsmischung, WK=Wildkrautmischung).....	130
Abbildung 4.6-2: Abfolge des Deckungsanteils verschiedener Strategietypen von 2004 bis 2013 in verschiedenen Varianten (SS=Spontane Sukzession, NÜ=Nützlingsmischung, WK=Wildkrautmischung). (r-1: r-Strategen, einjährig; cr-1: cr-Strategen, einjährig; cr-k: cr-Strategen, kurzlebig; csr-m: Strategen, mehrjährig; cr-m: cr-Strategen, mehrjährig; cs-m: cs-Strategen-mehrjährig; c-m: c-Strategen-mehrjährig; Sonstige: restliche Strategietypen).	131
Abbildung 4.6-3: Vergleich der Strategietypen-Spektren der Jahre 2012 und 2013 bei unterschiedlichen Ansaat-Varianten; c=Konkurrenzstrategen, r=Ruderalstrategen, s=Stresstolerante und Mischformen.	132
Abbildung 4.6-4: Vergleich der Strategietypen-Spektren der Jahre 2012 und 2013 bei unterschiedlichen Management-Varianten (B0=keine Bearbeitung, BB=Bodenbearbeitung, BN=Bodenbearbeitung und Nachsaat); c=Konkurrenzstrategen, r=Ruderalstrategen, s=Stresstolerante und Mischformen.....	134
Abbildung 4.6-5: Mittelwert der Wildbienenarten auf den untersuchten Blühstreifen im Vergleich in den Untersuchungsjahren.	135

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 2.2-1: Übersicht Teilprojekte und Untersuchungsgegenstand MUBIL Evaluation.....	13
Tabelle 3.1.1-1: Zielfruchtfolge am Biobetrieb Rutzendorf	17
Tabelle 3.1.1-2: Fruchtfolge der einzelnen Schläge am Biobetrieb Rutzendorf der Jahre 2003 bis 2013 (S1M-S8M: Kleinparzellenversuche, S1G und SK: Referenzparzellen, DV...Düngungsvarianten, MD...Mineraldünger, ZF...Zwischenfrucht, Kultur unterstrichen...die Kultur wurde im Kleinparzellenversuch (ab Erntejahr 2004) und in den Düngerstreifen auf den Großschlägen (ab Erntejahr 2006) mit Biotonnekompost (DV 2) und Stallmist (DV 3) gedüngt. Im KPV S1M erfolgte ab 2008 zusätzlich eine Düngung mit pflanzlicher Agrogasgülle (DV 4).....	18

