

## 6 Blühflächen als ein Beitrag zum Feldhamsterschutz (*Cricetus cricetus*) in Unterfranken

Christina Fischer, Michael Bachl-Staudinger, Steffen Baumholzer, Christian Wagner, Otto Wünsche

### 6.1 Zusammenfassung/Abstract

Blühflächen bieten ein optimales Habitat für Feldhamster-Winterbaue in der Agrarlandschaft. Sie können damit zu dessen Schutz essentiell beitragen ohne, zumindest bei mittleren Dichten, das Risiko einer Massenverbreitung in umliegenden Ackerflächen zu erhöhen. Dabei sind die Größe, Vegetationszusammensetzung und -dichte der Blühfläche wichtiger für das Feldhamstervorkommen als die umgebenden Landschaftsstrukturen. Eine optimale Blühfläche, die die Wahrscheinlichkeit des Feldhamstervorkommens erhöht, sollte einen geringen Anteil an Gräsern und dafür einen hohen Anteil an Kräutern und eine Vegetationsdichte von weniger als 40 Halme pro 30 Zentimeter vorweisen. Es ist anzudenken, in die Mitte der Blühflächen in Feldhamstergebieten einen Streifen Wintergetreide zu säen.

### Sown flower-rich fields as a contribution to the protection of the common hamster (*Cricetus cricetus*) in Lower Franconia

Sown flower-rich fields provide ideal habitats for hamster burrows in the agricultural landscape. They can essentially contribute to its protection without increasing the risk of a mass expansion into surrounding agricultural fields. More important for the occurrence of the hamster are the size, structure and density of the vegetation than the surrounding landscape structures. An ideal sown flower-rich field for the common hamster should only contain a small share of grass species and even more herbs, and a vegetation density of less than 40 blades of grass per 30 cm. It should be considered to sow a strip of winter crop into the middle of the sown flower-rich fields.

### 6.2 Einleitung

Durch die Intensivierung der Landwirtschaft kam es in den letzten Jahrzehnten zu einem erheblichen Verlust der Biodiversität in Agrarlandschaften in ganz Europa (STOATE et al. 2001, ROBINSON & SUTHERLAND 2002). Auf der Landschaftsebene wirken sich vor allem der Habitatverlust durch die Umwandlung von natürlichen und naturnahen Habitaten in landwirtschaftliche Nutzflächen und die Homogenisierung der Landschaft negativ auf die Biodiversität aus. Auf lokaler Ebene führen vereinfachte Fruchtfolgen, erhöhte Pestizid- und Düngemiteleinsetze und intensivere Bodenbearbeitung zu einem Rückgang des Artenreichtums in Agrarlandschaften (STOATE et al. 2001). Um den Biodiversitätsverlust zu reduzieren, wurden im Zuge der gemeinsamen Agrarpolitik europaweite Agrarumweltmaßnahmen eingeführt, die Landwirten mithilfe von Ausgleichszahlungen die Möglichkeit einer umweltfreundlichen Bewirtschaftung geben sollen (MACDONALD et al. 2007, STOATE et al. 2009). Eine solche Agrarumweltmaßnahme ist das Anlegen von Blühflächen beziehungsweise Blühstreifen (HAALAND et al. 2011).

Blühflächen sind Ackerflächen, auf denen eine Saatgutmischung aus ein- und mehrjährigen Wild- und Kulturpflanzen ausgebracht wird und die danach über mehrere Jahre nicht bewirtschaftet oder gepflegt werden. In Bayern wurde im Rahmen des Kulturlandschaftsprogramms – Teil A (KULAP-A) für die Förderperiode 2007-2013 „Agrarökologische Ackernutzung und Blühflächen (A 36)“ das Anlegen von Blühflächen als Maßnahme zur Steigerung der Biodiversität angeboten (WAGNER & VOLZ 2014). Der positive Effekt von Blühflächen und Blühstreifen in der Agrarlandschaft konnte bisher vor allem für Artenreichtum und Individuenreichtum (Abundanz) von Insekten gezeigt werden (HAALAND et al. 2011). Weiterhin haben Blühflächen nicht nur einen positiven Effekt auf die Erhaltung von Einzelarten, sondern leisten auch einen Beitrag zur Erhaltung ökologischer Funktionen. So wurden auf Blühflächen mehr Kleinsäuger gefunden als auf umliegenden Ackerflächen, was auf Landschaftsebene betrachtet auch einen positiven Effekt auf das Vorkommen vieler Räuber haben könnte (ASCHWANDEN et al. 2007, ARLETTAZ et al. 2010).

Der Feldhamster (*Cricetus cricetus*) ist ein territorialer Kleinsäuger aus der Ordnung der Nagetiere (Rodentia), welcher in offenen Agrarlandschaften auf tiefgründigen Löss- und Lösslehm Böden vorkommen kann (SCHREIBER 2010). Durch das Anlegen ausgeprägter Bausysteme leistet der Feldhamster, genau wie andere Kleinsäuger, einen Beitrag zur Bodendurchlüftung und -mineralisierung (LAUNDRÉ & REYNOLDS 1993). Weiterhin ist der Feldhamster Beute für viele Greifvögel, wie zum Beispiel dem Rotmilan (*Milvus milvus*), Schwarzmilan (*M. migrans*), Mäusebussard (*Buteo buteo*) und dem Schreiadler (*Aquila pomarina*), sowie für terrestrische Räuber, wie zum Beispiel dem Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), Hermelin (*Mustela erminea*) und vereinzelt dem Dachs (*Meles meles*) (KAYSER et al. 2003). Deshalb kann er zur Stabilität von Nahrungsketten und -netzen in der Agrarlandschaft beitragen. Durch seine hohe Reproduktivität wurde der Feldhamster vor allem in Osteuropa als Ernteschädling verfolgt (ULBRICH & KAYSER 2004). Dies hatte neben den Effekten der landwirtschaftlichen Intensivierung, wie Habitatverlust, schnelle Ernte auf großen Flächen, Maschineneinsatz und kürzere Fruchtfolgen, einen drastischen Populationsrückgang zur Folge (SCHREIBER 2010, VILLEMÉY et al. 2013). Der Feldhamster ist deshalb im Anhang IV der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie gelistet und als streng geschützt eingestuft. Auch in Bayern ist der Feldhamster stark gefährdet und sein Verbreitungsgebiet beschränkt sich auf die Gebiete zwischen Schweinfurt bis Uffenheim und zwischen Miltenberg und Aschaffenburg (SCHREIBER 2010). Aufgrund des starken Populationsrückgangs und der dadurch resultierenden Gefährdung des Feldhamsters wurde 2002 von den bayrischen Naturschutzbehörden das sogenannte Feldhamster-Hilfsprogramm (FHP) ins Leben gerufen. Dabei werden Ausgleichszahlungen für Landwirte geleistet, die gezielte Maßnahmen zum Feldhamsterschutz, wie zum Beispiel Verzicht auf Rodentizide und Tiefpflügen, möglichst geringe Störungen sowie Erhaltung geeigneter Lebensräume mit hoher Deckung durchführen (SCHREIBER 2010). Da diese Maßnahmen aber sehr speziell auf den Feldhamster zugeschnitten sind und deshalb nur sehr kleinräumig praktiziert werden, stellt sich die Frage ob allgemeine Agrarumweltmaßnahmen wie das Anlegen von Blühflächen, auch zum Schutz des Feldhamsters und zur Erhaltung der damit verbundenen Ökosystemfunktionen beitragen können.

