

Ökologische Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen

Eine Untersuchung der lokalen Vogel-Biozönose

von

Jasmina Stahmer

aus Hamburg

Angenommene Dissertation zur Erlangung des akademischen Grades eines
Doktors der Naturwissenschaften
Fachbereich 3: Mathematik/Naturwissenschaften
Universität Koblenz-Landau

Gutachter:

Prof. Dr. Ulrich Sinsch
apl. Prof. Dr. Thomas Wagner

Prüfungskommission:

Prof. Dr. Rainer Graafen
Prof. Dr. Ulrich Sinsch
apl. Prof. Dr. Thomas Wagner

Tag der mündlichen Prüfung: 10. Juli 2018

| | | |
|-----------|--|-----------|
| 1. | Allgemeine Einführung..... | 5 |
| 1.1. | Biozönose, Ökosystem und Biodiversität | 5 |
| 1.2. | Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau | 6 |
| 1.3. | Aufgabenstellung und Ziel dieser Untersuchung, Arbeitshypothesen und Struktur der Arbeit | 7 |
| 2. | Untersuchungsgebiet | 10 |
| 2.1. | Region Mainz-Bingen | 10 |
| 2.1.1. | Landschaftsschutzgebiet „Rheinhesisches Rheingebiet“ (LSG-73-2)..... | 10 |
| 2.1.2. | Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (VSG 6014-401)..... | 10 |
| 2.1.3. | Naturschutzgebiet „Höllenberg“ (NSG-7315-056) | 11 |
| 2.2. | Untersuchungsflächen | 11 |
| 2.3. | Wetterdaten | 17 |
| 3. | Bioakustisches Monitoring als Alternative zur visuellen Avifauna-Erfassung | 18 |
| 3.1. | Kurzfassung..... | 18 |
| 3.2. | Einleitung..... | 18 |
| 3.3. | Methodik | 20 |
| 3.3.1. | Untersuchungsgebiet | 20 |
| 3.3.2. | Bioakustisches Monitoring der Avifauna | 20 |
| 3.3.3. | Visuelles Monitoring der Avifauna | 21 |
| 3.3.4. | Datenauswertung | 21 |
| 3.3.5. | Statistische Analyse..... | 22 |
| 3.4. | Ergebnisse | 22 |
| 3.4.1. | Detektionseffizienz | 22 |
| 3.4.2. | Arterfassung | 23 |
| 3.4.3. | Abundanzschätzung..... | 24 |
| 3.4.4. | Lokale α -Diversität | 27 |
| 3.4.5. | β -Diversität zwischen den Untersuchungsflächen | 27 |
| 3.5. | Diskussion..... | 29 |
| 3.5.1. | Effektivitätsvergleich | 29 |
| 3.5.2. | Arterfassung | 30 |
| 3.5.3. | Abundanzfassung | 31 |
| 3.5.4. | α -Diversität und β -Diversität | 32 |
| 3.5.5. | Auswertung der Akustikaufnahmen | 32 |
| 3.5.6. | Fazit..... | 33 |
| 4. | Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel | 34 |
| 4.1. | Kurzfassung..... | 34 |
| 4.2. | Einleitung..... | 34 |
| 4.3. | Methodik | 35 |
| 4.3.1. | Untersuchungsgebiet | 36 |
| 4.3.2. | Visuelle Erfassung der Greifvögel | 36 |
| 4.3.3. | Datenauswertung | 38 |
| 4.3.1. | Statistische Analyse..... | 38 |
| 4.4. | Ergebnisse | 39 |
| 4.4.1. | Diversität und Abundanz der Greifvögel..... | 39 |
| 4.4.2. | Mikrohabitatnutzung und Verhalten der Greifvögel | 41 |
| 4.4.3. | Einfluss der Landnutzung auf Greifvögel | 42 |
| 4.4.4. | Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel..... | 45 |
| 4.4.5. | Einfluss von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf die Abundanz einzelner Arten | 49 |
| 4.5. | Diskussion..... | 52 |
| 4.5.1. | Diversität und Abundanz..... | 52 |
| 4.5.2. | Mikrohabitatnutzung und Verhalten | 53 |
| 4.5.3. | Einfluss der Landnutzung | 54 |
| 4.5.4. | Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen | 55 |

| | | |
|-----------|--|------------|
| 5. | Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf insektivore Vögel.. | 57 |
| 5.1. | Kurzfassung..... | 57 |
| 5.2. | Einleitung..... | 57 |
| 5.3. | Methodik..... | 59 |
| 5.3.1. | Untersuchungsgebiet..... | 59 |
| 5.3.2. | Visuelle Erfassung der insektivoren Vögel..... | 59 |
| 5.3.3. | Datenauswertung..... | 61 |
| 5.3.1. | Statistische Analyse..... | 61 |
| 5.4. | Ergebnisse..... | 62 |
| 5.4.1. | Diversität und Abundanz der insektivoren Vögel..... | 62 |
| 5.4.2. | α - und β -Diversität der Untersuchungsflächen..... | 66 |
| 5.4.3. | Mikrohabitatnutzung und Verhalten der insektivoren Vögel..... | 67 |
| 5.4.4. | Einfluss der Landnutzung auf insektivore Vögel..... | 68 |
| 5.4.5. | Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen auf insektivore Vögel..... | 72 |
| 5.4.6. | Einfluss von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf die Abundanz einzelner Arten..... | 77 |
| 5.5. | Diskussion..... | 86 |
| 5.5.1. | Diversität und Abundanz..... | 86 |
| 5.5.2. | α - und β -Diversität der Untersuchungsflächen..... | 87 |
| 5.5.3. | Mikrohabitatnutzung und Verhalten..... | 88 |
| 5.5.4. | Einfluss der Landnutzung..... | 89 |
| 5.5.5. | Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen..... | 90 |
| 6. | Raumnutzung des Wiedehopfs (<i>Upupa epops</i>) im Mainzer Sand - ein störungsempfindlicher Habitatspezialist in Obstkulturen?..... | 93 |
| 6.1. | Kurzfassung..... | 93 |
| 6.2. | Abstract..... | 93 |
| 6.3. | Einleitung..... | 94 |
| 6.4. | Untersuchungsgebiet..... | 96 |
| 6.5. | Material und Methoden..... | 96 |
| 6.5.1. | Visuelles Monitoring..... | 96 |
| 6.5.2. | Akustisches Monitoring..... | 97 |
| 6.5.3. | Datenauswertung..... | 98 |
| 6.5.4. | Statistische Analyse..... | 98 |
| 6.6. | Ergebnisse..... | 99 |
| 6.6.1. | Abundanz des Wiedehopfs im Untersuchungsgebiet..... | 99 |
| 6.6.2. | Mikrohabitatnutzung und Verhalten der gesichteten Individuen..... | 99 |
| 6.6.3. | Einfluss der Landnutzung und der Folienüberdachung auf die Wiedehopf-Abundanz..... | 102 |
| 6.6.4. | Störungsanfälligkeit des Wiedehopfs in Folien-überdachten Kirschkulturen..... | 103 |
| 6.7. | Diskussion..... | 103 |
| 6.7.1. | Abundanzmessung bei Wiedehopfen..... | 104 |
| 6.7.2. | Phänologie der Wiedehopfe auf den Untersuchungsflächen..... | 104 |
| 6.7.3. | Verhalten und Mikrohabitatnutzung..... | 105 |
| 6.7.4. | Landnutzung und Störanfälligkeit..... | 105 |
| 6.7.5. | Kulturschutzeinrichtungen als Störquelle..... | 106 |
| 6.8. | Danksagung..... | 107 |
| 7. | Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden ... | 108 |
| 7.1. | Kurzfassung..... | 108 |
| 7.2. | Einleitung..... | 108 |
| 7.3. | Methodik..... | 110 |
| 7.3.1. | Untersuchungsgebiet..... | 110 |
| 7.3.2. | Erfassung der Arthropodenfauna..... | 110 |
| 7.3.3. | Bestimmung der Trockenbiomasse..... | 112 |
| 7.3.4. | Erhebung der Pestizidbehandlungen auf den Untersuchungsflächen..... | 112 |
| 7.3.5. | Datenauswertung..... | 112 |

| | | |
|------------|--|------------|
| 7.4. | Ergebnisse | 113 |
| 7.4.1. | Arthropodenfauna der Untersuchungsflächen | 113 |
| 7.4.2. | Verteilung der Arthropodengruppen auf die Untersuchungsflächen | 115 |
| 7.4.3. | Trockenbiomasse der Arthropoden | 115 |
| 7.4.4. | Pestizidbehandlung der Obstkulturen während der Fangzeiträume | 116 |
| 7.4.5. | Arthropoden-Trockenbiomasse der einzelnen Fangzeiträume und die jeweilige Pestizidbehandlungen | 117 |
| 7.4.6. | Einfluss von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf die Arthropoden-Trockenbiomasse | 121 |
| 7.5. | Diskussion | 124 |
| 7.5.1. | Einfluss der Methodik auf die Ergebnisse | 124 |
| 7.5.2. | Arthropodenfauna der Untersuchungsflächen | 125 |
| 7.5.3. | Pestizidbehandlungen in den Obstkulturen | 127 |
| 7.5.4. | Einfluss von intensiver Landnutzung auf die Arthropoden-Trockenbiomasse | 128 |
| 7.5.5. | Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf die Arthropoden-Trockenbiomasse | 129 |
| 7.5.6. | Nahrungsgrundlage der insektivoren Avifauna | 130 |
| 8. | Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen | 131 |
| 8.1. | Kurzfassung | 131 |
| 8.2. | Abstract | 131 |
| 8.3. | Einleitung | 132 |
| 8.4. | Untersuchungsgebiet | 132 |
| 8.5. | Material und Methoden | 134 |
| 8.5.1. | Erfassungsmethoden | 134 |
| 8.5.2. | Auswertung der Käfer | 134 |
| 8.5.3. | Datenauswertung | 135 |
| 8.6. | Ergebnisse und Diskussion | 135 |
| 8.6.1. | Artenzahlen, Diversität | 135 |
| 8.6.2. | Faunistisch bemerkenswerte und Rote-Liste-Arten | 139 |
| 8.6.3. | Habitatspezialisten der Sandgebiete | 141 |
| 8.6.4. | Anmerkungen zu faunistisch bemerkenswerten Arten | 143 |
| 8.7. | Fazit | 147 |
| 8.8. | Danksagung | 147 |
| 9. | Allgemeine Diskussion | 148 |
| 9.1. | Einfluss der Methodik auf die Erfassung der Vogel-Biozönose | 148 |
| 9.2. | Einfluss der intensiven Landnutzung in Obstkulturen | 148 |
| 9.3. | Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen | 149 |
| 9.4. | Ökologische Risikobewertung von Kulturschutzeinrichtungen | 150 |
| 10. | Zusammenfassung | 152 |
| 11. | Abstract | 154 |
| 12. | Literaturverzeichnis | 156 |
| 13. | Anhang | 178 |
| 14. | Danksagung | 182 |

1. Allgemeine Einführung

Veränderungen in dem komplexen Wirkungsgefüge eines Agrarökosystems können erhebliche Auswirkungen auf die in diesem System lebende Biozönose zur Folge haben. Diese Auswirkungen können eine Veränderung der landwirtschaftlich gewünschten Ökosystemdienstleistungen bewirken. Die Überdachung zum Schutz von Obstkulturen mit Netzen oder Folien stellt eine massive Veränderung dar. Im Rahmen dieser Dissertation wurde der Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen im konventionellen Obstanbau auf die Biozönose und ihre Ökosystemdienstleistungen in diesem stark anthropogen geprägten Agrarökosystem untersucht. Obstkulturen sind besonders geeignete Agrarökosysteme, um Einflüsse auf Biozönosen und Ökosystemdienstleistungen zu untersuchen, weil es mehrjährige Ökosysteme mit einem komplexen, mehrschichtigen Gefüge sind (SIMON et al. 2010).

1.1. Biozönose, Ökosystem und Biodiversität

Die Biozönose ist eine Lebensgemeinschaft in einem Lebensraum (=Biotop), welche durch die funktionalen Beziehungen zwischen den Arten und ihren Wirkungen aufeinander gekennzeichnet ist (MARTIN & ALLGAIER 2012). Wesentlich ist zudem das Vorhandensein von Interaktionen, die innerhalb dieses Gefüges von Arten entstehen und wirken. MARTIN & ALLGAIER (2012) definieren das Ökosystem als theoretisches Modell eines komplexen Gefüges aus Biozönose und Biotop, in welchem die verschiedenen biotischen und abiotischen Faktoren wirken. Des Weiteren definieren sie Agrarökosystem als ein vom Menschen gestaltetes und von diesem durch regelmäßige Eingriffe in Arteninventar und Funktion gesteuertes Ökosystem, welches der Produktion von Nutzpflanzen dient. Ökosysteme vollbringen Leistungen, ohne die menschliches Leben nicht denkbar wäre und die beim Wegfall der Ökosysteme auf andere Weise erbracht werden müssten (NENTWIG et al. 2011). Zu den zentralen Ökosystemleistungen gehören Regulation des Gas- und Wasserhaushaltes der Erde, Steuerung des Klimas, Produktion von Biomasse, Bodenbildung, Aufrechterhaltung von Nährstoffzyklen und Gewährleistung der Abfallentsorgung. Als Ökosystemdienstleistungen werden Ökosystemfunktionen mit konkretem Bezug zu menschlichen Bedürfnissen bezeichnet (NENTWIG et al. 2004). Zu den Ökosystemdienstleistungen zählen nach GRUNEWALD & BASTIAN (2013) alle nachwachsenden Ressourcen als direkte Leistung der Natur und eine Vielzahl indirekter Leistungen wie unter anderem der Erhalt der Bodenfruchtbarkeit, saubere Luft, Fixierung von Kohlenstoff durch Photosynthese, Grundwasserneubildung und Stickstoffbindung. Die Veränderung eines Ökosystems mit dem Ziel, eine bestimmte Dienstleistung zu erhöhen –zum Beispiel die Intensivierung der Landwirtschaft zur Steigerung der Produktion–, geht generell zu Lasten anderer Ökosystemdienstleistungen, die bisher bereitgestellt wurden (TOWNSEND 2007). Durch die zunehmende landwirtschaftliche Entwicklung werden Ökosysteme auf der ganzen Welt erheblich bedroht (TOWNSEND et al. 2009).

Zur allgemeinen Anwendung des Konzepts von Ökosystemdienstleistungen ist es notwendig, den Fokus nicht auf Einzelarten einer Biozönose zu richten, sondern auf Gilden. Gilden sind Funktionsgruppen von Arten, die sich durch eine gemeinsame Position im Nahrungsnetz auszeichnen (SIMBERLOFF & DAYAN 1991), d.h. sie nutzen dieselben Ressourcen in einer ähnlichen Art und Weise (ROOT 1967). Für Ökosystemdienstleistungen spielen vor allem die häufigen Arten eine entscheidende Rolle, während die seltenen Arten eher als die genetische Reserve einer Gilde für sich ändernde Umweltbedingungen angesehen werden (GASTON 2010, 2012). Die Einzelarten innerhalb einer Gilde sind austauschbar. Somit können Ergebnisse von Untersuchungen an exemplarischen Ökosystemen auf andere übertragen werden, obwohl sie sich in der Artenzusammensetzung ihrer Biozönosen unterscheiden.

Die Artenvielfalt einer Biozönose bzw. ihrer Gilden und die Abundanz ihrer Arten hängen von einer Vielzahl an Umweltfaktoren ab, die zudem teilweise miteinander interagieren (TOWNSEND et al. 2009). Zu diesen Faktoren gehören unter anderen strukturelle Aspekte der Landschaft, Makro- und Mikroklima, Verfügbarkeit von Ressourcen wie Nahrung und Fortpflanzungsplätzen, Präsenz von konkurrierenden Arten und Prädatoren sowie anthropogene Störungen. Eine Störung im ökologischen Sinne ist ein Ereignis, durch das Organismen entfernt oder so geschädigt werden, dass Raum geschaffen wird, den Individuen derselben oder anderer Arten besetzen können (WHITE & JENTSCH

2001). Gravierende Störungen bringen Biozönosen aus dem Gleichgewicht und setzen Prozesse in Gang, durch welche es zu einer zeitlichen, häufig irreversiblen Veränderung der Artenzusammensetzung an diesen Störstellen kommt. Diese Entwicklung heißt Sukzession, die nicht-saisonale, gerichtete und kontinuierliche Veränderung einer Artengemeinschaft (NENTWIG et al. 2011). Wenn Organismen auf eine bestimmte Störung oder Belastung in ihrer Umwelt empfindlich reagieren, können sie als Indikatoren für diese Belastung verwendet werden (NENTWIG et al. 2011). Vögel sind als Indikatorgruppe für Auswirkungen der Landnutzung besonders gut geeignet, weil sie die artenreichste einheimische Landwirbeltiergruppe und deshalb in allen Landschaftstypen zahlreich vorhanden sind. Des Weiteren sind sie durch ihre Flugfähigkeit sehr mobil und können Lebensräume schnell besiedeln oder auch verlassen, wenn die Lebensbedingungen ungünstig sind. Zudem sind sie gut erfass- und bestimmbar. Einige Greifvogelarten sind Endkonsumenten im ökologischen Nahrungsnetz, und somit lassen sich auch Effekte auf die Nahrungsgrundlage abschätzen. Veränderungen in der Artenvielfalt von Indikatorgruppen können Störungen oder Belastungen aus der Umwelt anzeigen. Die Artenvielfalt (=Diversität) kann nach NENTWIG et al. (2004) in drei Komponenten zerlegt werden. Die α -Diversität ist eine flächenbezogene, quantitative Charakterisierung der Artenvielfalt. Sie wird verwendet, um die Artenzahlen verschiedener Datensätze bzw. Untersuchungsflächen zu vergleichen. Die γ -Diversität beschreibt die Artenzahl in einem zusammengesetzten Datensatz, also mehrerer Untersuchungsflächen in einem Untersuchungsgebiet. Die β -Diversität beschreibt den Unterschied im Arteninventar zwischen den einzelnen Datensätzen bzw. Untersuchungsflächen. Sie ist hoch, wenn es eine geringe Ähnlichkeit zwischen den Flächen gibt.

1.2. Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau

Die sogenannten Niederstammkulturen führten mit immer kleineren und kompakteren Baumformen, geringeren Pflanzweiten und höheren Baumzahlen pro Hektar zu einer ansteigenden Intensivierung der Bewirtschaftung und sind der heutige Standard des gewerblichen Obstanbaus. Im Freiland unterliegen sie natürlicherweise dem Einfluss von Faktoren des Ökosystems, wie z. B. Tieren oder Temperatur und Niederschlag. Negative Wetter-Einflüsse auf Obstkulturen haben sich aufgrund zunehmender Extremwetterereignisse (ESSL & RABITSCH 2013), wie Gewitter mit Starkregen und Hagel oder Spätfröste, verstärkt. Aufgeplatzte Kirschen, durch Hagel beschädigte Äpfel oder erfrorene Blüten und Fruchtausätze bedeuten erhebliche Ernteverluste und betriebswirtschaftliche Schäden (DIEREND 2009b). Aufgrund dessen hat die Bedeutung von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau sowohl in Deutschland als auch weltweit zugenommen (CASTELLANO et al. 2008, DIEREND 2009a, PICUNO et al. 2011, SCARASCIA-MUGNOZZA et al. 2011). Kulturschutzeinrichtungen ermöglichen Landwirten vorrangig den zuverlässigen Schutz ihrer Obstanlagen vor Hagel, Frost und Starkregen. Darüber hinaus können sie Obstkulturen vor Sonnenbrand, Schadinsekten und Vögeln schützen (DIEREND 2009b). Für Obstbaumanlagen gibt es verschiedene Überdachungssysteme: Hagelschutznetz, Folienüberdachung oder eine Folien-Netz-Kombination (Details in DIEREND et al. 2009). Neben dem Vorteil des Schutzes vor Extremwetterereignissen, gibt es jedoch auch Nachteile beim Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen. Zuerst vermindern sie die Lichteinwirkung um etwa 20% bei weißen Netzen (BAAB & STEINBAUER 2009) und bis zu 40% bei Folienbahnen (BALMER 2009). Mit diesem Lichtverlust ist aufgrund der eingeschränkten Photosynthese eine Verminderung der Assimilationsleistung der Bäume verbunden. Überdies verringert sich die Fruchtqualität, weil die Früchte eine geringere Fruchtfleischfestigkeit und einen niedrigeren Zuckergehalt ausbilden (SOLOMAKHIN & BLANKE 2007, BAAB & STEINBAUER 2009, HANDSCHACK 2013). Durch den geringeren Zuckergehalt und die geminderte UVB-Strahlung bilden sich weniger Anthocyane und die Früchte färben sich nicht so ausgeprägt (BAAB & STEINBAUER 2009, HANDSCHACK 2013). Bei Apfelkulturen unter Hagelschutznetzen führt der Lichtverlust zu einem geringeren Gewicht der Früchte und einer Ertragseinbuße von 15-30%, bei lichtliebenden Apfelsorten sogar bis zu 50% (BAAB & STEINBAUER 2009). In Abhängigkeit der Lichtbedingungen verändert sich unter Kulturschutzeinrichtungen außerdem das Mikroklima von Obstkulturen. Aufgrund der verringerten Windgeschwindigkeit unter den Überdachungen erhöht sich die Boden- und Luftfeuchte (SOLOMAKHIN & BLANKE 2007, HANDSCHACK 2013), während die Oberflächentemperatur der Früchte abnimmt (McCASKILL et al. 2016). Zusätzlich

kommt bei Netzen weniger und bei Folienüberdachungen kaum Regen auf die Flächen. Im Sommer kann es daher unter Kulturschutzeinrichtungen zu einem trockenen, schwül-warmen Klima kommen, was die Verbreitung der Spinnmilbe fördern kann (BALMER 2009). Zudem kann es bei sehr hohen Temperaturen unter Folienüberdachungen zum Wärmestau kommen. Bei Obstkulturen mit Netzüberdachung ist die Lufttemperatur tagsüber dagegen um ungefähr 1,6 °C reduziert (SOLOMAKHIN & BLANKE 2007). Unter Folienüberdachungen herrschen generell höhere Tages- und Nachttemperaturen (BALMER et al. 2005, BALMER 2009). Dies schützt Obstkulturen vor Blütenfrost und verbessert den Fruchtansatz in Jahren niedrigerer Temperaturen. Bei Süßkirschen kann die Folienüberdachung je nach Sorte zu größeren Früchten führen (SCHMITZ-EIBERGER & BLANKE 2012, KRIEGHOFF 2013), was den Verkaufsgewinn steigert. Zusätzlich kann bei mit Folien überdachten Süßkirschenanlagen der optimale Erntezeitpunkt relativ unabhängig von der Witterung eingehalten werden (BALMER 2009, KRIEGHOFF 2013). Bei Äpfeln unter Hagelnetzen hingegen verzögert sich die Ernte in der Regel um drei bis sechs Tage (BAAB & STEINBAUER 2009).