Tabelle 3.2.3-1: Struktur und Entwicklung der Gesamtbetriebe im Marchfeld in den Jahren 2003, 2006, 2009 und 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2003, 2006, 2009 und 2012)	24
Tabelle 3.2.3-2: Struktur und Entwicklung der Marktfruchtbetriebe im Marchfeld in den Jahren 2003, 2006, 2009 und 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2003, 2006, 2009 und 2012)	25
Tabelle 3.2.3-3: Kulturartenverteilung der biologischen und konventionellen Marktfruchtbetriebe (MFB) im Marchfeld und des Biobetriebes Rutzendorf im Jahr 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2012).....	26
Tabelle 3.2.3-4: Teilnahme an ausgewählten ÖPUL-Maßnahmen der biologischen und konventionellen Marktfruchtbetriebe im Marchfeld im Jahr 2012 (Quelle: BMLFUW, INVEKOS-Daten 2012).....	27
Tabelle 3.3-1: Übersicht über die Erhebungsflächen.....	30
Tabelle 3.3-2: Übersicht Unterscheidung Düngungsvarianten.....	31
Tabelle 3.3-3: Zielfruchtfolge und Aufteilung der organischen Dünger	32
Tabelle 3.3-4: Aufwandmengen und Nährstoffgehalte von Biotonnekompost und Stallmist in den gedüngten Kleinparzellenversuchen (KPV) - Mittelwerte aus 20 Düngungen (DV 2 und DV 3) bzw. 2 Düngungen (DV 4)	33
Tabelle 4.1-1: Ökologische Indikatoren und ihre Relevanz in einzelnen Umweltbereichen	36
Tabelle 4.1-2: Bewertung der Ökologischen Indikatoren nach Christen et al. (2009).....	39
Tabelle 4.1-3: Standort- und Bewirtschaftungsdaten für das Modell REPRO.....	39
Tabelle 4.1-4: Mittelwerte und Spannweiten der Erträge der Druschfrüchte in den Kleinparzellenversuchen der Jahre 2005 bis 2012 in Abhängigkeit der Düngungsvariante (n = Anzahl der zusammengefassten Jahre)	40
Tabelle 4.1-5: Mittelwerte und Spannweiten der Rohproteingehalte von Winterweizen in den Kleinparzellenversuchen der Jahre 2005 bis 2012 in Abhängigkeit der Vorfrucht und der Düngungsvariante (n = Anzahl der zusammengefassten Jahre)	41
Tabelle 4.1-6: Vergleich der Hektarerträge am Biobetriebe Rutzendorf (Großschläge) mit Hektarerträgen von Biomarktfruchtbetrieben (Quelle: Grüner Bericht 2013)	42
Tabelle 4.1-7: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren der am Biobetrieb geprüften Düngungsvarianten 1 bis 3 (Jahre 2005 bis 2012)	43
Tabelle 4.1-8: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren von biologischen und konventionellen Marktfruchtbetrieben in Deutschland (Quelle: Hülsbergen und Rahmann, 2013)	46
Tabelle 4.1-9: Erträge in Abhängigkeit der Kultur und des Anbaujahres der Düngungsvariante 1	47
Tabelle 4.1-10: Humus- und Stickstoffsaldo in Abhängigkeit der Kultur und des Anbaujahres der Düngungsvariante 1	48
Tabelle 4.1-11: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren des Kleinparzellenversuchs S1M (DV 1 bis DV 4) und den Referenzparzellen S1G und SK (Jahre 2005 bis 2012)	51
Tabelle 4.1-12: Ertragsniveau und Intensitäts-Indikatoren verschiedener Fruchtfolgeszenarien (FF Basis Körnermais) des Biobetriebes bei der DV 1 (Gründüngung).....	54
Tabelle 4.2-1: Ergebnisse der Korngrößenverteilungsuntersuchung (2003)	63
Tabelle 4.2-2: Angebaute Kulturen bei den untersuchten Varianten sowie Dauer der Messperioden und Niederschlagssummen (BB...Bodenbearbeitung; ZF...Zwischenfrucht)	64
Tabelle 4.2-3: Ergebnisse der Autokorrelationsanalyse sowie Mittelwerte (MW) und Standardabweichungen (STABW) der untersuchten Parameter für mittlere und geringe Bodenbonität	70
Tabelle 4.2-4: Berechnung des Bodengesundheitsindex (BGI) für die untersuchten Varianten zu Beginn des Projektes (2004/05) und nach ca. 10 Jahren (2012/13)	75
Tabelle 4.3-1: Fruchtfolge und Bodenbearbeitung in den beprobten biologisch bewirtschafteten Kleinparzellenversuchen (S1M und S4M) und der konventionell bewirtschafteten Referenzfläche (SK).....	79
Tabelle 4.3-2: Ergebnisse der Regenwurmaufsammlung (ind./m ² von 2004 und 2012 in den Nützlings- und Blühstreifen und Hecken mittels Formalinextraktion auf 10 x (0,5 x 0,5 m).	79
Tabelle 4.3-3: Ergebnisse der Regenwurmaufsammlungen von 2012 in einem Nützlings- und Blühstreifen und angrenzendem Feld mit händisch sortieren von Bodenmonoliten (25 x 25 x 20 cm).	80
Tabelle 4.3-4: Ergebnisse der Regenwurmaufsammlungen von 2004 und 2012 in den drei Düngungsvarianten mittels Formalinextraktion auf 10 x (0,5 x 0,5 m).....	81
Tabelle 4.3-5: Collembolen Arten- und Individuen/m ² der zwei konventionellen Referenzflächen (SK und SK1).	81

Tabelle 4.3-6: Collembolen Arten- und Individuen/m ² der vier untersuchten Düngungsvarianten auf dem Schlag 1-KPV S1M.....	81
Tabelle 4.3-7: Collembolen Arten- und Individuen/m ² der drei untersuchten Düngungsvarianten auf dem Schlag 4-KPV S4M.....	81
Tabelle 4.4-1: Carabidenfänge in verschiedenen Feldern und Landschaftselementen des Bio-Betriebes Rutzendorf von Mai bis Oktober 2012. Die Transekte TNWÄ, TNWK und TN6 wurden nur an 3 Terminen beprobt.	98
Tabelle 4.5-1: Deckungswerte der Kulturarten und Ackerwildkräuter in den Untersuchungsjahren 2003 bis 2013 in Prozent nach Schmidt (1974). +: mehrere Individuen aber Deckung <0,5 %.	118
Tabelle 4.5-2: Artenliste der oberflächlichen Vegetation und der Diasporenbank (2003-2013). 2006 und 2009 wurden keine Vegetationserhebungen durchgeführt. 2013 wurde die Diasporenbank nicht untersucht.	122
Tabelle 4.5-3: Artenliste der Umgebungskartierung und der Transektkartierung in Rutzendorf, wobei die Umgebungskartierung auf den konventionell bewirtschafteten Flächen in die Transektachsen N, O, S, W und die Kartierung in Rutzendorf auf die Transekte S-N und W-O aufgeschlüsselt sind.	123
Tabelle 4.6-1: Angebaute Mischungen in den Blühstreifen mit Angaben zur Zahl der angebauten Pflanzenarten und enthaltenen Rote Liste (RL)-Arten.	126
Tabelle 4.6-2: Zusatzmischungen	127
Tabelle 4.6-3: Pflegevarianten	128