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Anzahl wiedergeöffneter Feldhamster-Winterbaue auf Blühflächen mit Ackerflächen in der Agrarlandschaft Unterfrankens verglichen. Weiterhin wurden auf lokaler und Landschaftsebene verschiedene Parameter erhoben, die die Blühfläche charakterisieren. Diese wurden mit der Baudichte korreliert, um folgende Fragestellungen zu beantworten:

- Kommen Feldhamster auf Blühflächen in einer höheren Dichte vor als auf Ackerflächen?
- Führen Blühflächen zu einer Konzentration der Feldhamsterdichte von umliegenden Ackerflächen oder erhöhen Blühflächen die Feldhamsterdichte auf umliegenden Ackerflächen?
- Welche Eigenschaften der Blühflächen führen zu einer hohen Feldhamsterdichte?

## 6.3 Methoden

### 6.3.1 Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet befand sich im Nordwesten Bayerns in Unterfranken zwischen Schweinfurt und Würzburg (Zentrum des Gebiets bei 49°49' N, 11°09' O). Es erstreckte sich über eine Distanz von 50 Kilometer von Nord nach Süd und 20 Kilometer von West nach Ost (Abb. 35) und stellt aufgrund der tiefgründigen Löss- und Lösslehm Böden den Verbreitungsschwerpunkt des Feldhamsters in Bayern dar (SCHREIBER 2010).

### 6.3.2 Flächenauswahl und Habitatcharakteristika

Zum Vergleich des Feldhamstervorkommens auf Blühflächen und Ackerflächen (Kontrolle) wurden insgesamt 14 Flächenpaare ausgewählt. Der Abstand zwischen der Blühfläche und der Kontrollfläche innerhalb eines Flächenpaars betrug mindestens 200 Meter, um räumliche Autokorrelation zu vermeiden. Es wurden nur Flächen auf Löss- oder Lösslehm Böden ausgewählt, da nur tiefgründige, schwere Böden zum Anlegen der Bausysteme geeignet sind (KRYŠTUFEK et al. 2008). Um möglichst realistische Populationsdichten auf landwirtschaftlich genutzten Flächen zu erfassen, wurden weiterhin Mindestabstände von 400 Meter zum Wald und 200 Meter zu Siedlungen und zur Verkehrsinfrastruktur (Straßen, Eisenbahnlinien) eingehalten. Dies sollte ein erhöhtes Mortalitätsrisiko durch Räuber, wie zum Beispiel den Rotfuchs (*Vulpes vulpes*), den Haushund (*Canis lupus f. familiaris*) und Greifvögel (KAYSER et al. 2003) sowie durch Überfahren, ausschließen (HELL et al. 2005).



Abb. 34: Messung der Vegetationsdichte mit Hilfe der Vegetationshürde, Bildautor Michael Bachl-Staudinger.