Die bereits in zahlreichen Studien nachgewiesenen Effekte von Kulturschutzeinrichtungen auf Mikroklima und Kulturpflanzen, legen die Annahme ebensolcher Effekte auf die Fauna nahe. Trotz des weltweit zunehmenden Einsatzes von Hagelschutznetzen und Folienüberdachungen in Obstkulturen liegen bisher nur wenige publizierte Untersuchungen über deren Effekte auf Diversität und Abundanz von wildlebenden Organismen vor (Deutschland: Vögel - TRAUTMANN et al. 2000, Italien: Apfelwickler - TASIN et al. 2008, USA: verschiedene Arthropoda - LANG 2009b, Frankreich: Apfelwickler - SAUPHANOR et al. 2012, Italien: Vögel - BRAMBILLA et al. 2013, BRAMBILLA et al. 2015, Italien: Apfelwickler - BAIAMONTE et al. 2016, Kanada: verschiedene Arthropoda - CHOUINARD et al. 2017). Dies ist erstaunlich, denn der Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Ökosystemdienstleistungen in Agrarökosystemen wird bereits seit langem diskutiert (z.B. SWIFT et al. 2004).

1.3. Aufgabenstellung und Ziel dieser Untersuchung, Arbeitshypothesen und Struktur der Arbeit

Zentrale Aufgabenstellung dieses im Auftrag des rheinland-pfälzischen Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten [MULEWF] durchgeführten Forschungsprojektes war die ökologische Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen (*neuer anthropogener Eingriff in die Ökosystemstruktur*) in Obstkulturen (*zu untersuchendes Ökosystem*) in Bezug auf die lokale Vogellebensgemeinschaft (*Zielbiozönose*). Um die speziellen Effekte zusätzlicher Störung durch Kulturschutzeinrichtungen auf das bestehende Faktorengefüge der lokalen Vogel-Biozönose in Obstkulturen nachzuweisen, ist es unumgänglich zum Vergleich den Zustand dieses Ökosystems ohne diesen zusätzlichen Eingriff zu erfassen. Daher wurden sowohl Versuchsflächen mit Kulturschutzeinrichtungen als auch äquivalente Kontrollflächen ohne Schutz betrachtet. Diese Untersuchung folgte den Methoden der Ökosystemanalyse. Das Ziel war die Untersuchung so durchzuführen, dass ihre Ergebnisse und die daraus resultierenden Schlussfolgerungen über das spezielle Untersuchungsgebiet hinaus auf Obstkulturen unter ähnlichen Rahmenbedingungen in Mitteleuropa übertragbar sind. Daher wurde für das Untersuchungsdesign der biozönotische Ansatz gewählt, bei welchem die ökologische Funktion im Ökosystem einer Biozönose im Vordergrund steht und nicht die einzelnen, vorkommenden Arten. Hierfür wurden als Modellgruppen die drei Gilden Greifvögel, insektivore Vögel und Arthropoden ausgewählt, welche im Wesentlichen für die Erbringung der Ökosystemdienstleistungen in diesem Ökosystemmodell verantwortlich sind (Abbildung 1). Beispielsweise besteht die Ökosystemdienstleistung in Obstkulturen von Greifvögeln in der Jagd auf wurzelfressende Kleinsäuger, von insektivoren Vögeln in der Jagd auf herbivore Schadinsekten und von Arthropoden in der Bestäubung der Kulturpflanzen. Die trophischen Beziehungen dieser Gilden stellen sich stark vereinfacht wie folgt dar: die Greifvögel in ihrer Funktion als Topprädatoren, die obligat oder fakultativ insektivoren Vögel als mittlere Konsumentenebene und die Arthropoden als Nahrungsressource der insektivoren Vögel (Abbildung 1). Die drei Gilden dieser Untersuchung sind in jedem Ökosystem unabhängig von der speziellen Artenzusammensetzung vorhanden, darauf basierende Schlussfolgerungen sind somit verallgemeinerbar.

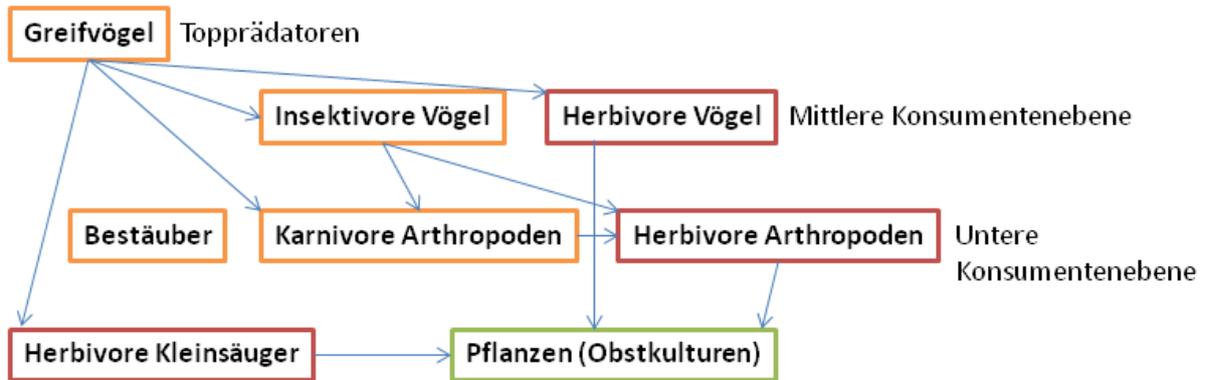


Abbildung 1: Vereinfachte Darstellung der trophischen Beziehungen zwischen den Gilden der Biozönose im Ökosystemmodell Obstkultur. Die orange-umrahmten Gilden erbringen Ökosystemdienstleistungen.

Diese ökologische Risikoanalyse lief über drei Jahre und die Datenaufnahme erfolgte in drei Freilandbefragungen von 2011 bis 2013, welche jeweils von Anfang März bis Ende Juli stattfanden. Dieser Zeitraum des Jahres wurde ausgewählt, weil er die Hauptproduktionszeit der lokalen Vogel-Biozönose komplett einschließt und Kulturschutzeinrichtungen in der Regel von April/Mai bis zur Ernte der Früchte benutzt werden. Außerdem liegt die Mindestanforderung an ornithologische Untersuchungen für Bestandsaufnahmen der Avifauna nach GAMAUF (1996) bei einer Vegetationsperiode von drei bis vier, besser sechs Monaten. Der dreijährige Untersuchungszeitraum ist eine zeitliche Minimalanforderung bei Vogellebensgemeinschaften, um die zufällige bzw. Sukzessions-bedingte Dynamik der Avifauna von der Auswirkung anthropogener Eingriffe unterscheiden zu können (JEDICKE 1999).

In Absprache mit dem MULEWF wurde das Landschaftsschutzgebiet „Rheinhesisches Rheingebiet“, welches auch das Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ umfasst, als exemplarisches Untersuchungsgebiet ausgewählt (BITZ & FOLZ 1984, BRECHTEL 1987). Es handelt sich um ein über Jahrhunderte anthropogen geprägtes Gebiet mit Siedlungen sowie Obstanbau- und Ackerflächen, also eine typische anthropogene Mosaiklandschaft mit Offenlandbereichen, Strauch- und Baumbeständen. Unveröffentlichte Untersuchungen an der lokalen Avifauna für die Ausweisung als Vogelschutzgebiet (LEHNERT 2001, SCHULTE et al. 2003), Bestandsaufnahmen im nahegelegenen „Mainzer Sand“ (KINZELBACH 1962, BITZ & FOLZ 1987) sowie weitere Beobachtungen durch den Dachverband Deutscher Avifaunisten (TRAUTMANN 2011, schriftl. Mitteilung) und LEHNERT (2000-2012, schriftl. Mitteilung) deuten auf ein Vorkommen von rund 100 Vogelarten in diesem Gebiet hin. Darunter auch Brutvorkommen des Wiedehopfs (*Upupa epops*), der Heidelerche (*Lullula arborea*) und weiterer wertgebender Arten (LANIS 2010). Über die Arthropodenfauna des Gebietes liegen nur ältere faunistische Erfassungen vor, jedoch sind Vorkommen von seltenen Arten (z.B. Ödlandschrecke *Oedipoda germanica*) und Relikten der Steppen und des Mediterranraumes im NSG „Höllenberg“ bekannt (Niehuis 1987, Ludewig & Eisenbeis 1992, Weber & Eisenbeis 1992, Ludewig 1993, Dauber & Eisenbeis 1996).

Die Arbeitshypothesen dieser Untersuchung sind:

- (1) Die geschätzte Diversität der lokalen Vogel-Biozönose ist unabhängig von der Erfassungsmethode (akustisch, visuell).
- (2) Die intensive Landnutzung in konventionell bewirtschafteten Obstkulturen führt im Vergleich zu unbewirtschafteten Streuobstflächen zur Verringerung der Diversität der lokalen Vogel-Biozönose.
- (3) Der Einsatz von Pestiziden reduziert die Biomasse der lokalen Arthropoden-Biozönose und demzufolge das Nahrungsangebot für die lokale Vogel-Biozönose.
- (4) Die Überdachung von Obstkulturen mit Kulturschutzeinrichtungen führt zur Vermeidung der Flächen von Vögeln und bedeutet Habitatverluste für die lokale Vogel-Biozönose.

Allgemeine Einführung

Die vorliegende Arbeit stellt nach der allgemeinen Einführung in die Thematik zunächst kurz das Untersuchungsgebiet mit den klimatischen Bedingungen sowie den lokalen Schutzgebieten vor und beschreibt anschließend ausführlich die einzelnen Untersuchungsflächen. Abschließend folgt noch die Darstellung der Wetterdaten für die Untersuchungsjahre 2011-2013. Die Forschungsergebnisse der Dissertation gliedern sich in sechs Kapitel, welche jeweils wie eine eigenständige Publikation aufgebaut sind. Es beginnt mit der Auswertung des Vergleichs zwischen einem automatischen akustischen Monitoring und einem visuellen Monitoring der Avifauna. Dem folgt zu beiden Vogel-Gilden jeweils ein Kapitel der ökologischen Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau. Die Ergebnisse zum Wiedehopf werden in einem eigenen Kapitel dargestellt, welches bereits im Mainzer Naturwissenschaftlichen Archiv publiziert wurde (STAHMER & SINSCH 2017). Hierauf folgt das Kapitel der ökologischen Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau in Bezug auf Arthropoden. Zuletzt schließt sich das ebenfalls im Mainzer naturwissenschaftlichen Archiv veröffentlichte Kapitel zur Käferfauna im Naturschutzgebiet Höllenberg an (STAHMER et al. 2014). Die Arbeit schließt mit einer allgemeinen, zusammenfassenden Diskussion der Forschungsergebnisse hinsichtlich der oben genannten Arbeitshypothesen.

2. Untersuchungsgebiet

2.1. Region Mainz-Bingen

Das Untersuchungsgebiet dieser Studie befand sich in Mainz-Bingen, dem größten zusammenhängendem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz. Diese Region Rheinhessens liegt in geschützter Lage im Lee der Mittelgebirge Taunus, Hunsrück und dem Pfälzer Bergland in der westlichen Ausbuchtung des Oberrheingrabens und zeichnet sich daher klimatisch durch geringere Niederschläge und höhere Temperaturen aus. Im Jahresmittel beträgt die Niederschlagssumme durchschnittlich 580 mm und die Temperatur 10,5 °C mit 271 Vegetationstagen und rund 2031 Sonnenstunden (Jahresmittel 2008-14 der Wetterstationen Heidenfahrt und Drais-Finthen der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz). Damit zählt diese Beckenlandschaft zu den wärmsten und trockensten Gebieten Deutschlands und ist demzufolge besonders für den Anbau von Obstkulturen geeignet. Fast die Hälfte der rheinland-pfälzischen Baumobstanlagen liegt in diesem Gebiet: 72% der Sauerkirschenanbaufläche, 60% der Pflaumen- und Zwetschgenanbaufläche, 41% der Birnenanbaufläche, 27% der Apfelanbaufläche und gut die Hälfte der Süßkirschenanbaufläche (BREITENFELD 2013). Im Jahr 2012 gab es in Rheinland-Pfalz insgesamt 4.590 ha Obstanbaufläche, davon 3.679 ha Baumobstanlagen (BREITENFELD 2013). Diese bewirtschafteten Obstkulturen liegen zum Teil in Schutzgebieten, wovon nach BERBERICH (2009) 0,2% der Flora-Fauna-Habitate, 0,8% der Vogelschutzgebiete und 2,2% der Naturschutzgebiete betroffen sind. In der Region Mainz-Bingen befinden sich unter anderem die drei im Folgenden beschriebenen Schutzgebiete. Besonders in dieser Region ist es demnach von Bedeutung, mögliche ökologische Folgen der Landnutzung durch Obstanbau und dem Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen auf die lokale Vogel-Biozönose abzuschätzen und aufzuzeigen.

2.1.1. Landschaftsschutzgebiet „Rheinhessisches Rheingebiet“ (LSG-73-2)

Das seit 1977 bestehende Landschaftsschutzgebiet „Rheinhessisches Rheingebiet“ (35.967 ha, Stand 2003) umfasst Gebietsteile der Städte Worms und Mainz und Teile der Landkreise Alzey-Worms und Mainz-Bingen (Abbildung 2). Als Schutzzweck wird in der Rechtsverordnung von KELLER (1977) „die Erhaltung der Eigenart und Schönheit der den Rhein begleitenden Niederungen mit ihren die Landschaft gliedernden Grünbeständen und den sie begrenzenden, teils sanft ansteigenden, teils herausragenden und die Landschaft beherrschenden Hängen und Höhen“ angegeben. Zudem wird „die Sicherung des Erholungswertes der Landschaft“ und „die Erhaltung eines ausgewogenen Landschaftshaushaltes durch Bewahrung der natürlichen Lebensgrundlagen wie Boden, Wasser, Luft, Klima, Pflanzen- und Tierwelt“ betont.

2.1.2. Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (VSG 6014-401)

Innerhalb des Landschaftsschutzgebiets „Rheinhessisches Rheingebiet“ liegt, zwischen den Städten Mainz und Ingelheim im Landkreis Mainz-Bingen, das im Jahr 2004 ausgewiesene Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (2.414 ha, Stand 2010) (Abbildung 2). Nach LUWG (2010b) ist es ein vorwiegend durch Obstanbau geprägtes Sandgebiet mit Kiefern-Trockenwald in welchem der Offenlandanteil durch die kleinräumige Nutzung durch Obstanlagen, Streuobstwiesen, Sandrasen, Brachen, Hohlwegen und Ackerflächen geprägt wird. Eben dieses strukturreiche Nutzungs mosaik im warmtrockenen Klima begünstigt die dort vorkommenden Arten. Der Schutzzweck dient dem Erhalt dieser Arten. Es ist das wichtigste Brutgebiet des Wiedehopfs und das zweitwichtigste Brutgebiet der Heidelerche in Rheinland-Pfalz (LUWG 2010b). Als weitere wertgebende Vogelarten führten SCHULTE et al. (2003) Ziegenmelker, Schwarzspecht, Wendehals, Neuntöter, Rotkopfwürger, Grauspecht und Schwarzkehlchen an. Auf einer Fläche von 37% (bezogen auf 2.612 ha, Stand 2008) des Vogelschutzgebietes erfolgt konventioneller Obstanbau (BERBERICH 2009).

2.1.3. Naturschutzgebiet „Höllenberg“ (NSG-7315-056)

Binnen der genannten Landschafts- und Vogelschutzgebiete liegt der Teile der Gemarkung Finthen, der Stadt Mainz und der Gemarkung Heidesheim umfassende „Höllenberg“ (Abbildung 2), welcher 1995 von der Stadt Mainz und dem Landkreis Mainz-Bingen zum Naturschutzgebiet (284 ha, Stand 2007) erklärt wurde. In der dazugehörigen Rechtsverordnung wird von RUND (1995) als Schutzzweck vorrangig „die Erhaltung und Entwicklung des Gebietes, insbesondere von offenen Sandflächen, Sandpionierfluren, Sandheiden (Sand- u. Steppenrasen), Sandkiefernheiden, obstbaulich genutzten Flächen, Streuobstwiesen, Brachflächen unterschiedlichster Ausprägung, Alt- und Totholz und Einzelgehölzen als Lebensraum für typische, zum Teil seltene und gefährdete, an diese Biotoptypen gebundene wildwachsende Pflanzen- und wildlebende Tierarten sowie deren Lebensgemeinschaften“ genannt. Des Weiteren wird „die Erhaltung und Entwicklung von Kalkflugsandflächen und Kalkflugsanddünen als wesentliche Bestandteile des rheinhessischen Kalkflugsandgebietes, einem für Deutschland einmaligen Biotopsystem mit mitteleuropäischer Bedeutung für den Arten- und Biotopschutz, sowie deren Vernetzung mit den angrenzenden Gebieten“ herausgestellt. Weiterhin „die Erhaltung und Entwicklung des Gebietes wegen seiner besonderen Eigenart und zum Teil hervorragenden Schönheit sowie aus wissenschaftlichen und naturgeschichtlichen Gründen“ betont. Die in diesem Gebiet liegenden Grundstücke mit Wochenendhäusern wurden nach und nach vom Land aufgekauft und brachgelegt, so dass im Jahr 2011 nur noch wenige davon weiterhin existieren und genutzt werden. Nach BERBERICH (2009) wird auf 64% der Fläche vom NSG „Höllenberg“ konventioneller Obstanbau betrieben.

2.2. Untersuchungsflächen

Die fünf Untersuchungsflächen dieser Studie liegen nur wenige Kilometer Luftlinie voneinander entfernt bei der Ortsgemeinde Heidesheim am Rhein (Abbildung 2), zwischen Mainz und Ingelheim. Bei den Obstkulturen diente jeweils eine Fläche als Kontrollfläche und die andere als Versuchsfläche, auf welcher 2012 und 2013 Kulturschutzeinrichtungen installiert waren.

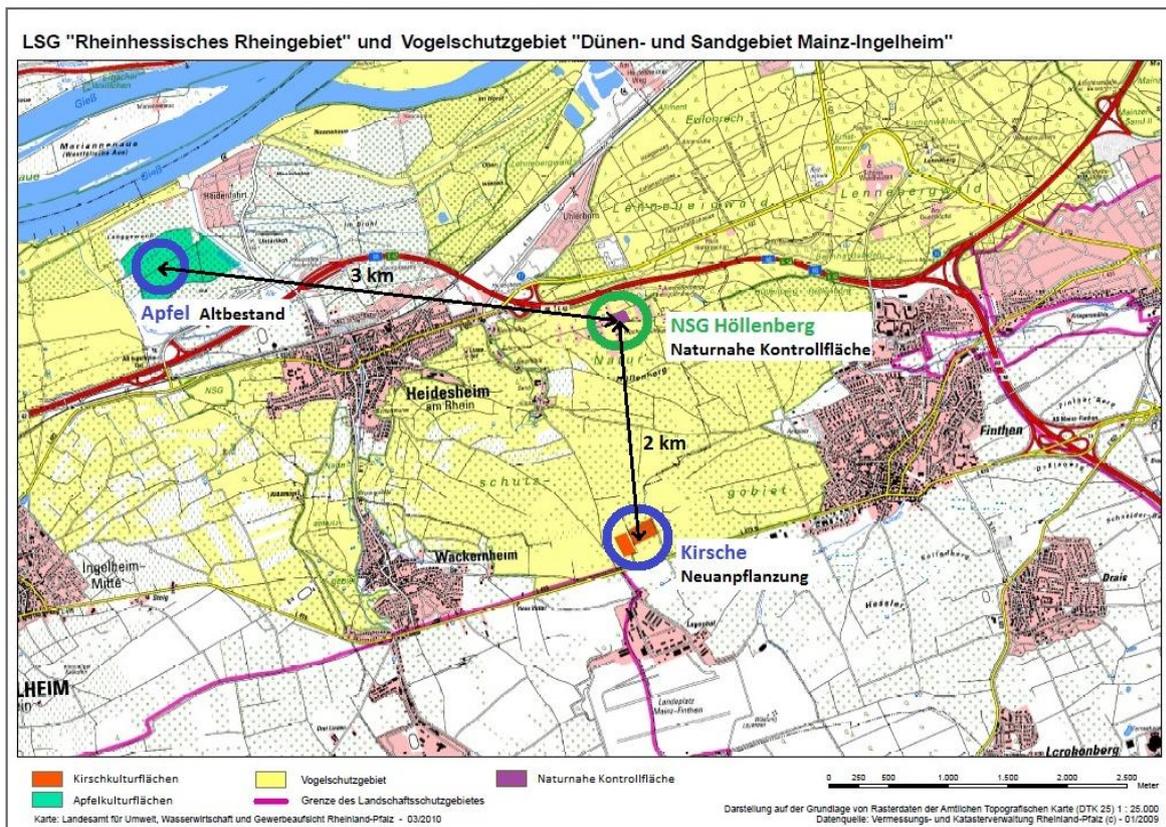


Abbildung 2: Übersichtskarte der Untersuchungsflächen bei Heidesheim am Rhein (Vermessungs- und Katasterverwaltung Rheinland-Pfalz, 2009; verändert).

Es handelt sich um zwei gegenüber liegende, durch einen Landwirtschaftsweg getrennte, Anbauflächen eines Apfelpaltbestandes in Rheinnähe, westlich von Heidesheim-Heidenfahrt, im Landschaftsschutzgebiet „Rheinheissisches Rheingebiet“ (Abbildung 2 & Abbildung 3).

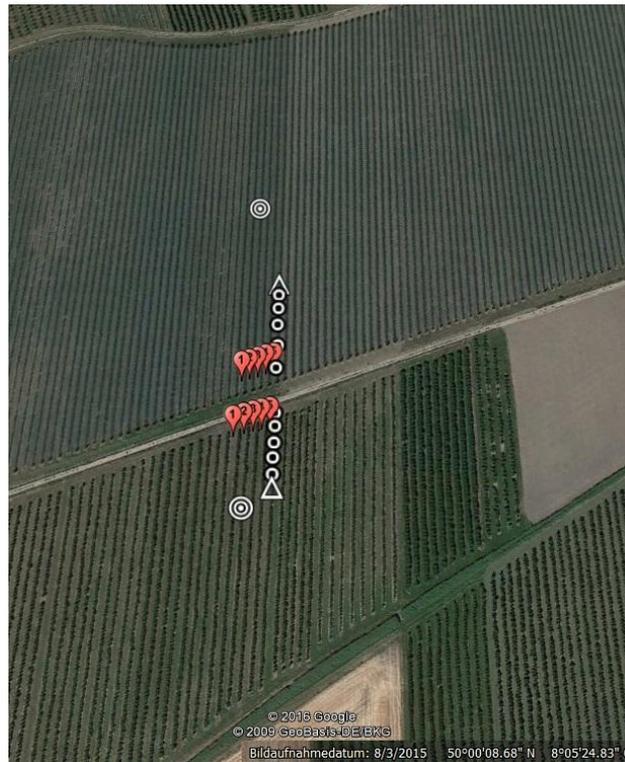


Abbildung 3: Karte der gegenüberliegenden Apfelkulturfleichen (oben AV, unten AK) mit den Beobachtungsreihen 1-5 (rote Ballons), den Barberfallen (einfacher Kreis), der Flugfalle (Dreieck) und dem Aufnahmegerät (mehrfacher Kreis). Karte von Google Earth, siehe Bildrand unten.

Auf der 12 ha großen Versuchsfläche (Abbildung 4) ist seit 2004 ein Hagelschutznetz installiert, welches jährlich von Mitte Mai bis zur Apfelernte geschlossen ist. Die Kontrollfläche (Abbildung 5) ist 5,2 ha groß und besitzt keine Kulturschutzeinrichtung. Die Apfelbäume sind ca. 2 bis 2,50 m hoch und in Reihen angepflanzt. Der Boden ist lehmig-feucht (Rheinaue).



Abbildung 4: Beobachtungsreihe der Apfelversuchsfläche mit geschlossenem Hagelschutznetz (2013).



Abbildung 5: Beobachtungsreihe der Apfelkontrollfläche (2013), in der Mitte der linken Baumreihe befindet sich eine Greifvogel-Sitzstange.

Untersuchungsgebiet

Die zwei nebeneinanderliegenden Süßkirschen-Neuanpflanzungen westlich von Mainz-Finthen liegen im selben Landschaftsschutzgebiet und im Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (Abbildung 2). Die Kirschbäume sind um die 2 m hoch und ebenfalls in Reihe gepflanzt. Der Boden ist lehmig-sandig (Löss). Zwischen den beiden Flächen befindet sich ein breiter Grasstreifen mit einigen Sauerkirschbaumreihen. Im ersten Jahr lagen sowohl die Kontrollfläche als auch die Versuchsfläche auf der 3,61 ha großen Anbaufläche (Abbildung 6). Da 2012 aber doch nur auf der kleineren Fläche von 2 ha eine Kulturschutzeinrichtung in Form einer Folien-Netz-Kombination installiert wurde, wurde die Versuchsfläche (Abbildung 7) dorthin verlegt. Die Kontrollfläche (Abbildung 8) verblieb auf der größeren Anbaufläche. Diese wurde 2013 ebenfalls mit einer Folie überdacht, wobei die Reihen der Kontrollfläche aber offen, also eingerollt, blieben (Abbildung 9). Die Hagelschutzfolien waren je nach Witterung von Mitte April bis zum Abschluss der Kirschernte Mitte Juli geschlossen.

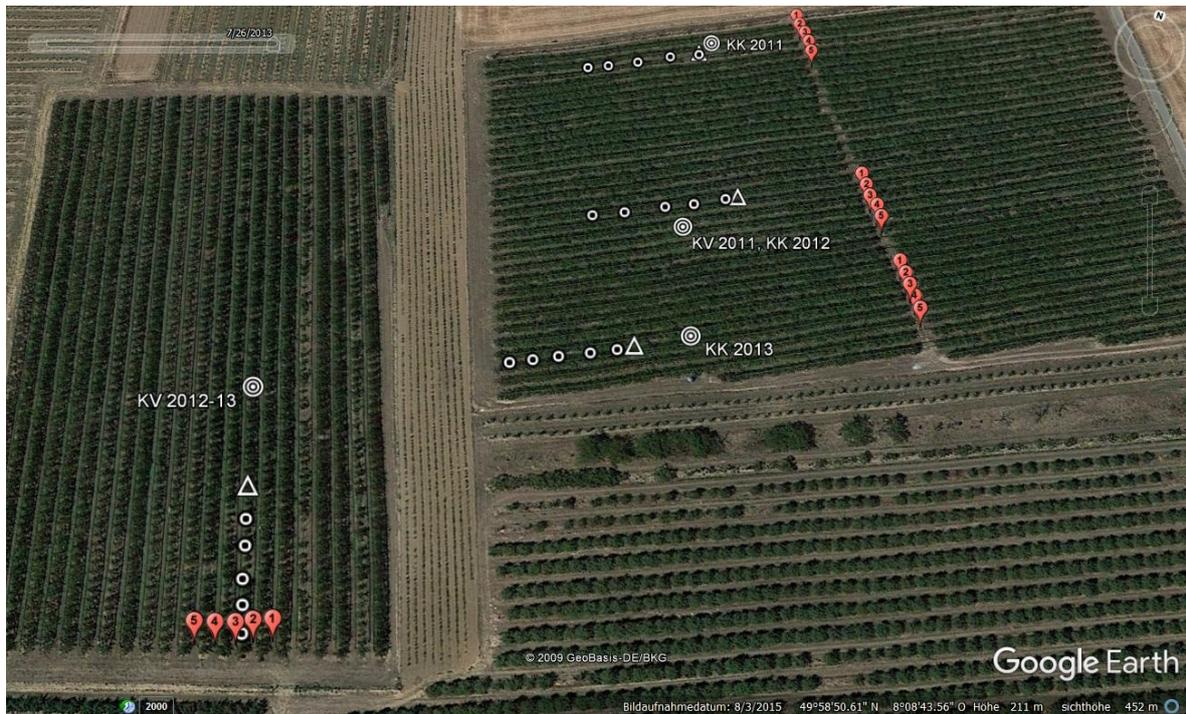


Abbildung 6: Karte der benachbarten Kirschkulturflächen (links KV, rechts KK) mit den Beobachtungsreihen 1-5 (rote Ballons), den Barberfallen (einfacher Kreis), der Flugfalle (Dreieck) und dem Aufnahmegerät (mehrfacher Kreis). Karte von Google Earth, siehe Bildrand unten.



Abbildung 7: Beobachtungsreihe der Kirschversuchsfläche mit geschlossener Folien-Netz-Kombination (2013)



Abbildung 8: Beobachtungsreihe der Kirschkontrollfläche (2012)



Abbildung 9: Beobachtungsreihe der Kirschkontrollfläche mit eingerollter Hagelschutzfolie (2013)

Untersuchungsgebiet

Bei beiden Typen von Kulturschutzeinrichtungen dieser Untersuchung ist anzumerken, dass die Seitenbereiche immer offen blieben, d.h. eine seitliche Abschottung des von oben geschützten Bereichs gegen die umliegenden Flächen war nicht vorhanden. Weiterhin ist wichtig, dass die Einzelbahnen der Kulturschutzeinrichtungen über den Grasflächen zwischen den Obstbaumreihen nicht hermetisch geschlossen waren, sondern in Abständen von ein bis zwei Metern miteinander verbunden wurden, so dass mehr oder minder große Lücken entstanden (Abbildung 4 & Abbildung 7). Diese Durchlässe nach oben befanden sich jedoch immer an der tiefsten Stelle der Überdachung, die höchsten Stellen in Verlängerung der Stützpfähle waren vollständig geschlossen. Bei Installation der Folienüberdachung über den Kirschkulturen auf der Versuchsfläche wurde in der Mitte der Fläche eine Folienbahn weggelassen, so dass es hier einen weiteren Durchlass für Tiere gab.

Bei der fünften Untersuchungsfläche handelt es sich um eine unbewirtschaftete, naturnahe Kontrollfläche im Naturschutzgebiet Höllenberg östlich von Heidesheim, welche sich ebenfalls im Landschaftsschutzgebiet „Rheinhesisches Rheingebiet“ und im Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ befindet (Abbildung 2). Diese Fläche liegt auf einem ehemaligen Gartengrundstück mit diversen Obstbäumen (Abbildung 10), wie Apfel, Süß- und Sauerkirsche, Birne, Pflaume und Mirabelle, verschiedenen Gehölzen, Brombeersträuchern und zwei Schuppen, von denen einer als Unterstand für Schafe genutzt wird. Die Schafbeweidung durch Heidschnucken zum Kurzhalten der Vegetation wird jährlich vom Frühjahr bis zum Winter durchgeführt. Die naturnahe Kontrollfläche (Abbildung 11) ermöglicht durch ihren Streuobstwiesen-Charakter eine Abschätzung der potentiell vorkommenden lokalen Vogel-Biozönose in Obstkulturen im Untersuchungsgebiet. Durch die Lage im NSG Höllenberg handelt es sich um einen Sandboden.



Abbildung 10: Karte der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg mit den Beobachtungsreihen 1-5 (rote Ballons), den Barberfallen (einfacher Kreis), der Flugfalle (Dreieck) und dem Aufnahmegerät (mehrfacher Kreis). Karte von Google Earth, siehe Bildrand unten.



Abbildung 11: Drei Beobachtungsreihen der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg (2013)

Die Auswahl der Flächen für diese Untersuchung hing im Wesentlichen von dem Vorhandensein oder der Neuinstallation von Kulturschutzeinrichtungen ab. Außerdem sollten Versuchs- und Kontrollfläche idealerweise in unmittelbarer räumlicher Nähe liegen und daher ähnliche Strukturen, Bodenverhältnisse und Mikroklima aufweisen. Zusätzlich sollten Bewirtschaftung, Baumart und –alter weitestgehend übereinstimmen. Dies diente dazu, eine große ökologische Ähnlichkeit zu gewährleisten und weitere Einflussfaktoren möglichst auszuschließen. Dies traf in diesem Gebiet – bedingt durch die bereits seit Jahren installierte Hagelschutznetzanlage – nur auf die ausgewählten Apfelbauflächen und –durch die für diese Untersuchung genehmigten Anträge auf Neuinstallation von Hagelschutzfolien– auf die beiden Kirschanbauflächen zu. Für die Auswahl der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg standen in Absprache mit dem zuständigen Biotoppfleger drei Grundstücke der landeseigenen Naturschutzflächen im NSG „Höllenberg“ an demselben Weg („Am mittleren Heuweg“, Flur 22, 1,85 ha) im nördlichen Randbereich des Gebietes zur Verfügung. Es wurde das größte Grundstück mit Obstbäumen ausgewählt, um eine Vergleichbarkeit mit den bewirtschafteten Obstanbauflächen zu erreichen. Im Kernbereich des Naturschutzgebietes oder an potentiellen Brutplätzen des Wiedehopfes durften keine Untersuchungen erfolgen.

Im Folgenden wird der Begriff „Untersuchungsgebiet“ für den Gesamtbereich der fünf speziellen „Untersuchungsflächen“ benutzt. Die fünf Untersuchungsflächen stellen sich in der Übersicht wie folgt dar (Tabelle 1) und werden im folgenden Teil der Arbeit ggf. lediglich mit der entsprechenden Abkürzung bezeichnet.

Tabelle 1: Die fünf Untersuchungsflächen

| Fläche, Abkürzung | Obstkultur, Alter (Stand 2013) | Größe [ha] | Kulturschutzeinrichtung |
|---------------------------------|---|------------|-------------------------|
| Apfel Versuch, AV | Apfelbäume, Altbestand: ca. 13 Jahre | 12 | Netz |
| Apfel Kontrolle, AK | Apfelbäume, Altbestand: ca. 13 Jahre | 5,2 | - |
| Kirsch Versuch, KV | Kirschbäume, Neuanpflanzung: ca. 4 Jahre | 2 | Folien-Netz-Kombination |
| Kirsch Kontrolle, KK | Kirschbäume, Neuanpflanzung: ca. 4 Jahre | 3,61 | - |
| Naturnahe Kontrolle, NSG | Streuobstwiesen-Charakter | 1,85 | - |

2.3. Wetterdaten

Für jedes Untersuchungsjahr wurden die Wetterdaten von zwei Wetterstationen (Tabelle 2) der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz herangezogen. Für die Auswertung wurden für die Apfelflächen die Station „Heidenfahrt“ aufgrund der direkten Nähe zu den Untersuchungsflächen und „Drais-Finthen“ als nächst gelegene Wetterstation, ohne dazwischenliegende Ortschaft, für die Kirschflächen und das Naturschutzgebiet Höllenberg ausgewählt.

Tabelle 2: Daten der beiden Wetterstationen der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz

| Wetterstation | Heidesheim | Drais-Finthen |
|---------------------------------------|---|---|
| Standort | 55262 Heidenfahrt zwischen Gemeindeweide und Rhein | 55127 Mainz-Drais unterhalb von Finthen, westlich von Drais (L427) |
| Geographische Länge Breite | 8.091516494750976 50.006946054034906 | 8.18432629108429 49.975708518454404 |
| Höhe über NN | 88 m | 207 m |
| Betrieb seit | 01.01.02 | 24.04.08 |
| Stationstyp | AME 16 | AME 16 |

Für diese beiden Wetterstationen wurden für alle Tage der Untersuchungsmonate 2011-2013 die mittlere Lufttemperatur in zwei Metern Höhe mit dem entsprechenden Maximum und Minimum der Temperatur und die Niederschlagsmenge in Millimeter pro Stunde graphisch dargestellt (Anhang; Abbildung 74 – Abbildung 79). Die gemessene mittlere Temperatur, ihr Minimum und die Niederschlagssumme beider Wetterstationen für die drei Untersuchungsjahre 2011-2013 werden in Abbildung 12 dargestellt.

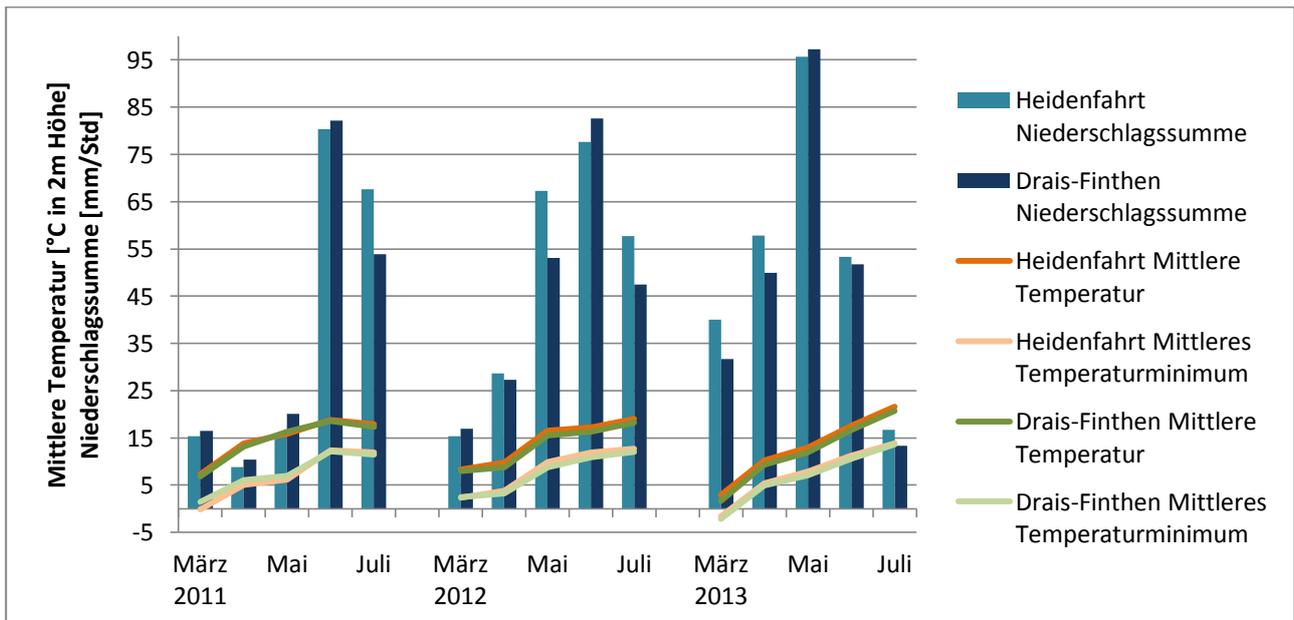


Abbildung 12: Wetterdaten der ausgewählten Wetterstationen für den Untersuchungszeitraum 2011-2013

3. Bioakustisches Monitoring als Alternative zur visuellen Avifauna-Erfassung

3.1. Kurzfassung

Im letzten Jahrzehnt hat das bioakustische Monitoring in der avifaunistischen Feldforschung durch die Entwicklung von kompakten automatischen Aufnahmegegeräten zunehmend an Bedeutung gewonnen, die etablierten Erfassungsmethoden durch Ornithologen aber bisher nicht ersetzt. Diese Studie vergleicht die Ergebnisse einer täglichen automatischen akustischen Erfassung durch ein Stereo-Aufnahmegegerät (Songmeter 2, Wildlife Acoustics) mit denen einer wöchentlichen rein visuellen Erfassung der Vögel vom 15. März bis 28. Juli 2011 auf fünf Flächen in einem Obstanbaugebiet in Mainz-Ingelheim, Rheinland-Pfalz. Es gab keine signifikanten Unterschiede bezüglich Detektionseffizienz und Arterfassung der Avifauna zwischen beiden Methoden. Das akustische Monitoring detektierte mehr seltene Vogelarten (=weniger als zehn Funde im Untersuchungszeitraum); 29% der Arten wurden ausschließlich akustisch nachgewiesen und knapp 13% ausschließlich visuell. Sieben Vogelarten unterschieden sich signifikant in ihrer ermittelten Abundanz zwischen beiden Methoden: Bachstelze, Feldlerche, Mauersegler und die Greifvögel Mäusebussard und Turmfalke waren besser bzw. der Schwarzmilan ausschließlich mit dem visuellen Monitoring zu erfassen, während der Fasan ausschließlich durch das akustische Monitoring nachgewiesen werden konnte. Für die Abundanzschätzung von 48 Vogelarten war es unerheblich, ob sie akustisch oder visuell erfasst wurden. Die lokale α -Diversität nach Simpson unterschied sich ebenfalls nicht signifikant zwischen beiden Methoden. Für die β -Diversität erwies sich die visuelle Erfassung der Avifauna bei der quantitativen Darstellung nach Bray-Curtis als ungeeignet, wohingegen die Berücksichtigung der Abundanz bei der akustischen Erfassung zu einer genaueren Abbildung der β -Diversität führte. Ein automatisches akustisches Monitoring kann die visuelle Erfassung durch einen Ornithologen ersetzen. Es ermöglicht ausgedehnte Avifauna-Erfassungen ohne auf Spezialisten bei der Freilandarbeit angewiesen zu sein, bietet eine höhere Standardisierung der Datenaufnahme und eine Wiederholbarkeit der Datenanalyse.

3.2. Einleitung

Zur Erfassung von Vögeln in der Landschaft gibt es verschiedene etablierte Methoden, die sowohl visuelle als auch akustische Arterfassungen beinhalten. In den Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands (SÜDBECK et al. 2005) werden beispielsweise Punkt-Stopp-Zählungen, Linien- und Revierkartierung oder die Zählung mit Klangattrappen beschrieben. Diese Methoden sind jedoch meist zeitaufwändig und können nur von Ornithologen mit Artenkenntnis ausgeführt werden. In den letzten Jahren haben die Möglichkeiten der akustischen Erfassung von Vögeln durch die technische Entwicklung immer mehr zugenommen. Wurden anfangs noch selbst zusammengebaute, manuell bedienbare Aufnahmegegeräte aus Kassettenrecorder und einem Mikrofon (HASELMEYER & QUINN 2000) oder automatische Festplattenrecorder mit zwei Mikrofonen (HUTTO & STUTZMAN 2009) benutzt, so gibt es mittlerweile kompakte und wetterfeste automatische Stereorecorder (MENNILL et al. 2012, VENIER et al. 2012, RODRIGUEZ et al. 2014), die aufgrund von programmierbaren Startzeiten und großer Speicherkarten ausgedehnte Aufnahmezeiträume oder lange kontinuierliche Aufzeichnungen ermöglichen. Eine automatische akustische Erfassung von Vögeln bietet die Möglichkeit den Zeitaufwand im Freiland auf Installation und Wartung (gelegentliche Funktionsüberprüfung, Speicherkarten- und Batteriewechsel) der Aufnahmegegeräte zu minimieren. Des Weiteren ist dann für die Freilandarbeit keine Artenkenntnis mehr erforderlich. Da aber lediglich vokalisierende Arten erfasst werden können, ist fraglich, ob die Diversitätsschätzungen einer automatischen akustischen Erfassung von Vögeln per Aufnahmegegerät mit denen einer manuellen, visuellen und akustischen Erfassung per Punkt-Stopp-Zählung oder Linienkartierung eines Ornithologen übereinstimmen.