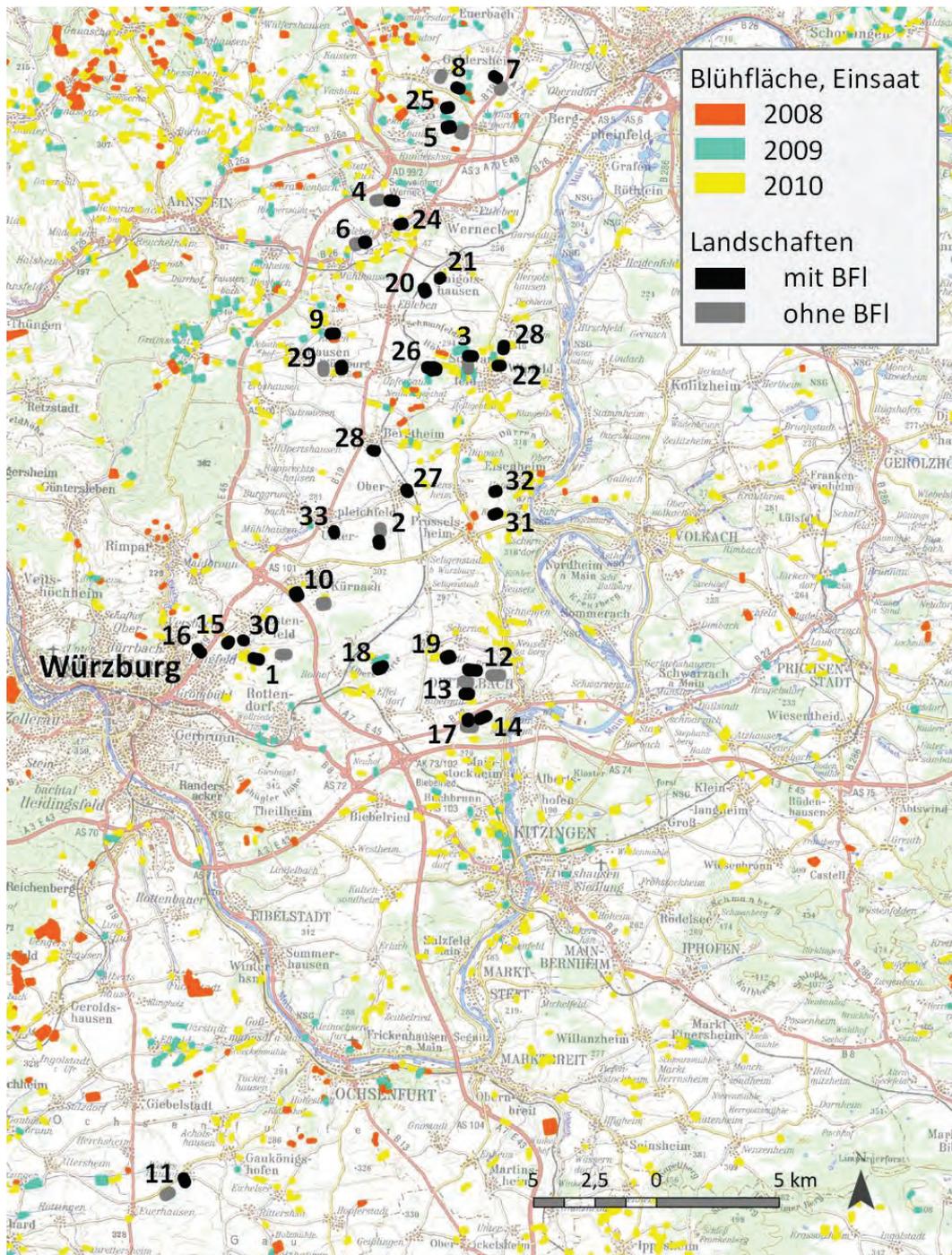


Abb. 35: Übersichtskarte über die Standorte, Datengrundlage: Topographische Übersichtskarte 1:200.000 (TÜK200) der Bayerischen Vermessungsverwaltung, Maßstab 1:130.000.

Um zu untersuchen, ob sich Feldhamster aus umliegenden Ackerflächen auf Blühflächen konzentrieren oder ob Blühflächen das Feldhamstervorkommen auf den umliegenden Ackerflächen erhöhen, wurden die jeweils an die Blüh- beziehungsweise Kontrollfläche angrenzenden Ackerflächen in 50 Meter Abstände unterteilt und bis zu einer Entfernung von 200 Meter auf das Feldhamstervorkommen untersucht (Abb. 36). Die Vorfrucht im Jahr 2012 beziehungsweise die aktuelle Frucht im Jahr 2013 auf den beprobten Ackerflä-

chen wurde mithilfe digitalisierter Daten aus der Zentralen InVeKoS Datenbank (Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem) im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 (1999-2010 ESRI Inc.) bestimmt.

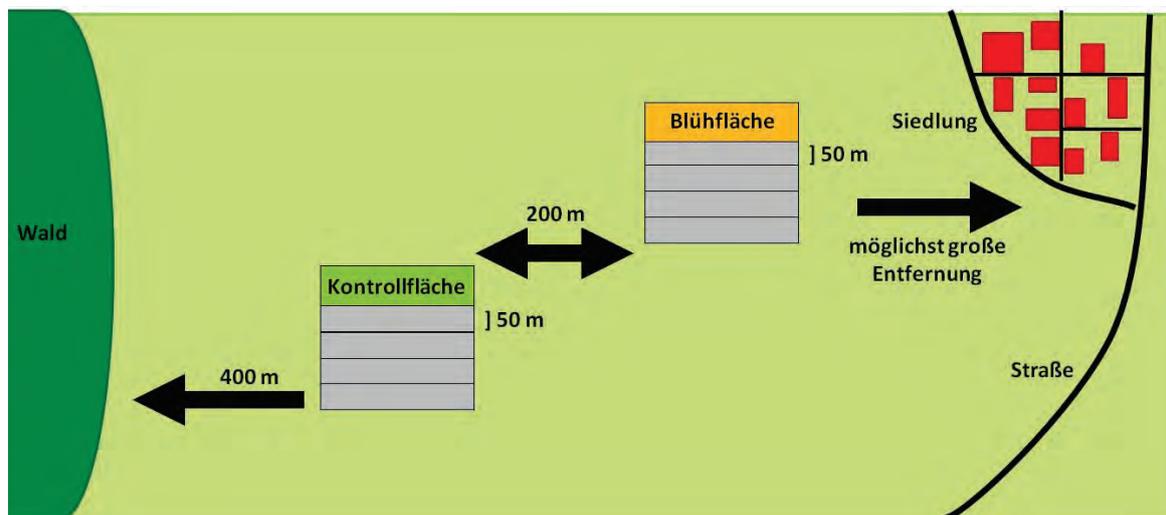


Abb. 36: Schematische Darstellung des Versuchsdesigns aus BACHL-STAUDINGER (2013), verändert.

Um den Einfluss der Habitatcharakteristika der Blühflächen auf lokaler und Landschaftsebene auf das Feldhamstervorkommen zu untersuchen, wurden 19 Blühflächen zusätzlich zu den 14 gepaarten Blühflächen ausgewählt ( $n_{\text{ges}} = 33$ , Abb. 35, Tab. 27). Da die Vegetationszusammensetzung und -deckung einen großen Einfluss auf das Feldhamstervorkommen haben kann (KAYSER et al. 2003, VILLEMAY et al. 2013), wurden Ende Mai bis Ende Juni 2013 unter anderem folgende lokale Parameter zur Beschreibung der Vegetation erhoben: Vegetationszusammensetzung (Anteil Gräser in %), sowie die Vegetationsdichte in einer Höhe von zehn Zentimetern (in %, Tab. 27). Die Parameter wurden in einem zwei Mal zwei Meter Quadrat gemessen oder geschätzt. Die Anzahl der Wiederholungen pro Blühfläche richtete sich nach deren Größe. So wurden je 0,1 Hektar zwei Wiederholungen, die zufällig auf der Fläche verteilt waren, durchgeführt. Bei großen Blühflächen ( $> 1$  ha) wurde die Aufnahme maximal zwanzigmal wiederholt. Für jede Blühfläche wurden der Mittelwert und die Standardabweichung für jeden Parameter berechnet. Die Vegetationszusammensetzung und -deckung wurde nur auf 32 Flächen erhoben, da eine Blühfläche gemulcht war und dort keine Datenerhebung möglich war. Zusätzlich wurde die Größe der Blühflächen (in ha) und das Alter (in Jahren) mithilfe digitalisierter Daten der Zentralen InVeKoS Datenbank im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 bestimmt. Bei der Größe der Blühflächen wurde zwischen kleinen Blühflächen ( $< 1$  ha) und großen Blühflächen ( $> 1$  ha) unterschieden. Da sich die Zusammensetzung der Landschaft auf das Prädationsrisiko des Feldhamsters auswirken kann (GONCALVES et al. 2012, KAYSER et al. 2003), wurde weiterhin der Abstand zu Siedlungen (in m, Tab. 27) als Landschaftsparameter ausgewählt. Der minimale Abstand zu Siedlungen wurde vom Rand der Blühfläche ausgehend mithilfe der Zentralen InVeKoS Datenbank im Geographischen Informationssystem ArcGIS 10.0 gemessen.