Bei der Gegenüberstellung von konventionellen Punkt-Stopp-Zählungen und zeitgleich durchgeführten Tonaufnahmen konnten HASELMEYER & QUINN (2000) im peruanischen Amazonasregenwald keine signifikanten Unterschiede zwischen den Artenzahlen beider Methoden feststellen. Lediglich eine signifikant

positive Korrelation ergab sich zwischen der Diversität der Untersuchungspunkte und der Artenzahldifferenz beider Methoden. HOBSON et al. (2002) fanden in borealen Mischwäldern Kanadas eine Übereinstimmung des Artenspektrums von 83 bis 97 Prozent zwischen den im Freiland verhörten und den aufgezeichneten Vogelstimmen. In Wald- und Feuchtgebieten Montanas, USA, fanden HUTTO & STUTZMAN (2009) eine signifikant höhere Artenanzahl für die Punkt-Stopp-Zählung eines Ornithologen innerhalb des Zeitintervalls eines automatischen Aufnahmeegerätes. Im Gegensatz dazu ergaben Untersuchungen in einem Mangroven-Feuchtgebiet nahe der Nordküste Puerto Ricos eine signifikant höhere Artenzahl mit Hilfe eines automatischen akustischen Aufnahmesystems (ACEVEDO & VILLANUEVA-RIVERA 2006). Beim Vergleich beider Erfassungsmethoden in kalifornischen Auwaldbiotopen ergab eine Untersuchung von CELIS-MURILLO et al. (2009) zwar fast dieselbe Vogelartenanzahl, aber eine Übereinstimmung im Artenspektrum von nur 59 bis 60 Prozent. In sechs verschiedenen tropischen Vegetationstypen Yucatans, Mexiko, fanden CELIS-MURILLO et al. (2012) hingegen keine signifikanten Unterschiede zwischen beiden Methoden und eine Übereinstimmung im Artenspektrum von 92 bis 100 Prozent. Im Bergregenwald Kameruns fanden sich bei einem Erfassungsradius von 50 Metern ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen der Artenzahl durch Beobachtungen im Feld oder den abgehörten Aufnahmen (SEDLÁČEK et al. 2015). Zum gleichen Ergebnis führten Untersuchungen von ALQUEZAR & MACHADO (2015) in der brasilianischen Savanne. Bei LEACH et al. (2016) ergab dagegen die Punkt-Stopp-Zählung eine signifikant höhere Erfassungsrate der Vogelarten im australischen Regenwald von Queensland. Beim Vergleich beider Methoden in Laub- und Nadelwäldern in Connecticut, USA, fanden KLINGBEIL & WILLIG (2015) weder Unterschiede in der α - und β -Diversität noch im Artenspektrum. Jedoch ergab sich für die Punkt-Stopp-Erfassung eine signifikant höhere γ -Diversität und für die akustische Erfassung signifikant höhere Artenzahlen der Untersuchungsflächen. In Deutschland gibt es nach meinem Wissensstand bisher nur eine Studie von FROMMOLT et al. (2008), welche die Anzahl der auf Vierkanal-Tonaufzeichnungen gefundenen Vogelarten mit den Ergebnissen einer zeitgleich durchgeführten Linienkartierung der Brutvögel auf einer 50 Hektar großen Mischwald- und Riedgras-Fläche verglich und beide Methoden mit 32 Übereinstimmungen von insgesamt 50 Arten für gleich akkurat befand. Nach FROMMOLT et al. (2012) ist der Bedarf an von Spezialisten unabhängigen Erfassungsmethoden in Deutschland sowie im gesamten mitteleuropäischen Raum aufgrund der hohen Dichte an geschulten ehrenamtlich tätigen Ornithologen und des seit 1989 durchgeführten flächendeckenden Brutvogelmonitoring in Deutschland nicht so ausgeprägt.

Die meisten dieser Untersuchungen verglichen simultan durchgeführte Tonaufzeichnungen mit Punkt-Stopp-Zählungen im Freiland, welche sowohl die visuelle als auch die akustische Erfassung der Vögel beinhalten. Die rein akustische Identifikation von Vögeln im Freiland kann sehr schwierig sein, wenn der Vogel nur einmal gehört wird (VENIER et al. 2012) oder viele Vögel gleichzeitig singen (CELIS-MURILLO et al. 2009), und fällt je nach Distanz und Gesangsrate unterschiedlich aus (ALLDREDGE et al. 2007). Des Weiteren ist davon auszugehen, dass bei Untersuchungen mit autonomen Aufnahmegeräten die Geräte in der Regel längere bzw. regelmäßige Freilanderfassungen durchführen, als Ornithologen bei traditionellen Begehungen. In der vorliegenden Arbeit werden deshalb die Ergebnisse einer täglichen automatischen akustischen Erfassung, mit dem Stereo-Aufnahmegerät „Songmeter 2“ der nordamerikanischen Firma Wildlife Acoustics, mit denen einer wöchentlichen rein visuellen Vogelerfassung durch einen Ornithologen verglichen. Hierfür wurden im Jahr 2011 vom 15. März bis 28. Juli die Vögel auf fünf verschiedenen Flächen in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz akustisch und visuell erfasst. Es wird die Detektionseffizienz beider Erfassungsmethoden ausgewertet und sowohl die festgestellte Vogeldiversität als auch eine Abundanzschätzung der Vogelarten zum Vergleich herangezogen. Des Weiteren werden die von beiden Methoden ermittelte α - und β -Diversität der Flächen miteinander verglichen. Mit den so erfassten Daten soll die Hypothese getestet werden, dass sich Diversitätsschätzungen basierend auf bioakustischem und visuellem Monitoring nicht signifikant unterscheiden.

3.3. Methodik

3.3.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet und die fünf Untersuchungsflächen sind in Kapitel 2 beschrieben.

3.3.2. Bioakustisches Monitoring der Avifauna

Auf jeder Untersuchungsfläche wurde ein automatisches Stereo-Aufnahmegerät „Songmeter SM2“ der nordamerikanischen Firma Wildlife Acoustics Inc. (detaillierte Beschreibung in MENNILL et al. 2012) installiert. Die Installation der Geräte erfolgte in ca. 1,70 Meter Höhe mit einer Siebdruckplatte an einem Pfahl (Abbildung 13) bzw. im NSG ca. 2,50 Meter hoch an einem Kirschbaum (Abbildung 14). In den Obstkulturf lächen erfolgte die Installation des Aufnahmegerätes immer in den Bäumen zwischen der zweiten und dritten Beobachtungsreihe der visuellen Erfassung (Abbildung 3 & Abbildung 6). Auf der Fläche im NSG Höllenberg wurde das Gerät so weit entfernt wie möglich von der Autobahn A60 aufgehängt (Abbildung 10), um das Hintergrundrauschen etwas zu reduzieren. Die Ausrichtung der beiden Mikrofone erfolgte parallel zur Fläche. Folgende Konfigurations-Einstellungen im Songmeter wurden gewählt: High-Pass-Filter 3 Hz, Gain +36 dB und Sample rate 44 kHz.



Abbildung 13: Songmeter an einem Pfahl auf der Apfelkontrollfläche

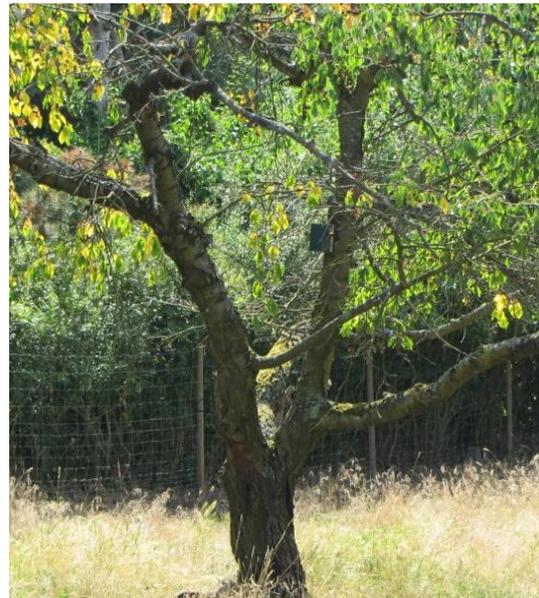


Abbildung 14: Songmeter am Kirschbaum auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg

Die Aufnahmezeit war insgesamt je Fläche eine Stunde pro Tag, die sich wie folgt aufteilte: in der Regel erfolgte immer zur vollen Stunde 2 Minuten Aufnahmezeit. Zwischen zwölf und vierzehn Uhr pausierte das Gerät. In den zwei Stunden um Sonnenuntergang herum wurde 5 Minuten zur vollen Stunde aufgezeichnet und in den vier Stunden um Sonnenaufgang herum wurde 6 Minuten zur vollen Stunde aufgenommen. Dies diente dazu, dem Aktivitätshoch des Vogelgesangs zu entsprechen. Die Startzeiten der sechsminütigen Aufnahmen waren im März um 6, 7, 8 und 9 Uhr und wurden im Untersuchungszeitraum zweimal um jeweils eine Stunde früher dem Sonnenaufgang angepasst; das erste Mal vom 12.-14. April und das zweite Mal am 6. Juni 2011. Dadurch wurde das morgendliche Aktivitätsmaximum des Vogelgesangs bei Sonnenaufgang in jedem Monat quantitativ erfasst.

Am 28. März 2011 wurden in alle Geräte (außer auf KK, da bereits am 15.03.) neue Batterien eingesetzt. Die geschätzte Funktionsdauer der Aufnahmegeräte beträgt laut Wildlife Acoustics bei einstündiger Aufnahme am Tag ca. ein halbes Jahr. Die Batterien wurden am 6. Juni 2011 prophylaktisch ausgetauscht, weil die Batterie-Kapazität durch hohe Temperaturen (z.B. bei Sonneneinstrahlung: 20% Einbuße bei 30°C bzw. 40% Einbuße bei 40°C) enorm verkürzt werden kann. Der Wechsel der Speicherkarten erfolgte in der Regel wöchentlich, gelegentlich auch zweiwöchentlich.

3.3.3. Visuelles Monitoring der Avifauna

Auf jeder Untersuchungsfläche wurden fünf nebeneinander liegende Baumreihen festgelegt (Abbildung 3, Abbildung 6 & Abbildung 10), in denen wöchentlich von der Seite aus, bzw. bei der Kirschkontrollfläche von der Mitte aus, mit dem Fernglas „Sky Hawk Pro“ der Firma Steiner mit der Vergrößerung 8 x 42 beobachtet wurde. Als Bestimmungsliteratur diente das Buch „Welcher Vogel ist das?“ von DIERSCHKE (2007). Die Vogelerfassung wurde ausschließlich von mir durchgeführt und erfolgte nur nach Sicht in oder direkt über der jeweiligen Reihe, um den Bezug zur Untersuchungsfläche sicherzustellen. Rufe oder Gesang wurde nur unterstützend zur Arterkennung genutzt; dies wurde protokolliert. Jede Reihe wurde zwanzig Minuten lang beobachtet und in dieser Zeit alle Sichtkontakte von Vogelarten notiert. Verweilte ein Vogel während der Beobachtung länger in einer Reihe, wurde dies ebenfalls vermerkt und dieses Individuum bis zum Sichtkontaktverlust nicht weiter berücksichtigt. Der Beobachtungszeitraum lag immer im Zeitfenster Sonnenaufgang plus sechs Stunden. Die empfohlenen vier Stunden nach Sonnenaufgang (SÜDBECK et al. 2005) wurden bis in die frühen Mittagsstunden ausgeweitet, um die bessere Sichtbarkeit der Greifvögel aufgrund ihrer Nutzung der Thermik mit einzubeziehen. Damit ergab sich ein monatlicher Aufwand von 20 Beobachtungsreihen für die visuelle Erfassung der Avifauna mit insgesamt 400 Minuten für jede Untersuchungsfläche.

3.3.4. Datenauswertung

3.3.4.1. Gesangsaufnahmen

Da eine automatische Auswertung der Tonaufzeichnungen beim derzeitigen Stand der Technik zu fehleranfällig war, wurden die Aufnahmen manuell ausgewertet. Hierfür wurde die Datenmenge für alle Untersuchungsflächen auf die sechsminütigen Morgenaufnahmen (15.03. 6:00h - 28.07. 7:00h) des Jahres 2011 reduziert, so dass die Aufnahmezeit je Fläche noch 24 Minuten am Tag betrug. Für die monatliche akustische Erfassung der Avifauna ergaben sich damit 720 Minuten für jede Untersuchungsfläche. Diese 2523 Dateien wurden zuerst durch Überlagerung beider Kanäle von stereo in mono umgewandelt und dann manuell mit dem Programm Adobe Audition (Version 1.0, 1992-2003 Adobe Systems Inc.) auf Vogelvokalisationen durchgeschaut; insgesamt wurden 15.138 Minuten analysiert. Vorher wurde noch ein High Pass Filter mit 500 Hz angewendet, um das Hintergrundrauschen ein wenig zu reduzieren. Eine stärkere Reduzierung war nicht möglich, da dies mögliche Aufnahmen von Wiedehopf, Ringeltaube und anderen Vögeln mit ähnlich tiefen Frequenzen beeinträchtigt hätte.

Um den Bezug zur Untersuchungsfläche zu gewährleisten wurde eine Vokalisation nur für die Auswertung in Betracht gezogen, wenn ihre Amplitude in der Oszillogramm-Darstellung größer als die Amplitude des Grundrauschens war. Die Dateien wurden für jede Fläche nach den folgenden Kategorien sortiert:

- Fund: Vogelstimme mit Ausschlag im Oszillogramm
- Leer: keine Vogelstimme oder kein Ausschlag im Oszillogramm.

Zur Artbestimmung wurde dann die Sonagramm-Darstellung gewählt und zweifach vergrößert. Die Arterkennung erfolgte visuell durch Vergleich der Sonagramme in BERGMANN et al. (2008) und akustisch durch Anhören der entsprechenden Stelle in der Datei. Bei nicht zweifelsfreier Artbestimmung wurden drei weitere Biologen (Thomas Wagner, Manfred Braun, Rainer Riesenberg) hinzugezogen.

Der Gesang bzw. die Rufe einer Art innerhalb einer Aufnahme wurden in der Regel als ein Individuum ausgewertet, es sei denn es konnte aufgrund von Überlagerungen oder wechselnden Vokalisationen mit unterschiedlicher Intensität (Nähe zum Mikrofon) sicher von zwei Individuen ausgegangen werden. Alle festgestellten Vogelarten wurden mit ihren absoluten Häufigkeiten für die einzelnen Monate ausgezählt. Es ergab sich somit eine Artenliste mit der jeweiligen monatlichen Abundanz für jede Fläche. Um die Werte der akustischen und der visuellen Erfassung vergleichbar zu machen, wurde die Abundanz der akustischen Erfassung mit 400 multipliziert und durch 720 geteilt. Die Aufnahmezeit der visuellen Erfassung betrug 400 (4x100) Minuten pro Monat und die der akustischen 720 (30x24) Minuten pro Monat. Aus den 25 (5x5) Werten für alle Untersuchungsflächen der Monate März bis Juli wurde der jeweilige Mittelwert gebildet, so dass sich für jede Vogelart eine mittlere Abundanz für die gesamte Feldsaison 2011 ergab.

3.3.4.2. Beobachtungen

Aus den Beobachtungen wurden die erfassten Vogelarten mit der Häufigkeit der Sichtungen ausgezählt. Die monatliche Individuenzahl jeder Art setzt sich aus der absoluten Häufigkeit geteilt durch die tatsächlichen Beobachtungstage multipliziert mit 30 Tagen zusammen. Es ergibt sich somit eine Artenliste mit der jeweiligen monatlichen Abundanz für jede Fläche. Die beobachteten Reihen ohne jeglichen Sichtkontakt wurden als „leere Reihen“ ebenfalls ausgezählt. Es wurde ebenso für jede Vogelart aus allen Werten eine mittlere Abundanz für die gesamte Feldsaison 2011 berechnet.

3.3.5. Statistische Analyse

Für die Analyse der Detektionseffizienz und der Arterfassung beider Methoden wurden aufgrund der geringen Stichprobengröße der Vorzeichen-Test und der Vorzeichen-Rang-Test nach Wilcoxon ausgewählt. Diese beiden statistischen Tests für gepaarte Stichproben sind nur um ca. fünf Prozent unschärfer als der gepaarte t-Test, dafür aber weitestgehend voraussetzungsfrei und stellen keine Bedingung an die Verteilung der Daten (MÜHLENBERG 1993).

Um die ermittelte Abundanz beider Methoden zu vergleichen, wurde statt dem Mittelwert die Überlappung des 95% Konfidenzintervalls um den Mittelwert jeder Vogelarten herangezogen. Die Abundanzschätzung einer Vogelart unterschied sich signifikant zwischen den Methoden, wenn keine Überlappung der Konfidenzintervalle gegeben war. Eine mögliche Korrelation zwischen akustischer und visueller Abundanzschätzung wurde mittels linearer Regressionsanalyse überprüft.

Zum Vergleich der von beiden Erfassungsmethoden erfassten Diversität wurde für die α -Diversität der Simpson-Index und für die β -Diversität die Ähnlichkeitsindices nach Sørensen und Bray-Curtis berechnet. Das Diversitätsmaß nach Simpson besitzt nur eine geringe Abhängigkeit von der Stichprobengröße (MÜHLENBERG 1993) und ist ein gebräuchlicher Wert für die Darstellung der α -Diversität. Der Sørensen-Koeffizient ist ein leicht zu berechnendes qualitatives Ähnlichkeitsmaß zur Beschreibung der β -Diversität von Biozönosen, da es reicht, die gemeinsam vorkommenden Arten und die Gesamtartenzahlen zu kennen (LEYER & WESCHE 2007). Als quantitatives Ähnlichkeitsmaß wird der Bray-Curtis-Koeffizient herangezogen, welcher die Abundanz der Arten berücksichtigt und die Gradienten in der Artenzusammensetzung oft hinreichend gut abbildet (LEYER & WESCHE 2007).

Die statistischen Analysen wurden mit dem Computerprogramm Statgraphics Plus 5.0 (1994-2000 Statistical Graphics Corp.) und die Berechnungen der Diversitäts-Indices mit dem Programm EstimateS von COLWELL (2006) durchgeführt. Die Signifikanzschwelle für die Irrtumswahrscheinlichkeit P wurde auf 5% festgesetzt.

3.4. Ergebnisse

3.4.1. Detektionseffizienz

Beim Vergleich der Datenmenge, die mit beiden Erfassungsmethoden im Untersuchungsjahr 2011 erhalten wurde, zeigte das akustische Monitoring eine insgesamt höhere Quote. Dies bedeutet, wenn die Aufnahmegeräte durchgehend einwandfrei funktionierten, ergab dies nahezu 100% der möglichen Datenaufnahmen (Tabelle 3). Das war beim visuellen Monitoring nicht zu erreichen, weil fünf Beobachtungstermine komplett ausfielen; einmal aufgrund von Gewitter, einmal wegen Sturm und dreimal durch starken Regen. An weiteren neun Terminen musste die Beobachtung aufgrund von Regen oder einmal wegen Wind vorzeitig abgebrochen werden, so dass nicht alle Reihen beobachtet werden konnten. Diese wetterbedingten Einschränkungen führten zu einer geringeren Anzahl an Reihen, welche auch tatsächlich beobachtet wurden, womit die Quote bei etwa 70% lag (Tabelle 4). Bei Berücksichtigung der Anzahl der Aufnahmedateien ohne Vogelstimmen und die der beobachteten Reihen ohne Vogelsichtung, unterschieden sich die prozentualen Anteile der tatsächlichen Funde nicht signifikant voneinander (Vorzeichen-Test: Teststatistik=0,894; P=37,11% und Vorzeichen-Rang-Test: Teststatistik=0,539; P=58,96%).

Tabelle 3: Datengrundlage der akustischen Avifauna-Erfassung aller Untersuchungsflächen in 2011

| Fläche | Zeitraum | Aufnahmedateien [max. 544] | Quote [%] | leere Dateien | Dateien mit Vokalisation | Anteil Funde [%] |
|--------|------------------------------------|-------------------------------|-----------|------------------|-----------------------------|---------------------|
| AV | 15.03.11 6:00h - 28.07.11 7:00h | 499 | 91,7 | 277 | 222 | 44,5 |
| AK | 15.03.11 6:00h - 28.07.11 7:00h | 543 | 99,8 | 263 | 280 | 51,6 |
| KV | 15.03.11 6:00h - 28.07.11 7:00h | 543 | 99,8 | 247 | 296 | 54,5 |
| KK | 15.03.11 8:00h - 28.07.11 7:00h | 509 | 93,6 | 214 | 295 | 58,0 |
| NSG | 15.03.11 6:00h - 27.07.11 5:00h | 429 | 78,9 | 68 | 361 | 84,1 |

Tabelle 4: Datengrundlage der visuellen Avifauna-Erfassung aller Untersuchungsflächen in 2011

| Fläche | Zeitraum | Aufnahmereihen [max. 95] | Quote [%] | leere Reihen | Reihen mit Sichtung | Anteil Funde [%] |
|--------|------------------------|-----------------------------|-----------|-----------------|------------------------|---------------------|
| AV | 16.03.11 - 21.07.11 | 72,5 | 76,3 | 39 | 33,5 | 46,2 |
| AK | 16.03.11 - 21.07.11 | 74 | 77,9 | 33 | 41 | 55,4 |
| KV | 15.03.11 - 27.07.11 | 66,5 | 70,0 | 18 | 48,5 | 72,9 |
| KK | 15.03.11 - 27.07.11 | 65,25 | 68,7 | 24 | 41,25 | 63,2 |
| NSG | 17.03.11 - 28.07.11 | 69 | 72,6 | 30 | 39 | 56,5 |

3.4.2. Arterfassung

Im Jahr 2011 wurden insgesamt 55 Vogelarten im Untersuchungsgebiet festgestellt, 48 Arten mit der akustischen und 39 mit der visuellen Erfassung. Die Erfassungsrate des akustischen Monitorings lag demnach bei 87,3% und die des visuellen Monitorings bei 70,9%. Sieben (12,7%) Arten wurden ausschließlich visuell –hierunter drei Greifvogelarten, eine Spechtart und drei Singvogelarten–, 16 (29%) Arten ausschließlich akustisch –hierunter die einzigen beiden erfassten Glatt- und Rauhußhühnerarten, je eine Specht-, Tauben- und Möwenart und elf Singvogelarten– und 32 Arten mit beiden Methoden erfasst (Tabelle 3.1, digitaler Anhang). Die prozentuale Übereinstimmung im Artenspektrum lag insgesamt bei 58,2% und je nach Untersuchungsfläche zwischen 37,5% und 60% (Tabelle 5). Zehn weitere Vögel wurden zwar akustisch aufgezeichnet, konnten aber nicht abschließend bestimmt werden, da von ihnen zu wenige oder zu kurze Aufnahmen oder nur Rufe und kein Gesang vorlagen. Die Anzahl der Vogelarten mit mindestens zehn Funden im Untersuchungszeitraum 2011 betrug 20 (36,4%) bei der akustischen und 35 (63,6%) bei der visuellen Methode (Tabelle 3.2, digitaler Anhang). Von diesen 20 akustisch erfassten Arten kommen zwei, Mönchsgrasmücke und Rotkehlchen, nicht bei den 35 visuell erfassten Arten vor.

Die visuell nachgewiesenen Artenzahlen waren auf allen Untersuchungsflächen geringer als die akustisch nachgewiesenen Arten (Tabelle 5). Dieser Unterschied war statistisch nicht signifikant (Vorzeichen-Test: Teststatistik=1,789; P=7,36% und Vorzeichen-Rang-Test: Teststatistik=1,896; P=5,79%). Beim Vergleich der

jeweiligen prozentualen Erfassungsrate beider Methoden lag das akustische Monitoring auf allen Flächen bei über 80%. Im Gegensatz dazu schwankte das visuelle Monitoring zwischen 53,1% und 72,0% wesentlich stärker zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen. Hier konnte ebenfalls kein statistisch signifikanter Unterschied in der Arterfassung beider Methoden aufgezeigt werden (Vorzeichentest: Teststatistik=1,789; $P=7,36\%$ und Vorzeichen-Rang-Test: Teststatistik=1,888; $P=5,91\%$).

Tabelle 5: Gesamtartenzahl, Artenzahlen, prozentuale Übereinstimmung im Artenspektrum und Erfassungsraten beider Avifauna-Erfassungsmethoden aller Untersuchungsflächen für das Jahr 2011

| Fläche | Artenzahl gesamt | Artenzahl akustisch | Artenzahl visuell | Erfassungsrate akustisch [%] | Erfassungsrate visuell [%] | Artenzahl akustisch & visuell | Artenspektrum Übereinstimmung [%] |
|--------|---------------------|------------------------|----------------------|------------------------------------|----------------------------------|-------------------------------------|---|
| AV | 28 | 24 | 16 | 85,7 | 57,1 | 12 | 42,9 |
| AK | 32 | 27 | 17 | 84,4 | 53,1 | 12 | 37,5 |
| KV | 25 | 22 | 18 | 88,0 | 72,0 | 15 | 60,0 |
| KK | 24 | 20 | 14 | 83,3 | 58,3 | 10 | 41,7 |
| NSG | 37 | 31 | 23 | 83,8 | 62,6 | 17 | 45,9 |

3.4.3. Abundanzschätzung

In 41 Aufnahme Dateien des akustischen Monitorings konnte ich sicher von zwei Individuen einer Vogelart ausgehen, da sich ihre Vokalisationen im Sonogramm klar voneinander unterscheiden ließen. Einmalig betroffen waren Rotkehlchen, Turteltaube, Eichelhäher, Mönchsgrasmücke und Turmfalke, zweimalig Amsel, Kuckuck, Rabenkrähe, Wiedehopf und Grünspecht. Mehrmalig waren die Funde bei Kohlmeise (viermal) und Buchfink (22 Dateien). Beim Buchfink gab es sogar eine Aufnahme mit drei unterscheidbaren Individuen. Diese Individuen wurden für die Abundanzschätzung des akustischen Monitorings berücksichtigt. Die zehn am häufigsten akustisch nachgewiesenen Arten waren in Reihenfolge nach ihrer Abundanz Buchfink, Rabenkrähe, Kohlmeise, Amsel, Mönchsgrasmücke, Wacholderdrossel, Schafstelze, Feldlerche, Zilpzalp und Turmfalke, während die am häufigsten visuell festgestellten Arten Mäusebussard, Mauersegler, Feldlerche, Kohlmeise, Turmfalke, Mehlschwalbe, Bachstelze, Schafstelze, Schwarzmilan und Amsel waren. Es gab eine Übereinstimmung von fünf Arten. Weitert man dies auf die zwanzig häufigsten Vogelarten aus, so stimmten zehn Arten zwischen beiden Erfassungsmethoden überein (Tabelle 3.2, digitaler Anhang). Beim Vergleich der jeweiligen 95%igen Konfidenzintervalle der Abundanzmittelwerte wurden für 48 Vogelarten Überlappungen festgestellt, d.h. es bestanden keine signifikanten Unterschiede (Tabelle 6). Die Abundanzschätzungen beider Erfassungsmethoden unterschieden sich in dieser Untersuchung für das Jahr 2011 bei den sieben Vogelarten Feldlerche, Mauersegler, Mäusebussard, Turmfalke, Schwarzmilan, Bachstelze und Fasan signifikant ($P<5\%$) voneinander, wobei die Schätzungen des visuellen Monitorings fast immer höher lagen. Lediglich für den Fasan ergab das akustische Monitoring eine höhere Abundanzschätzung.

Tabelle 6: Abundanzmittelwerte und 95%ige Konfidenzintervalle aller Akustik-Funde und Sichtungen der jeweiligen Vogelart für die Feldsaison 2011, signifikante Unterschiede sind in rot dargestellt.

| Art | akustisch | visuell | Art | akustisch | visuell |
|---|------------------------|--------------------------|--|------------------------|-------------------------|
| <i>Aegithalos caudatus</i> Schwanzmeise | 0 | 0,40 (-0,39 – 1,19) | <i>Parus major</i> Kohlmeise | 5,93 (3,44 – 8,42) | 21,66 (6,40 – 36,91) |
| <i>Alauda arvensis</i> Feldlerche | 2,91 (0,79 – 5,02) | 23,01 (6,79 – 39,24) | <i>Passer domesticus</i> Haussperling | 0,04 (-0,02 – 0,11) | 0 |
| <i>Apus apus</i> Mauersegler | 0,02 (-0,02 – 0,07) | 30,76 (7,29 – 54,22) | <i>Passer montanus</i> Feldsperling | 0,13 (-0,05 – 0,32) | 2,40 (-2,35 – 7,15) |
| <i>Buteo buteo</i> Mäusebussard | 0,31 (0,14 – 0,48) | 31,10 (13,74 – 48,46) | <i>Periparus ater</i> Tannenmeise | 0 | 0,34 (-0,33 – 1,00) |
| <i>Carduelis cannabina</i> Bluthänfling | 0,02 (-0,02 – 0,07) | 0 | <i>Phasianus colchicus</i> Jagdfasan | 0,31 (0,10 – 0,52) | 0 |
| <i>Carduelis carduelis</i> Stieglitz | 0,38 (0,10 – 0,66) | 4,18 (-0,45 – 8,81) | <i>Phoenicurus ochruros</i> Hausrotschwanz | 0,04 (-0,02 – 0,11) | 0 |
| <i>Carduelis chloris</i> Grünfink | 0,11 (0,00 – 0,22) | 1,00 (-0,40 – 2,40) | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> Gartenrotschwanz | 0,38 (-0,15 – 0,90) | 0,34 (-0,33 – 1,00) |
| <i>Chroicocephalus ridibundus</i> Lachmöwe | 0,02 (-0,02 – 0,07) | 0 | <i>Phylloscopus collybita</i> Zilpzalp | 2,87 (-0,25 – 5,98) | 3,81 (-0,23 – 7,84) |
| <i>Circus aeruginosus</i> Rohrweihe | 0 | 1,60 (-0,59 – 3,79) | <i>Phylloscopus trochilus</i> Fitis | 0,04 (-0,04 – 0,13) | 0,67 (-0,66 – 2,00) |
| <i>Columba palumbus</i> Ringeltaube | 0,44 (0,00 – 0,88) | 3,77 (-0,57 – 8,11) | <i>Pica pica</i> Elster | 0,22 (0,05 – 0,39) | 0,60 (-0,22 – 1,42) |
| <i>Corvus corone</i> Rabenkrähe | 6,56 (4,83 – 8,28) | 4,47 (-0,64 – 9,59) | <i>Picus canus</i> Grauspecht | 0 | 0,40 (-0,39 – 1,19) |
| <i>Coturnix coturnix</i> Wachtel | 0,07 (-0,01 – 0,14) | 0 | <i>Picus viridis</i> Grünspecht | 0,56 (0,21 – 0,90) | 0,74 (-0,28 – 1,75) |
| <i>Cuculus canorus</i> Kuckuck | 0,67 (0,08 – 1,26) | 1,95 (-0,20 – 4,10) | <i>Pyrrhula pyrrhula</i> Gimpel | 0 | 0,67 (-0,66 – 2,00) |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> Blaumeise | 0,87 (0,04 – 1,69) | 2,47 (-1,28 – 6,22) | <i>Regulus ignicapillus</i> Sommergoldhähnchen | 0,02 (-0,02 – 0,07) | 0 |
| <i>Delichon urbicum</i> Mehlschwalbe | 0,02 (-0,02 – 0,07) | 14,98 (-0,65 – 30,61) | <i>Regulus regulus</i> Wintergoldhähnchen | 0,07 (-0,03 – 0,16) | 0 |
| <i>Dendrocopus major</i> Buntspecht | 0,13 (-0,05 – 0,32) | 0 | <i>Serinus serinus</i> Girlitz | 0,78 (0,16 – 1,39) | 0,80 (-0,30 – 1,90) |
| <i>Emberiza citrinella</i> Goldammer | 0,07 (-0,03 – 0,16) | 0 | <i>Sitta europaea</i> Kleiber | 0,11 (-0,04 – 0,27) | 0,40 (-0,39 – 1,19) |
| <i>Erithacus rubecula</i> Rotkehlchen | 1,02 (-0,26 – 2,31) | 0 | <i>Streptopelia turtur</i> Turteltaube | 0,33 (-0,13 – 0,80) | 0 |
| <i>Falco tinnunculus</i> Turmfalke | 1,67 (0,81 – 2,52) | 18,55 (9,40 – 27,70) | <i>Sturnus vulgaris</i> Star | 0,40 (0,07 – 0,73) | 6,66 (-0,33 – 13,66) |
| <i>Fringilla coelebs</i> Buchfink | 7,69 (4,45 – 10,92) | 3,86 (0,37 – 7,35) | <i>Sylvia atricapilla</i> Mönchsgrasmücke | 3,93 (-0,64 – 8,51) | 0,30 (-0,29 – 0,89) |

| Art | akustisch | visuell | Art | akustisch | visuell |
|--|------------------------|--------------------------|---|------------------------|-------------------------|
| <i>Garrulus glandarius</i> Eichelhäher | 0,58 (0,14 – 1,02) | 2,01 (0,07 – 3,95) | <i>Sylvia borin</i> Gartengrasmücke | 0,07 (-0,01 – 0,14) | 0,40 (-0,39 – 1,19) |
| <i>Hippolais icterina</i> Gelbspötter | 0,07 (-0,07 – 0,20) | 0 | <i>Troglodytes troglodytes</i> Zaunkönig | 0,07 (-0,03 – 0,16) | 0 |
| <i>Luscinia megarhynchos</i> Nachtigall | 0,11 (0,00 – 0,22) | 0 | <i>Turdus merula</i> Amsel | 4,84 (0,35 – 9,34) | 7,74 (-0,33 – 15,80) |
| <i>Milvus migrans</i> Schwarzmilan | 0 | 10,45 (5,48 – 15,43) | <i>Turdus philomelos</i> Singdrossel | 0,40 (0,05 – 0,75) | 0,40 (-0,39 – 1,19) |
| <i>Milvus milvus</i> Rotmilan | 0 | 0,33 (-0,33 – 0,99) | <i>Turdus pilaris</i> Wacholderdrossel | 3,09 (1,33 – 4,85) | 7,58 (-1,08 – 16,24) |
| <i>Motacilla alba</i> Bachstelze | 0,09 (0,01 – 0,17) | 13,51 (4,57 – 22,45) | <i>Turdus viscivorus</i> Mistdrossel | 0,11 (0,00 – 0,22) | 2,86 (-0,69 – 6,40) |
| <i>Motacilla flava</i> Schafstelze | 3,00 (-0,36 – 6,36) | 11,52 (-0,36 – 23,39) | <i>Upupa epops</i> Wiedehopf | 0,40 (-0,03 – 0,83) | 0,40 (-0,39 – 1,19) |
| <i>Oriolus oriolus</i> Pirol | 0,04 (-0,02 – 0,11) | 0 | | | |

Bei der Regressionsanalyse wurde eine schwache positive Korrelation ($\text{akustisch} = 0,681 + 0,061 \cdot \text{visuell}$; Korrelationskoeffizient = 0,26; $F=3,91$; $P=0,0532$) zwischen den Abundanzmittelwerten beider Vogelerfassungsmethoden gefunden. Eine hohe akustische Abundanz bedeutete nicht für alle Vogelarten auch eine hohe visuelle Abundanz (Abbildung 15).

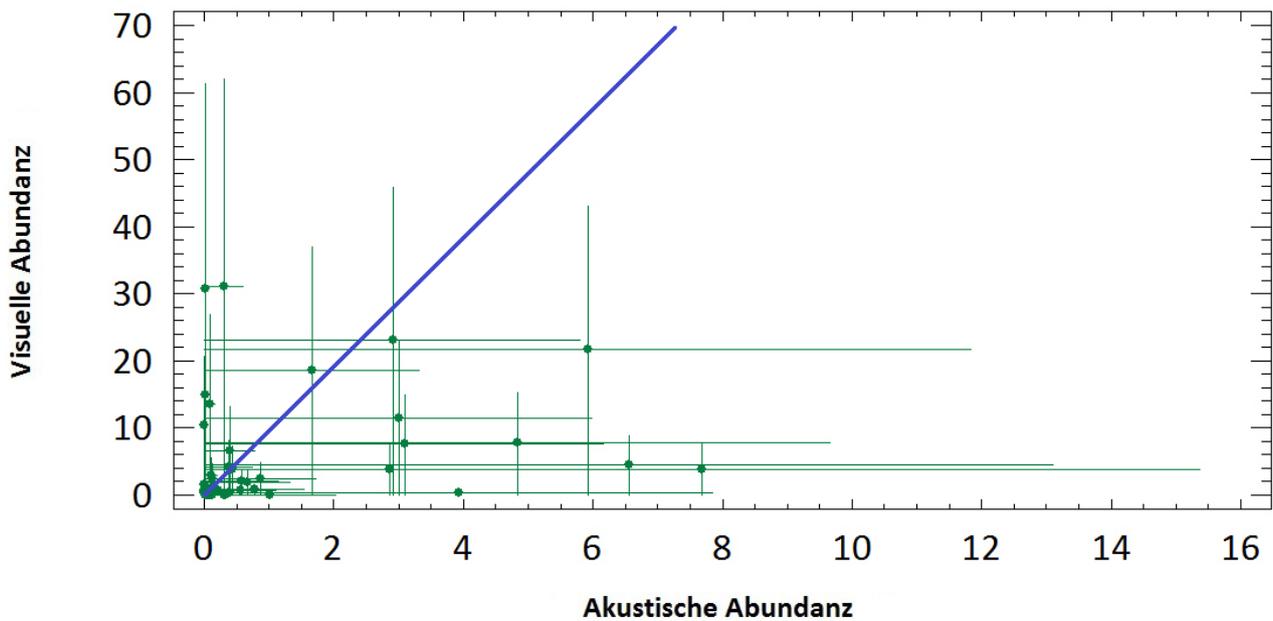


Abbildung 15: Auftragung der Abundanzmittelwerte mit Standardabweichung beider Erfassungsmethoden aller 55 Vogelarten in 2011

In dieser Untersuchung waren Bachstelze, Feldlerche und Mauersegler und die Greifvögel Mäusebussard und Turmfalke besser sowie der Schwarzmilan ausschließlich mit dem visuellen Monitoring zu erfassen, während der Fasan besser bzw. ausschließlich durch das akustische Monitoring erfasst wurde (Abbildung 16).

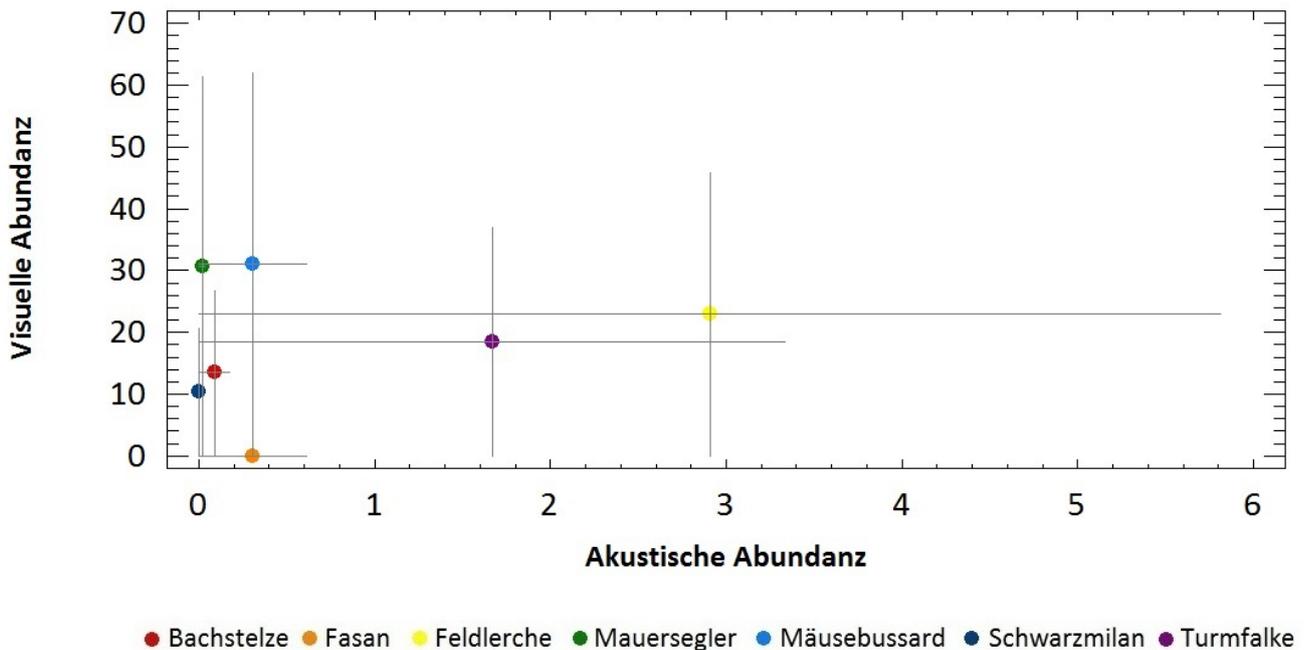


Abbildung 16: Auftragung der Abundanzmittelwerte mit Standardabweichung beider Erfassungsmethoden der signifikant unterschiedlichen Vogelarten in 2011

3.4.4. Lokale α -Diversität

Beide Avifauna-Erfassungsmethoden kamen mittels Simpson-Index zu einer ähnlichen α -Diversität der Untersuchungsflächen (Tabelle 7). Die Wahrscheinlichkeit, dass zwei nacheinander erfasste Vogelindividuen nicht derselben Art angehörten, lag je nach Fläche und Methode zwischen 10% und 22%.

Tabelle 7: Simpson-Index beider Avifauna-Erfassungsmethoden für alle Untersuchungsflächen in 2011

| | Akustisch Simpson-Index | Visuell Simpson-Index |
|-----|----------------------------|--------------------------|
| AV | 0,22 | 0,14 |
| AK | 0,18 | 0,12 |
| KV | 0,13 | 0,10 |
| KK | 0,13 | 0,14 |
| NSG | 0,13 | 0,12 |

3.4.5. β -Diversität zwischen den Untersuchungsflächen

Die β -Diversität nach Sørensen ergab für die akustische Erfassung eine geringere Übereinstimmung des Arteninventars der Untersuchungsfläche im Naturschutzgebiet mit den anderen Flächen (Abbildung 17). Die Obstanbauflächen unterschieden sich untereinander nach der Akustik im Arteninventar gar nicht oder nur sehr gering (AK). Nach der visuellen Erfassung unterschieden sich die Arteninventare der Apfel- und Kirschanbauflächen voneinander (Abbildung 18).

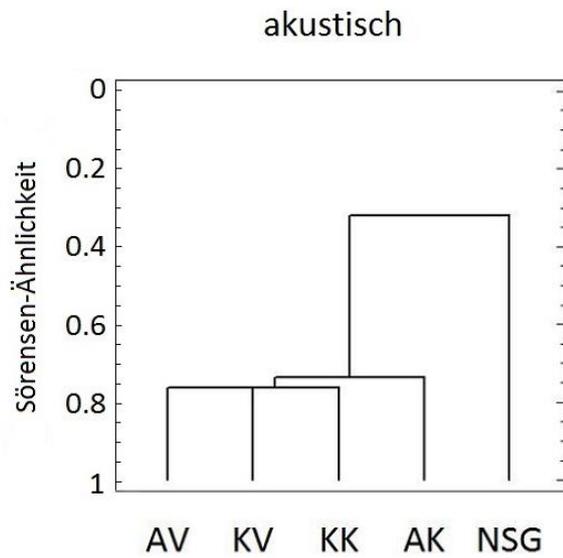


Abbildung 17: Dendrogramm nach Sørensen aller Untersuchungsflächen der akustischen Vogelerfassung für 2011

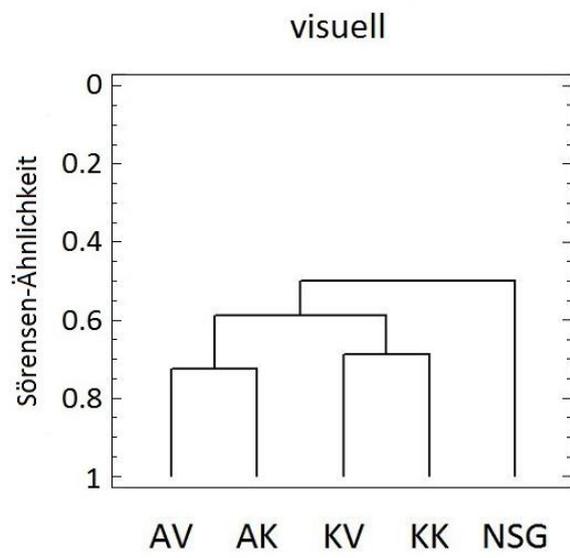


Abbildung 18: Dendrogramm nach Sørensen aller Untersuchungsflächen der visuellen Vogelerfassung für 2011

Die β -Diversität nach Bray-Curtis ergab für die akustische Erfassung ebenfalls eine geringere Übereinstimmung des Arteninventars der Untersuchungsfläche im Naturschutzgebiet mit den anderen Flächen (Abbildung 19). Bei der visuellen Erfassung hatten dagegen die beiden Kirschanbauflächen die geringste Übereinstimmung im Arteninventar (Abbildung 20). Die Fläche im NSG wies hier nur eine minimal geringere Ähnlichkeit im Arteninventar zu den Apfelanbauflächen auf.