Tab. 27: *Habitatcharakteristika der Blühflächen auf (A) lokaler (n = 32) und (B) Landschaftsebene (n = 33).*

Variable	Mittelwert ± SE	Mini- mum	Maxi- mum	Definition
<b>(A) Lokale Parameter</b>				
<b>Vegetations- zusammensetzung: Gräser</b>	11,49 ± 2,65	0,00	52,92	Relativer Anteil an Gräsern, in %
<b>Vegetationsdichte (10 cm Höhe)</b>	29,55 ± 1,27	18,95	47,00	Anzahl der Berührungspunkte der Vegetation auf einer Länge von 30 cm mit einem waagrechttem Stab welche in einer Höhe von 10 cm in die Vegetation eingebracht wird (Messinstrument: Vegetationshürde, Abb. 34)
<b>Alter</b>	-	-	-	Alter der Blühfläche in Jahren, 2008: 5 Jahre, 2009: 4 Jahre, 2010: 3 Jahre, Faktor mit drei Ebenen
<b>Größe</b>	1,08 ± 0,15	0,18	4,40	Größe der Blühfläche, in ha
<b>(B) Parameter auf Landschaftsebene</b>				
<b>Abstand zu Sied- lungen</b>	314,45 ± 45,00	0,00	831,00	Geringster Abstand vom Rand der Blühfläche zur nächsten Siedlung, in m

### 6.3.3 Feldhamsterkartierung

Die Feldhamster wurden zwischen Ende Mai und Ende Juni 2013 kartiert. Als Indikator für die Populationsdichte wurden Winterbaue kartiert, die vom Feldhamster im Herbst zur Überwinterung genutzt und im Frühjahr nach erfolgreicher Überwinterung wieder geöffnet werden. Es wurde angenommen, dass jeder Bau, der aus mehreren Eingängen mit einem Abstand von bis zu zehn Meter bestehen kann, einem einzeltägerischen Feldhamster zugeordnet werden kann (DRECHSLER et al. 2011). Für die Kartierung wurden die Blühflächen und Ackerflächen entlang von Transekten abgegangen. Der Abstand der Transekte variierte je nach Einsehbarkeit und Vegetationsdeckung der aktuellen Frucht zwischen zehn Meter bei Zuckerrüben und Mais, fünf Meter bei Weizen und Gerste und zwei bis drei Meter bei Blühflächen. Um eine Doppelzählung zu vermeiden wurden gefundene Feldhamsterbaue mit Markierungsstäben gekennzeichnet. Die genaue Position der Feldhamsterbaue wurde mithilfe eines GPS-Geräts (Garmin eTrex 12 Channel) bestimmt und im ArcGIS 10.0 digitalisiert. Aufgrund der unterschiedlichen Größe der Blüh- und Ackerflächenpaare wurde die Feldhamsterbaudichte standardisiert und es wurde die Anzahl Baue/Hektar berechnet.



Abb. 37: Feldhamsterbau in einer Blühfläche, Bildautor Michael Bachl-Staudinger.

#### 6.3.4 Auswertung

Für alle Analysen wurde das Programm R Version 2.15.0 (R DEVELOPMENT CORE TEAM 2012) verwendet. Um die Effekte der Faktoren Flächentyp (Blühfläche vs. Kontrolle), Abstand (Distanz zur Blüh- bzw. Kontrollfläche, 0 m vs. 50 m vs. 100 m vs. 150 m vs. 200 m) und deren Interaktion auf die Feldhamsterbaudichte zu untersuchen, wurden lineare gemischte Modelle (PINHEIRO & BATES 2000) mit einem *maximum likelihood*-Ansatz mithilfe des R Pakets *nlme* (PINHEIRO et al. 2012) gerechnet. Um für räumliche Pseudowiederholungen zu korrigieren, wurde ein Zufallseffekt eingefügt mit folgender Struktur: Flächenpaar (14 Paare), dem darin genesteten Flächentyp (Blühfläche/Kontrolle) und den darin genesteten Abständen von der Referenzfläche (PINHEIRO & BATES 2000). Um die nicht-normalverteilten Daten analysierbar zu machen, wurde eine logarithmische Transformation für die Feldhamsterbaudichte verwendet. Weiterhin wurde eine Varianzfunktion verwendet um unterschiedliche Varianzen innerhalb der beiden Flächentypen (Blühfläche/Kontrolle) zu modellieren. Unterschiede zwischen den einzelnen Faktorebenen der Interaktion zwischen Flächentyp und Abstand wurden mithilfe eines TukeyHSD-post-hoc-Vergleichs aus dem R Paket *multcomp* (HOTHORN et al. 2008) berechnet.

Um den Effekt der unkorrelierten lokalen und Landschaftsparameter zur Beschreibung der Habitatcharakteristika der Blühflächen auf die Feldhamsterbaudichte zu untersuchen, wurde eine lineare Regression verwendet. Als kontinuierliche, erklärende Variablen wurden auf lokaler Ebene die Parameter Vegetationsdichte in zehn Zentimeter Höhe und der relative Anteil an Gräsern und auf Landschaftsebene der Parameter Abstand zur Siedlung verwendet. Zur Berechnung der Signifikanzen für die einzelnen Effekte im Modell wurden die F- und p-Werte aus einer ANOVA-Tabelle extrahiert.