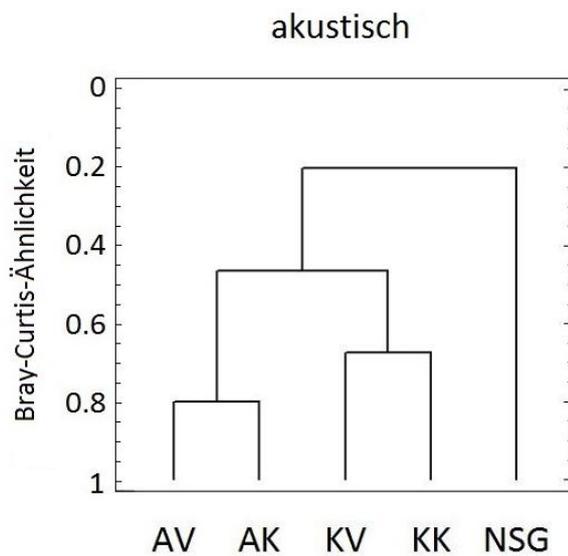


Abbildung 19: Dendrogramm nach Bray-Curtis aller Untersuchungsflächen der akustischen Vogelerfassung für 2011

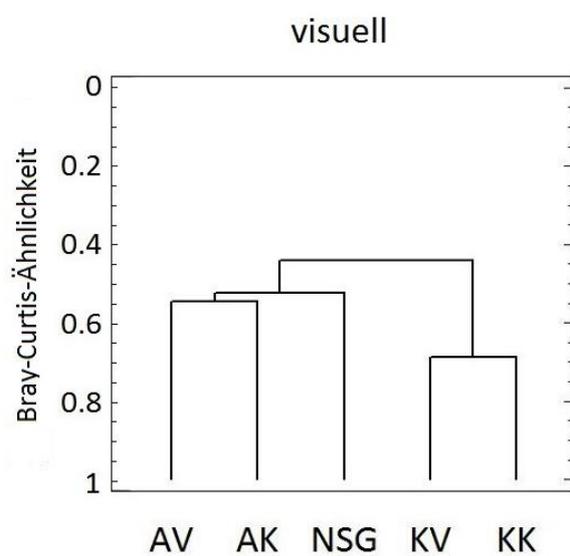


Abbildung 20: Dendrogramm nach Bray-Curtis aller Untersuchungsflächen der visuellen Vogelerfassung für 2011

3.5. Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie bestätigen die Hypothese, dass sich Diversitätsschätzungen der Avifauna, basierend auf akustischem oder visuellem Monitoring, nicht signifikant voneinander unterscheiden. Dies wird zunächst anhand der Effektivität in Datenaufnahme und Detektion beider Erfassungsmethoden und im Folgenden durch die akustisch bzw. visuell ermittelten Vogelarten, deren Abundanz und Diversität gezeigt. Abschließend werden die Vor- und Nachteile bei der Auswertung von Akustikaufnahmen diskutiert.

3.5.1. Effektivitätsvergleich

Die automatische akustische Erfassung der Avifauna ist in dieser Untersuchung genauso effektiv wie die visuelle Erfassung. Sie bietet aber eine höhere Standardisierung der Datenaufnahme und dazu den Vorteil, dass im Freiland kein Ornithologe mehr benötigt wird. Die Unabhängigkeit von Spezialisten bei der Freilandarbeit befürworten auch viele andere Studien (z. B. HOBSON et al. 2002, DIGBY et al. 2013, ALQUEZAR & MACHADO 2015). Dadurch entfällt außerdem der mögliche Einfluss durch einen Beobachter während der Datenaufnahme (DIGBY et al. 2013) und die Störung der Vögel wird verringert (ZWART et al. 2014), weil Installation und Deinstallation der Geräte wetter- und tageszeitunabhängig, außerhalb der Brutsaison und vor Ankunft von Zugvögeln ausgeführt werden können (VENIER et al. 2012).

Es konnten in dieser Untersuchung keine signifikanten Unterschiede in der Detektionseffizienz beider Avifauna-Erfassungsmethoden festgestellt werden. Die maximal mögliche Erfassungszeit konnte auch bei der automatischen akustischen Erfassung nicht in allen Fällen erreicht werden, weil es vorkam, dass die Software der Songmeter eine Fehlfunktion hatte und deshalb der Aufnahmemodus gestoppt wurde. Da dies nur mit einem manuellen Neustart des Gerätes behoben werden konnte, führte es ggf. auch zu Datenverlust an Folgetagen. Insgesamt betraf dies im Jahr 2011 drei von fünf Songmetern und resultierte in jeweils etwa sechs, acht und 21% weniger Dateien, wobei die Hälfte des 21prozentigen Verlusts durch einen tatsächlichen Defekt der Hardware entstanden ist. Dieses Gerät musste bei Wildlife Acoustics ausgetauscht werden. Datenverlust und Hardwareprobleme hatten auch HUTTO & STUTZMAN (2009) und LEACH et al. (2016) in ihren Studien zu beklagen. Bei regelmäßiger Funktionsprüfung der Aufnahmegeräte wird der Datenverlust aber minimiert und das Risiko kann vernachlässigt werden.

Der prozentuale Anteil an Aufnahmen mit möglichen Funden lag beim akustischen Monitoring zwar höher als der Anteil der beobachteten Reihen beim visuellen Monitoring, weil bei Störungen und stärkerem Regen oder Wind keine Beobachtungen durchgeführt wurden, dennoch unterschieden sich die prozentualen Anteile der tatsächlichen Vogel-Funde beider Methoden nicht signifikant voneinander. Dies resultiert daraus, dass sehr windige oder stark verregnete Akustikaufnahmen ebenfalls nicht auswertbar waren, weil sich mögliche Vokalisationen nicht deutlich genug vom Wind- bzw. Regengeräusch abhoben. LEACH et al. (2016) hatten solche Schwierigkeiten beim Auswerten von Aufnahmen des Songmeters nahe den Fließgeräuschen eines Bachlaufes und bewerteten deshalb den Einfluss von Wetter und Geräuschumgebung auf die Qualität der Aufnahmen als nachteilig. DIGBY et al. (2013) konnten einen negativen Effekt der Windstärke auf die Sonagramm-Auswertung der Aufzeichnungen des Songmeters nachweisen. FROMMOLT (2017) konnte bei einem bioakustischen Monitoring mit wind- und regengeschützten Mikrofonen auch bei sehr starkem Wind und Regen noch Vogelarten identifizieren und fand signifikante Unterschiede in den Artenzahlen zwischen drei verschiedenen Windstärkestufen. Je stärker der Wind war, desto weniger Vogelarten wurden gefunden. Die Erfassung bei Wind ist demnach nicht repräsentativ für die lokale Avifauna-Biozönose. Bei Störungen aufgrund der Bewirtschaftung der Obstanbauflächen, wie z. B. Pestizideinsatz oder Baumschnitt, gilt je nach Geräuschpegel dieselbe Schwierigkeit beim Auswerten der Tonaufzeichnungen. Außerdem werden die Vögel dabei von den Flächen aufgescheucht, so dass deren Erfassung dann ebenfalls nicht repräsentativ ist. Demzufolge unterscheiden sich auch die Erfassungsregeln – keine Datenaufnahme bei Wind, Regen oder Störungen – zwischen beiden Methoden nicht. Das automatische bioakustische Monitoring bietet zwar in diesen Fällen keinen

Daten-Vorteil gegenüber dem visuellen Monitoring, aber verkürzte Aufnahmezeiten durch witterungs- oder störungsbedingte Beobachtungsabbrüche und unnötige Fahrten ins Gelände werden vermieden. Des Weiteren kann die Datenerfassung mit den Aufnahmegeräten an allen Untersuchungspunkten am selben Tag zur selben Uhrzeit durchgeführt werden, so dass zumindest Witterungseinflüsse und tageszeitliche Einflussfaktoren reduziert werden (siehe auch VENIER et al. 2012, KLINGBEIL & WILLIG 2015). Diesem Ansatz folgte ich bei meiner Datenaufnahme, weshalb alle Aufnahmegeräte täglich zur selben Uhrzeit starteten und die Beobachtung der benachbarten Obstkulturen zumindest am selben Morgen stattfand. Bei traditionellen Erfassungsmethoden ist es einem Ornithologen nicht möglich alle Untersuchungsflächen gleichzeitig zu beobachten. Das geht nur zeitversetzt oder mit entsprechend vielen Beobachtern, d.h. die Ergebnisse unterliegen immer entweder dem Einfluss der Zeit, und damit auch meist der Witterung, oder der Beobachter-Variabilität. Diese Variabilität fällt bei einem automatischen akustischen Monitoring der Avifauna weg, wenn ein einziger Ornithologe die Auswertung aller Aufnahmen übernimmt. Gerade bei Langzeitstudien, bei denen es das Ziel ist, Veränderungen der Vogelbiozönose aufgrund bestimmter Eingriffe in die Landschaft zu erforschen, ist es wichtig, möglichst viele andere Einflussfaktoren auszuschließen. Besonders hervorzuheben ist, dass standardisierte Replikate der Vogelerfassung durch eine automatisierte Erfassung ohne menschlichen Beobachter enorm erleichtert werden. HOBSON et al. (2002) sahen in der Implementierung des akustischen Monitorings ebenfalls den Vorteil, eine gleichbleibende Qualität der Avifauna-Erfassung bei Langzeitstudien zu gewährleisten.

3.5.2. Arterfassung

Diese Studie zeigt, dass es bei einem Untersuchungszeitraum von viereinhalb Monaten keine signifikanten Unterschiede in der Arterfassung der Avifauna zwischen einer täglichen 24-minütigen akustischen Aufnahme und einer wöchentlichen 100-minütigen visuellen Erfassung durch einen Beobachter gibt. Da die Werte der fast doppelt so hohen monatlichen Erfassungszeit der Akustik rechnerisch an die Beobachtungszeit angeglichen wurden, ist davon auszugehen, dass die gleiche monatliche Erfassungszeit zu demselben Ergebnis führt. Bei paralleler akustischer und visueller Erfassung der Avifauna durch Aufnahmegeräte und Punkt-Stopp-Zählungen in unterschiedlichen Habitaten verschiedener Länder wurden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede der Artenzahlen festgestellt (HASELMEYER & QUINN 2000, CELIS-MURILLO et al. 2009, CELIS-MURILLO et al. 2012, ALQUEZAR & MACHADO 2015, SEDLÁČEK et al. 2015). Beim Vergleich paralleler akustischer und visueller Erfassung durch Vierkanal-Tonaufzeichnungen und Linienkartierung in Deutschland gab es, mit 32 Übereinstimmungen von insgesamt 50 Vogelarten, auch keine signifikanten Unterschiede zwischen der Arterfassung beider Methoden (FROMMOLT et al. 2008).

Bezogen auf die häufigeren Vogelarten – mit mindestens zehn akustischen oder visuellen Nachweisen im Untersuchungszeitraum 2011 definiert – erwies sich das visuelle Monitoring mit einer Erfassungsrate von 63,6% als effektiver. Das akustische Monitoring zeigte seine Stärke bei den seltenen Vogelarten. Im Vergleich zu den ausschließlich visuell erfassten wurden mehr als doppelt so viele Arten ausschließlich akustisch nachgewiesen. Seltene Vokalisationen werden bei Freilanderfassungen durch Ornithologen leichter missinterpretiert oder überhört (CELIS-MURILLO et al. 2009, FROMMOLT 2017). Dies kann ich bei meinem Monitoring ausschließen, weil die nachgewiesenen Vogelarten immer auch zu sehen sein mussten. Dennoch werden seltene Arten oft auch übersehen bzw. die Chance, diese zufällig anzutreffen, ist geringer. Außerdem waren Vögel, welche schnell durch die Beobachtungsreihe flogen oder sich in belaubten Bäumen aufhielten, schwer zu identifizieren. Im Gegensatz dazu konnten bei der Durchsicht der Sonagramme auch einzelne kurze Gesänge einer Art zugeordnet werden. Dennoch gelang auch hier für zehn Vögel keine Identifikation, weil die Aufnahme zu kurz war oder nur Rufe und kein Gesang aufgenommen wurden. Das akustische Monitoring erfasste pro Untersuchungsfläche sieben bis fünfzehn weitere Vogelarten, während es bei dem visuellen nur drei bis sechs weitere Arten waren. Dies deutet darauf hin, dass viele Vögel nur zu hören und nicht zu sehen gewesen sind. Das bestätigen auch die Erfassungsergebnisse der aus Deckung singenden Vogelarten, welche im Fall von Rotkehlchen, Gelbspötter und Nachtigall gar nicht und im Fall der Mönchsgrasmücke nur selten visuell erfasst wurden. Diese Unterschiede waren jedoch nicht

signifikant, Rotkehlchen und Mönchgrasmücke zählten aber zu den häufigeren Vogelarten dieser Untersuchung.

Anhand einer rein akustischen Erfassung kann problemlos eine repräsentative Artenliste der lokalen Vogelbiozönose erstellt werden. Durch Merkmale der jahreszeitlichen Dynamik wie z.B. Paarungslaute, Gesangsrückgang beim Nisten und vokalisierende Jungvögel können ggf. auch einige Rückschlüsse auf den Brutstatus erfolgen (FROMMOLT 2017).

3.5.3. Abundanz Erfassung

Die Erfassung der Abundanz von Vogelarten anhand von Tonaufzeichnungen ist schwierig, wenn es um die Anzahl der vokalisierenden Individuen in einer Aufnahme geht. Oft sind individuelle Gesangsmerkmale zur Unterscheidung einzelner Individuen nicht ausreichend ausgeprägt. Eine Erfassung über die Anzahl registrierter Gesangsstrophen ist ungenau, wie BUCKLAND (2006) bei einem Methodenvergleich zur Erfassung von Singvogel-Revieren in Schottland zeigte. Stereo- oder quadrophonische Aufzeichnungen vermitteln beim Abhören zwar einen räumlichen Eindruck, welcher beim Abschätzen der Anzahl der vokalisierenden Tiere hilft, aber dennoch oft zu einer Unterschätzung der Artenabundanz führt (CELIS-MURILLO et al. 2009, SEDLÁČEK et al. 2015). Bei der Durchsicht der Sonagramme in dieser Untersuchung ließen sich in 41 Fällen anhand von Gesangsüberlagerungen oder unterschiedlicher Intensität der Gesänge die gleichzeitig vokalisierenden Individuen einer Vogelart voneinander unterscheiden. Eine gute Möglichkeit, die Anzahl der vokalisierenden Vögel vergleichbar der klassischen Revierkartierung über den Rufort zu bestimmen, ist die Nutzung sogenannter Mikrofonarrays, welche durch die zeitgleiche Erfassung der Rufe und Gesänge mit mehreren Mikrofonen eine Ortung der Schallquelle anhand der unterschiedlichen Ankunftszeiten der akustischen Signale an den einzelnen Mikrofonen erlauben (BLUMSTEIN et al. 2011, FROMMOLT et al. 2012, MENNILL et al. 2012, FROMMOLT 2013). Mikrofonarrays ermöglichen die gleichzeitige Erfassung aller singenden Vögel zu einem Zeitpunkt und vermeiden damit die beim visuellen Monitoring oft auftretende Doppelzählung im Falle eines Singwartenwechsels (FROMMOLT & TAUCHERT 2014).

In dieser Studie war nicht unbedingt die Anzahl an gleichzeitig erfassten Individuen von Bedeutung, sondern viel mehr, wie häufig eine Vogelart auf den einzelnen Flächen vorkam. Ich gehe davon aus, dass die Abundanzschätzung der mit einem Stereo-Aufnahmegerät akustisch erfassten Vogelarten hier vollkommen ausreichend gewesen ist, weil es für 48 Vogelarten keine signifikanten Unterschiede in der Abundanzschätzung zwischen dem akustischen und dem visuellen Monitoring gab. HOBSON et al. (2002) kamen in borealen Mischwäldern Kanadas zu einem ganz ähnlichen Ergebnis. Sie fanden allerdings auch bei den zehn häufigsten Vogelarten nur bei drei Arten signifikante Unterschiede. Bei den zehn häufigsten Vogelarten dieser Untersuchung unterschieden sich sechs von insgesamt sieben signifikant unterschiedlichen Arten in ihrer Abundanzschätzung zwischen akustischer und visueller Erfassung. Bei den drei Greifvogelarten Mäusebussard, Turmfalke und Schwarzmilan lag die Abundanzschätzung der visuellen Erfassung signifikant höher. Der Schwarzmilan wurde sogar ausschließlich visuell erfasst. Diese Greife nutzten die Untersuchungsflächen vorrangig zur Nahrungssuche in Form von Überfliegen, Rüttelflug und Ansitzen. Infolgedessen kamen Vokalisationen nur selten vor. Eine Ausnahme bilden die Turmfalken: Wegen Nisthilfen auf zwei Flächen kam es dort häufig zu Vokalisationen der Paare, welche aber dort auch oft beobachtet werden konnten. Das Rufen der Greifvögel beim Kreisen hoch über den Flächen war für die Aufnahmegeräte zu weit entfernt. Die signifikant höhere visuell erfasste Abundanzschätzung beim Mauersegler resultiert durch die Sichtung von stets individuenstarken Schwärmen, deren Individuenzahl sich nicht anhand von Rufaufnahmen auswerten lassen. Feldlerchenmännchen singen während der Brutzeit bis zu einer halben Stunde lang (BERGMANN et al. 2008), aber aufgrund ihres Singfluges oft in großer Höhe, so dass bei dem akustischen Monitoring die Erfassungsschwelle nicht immer überschritten wurde und die Abundanzschätzung somit signifikant geringer war. Bachstelzen singen nach BERGMANN et al. (2008) nicht sehr häufig, sie rufen mehr und besonders vielfältig im Flug. Dies erschwert ihre akustische Erfassung. Bachstelzen sind jedoch gut bei der Nahrungssuche am Boden zu beobachten, was zu der signifikant höheren Abundanzschätzung der visuellen Erfassung

führte. Nur für die Vogelart Fasan lag die Abundanzschätzung der akustischen Erfassung signifikant höher. Fasane wurden ausschließlich akustisch erfasst und nur einmalig außerhalb der Beobachtungszeit gesichtet. Dies lässt sich damit erklären, dass diese Art eine recht laute und weit zu hörende Stimme hat (BERGMANN et al. 2008) und außerdem als Hühnervogel die Deckung bevorzugt. Die artspezifischen Unterschiede der Abundanzschätzung beider Methoden wurden durch die lediglich schwache positive Korrelation der Abundanzwerte bestätigt.

Folglich kann ein akustisches Monitoring der Avifauna für einige Vogelarten wie Fasan *Phasianus colchicus*, Ziegenmelker *Caprimulgus europaeus* (England, ZWART et al. 2014), Honigfresser *Manorina melanophrys* (Australien, LAMBERT & McDONALD 2014) und bei nachtaktiven Vögeln wie Rallen und Dommeln (Deutschland, FROMMOLT & TAUCHERT 2011) sogar besser geeignet sein, lässt aber in jedem Fall für viele Vogelarten eine vergleichbare Abundanzschätzung wie ein visuelles Monitoring zu.

3.5.4. α -Diversität und β -Diversität

Die lokale α -Diversität nach Simpson unterschied sich auf allen Flächen nicht signifikant zwischen beiden Erfassungsarten. In dieser Studie machte es demnach keinen Unterschied, ob die Avifauna hierfür akustisch oder visuell erfasst wurde. Zu ähnlichen Ergebnissen kommen SEDLÁČEK et al. (2015) im Bergregenwald Kameruns und KLINGBEIL & WILLIG (2015) in Laub- und Mischwäldern Connecticuts. Letztere untersuchten auch die β -Diversität und fanden ebenfalls keine signifikanten Unterschiede. In dieser Untersuchung stimmten die Ähnlichkeiten im Arteninventar der Untersuchungsflächen beim Gesamtvergleich sowohl nach Sørensen als auch nach Bray-Curtis nicht zwischen den beiden Erfassungsmethoden überein. Aufgrund der Annahme, dass Baumart, Altersstruktur und räumliche Nähe der Untersuchungsflächen zu Übereinstimmungen in der Avifauna-Diversität führt, lässt sich eine hohe Ähnlichkeit im Arteninventar zwischen den benachbarten Kulturflächen und die geringste Ähnlichkeit zur naturnahen Kontrollfläche im NSG erwarten. Bei der akustischen Erfassung zeigte die Fläche im NSG sowohl nach Sørensen als auch nach Bray-Curtis die geringste Ähnlichkeit des Arteninventars, jedoch unterschieden sich nach Sørensen die zwei Obstkulturarten trotz räumlicher Distanz und unterschiedlicher Altersstruktur nicht bzw. kaum voneinander. Hier zeigte sich die quantitative Darstellung der β -Diversität nach Bray-Curtis mit Berücksichtigung der Abundanz als wesentlich differenzierter. Bei der visuellen Erfassung war zwar die qualitative Darstellung der β -Diversität nach Sørensen erwartungsgemäß, allerdings unterschieden sich die Arteninventare der beiden Obstkulturarten nur gering voneinander und die Ähnlichkeit der Obstkulturen zur Fläche im NSG fiel mit 50% relativ hoch aus. Bei zusätzlicher Berücksichtigung der Abundanz der Vogelarten entsprach die Flächendifferenzierung nicht den Erwartungen. Demzufolge erwies sich die visuelle Erfassung der Avifauna bei der quantitativen Darstellung nach Bray-Curtis als ungeeignet, wohingegen die akustische Erfassung zu einer genaueren Abbildung der β -Diversität führte.

In der Untersuchung von HASELMEYER & QUINN (2000) erfasste das akustische Monitoring bei hoher Diversität signifikant mehr Vogelarten als die Punkt-Stopp-Zählung und sie nahmen an, dass die Begründung dafür sei, dass der Beobachter gleichzeitige Gesänge schwer differenzieren kann, was beim mehrmaligen Abhören der Aufnahmen kompensiert wird. Da ihre Erfassung im peruanischen Amazonasregenwald erfolgte, war die Artenvielfalt allerdings auch besonders hoch.

3.5.5. Auswertung der Akustikaufnahmen

CELIS-MURILLO et al. (2009) sahen einen großen Vorteil im akustischen Monitoring durch die Möglichkeit des wiederholten Anhörens der Aufnahmen und dem Abhören und Auswerten durch mehrere Ornithologen, was ihrer Ansicht nach die Genauigkeit der Identifizierung, Detektion und Dokumentation der Vogelarten verbessert. Ein wiederholtes Anhören der ganzen Aufzeichnung ist bei Durchsicht der Sonagramme allerdings nicht notwendig, da Vokalisationen nicht überhört bzw. übersehen werden können. Dies kann bei der Auswertung durch ausschließliches Anhören der Aufnahmen durchaus passieren (SEDLÁČEK et al. 2015). Die Sichtung der Sonagramme ist wesentlich schneller durchzuführen als das Anhören der gesamten Aufnahmezeit. Zur Artdetermination kann es aber nötig sein, sich die entsprechende Stelle mehrmals anzuhören. Eine Identifizierung von Vogel-

Vokalisationen bei Überlagerung mit anderen Tierstimmen oder Geräuschen ist bei der Durchsicht der Sonagramme eher erfolgreich, weil die Möglichkeit des wiederholten Anschauens und Anhörens sowie zur Absprache mit anderen Experten besteht, wohingegen es im Freiland nur eine Chance die Vogelart zu identifizieren gibt und direkt entschieden werden muss (SIDIE-SLETTEDAHL et al. 2015).

HUTTO & STUTZMAN (2009) führten als Nachteil an, dass Mimikry von artfremden Gesängen und Rufen von unerfahrenen Ornithologen bei der Analyse der Tonaufzeichnungen unerkannt und missinterpretiert werden kann. In dieser Untersuchung betraf dies beispielsweise dreimal den Ruf des Mäusebussards, welcher generell sehr häufig von Eichelhähern nicht ganz so glatt-volltönend (BERGMANN et al. 2008) imitiert wird. Das ist bei der Analyse der Aufnahmen allerdings nur problematisch, wenn dieser isoliert gerufen wird, so dass die Einschätzung, ob es sich tatsächlich um einen Mäusebussard oder doch um einen Eichelhäher handelt, schwieriger ist. Im Zweifelsfall hilft es dann einen erfahreneren Experten hinzuzuziehen, mit etwas Erfahrung gelingt die Einschätzung leichter. Bei anderen Vogelarten sind die Imitationen oft im Gesang integriert und daher gut zu identifizieren. Ich erkannte Imitationen von Krähe und Pirol beim Amselgesang, Gartenrotschwanz, Rotkehlchen und den Ruf einer Amsel im Gesang der Mönchgrasmücke und Imitationen der Rufe von Turmfalke und Mäusebussard im Feldlerchengesang. Bei der Auswertung von Akustikaufnahmen sollte man den möglichen Fall von Mimikry durchaus in Betracht ziehen – isolierte artfremde Imitationen sind jedoch zumindest in Deutschland eher selten, weshalb ich den Einfluss möglicher Missinterpretationen als gering einschätze. Außerdem können solche Missinterpretationen bei traditionellen Avifauna-Erfassungen im Freiland genauso vorkommen.

Der wirklich schwerwiegende Nachteil eines automatischen akustischen Monitorings ist aktuell der benötigte Zeitaufwand zur manuellen Analyse der Aufnahmen. Dieser übersteigt in der Regel den Zeitaufwand einer traditionellen Freilandfassung der Avifauna. Zu diesem Schluss kamen auch viele andere Studien und führten daher die Auswertung der Aufnahmedateien als Nachteil auf (z. B. DIGBY et al. 2013, ALQUEZAR & MACHADO 2015, LEACH et al. 2016). Die zu analysierende akustische Erfassungszeit kann jedoch, unter Berücksichtigung des Studienzwecks, eingegrenzt werden und dennoch verlässliche Ergebnisse liefern. In Neuseeland konnten WIMMER et al. (2013) zeigen, dass 120 zufällig ausgewählte einminütige Segmente von fünftägigen Aufzeichnungen der Morgendämmerung ausreichen, um bis zu 62% der Vogelarten zu erfassen; im Gegensatz zu einer äquivalenten Zeit an traditioneller Vogelerfassung, die zu 34% der Vogelarten führte. Bei der Analyse von doppelt so vielen einminütigen Segmenten, ergab sich lediglich eine Steigerung auf 69% und selbst bei 720 analysierten Segmenten aus der Morgendämmerung wurden nur 80% der Vogelarten erfasst.

Mit den Akustikaufnahmen verbunden ist auch die platzsparende digitale Archivierung der Daten für spätere Studien, effizientere Analysemethoden oder eine Wiederholung der Auswertung zur Absicherung von gefundenen Arten (HOBSON et al. 2002, ALQUEZAR & MACHADO 2015). Eine erneute Analyse ist auch unter anderen Aspekten und Fragestellungen möglich.

3.5.6. Fazit

Ein automatisches bioakustisches Monitoring ermöglicht ausgedehnte Avifauna-Erfassungen ohne auf Spezialisten bei der Freilandarbeit angewiesen zu sein und bietet eine höhere Standardisierung der Datenaufnahme. Es unterscheidet sich nicht in der Detektionseffizienz oder Erfassung der Diversität, führt zu einer repräsentativen Artenliste der lokalen Vogelbiozönose, liefert eine vergleichbare Abundanzschätzung vieler Vogelarten und kann folglich die visuelle Erfassung durch einen Ornithologen ersetzen. Sobald die computergestützte automatische Auswertung zuverlässige Ergebnisse liefern kann, bietet das automatische akustische Monitoring zusätzlich eine enorme Zeitersparnis gegenüber den traditionellen Methoden zur Vogelerfassung.

4. Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel

4.1. Kurzfassung

Greifvögel sind als Topprädatoren Endkonsumenten im Nahrungsnetz und gelten als wichtige Bioindikatoren für Veränderungen im Ökosystem. Diese Studie untersuchte den Einfluss von Veränderungen in einem Agrarökosystem am Beispiel von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau auf tagaktive Greifvögel. Hierfür wurden in den Jahren 2011-13 jeweils von März bis Juli die Greifvögel auf fünf Untersuchungsflächen (zwei Versuchsflächen mit Kulturschutzeinrichtungen sowie drei Kontrollflächen ohne Schutz) in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz visuell erfasst. Es wurden insgesamt sechs Greifvogelarten festgestellt. Die drei häufigsten Arten waren Mäusebussard, Turmfalke und Schwarzmilan. Seltene Durchzügler waren in den Apfelkulturen der Rotmilan und in den Kirschkulturen Rohrweihe und Rotfußfalke. Für die Kirschkontrollfläche wurden fünf Greifvogelarten und für die anderen Untersuchungsflächen jeweils vier Arten nachgewiesen. Die Greife wurden überwiegend im Luftraum der Flächen oder auf Sitzwarten wie Zäunen, Pfählen, Bäumen und Kulturschutzeinrichtungen bei der Nahrungssuche oder beim Revierverhalten beobachtet. Es konnte kein Einfluss der Landnutzung durch intensiv bewirtschaftete Obstkulturen auf Greifvögel aufgezeigt werden. Es gab keine signifikanten Unterschiede in Diversität und Abundanz der Greifvögel zwischen den Obstkulturen und der naturnahen Streuobstfläche im NSG „Höllenberg“. Die Kirschkontrollfläche wies trotz der höchsten Gesamtartenzahl im Vergleich zur Apfelkontrollfläche monatlich signifikant weniger Greifvogelarten und eine signifikant geringere monatliche Abundanz auf. Mäusebussard und Schwarzmilan zeigten sich hier seltener. Für den Mäusebussard erklärt sich dies durch die im Vergleich zu den anderen Untersuchungsflächen größte Distanz zur Autobahn, einer für diese Art profitablen Nahrungsfläche. Für den Schwarzmilan erklärt sich dies durch die größte Distanz zum Rhein, da er bevorzugt in Gewässernähe brütet und jagt. Es konnte kein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel nachgewiesen werden. Die überdachten Flächen wurden genauso oft frequentiert wie die Kontrollflächen. Greifvögel überflogen auch die überdachten Obstkulturen zur Nahrungssuche und wurden weiterhin bei der Ansitzjagd am Rand der Versuchsflächen gesichtet. Zudem wurde der Turmfalke beim Ansitzen unter der Folien-Netz-Überdachung der Kirschkultur sowie beim Fressen auf dieser Folien-Netz-Überdachung sitzend beobachtet. Ein gravierender negativer Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel konnte in dieser Untersuchung mit vereinzelt, überdachten Obstanbauflächen nicht nachgewiesen werden.

4.2. Einleitung

Greifvögel sind als Topprädatoren wichtige Faktoren in Ökosystemen und erbringen in Agrarökosystemen wie Obstkulturen überwiegend die Ökosystemdienstleistung der Schädlingskontrolle von Kleinsäugern (SUNDELL et al. 2004, WHELAN et al. 2008, PAZ et al. 2013) sowie von frugivoren Singvögeln (KROSS et al. 2012). Bei den Taggreifvögeln sind diesbezüglich in Deutschland vor allem die häufig in der Kulturlandschaft vorkommenden Arten Mäusebussard und Turmfalke hervorzuheben, welche sich überwiegend von Kleinsäugern wie Mäusen ernähren, wenn diese ausreichend vorkommen (KORPIMÄKI 1985, HABERL 1995, KOSTRZEWA 2008, TULIS et al. 2017). Besonders im Offenland jagende Greifvögel überfliegen während der Nahrungssuche auch lichtere Baumbestände wie Streuobstwiesen oder Obstanbauflächen. Die Landwirtschaft fördert die Präsenz dieser Arten zur Schädlingsregulierung, indem sie Falken-Nistkästen und Sitzstangen in Obstkulturen aufstellt (ASKHAM 1990, PAZ et al. 2013, SHAVE & LINDELL 2017). Mäusebussarde nutzen bevorzugt einen „Hauptansitz“ in 200 bis 2000 Metern Entfernung von ihrem Brutplatz (HOHMANN 1995). Ihr Bruthabitat in Baumbeständen und ihr überwiegend deckungsfreies Nahrungshabitat liegen in der Regel direkt nebeneinander. Turmfalken bevorzugen zur Nahrungssuche ebenfalls Grünland mit geringer Vegetationsdeckung (CASAGRANDE et al. 2008). Sie jagen überwiegend aus dem Rüttelflug

(SACHTELEBEN 1993), aber auch aus dem Ansitz heraus.

Vögel haben ein sehr gutes Sehvermögen und können Farben und Details bis zu dreimal deutlicher sehen als Säugetiere (WINK 2014). Speziell Taggreifvögel verfügen über eine hervorragende Sehschärfe und können selbst kleine Objekte noch über größere Entfernungen erkennen. Diese Fähigkeit ermöglicht es Greifvögeln, auch hoch aus der Luft Kleinsäuger am Boden zu erkennen. Kulturschutzeinrichtungen, insbesondere Folien, überdecken die Anbauflächen und nehmen den Greifen somit die Sicht auf ihr Nahrungshabitat und vorhandene Kleinsäuger-Populationen. Dennoch liegen bisher keine Untersuchungen zum Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel vor. Dabei sind diese als Endkonsumenten im Nahrungsnetz besonders empfindlich für Veränderungen in der Umwelt, weil sich jede Veränderung mit Auswirkung auf ihre Beute auch auf sie selbst auswirkt. Sie eignen sich deshalb als Bioindikatoren. Sowohl Mäusebussard als auch Turmfalke sind nach BUTET et al. (2010) gute Indikatoren für Veränderungen der Landnutzung. Speziell der Mäusebussard kann Agrarlandschaften mit extensiv genutzten, naturnahen Landschaftsstrukturen wie Wiesen, Hecken und Gehölzen anzeigen (BUTET et al. 2010). Der Schwarzmilan kann nach SCHUMANN et al. (2007) als ein Indikator für eine noch einigermaßen intakte Auenlandschaft gelten. Der Rotmilan gilt als Indikatorart für besonders strukturreiche Offenlandschaften, weil seine Aktionsraumgröße ein Indikator für Habitatqualität ist, welcher wichtige Informationen für den Artenschutz und darüber hinaus für den Schutz von Ökosystemen liefern kann (PFEIFFER & MEYBURG 2015).

Die von Greifvögeln genutzten Aktionsräume sind in ihrer Größe sehr variabel, weil sie von einer Vielzahl an Faktoren abhängig sind: Nahrungsverfügbarkeit, Habitatqualität, Brutstatus, Fortpflanzungsphase, Jahreszeit, Populationsdichte, Nachbarindividuen, Geschlecht, Alter und Körpergewicht (NEWTON 1980, PEERY 2000, WALZ 2008, MEYBURG & MEYBURG 2009, PFEIFFER & MEYBURG 2015). Nicht zuletzt unterscheiden sie sich ebenfalls deutlich bei Anwendung verschiedener Bewertungsmethoden (ELISE & RODGERS 1997, LAVER & KELLY 2008). Die Angaben in der Literatur sind deshalb lediglich als Anhaltspunkt zu betrachten. Nachgewiesene Aktionsraumgrößen betragen bei Turmfalken im Mittel 74 Hektar (CASAGRANDE et al. 2008), beim Mäusebussard im Mittel 127 Hektar für Paare sowie 200 bis 500 Hektar für unverpaarte Individuen oder in Einzelfällen gar bis 1000 Hektar (HOHMANN 1995), beim Schwarzmilan 4000 bis 7000 Hektar (MEYBURG & MEYBURG 2009) sowie 1400 Hektar für Schwarzmilan-Weibchen und 4300 Hektar für Männchen (WALZ 2008). Beim Rotmilan betragen nachgewiesene Aktionsraumgrößen im Mittel 4570 Hektar für Weibchen und 6030 Hektar für Männchen (PFEIFFER & MEYBURG 2015).

In diesem Teil der vorliegenden Studie wird der Einfluss der intensiven Landnutzung in Obstkulturen sowie der Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf tagaktive Greifvögel untersucht und diskutiert. Hierfür wurden über drei Jahre jeweils von März bis Juli die Greifvögel auf fünf Untersuchungsflächen in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz visuell erfasst. Neben Diversität und Abundanz werden auch das gezeigte Verhalten sowie die genutzten Mikrohabitate in die Analyse mit einbezogen. Es soll die Hypothese getestet werden, dass der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau zur Vermeidung der überdachten Flächen durch die Greifvögel und demzufolge zum Habitatverlust für diese Vogelgilde führt.

4.3. Methodik

Die Datenaufnahme erfolgte in den drei Zeiträumen 15.03.–28.07.2011, 05.03.–01.08.2012 und 21.03.–27.7.2013. Der Beginn der Freilandsaison wurde witterungsbedingt festgelegt. Zur Erfassung der tagaktiven Greifvögel diente ein rein visuelles Monitoring, damit der Flächenbezug abgesichert war. Um verschiedene Flächen miteinander zu vergleichen und mögliche ökologische Einflüsse zu quantifizieren, ist es von essentieller Bedeutung, dass die Datenaufnahme auf allen Flächen möglichst gleich, also standardisiert, erfolgt. Das Untersuchungsdesign des visuellen Monitorings wurde deshalb in Anlehnung an SÜDBECK et al. (2005) und BERTHOLD (1976) entwickelt. Eine Erfassung von nachtaktiven Greifvögeln erfolgte nicht.

4.3.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet und die fünf Untersuchungsflächen sind in Kapitel 2 beschrieben.

4.3.2. Visuelle Erfassung der Greifvögel

Auf jeder Untersuchungsfläche habe ich fünf nebeneinander liegende Baumreihen festgelegt (siehe Kapitel 2; Abbildung 3, Abbildung 6 & Abbildung 10). In diesen Reihen führte ich wöchentlich Beobachtungen unter Verwendung des Fernglases „Sky Hawk Pro“ der Firma Steiner mit der Vergrößerung 8 x 42 durch. Bei den Apfelflächen saß ich zum Beobachten auf AK am 1. Stützpfehl und auf AV am 3. Stützpfehl, weil die AV-Baumreihen etwas länger waren (Abbildung 3 & Abbildung 21). Bei den Kirschflächen saß ich zum Beobachten auf KV am 1. Stützpfehl und auf KK im Mittelgang und jede Reihenrichtung wurde zehn Minuten beobachtet (Abbildung 6 & Abbildung 21). Diese Reihen waren für eine Beobachtung von der Seite aus zu lang. Die Beobachtungsseite wechselte ich wöchentlich, damit die Flächen nicht immer nur von einer Seite aus beobachtet wurden. Zusätzlich begann ich ebenfalls wöchentlich abwechselnd mit dem Beobachten in der Reihe eins oder fünf (Abbildung 21). Im NSG konnte ich die Beobachtungsseiten nicht immer wechseln, weil es sich dort im Jahresverlauf bei drei Reihen ergab, dass die Sicht bedingt durch Laub von einer Seite aus sehr viel schlechter war.

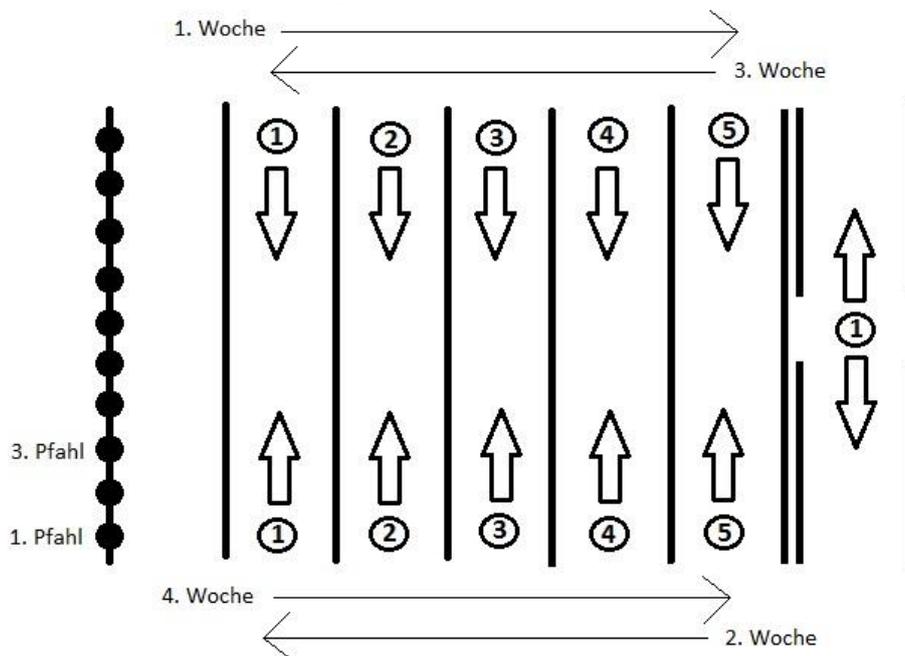


Abbildung 21: Schematische Darstellung der beobachteten Baumreihen mit wöchentlich wechselnder Beobachtungsseite und Reihenfolge. Schwarze Linien symbolisieren eine Obstbaumreihe, Pfeile die Blickrichtung und Kreise meinen Sitzpunkt.

Jede Reihe habe ich zwanzig Minuten beobachtet und alle Sichtkontakte von Greifvögeln notiert. Die Erfassung der Greifvögel erfolgte nach Sicht in oder über der jeweiligen Baumreihe. Auch nur über die Fläche fliegende Greifvögel habe ich mit aufgenommen, um die erheblich größeren Aktionsräume zu berücksichtigen. Als Bestimmungsliteratur diente das Buch „Welcher Vogel ist das?“ von DIERSCHKE (2007). Rufe wurden nur unterstützend zur Arterkennung genutzt; dies wurde protokolliert. Folgende Daten habe ich bei einer Vogelsichtung aufgenommen: Art, Uhrzeit, Anzahl, Verhalten und Mikrohabitat. Verweilte ein Greifvogel länger in einer Reihe, wurde dies ebenfalls protokolliert und dieses Individuum bis zum Sichtkontaktverlust nicht weiter berücksichtigt, aber dennoch der Zeitraum und ggf. Verhaltensänderungen notiert.

Die Kategorien für Verhalten und Mikrohabitat habe ich wie folgt definiert:

Verhaltenskategorien

1. **Nahrungssuche:** Ansitzjagd, Kreisen über Fläche, tiefer & langsamer Überflug, Rüttelflug, Fressen
2. **Überflug:** zügiger Flug über Fläche oder Reihe
3. **Revierverhalten:** Rufen, Kreisen zu mehreren, extrem hohes Kreisen (Thermik), Interaktion
4. **Fortpflanzungsverhalten:** Balz (Paarinteraktion), Kopulation
5. **Komfortverhalten:** Gefiederpflege, Strecken

Mikrohabitate

1. **Luft:** über Fläche oder Reihe
2. **Boden/Gras:** Grasvegetation, meist Reihenmitte oder Fläche im NSG
3. **Boden/Erde:** ohne Vegetation, meist unter den Obstkulturen
4. **Baum:** inkl. Baumspitze, es gilt auch Gehölz im NSG
5. **Pfahl:** Stützpfähle zwischen den Obstbäumen
6. **Zaun:** Zaunpfahl (Flächenrand, Reihenende)
7. **Kulturschutzeinrichtung:** Drahtseil, Netz- bzw. Folienrolle, bei AK Greifvogel-Sitzstange

Zusätzlich notierte ich neben Datum, Uhrzeit und Reihenummer, das Wetter und gegebenenfalls Störungen oder sonstige Bemerkungen. Bei Regen oder stürmischen Böen ab Beaufort 4 erfolgte keine Datenaufnahme, weil die Vogelaktivität dann stark herabgesetzt ist (GAMAUF 1996, SÜDBECK et al. 2005). In den Jahren 2011 und 2012 erfolgte die Erfassung jeweils über einen Zeitraum von 19 aufeinanderfolgenden Wochen, während im Jahr 2013 die Beobachtungsperiode nur 16 Wochen lang war, da im Vergleich zu den Vorjahren deutlich niedrigere Temperaturen im März den Beginn der Freilanderfassung verzögerten (Anhang: Abbildung 74 – Abbildung 79). In jedem Jahr fielen schlechtwetterbedingt (Regen, Sturm, Gewitter) mehrere Beobachtungstermine aus oder wurden abgebrochen. Im Jahr 2011 waren es fünf Tage und an weiteren neun Terminen musste die Beobachtung vorzeitig abgebrochen werden. Im Jahr 2012 waren es acht Tage und dreimal musste abgebrochen werden. Im Jahr 2013 fielen sechs Tage aus und siebenmal musste abgebrochen werden.