Um den Effekt der Größe der Blühflächen (kleine Blühflächen vs. große Blühflächen) auf die An- beziehungsweise Abwesenheit des Feldhamsters zu untersuchen wurde jeweils ein verallgemeinertes lineares Modell mit einer Binomialverteilung berechnet. Der statistische

Vergleich von Blühflächen unterschiedlichen Alters war aufgrund der ungleichmäßigen Stichprobengröße ( $n_{5 \text{ Jahre}} = 4$ ,  $n_{4 \text{ Jahre}} = 3$ ,  $n_{3 \text{ Jahre}} = 26$ ) nicht möglich. Im Text werden Mittelwerte mit Standardfehler angegeben.

## 6.4 Ergebnisse

Insgesamt wurden 76 Feldhamsterbaue auf den 14 Flächenpaaren mit angrenzenden Ackerflächen bis zu einer Entfernung von 200 Meter gefunden. Auf Blühflächen ( $3,21 \pm 0,83$  Baue/ha) kamen mehr Feldhamsterbaue pro Hektar vor als auf den Kontrolläckern ( $0,29 \pm 0,22$ , Baue/ha, Abb. 38). Betrachtet man die Blühflächen inklusive der angrenzenden Ackerflächen ( $1,94 \pm 0,23$  Baue/ha) im Vergleich zu den Kontrollflächen inklusive der angrenzenden Ackerflächen ( $0,64 \pm 0,08$  Baue/ha), konnte auch hier eine höhere Feldhamsterbaudichte gefunden werden (Flächentyp: Tab. 28). Die Interaktion zwischen dem Flächentyp und dem Abstand zeigt, dass auf der Blühfläche, im Vergleich zu allen anderen Ackerflächen, eine höhere Feldhamsterbaudichte gefunden werden konnte (Tab. 28, Abb. 38). Der statistische Vergleich der Feldhamsterbaudichte in Abhängigkeit von den unterschiedlichen Feldfrüchten war aufgrund der geringen Feldhamsterdichte auf den Ackerflächen ( $0,19 \pm 0,05$  Baue/ha, Minimum = 0, Maximum = 1,88) nicht möglich.

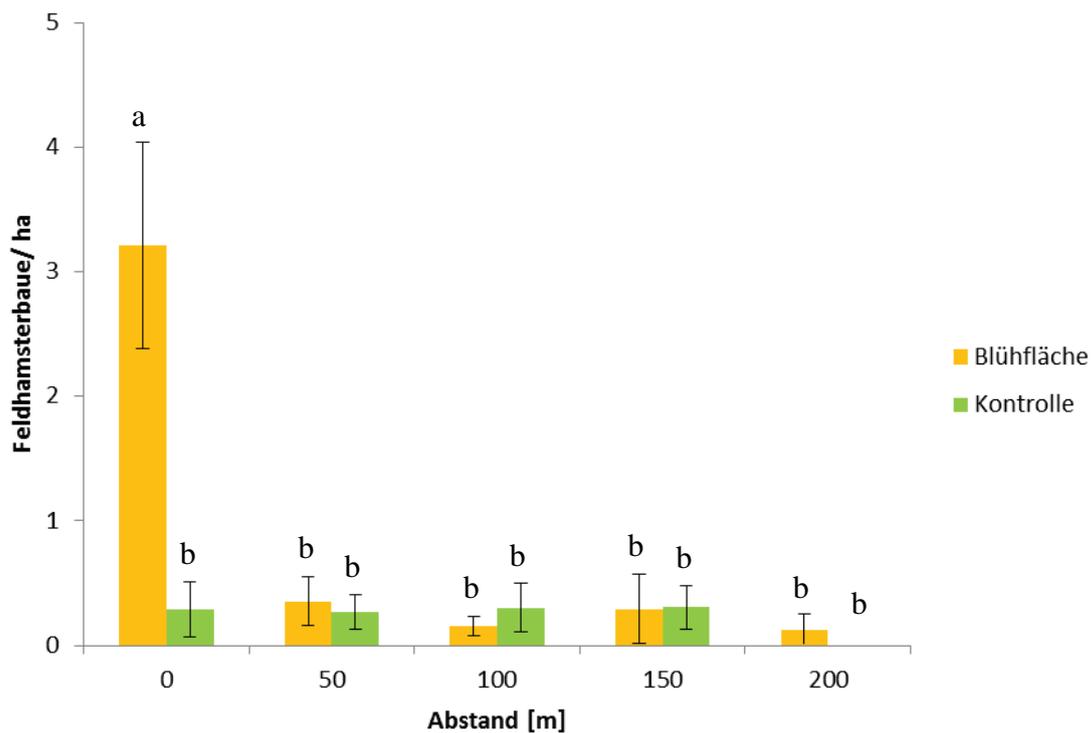


Abb. 38: Ergebnisse des TukeyHSD-post-hoc-Vergleichs für die Feldhamsterdichte (Mittelwert  $\pm$  SE,  $n = 14$ ) in Abhängigkeit von Flächentyp und Abstand. Unterschiedliche Buchstaben geben statistisch signifikante Unterschiede zwischen den unterschiedlichen Faktorebenen an.

Auf lokaler Ebene konnte gezeigt werden, dass mit zunehmender Vegetationsdichte ( $F = 3,77$ ,  $p = 0,06$ ) und zunehmendem Anteil an Gräsern ( $F = 6,95$ ,  $p = 0,01$ ) die Feldhamsterbaudichte auf Blühflächen (marginal) abnahm (Abb. 39a, b). Auf Landschaftsebene hatte der Abstand der Blühfläche zu Siedlungen keinen Einfluss auf die Feldhamsterbaudichte ( $F = 0,244$ ,  $p = 0,64$ , Abb. 39c).

Tab. 28: Ergebnisse des gemischten linearen Modells zu den Effekten des Flächentyps (Blühfläche vs. Kontrolle), Abstands (Distanz zur Blüh- bzw. Kontrollfläche, 0 m vs. 50 m vs. 100 m vs. 150 m vs. 200 m) und deren Interaktion auf die Feldhamsterbaudichte (Baue/ha).

Parameter	F-Wert	p-Wert
(Intercept)	8,19	0,005
Flächentyp	10,40	0,007
Abstand	6,52	< 0,001
Flächentyp : Abstand	11,85	< 0,001

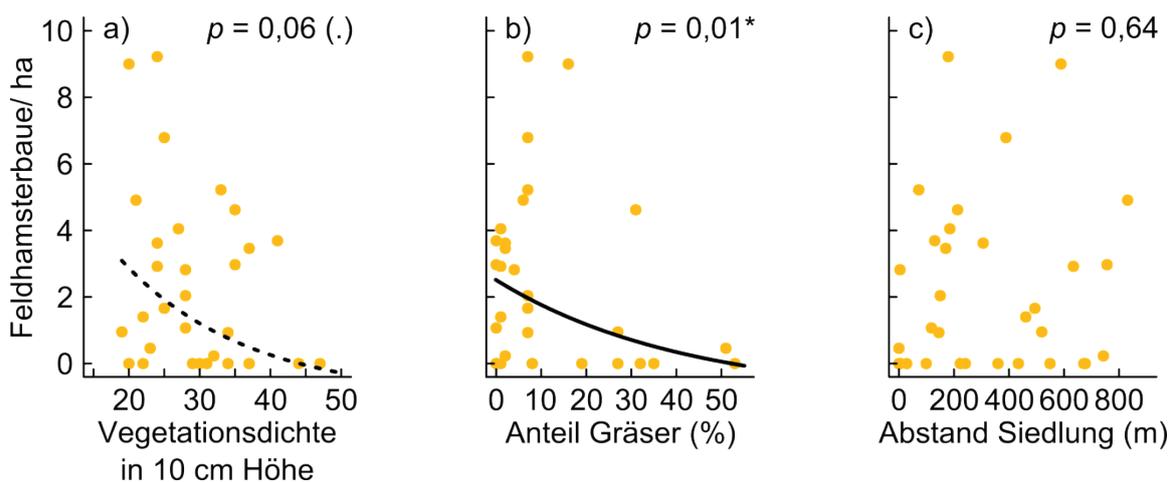


Abb. 39: Ergebnisse der linearen Regressionen für die Feldhamsterdichte in Abhängigkeit von a) der Vegetationsdichte, b) dem Anteil an Gräser und c) dem Abstand zu einer Siedlung.

Tab. 29: Präsenz und durchschnittliche Besiedlungsdichte von Feldhamstern auf 33 Blühflächen in Abhängigkeit der Größe (< bzw. > 1 ha).

	Anzahl Flächen	Anz. besetzter Flächen	Flächen besetzt in %	Anz Feldhamsterbaue	Hamsterbauten/ha
Blühfläche < 1 ha	21	10	47,61	1,62 ± 0,44	2,42 ± 0,66
Blühfläche > 1 ha	12	11	91,67	2,58 ± 0,45	1,76 ± 0,42

Die Größe der Blühfläche hatte einen Einfluss auf die Besiedlung durch Feldhamster ( $z = -2,20$ ,  $p = 0,03$ ). So war nur knapp jede zweite Blühfläche (47,6 %) kleiner ein Hektar besiedelt, wo hingegen Blühflächen über einen Hektar zu über 90 Prozent (91,7 %) besiedelt waren. Trotzdem war die mittlere Anzahl Baue pro Hektar auf den kleinen Flächen höher als auf den großen (Tab. 29).

## 6.5 Diskussion

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, die Eignung von Blühflächen für das Vorkommen des Feldhamsters zu untersuchen. Dabei konnte gezeigt werden, dass die Dichte erfolgreicher Überwinterungsbaue auf Blühflächen höher war als auf Ackerflächen. Bisherige Studien zeigten, dass Blühflächen im Vergleich zu Ackerflächen gut geeignet sind, um sowohl den Individuenreichtum als auch den Artenreichtum von zum Beispiel Insekten (HAALAND et al. 2011) oder Kleinsäugetern (ARLETTAZ et al. 2010) in der Agrarlandschaft zu fördern.

Prädation ist einer der Hauptmortalitätsgründe des Feldhamsters. Allerdings ist der Prädationsdruck durch Räuber, wie Schleiereulen (*Tyto alba*) in Getreidefeldern und im Grünland, trotz niedrigerer Populationsdichten von Kleinsäugetern, höher als in Blühflächen. Greifvögel scheinen ihre Nahrungshabitate mehr nach der Zugänglichkeit der Beute auszuwählen als nach der Beutedichte (ARLETTAZ et al. 2010). Durch die hohe Vegetationsdichte in Blühflächen im Vergleich zu den angrenzenden Ackerflächen sind wahrscheinlich die geringere Sichtbarkeit und Zugänglichkeit zur Beute die ausschlaggebenden Faktoren für die geringeren Prädationsraten als in offeneren Gebieten (ATKINSON et al. 2005). Dies könnte auch die höheren Feldhamsterbaudichten in Blühflächen mit hohen Vegetationsdichten und geringerem Prädationsrisiko im Vergleich zu den angrenzenden Ackerflächen erklären (KAYSER et al. 2003).

Neben dem erhöhten Prädationsrisiko auf Ackerflächen, welches zur Kontrolle der Populationsdichte beitragen kann, konnte die Feldhamsterbaudichte auf Ackerflächen in unserem Untersuchungsgebiet als gering (bis 0,7 Baue/ha) und auf Blühflächen als mittel (2-5 Baue/ha) eingestuft werden, weshalb das Risiko eines Massenausbruchs ( $> 30$  Baue/ha, DRECHSLER et al. 2011) als sehr gering eingestuft werden kann. BRINER et al. (2005) zeigten zusätzlich, dass Feldmäuse (*Microtus arvalis*) in Blühstreifen mit bis zu 650 Individuen pro Hektar zwar hohe Populationsdichten erreichen, dass die Aktivitätsräume aber sehr stabil sind und zu 91 Prozent in den Blühstreifen liegen. Deshalb bedeutet eine Förderung von Kleinsäugetern auf Blühflächen nicht gleich die Erhöhung des Schadpotentials in angrenzenden Äckern.

Bei uns konnten weder eine Konzentration von Feldhamstern aus den umliegenden Ackerflächen auf der Blühfläche (abnehmende Feldhamsterdichten mit abnehmendem Abstand zur Blühfläche) noch eine Ausbreitung des Feldhamsters in die umliegenden Ackerflächen von der Blühfläche aus (zunehmende Feldhamsterdichten mit abnehmendem Abstand zur Blühfläche) gezeigt werden. Blühstreifen sind qualitativ hochwertige Habitate für Kleinsäugetern in der Agrarlandschaft (ASCHWANDEN et al. 2007), deshalb wäre zu erwarten gewesen, dass sich Feldhamsterindividuen in den ressourcenreichen Blühflächen konzentrieren (KLEIJN et al. 2011, TSCHARNTKE et al. 2012) und damit die Dichte in den angrenzenden Ackerflächen abnimmt. Da allerdings die Feldhamsterdichte sowohl in den an die Blühfläche angrenzenden Ackerflächen als auch in den Kontrollflächen gleichbleibend gering war, konnte für den Feldhamster keine landschaftsabhängige Konzentration auf Blüh-

flächen oder Ausbreitung von Blühflächen aus gezeigt werden. Deshalb kann die Feldhamsterdichte auf den Blühflächen unabhängig von der umgebenden Agrarlandschaft betrachtet werden, was den hohen Wert von Blühflächen im Vergleich zu Ackerflächen für den Feldhamsterschutz betont.

Doch welche Eigenschaften einer Blühfläche auf lokaler und Landschaftsebene fördern das Feldhamstervorkommen besonders? Auf lokaler Ebene nahm die Feldhamsterbaudichte mit zunehmender Vegetationsdichte marginal ab. Da der Feldhamster mit bis zu 500 Gramm und einer Kopf-Rumpf-Länge von 22-30 Zentimeter (CORBET & OVENDEN 1982) ein relativ großes Nagetier in der Agrarlandschaft ist, kann eine zu hohe Vegetationsdichte eine Barriere für dessen Ausbreitung darstellen. Auch der zunehmende Anteil an Gräser hatte einen negativen Effekt auf das Feldhamstervorkommen. Feldhamster bevorzugen vor allem energiereiche Nahrung, unter anderem auch Kräuter (GORECKI & GRYGIELSKA 1975, KUPFERNAGEL & MAURISCHAT 2006). Durch den zunehmenden Anteil an Gräsern nimmt die Kräuterdeckung und damit wahrscheinlich die Nahrungsverfügbarkeit für den Feldhamster auf der Blühfläche und damit auch dessen Dichte ab.

Weiterhin wurde gezeigt, dass die Wahrscheinlichkeit des Feldhamstervorkommens mit zunehmender Größe der Blühfläche zunimmt, die Hamsterdichte auf großen Flächen aber geringer ist als auf kleinen. Konsequenterweise heißt dies, dass der Effekt vieler kleiner Blühflächen größer ist als der weniger großer. Solche größenabhängigen Dichtezunahmen konnten auch für andere Nager, wie zum Beispiel der Westschermaus (*Arvivola sapidus*) in Habitatflecken innerhalb der Agrarlandschaft gezeigt werden (PITA et al. 2013). Allerdings wirkt sich in der untersuchten mediterranen Landschaft eine Vergrößerung des Habitats nur in Landschaften mit mehr als 30 Prozent geeigneten Habitaten positiv auf Populationsdichten aus. In fragmentierteren Landschaften sollte neben der Habitatgröße auch der Abstand zwischen den isolierten Habitaten betrachtet werden (ANDREN 1994). Es ist möglich, dass der Abstand zwischen den isolierten Blühflächen ebenfalls einen Einfluss hat. Dies kann aber kaum quantifiziert werden.

Auf der Landschaftsebene konnten keine negativen Effekte angrenzender Siedlungen auf das Feldhamstervorkommen festgestellt werden (vgl. KRYŠTUFEK et al. 2008). Durch hohe Vegetationsdichte und die Persistenz von Blühflächen über mehrere Jahre hinweg scheint die Störung des Feldhamsters durch menschliche Aktivität relativ gering zu sein. Allerdings wurde in der vorliegenden Arbeit nur die Winterbaudichte ermittelt. Da die Überwinterung ein relativ inaktives Stadium ist, könnte die Mortalitätsrate durch Haustiere und durch Überfahren während der aktiven Zeit im Sommer durch erhöhte Kontaktraten in der Nähe von Siedlungen höher sein (HELL et al. 2005, KAYSER et al. 2003). Deshalb sollten weitere Untersuchungen das Vorkommen des Feldhamsters zu unterschiedlichen Jahreszeiten in Abhängigkeit von der Landschaftszusammensetzung betrachten.

## 6.6 Empfehlungen für die Praxis

Für die Praxis lässt sich ableiten, dass Blühflächen ein geeignetes Instrument zum Schutz des Feldhamsters sind. Sie sollten eine lückige Vegetation aufweisen. Zur Optimierung könnten weiterhin in die Blühflächen, statt der bisher verpflichtend durch die Mitte der Flächen angelegten Schwarzbrachestreifen, jährlich eine Sämaschinenbreite mit Wintergetreide (Weizen, Roggen, Gerste) angesät werden. Mit dieser relativ „risikofreien Wintervorratsgarantie der kurzen Wege“ werden die Feldhamster ganzjährig in den Flächen gehalten, unabhängig von den Fruchtarten, die in der Nachbarschaft angebaut werden.

## 6.7 Literaturverzeichnis

- ANDREN, H. (1994): Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat – a Review. – *Oikos* 71, 355-366.
- ARLETTAZ, R., KRAHENBUHL, M., ALMASI, B., ROULIN, A., SCHAUB, M. (2010): Wildflower areas within revitalized agricultural matrices boost small mammal populations but not breeding Barn Owls. – *Journal of Ornithology* 151, 553-564.
- ASCHWANDEN, J., HOLZGANG, O., JENNI, L. (2007): Importance of ecological compensation areas for small mammals in intensively farmed areas. – *Wildlife Biology* 13, 150-158.
- ATKINSON, P.W., FULLER, R.J., VICKERY, J.A., CONWAY, G.J., TALLOWIN, J.R.B., SMITH, R.E.N., HAYSOM, K.A., INGS, T.C., ASTERAKI, E.J., BROWN, V.K. (2005): Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. – *Journal of Applied Ecology* 42, 932-942.
- BRINER, T., NENTWIG, W., AIROLDI, J.P. (2005): Habitat quality of wildflower strips for common voles (*Microtus arvalis*) and its relevance for agriculture. – *Agriculture Ecosystems and Environment* 105, 173-179.
- CORBET, G., OVENDEN, D. (1982): Pareys Buch der Säugetiere. – Parey, Hamburg, Berlin, 240 S.
- DRECHSLER, M., EPPINK, F.V., WATZOLD, F. (2011): Does proactive biodiversity conservation save costs? – *Biodiversity and Conservation* 20, 1045-1055.
- GONCALVES, P., ALCOBIA, S., SIMOES, L., SANTOS-REIS, M. (2012): Effects of management options on mammal richness in a Mediterranean agro-silvo-pastoral system. – *Agroforestry Systems* 85, 383-395.
- GORECKI, A., GRYGIELSKA, M. (1975): Consumption and utilization of natural foods by the Common Hamster. – *Acta Theriologica* 20, 237-246.
- HAALAND, C., NAISBIT, R.E., BERSIER, L.F. (2011): Sown wildflower strips for insect conservation: a review. – *Insect Conservation and Diversity* 4, 60-80.
- HELL, P., PLAVY, R., SLAMECKA, J., GASPARIK, J. (2005): Losses of mammals (Mammalia) and birds (Aves) on roads in the Slovak part of the Danube Basin. – *European Journal of Wildlife Research* 51, 35-40.
- HOTHORN, T., BRETZ, F., WESTFALL, P. (2008): Simultaneous inference in general parametric models. – *Biometrical Journal* 50, 346-363.
- KAYSER, A., WEINHOLD, U., STUBBE, M. (2003): Mortality factors of the common hamster *Cricetus cricetus* at two sites in Germany. – *Acta Theriologica* 48, 47-57.
- KLEIJN, D., RUNDLOF, M., SCHEPER, J., SMITH, H.G., TSCHARNTKE, T. (2011): Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? – *Trends in Ecology and Evolution* 26, 474-481.
- KRYŠTUFEK, B., VOHRALÍK, V., MEINIG, H., ZAGORODNYUK, I. (2008): *Cricetus cricetus*. IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.1.
- KUPFERNAGEL, C., MAURISCHAT, A. (2006): Food preferences of the Common Hamster *Cricetus cricetus* (LINNAEUS, 1758). – *Braunschweiger Naturkundliche Schriften* 7, 601-612.

- LAUNDRÉ, J.W., REYNOLDS, T.D. (1993): Effects of soil-structure on burrow characteristics of 5 small mammal species. – *Great Basin Naturalist* 53, 358-366.
- MACDONALD, D.W., TATTERSALL, F.H., SERVICE, K.M., FIRBANK, L.G., FEBER, R.E. (2007): Mammals, agri-environment schemes and set-aside – what are the putative benefits? – *Mammal Review* 37, 259-277.
- PINHEIRO, J., BATES, D., DEBROY, S., SARKAR, D., R DEVELOPMENT CORE TEAM (2012): nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models.
- PINHEIRO, J.C., BATES, D.M. (2000): *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. – Springer Verlag, New York.
- PITA, R., MIRA, A., BEJA, P. (2013): Influence of Land Mosaic Composition and Structure on Patchy Populations: The Case of the Water Vole (*Arvicola sapidus*) in Mediterranean Farmland. – *Plos One* 8.
- ROBINSON, R.A., SUTHERLAND, W.J. (2002): Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. – *Journal of Applied Ecology* 39, 157-176.
- SCHREIBER, R. (2010): Feldhamster *Cricetus cricetus* (LINNÉ, 1758). – Merkblatt Artenschutz 28. LFU (Bayrisches Landsamt für Umwelt), Augsburg.
- STOATE, C., BALDI, A., BEJA, P., BOATMAN, N.D., HERZON, I., VAN DOORN, A., DE SNOO, G.R., RAKOSY, L., RAMWELL, C. (2009): Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. – *Journal of Environmental Management* 91, 22-46.
- STOATE, C., BOATMAN, N.D., BORRALHO, R.J., CARVALHO, C.R., DE SNOO, G.R., EDEN, P. (2001): Ecological impacts of arable intensification in Europe. – *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- TSCHARNTKE, T., TYLIANAKIS, J.M., RAND, T.A., DIDHAM, R.K., FAHRIG, L., BATARY, P., BENGTSOON, J., CLOUGH, Y., CRIST, T.O., DORMANN, C.F., EWERS, R.M., FRUND, J., HOLT, R.D., HOLZSCHUH, A., KLEIN, A.M., KLEIJN, D., KREMEN, C., LANDIS, D.A., LAURANCE, W., LINDENMAYER, D., SCHERBER, C., SODHI, N., STEFFAN-DEWENTER, I., THIES, C., VAN DER PUTTEN, W.H., WESTPHAL, C. (2012): Landscape moderation of biodiversity patterns and processes – eight hypotheses. – *Biological Reviews* 87, 661-685.
- ULBRICH, K., KAYSER, A. (2004): A risk analysis for the common hamster (*Cricetus cricetus*). – *Biological Conservation* 117, 263-270.
- VILLEMÉY, A., BESNARD, A., GRANDADAM, J., EIDENSCHENCK, J. (2013): Testing restocking methods for an endangered species: Effects of predator exclusion and vegetation cover on common hamster (*Cricetus cricetus*) survival and reproduction. – *Biological Conservation* 158, 147-154.
- WAGNER, C., VOLZ, H. (2014): Das Projekt „Faunistische Evaluierung von Blühflächen“. – Schriftenreihe der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft 1/2014, 17-32.