Der Beobachtungszeitraum lag immer innerhalb des Zeitfensters Sonnenaufgang plus sechs Stunden und wurde zwischen den Untersuchungsflächen zyklisch abgewechselt. Die für ein Vogelmonitoring empfohlenen vier Stunden nach Sonnenaufgang wurden bis mittags ausgeweitet, da Greifvögel aufgrund ihrer Nutzung der Thermik erst am späteren Morgen bis mittags ihr Aktivitätshoch aufweisen (SÜDBECK et al. 2005). Auf der Untersuchungsfläche im NSG Höllenberg machte ich 2011 in den letzten vier Wochen Mittagsaufnahmen mit Beginn zwischen elf und zwölf Uhr, um dort das Zeitfenster zur Erfassung der Greifvögel zu erweitern. Hier lag die Beobachtungszeit zuvor immer in den ersten zwei bis drei Stunden nach Sonnenaufgang, weil die Fläche direkt morgens an einem dritten Beobachtungstag angefahren wurde. In den Jahren 2012 und 2013 alternierte ich die Beobachtungsstartzeit dort generell zwischen den ersten und den letzten beiden Stunden des sechsständigen Zeitfensters. Des Weiteren machte ich 2011 zusätzlich zwei bis drei Abendaufnahmen pro Untersuchungsfläche. Dabei nutze ich nur drei Beobachtungsreihen, da das Zeitfenster nach SÜDBECK et al. (2005) bei ein bis zwei Stunden vor Sonnenuntergang liegen sollte. Die Kontroll- und Versuchsflächen der Obstkulturen beobachtete ich immer jeweils nacheinander an demselben Morgen, um den Einfluss von Wetter und Störungen bei beiden Flächen möglichst gleich zu halten. In den Jahren 2012 und 2013 beobachtete ich die Fläche im NSG ebenfalls an demselben Morgen, entweder vor oder nach den Obstkulturen. Damit ergaben sich monatlich 400 Beobachtungsminuten pro Fläche und für jede Fläche insgesamt 20-25 Stunden für jedes Untersuchungsjahr.

4.3.3. Datenauswertung

Aus den Beobachtungen wurde eine Artenliste für jede Untersuchungsfläche erstellt. Außerdem wurde für jede Vogelart die Häufigkeit der Sichtungen ausgezählt. Als Auswertungseinheit der Häufigkeit wurde „Individuen pro Tag“ gewählt, wozu die ausgezählten absoluten Häufigkeiten durch die Anzahl der Beobachtungstage geteilt wurden. Für Abendaufnahmen oder aufgrund von Regen abgekürzte Beobachtungseinheiten wurde 0,6 als Faktor gewählt, da hier immer nur drei von fünf Beobachtungsreihen genutzt wurden. Diese Werte wurden anschließend mit dem Faktor 30 multipliziert, um „Individuen pro Monat“ und damit die monatliche Abundanz der Greifvögel zu erhalten. Für jede Untersuchungsfläche wurde außerdem für jeden Monat die Anzahl der Aufnahmetage, -reihen und -zeit berechnet. Die erfassten Verhaltenskategorien und Mikrohabitate aller gesichteten Greifvögel wurden für jede Untersuchungsfläche ausgezählt und für jedes Untersuchungs-jahr die einzelnen Monate summiert. Für alle Kategorien wurden die prozentualen Anteile für jede Fläche berechnet. Beim Mikrohabitat Luft wurden von den Greifvögeln nur Sichtungen der Verhaltenskategorie Nahrungssuche berücksichtigt, weil für die anderen in der Luft gezeigten Verhaltenskategorien (Revierverhalten) der Flächenbezug nicht gesichert war.

4.3.1. Statistische Analyse

Zur Abschätzung der Ergebnisse wurden Artensättigungs(Rarefaction)-Kurven (GOTELLI & COLWELL 2001) und Jackknife-Schätzungen, welche aus der Stichprobe die zu erwartende reale Artenanzahl (beobachtete und übersehene Arten) berechnen (COLWELL & CODDINGTON 1994), erstellt. Die Jackknife-Kurven werden mit den zugehörigen 95%igen Konfidenzintervallen angegeben, d.h. der Bereich, in dem bei Replikaten der Untersuchung 95 von 100 Schätzwerten liegen werden. Der Vergleich zwischen den tatsächlich erfassten Arten und den Jackknife-Konfidenzintervallen der realen Artenanzahl auf den Flächen erlaubt eine statistische Korrektur der methodisch bedingten Unterschätzung der Artenzahl bei Zeit- und Raum-limitierter Beobachtung (KATI & SEKERCIOGLU 2006). Drei Erfassungsjahre auf jeder Fläche, d.h. drei Replikate für die Diversitätswerte, bieten eine hohe Datensicherheit.

Zur Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung (naturnahes NSG gegenüber Obstanbau) auf die visuell ermittelte Greifvogel-Abundanz wurde nur die naturnahe Kontrollfläche im NSG mit den Obstkultur-Untersuchungsflächen ohne Kulturschutzeinrichtung verglichen. Zur Quantifizierung des Einflusses von Kulturschutzeinrichtungen (Hagelnetz- oder Folienüberdachungen) wurden nur die jeweiligen Obstkultur-Untersuchungsflächen berücksichtigt. Da die Abundanz-Rohdaten nicht normalverteilt waren, wurden sie log₁₀-transformiert und damit einer Normalverteilung angenähert, um die Voraussetzung für den Einsatz einer Varianz-Analyse zu erfüllen. Nullwerte wurden hierfür auf 0,1 gesetzt. Eine multifaktorielle Kovarianzanalyse (ANCOVA) mit den kontinuierlichen Variablen mittlere monatliche Lufttemperatur, mittlere monatliche Minimaltemperatur und monatliche Niederschlagssumme (Deskriptoren der saisonalen Wetterveränderung) wurde durchgeführt, um zu testen, ob statistisch signifikante Einflüsse auf die Greifvogel-Abundanz nachweisbar waren. Als kategorische Einflussfaktoren wurden Untersuchungs-jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und entweder die Landnutzung oder die Präsenz einer Kulturschutzeinrichtung in 3-Faktor ANCOVAs berücksichtigt. Da es häufiger zu Scheinsignifikanzen kam, wurde die Bonferroni-Korrektur für multiple Mittelwertvergleiche ausgeführt, um zufällige Signifikanzen auszuschließen. Die statistischen Analysen wurden mit dem Programm Statgraphics Centurion XVI, Version 16.2.04 (32 bit) durchgeführt. Die Signifikanzschwelle für die Irrtumswahrscheinlichkeit P wurde auf 5% festgesetzt.

4.4. Ergebnisse

4.4.1. Diversität und Abundanz der Greifvögel

Es wurden insgesamt sechs Greifvogelarten in den drei Untersuchungsjahren erfasst: Mäusebussard, Rohrweihe, Turmfalke, Rotfußfalke, Schwarz- und Rotmilan (Tabelle 8). Die drei mit Abstand häufigsten Arten waren Mäusebussard, Turmfalke und Schwarzmilan. Seltene Durchzügler waren auf den Apfelflächen Rotmilan und auf den Kirschflächen Rohrweihe und Rotfußfalke. Das Artenspektrum zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren und -flächen schwankte zwischen zwei und vier Arten. Für die Kirschkontrollfläche wurden fünf Greifvogelarten und für die anderen Flächen jeweils vier Arten nachgewiesen. Nur der Turmfalke konnte auf der Apfelversuchs- und der Kirschversuchsfläche in einem installierten Nistkasten brüten.

Tabelle 8: Arten und Abundanz der Greifvogel-Gilde auf den einzelnen Untersuchungsflächen, Angabe als kumulierte dreijährige Beobachtungen, Reihenfolge nach Häufigkeit, *=Nisthilfe, Abkürzungen nach Tabelle 1.

| Artnamen | Artenanzahl | Σ | AV | AK | KV | KK | NSG |
|---------------------------|---------------|----------|------|-----|------|-----|-----|
| Artnamen | Artenanzahl → | 6 | 4 | 4 | 4 | 5 | 4 |
| <i>Buteo buteo</i> | Mäusebussard | 1543 | 333 | 375 | 228 | 167 | 440 |
| <i>Falco tinnunculus</i> | Turmfalke | 1336 | 139* | 311 | 424* | 337 | 126 |
| <i>Milvus migrans</i> | Schwarzmilan | 1022 | 235 | 339 | 92 | 93 | 264 |
| <i>Milvus milvus</i> | Rotmilan | 47 | 38 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Circus aeruginosus</i> | Rohrweihe | 40 | 0 | 0 | 20 | 20 | 0 |
| <i>Falco verspertinus</i> | Rotfußfalke | 18 | 0 | 0 | 0 | 8 | 10 |

Die Rarefaction-Artensättigungskurven zeigen, dass in der Regel zwei bis sechs Beobachtungsmonate auf den Untersuchungsflächen ausgereicht haben, um alle mit der visuellen Methode erfassbaren Greifvogelarten anzutreffen (Abbildung 22 – Abbildung 24). Die jeweilige Jackknife-Kurve erlaubt die Vollständigkeit dieser Erfassung abzuschätzen. Das dazugehörige 95%ige-Konfidenzintervall drückt die Schätzung der real vorhandenen Greifvogelarten auf den Untersuchungsflächen aus. Die nach der Jackknife-Methode geschätzte reale Artenzahl lag für die Kirschkontrollfläche zwischen sechs und acht Arten; also etwas höher als die beobachteten fünf Arten. Für die Kirschversuchsfläche sowie für die Apfelkontrollfläche und die naturnahe Kontrollfläche im NSG lagen die geschätzten realen Artenzahlen zwischen vier und sechs Arten und die beobachteten Artenzahlen bei vier. Für die Apfelversuchsfläche entsprach die geschätzte reale Artenzahl mit vier Arten genau der beobachteten Artenzahl. Es kann demzufolge davon ausgegangen werden, dass die auf den Untersuchungsflächen vorkommenden Greifvogelarten weitestgehend erfasst wurden.

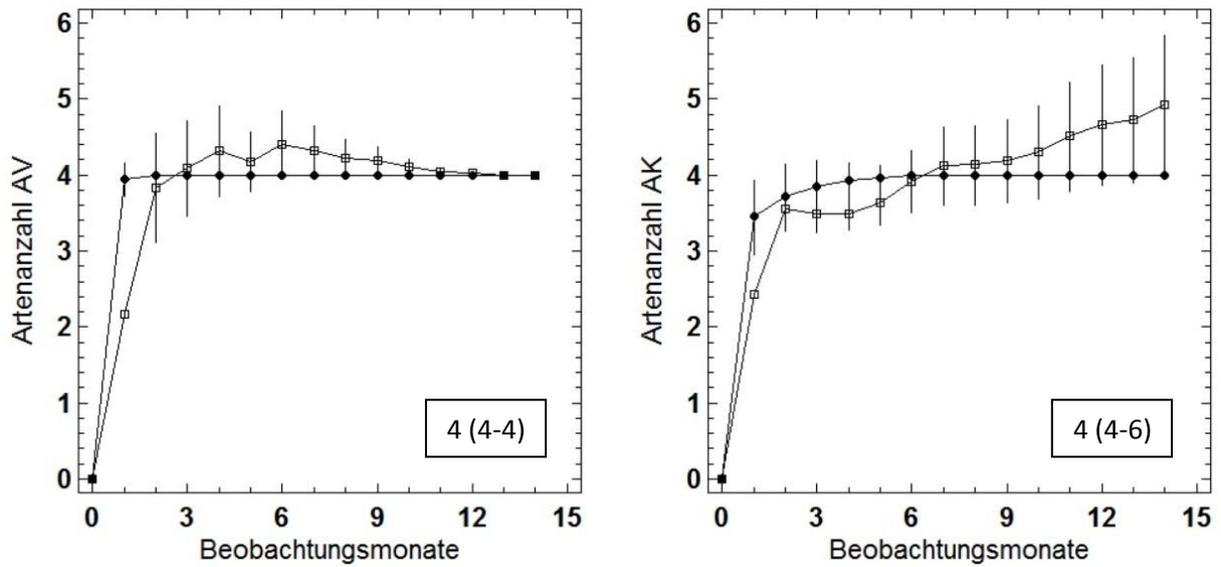


Abbildung 22: Rarefaction(●)- und Jackknife(□)-Kurven der Artenzahlen der Apfelkulturen in Abhängigkeit der Anzahl der Beobachtungsmo-nate (2011-2013), vertikale Balken stellen das Konfidenzintervall 95% dar, links Versuchs- und rechts Kontrollfläche; unten im Kasten ist die beobachtete Artenzahl der Fläche und in Klammern der Bereich der geschätzten realen Artenzahl angegeben.

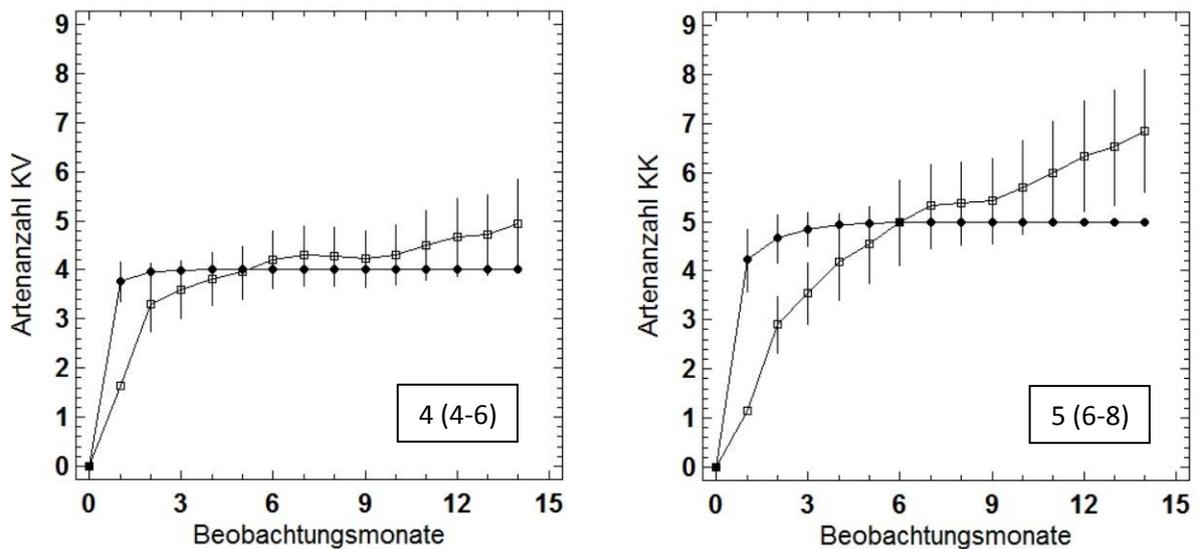


Abbildung 23: Rarefaction(●)- und Jackknife(□)-Kurven der Artenzahlen der Kirschkulturen in Abhängigkeit der Anzahl der Beobachtungsmo-nate (2011-2013), vertikale Balken stellen das Konfidenzintervall 95% dar, links Versuchs- und rechts Kontrollfläche; unten im Kasten ist die beobachtete Artenzahl der Fläche und in Klammern der Bereich der geschätzten realen Artenzahl angegeben.

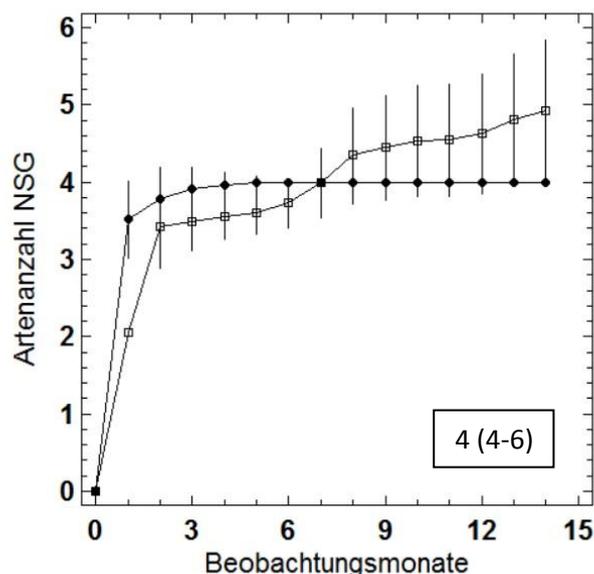


Abbildung 24: Rarefaction(●)- und Jackknife(□)-Kurve der Artenzahl der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg in Abhängigkeit der Anzahl der Beobachtungsmonate (2011-2013), vertikale Balken stellen das Konfidenzintervall 95% dar; unten im Kasten ist die beobachtete Artenzahl der Fläche und in Klammern der Bereich der geschätzten realen Artenzahl angegeben.

4.4.2. Mikrohabitatnutzung und Verhalten der Greifvögel

Die Greifvögel wurden überwiegend im Luftraum der Untersuchungsflächen beobachtet (50-100%), im Jahr 2011 sogar fast ausschließlich in der Luft. Zu geringeren Anteilen wurden Zäune (5-35%) und Pfähle (5-40%) auf den Obstkulturfleichen und Bäume (7-25%) im NSG als Sitzwarten genutzt. Die Pfähle oder das eingerollte Material der Kulturschutzeinrichtungen (5-35%) dienen ebenfalls als Sitzwarten. Im Jahr 2013 wurden die Greifvögel auf den Kirschanbauflächen fast ausschließlich am Boden (5-30%) bzw. auf Sitzwarten (70-75%) gesichtet (Abbildung 25).

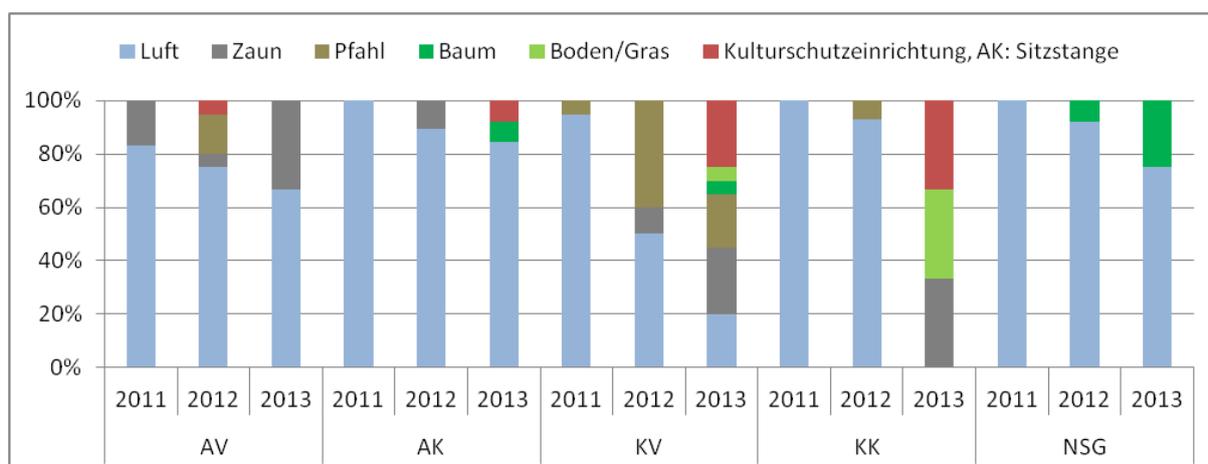


Abbildung 25: Prozentuale Beobachtungszeit-Anteile der von Greifvögeln genutzten Mikrohabitate auf den untersuchten Flächen in allen Untersuchungsjahren. Das Mikrohabitat Luft berücksichtigt nur die Verhaltenskategorie Nahrungssuche.

Der größte prozentuale Anteil der beobachteten Verhaltensweisen fiel mit Kreisen, Rüttelflug und Ansitzen in die Kategorie Nahrungssuche (24-82%); gefolgt von Thermikkreisen und Rufen aus der Kategorie Revierverhalten (10-70%) sowie dem Überflug (2-30%) der Flächen. Fortpflanzungs- und Komfortverhalten wurde kaum beobachtet (Abbildung 26).

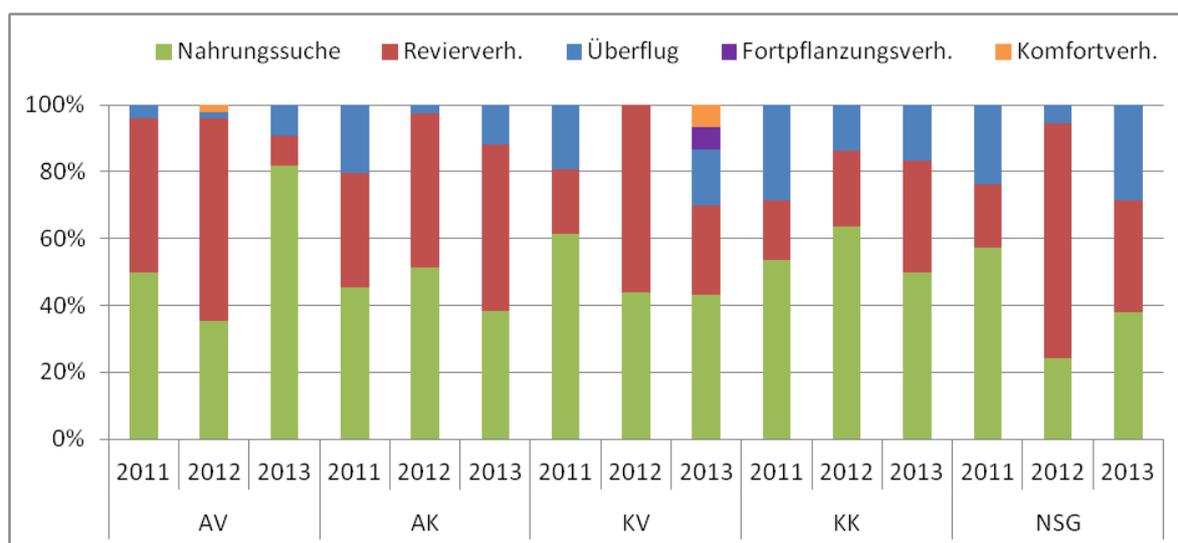


Abbildung 26: Prozentuale Beobachtungszeit-Anteile des von Greifvögeln gezeigten Verhaltens auf den untersuchten Flächen in allen Untersuchungsjahren.

4.4.3. Einfluss der Landnutzung auf Greifvögel

Trotz der höchsten Gesamtartenanzahl wurden auf der Kirsch-Kontrollfläche monatlich signifikant weniger Greifvogelarten und eine signifikant geringere monatliche Abundanz als auf der Apfel-Kontrollfläche nachgewiesen (Tabelle 9 & Tabelle 10). Es gab jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den intensiv genutzten Obstkulturen und der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg. Damit konnte in dieser Untersuchung kein signifikanter Einfluss der Landnutzung durch konventionellen Obstanbau auf Greifvögel nachgewiesen werden.

Im Jahr 2013 war die monatliche Abundanz der Greifvögel insgesamt auf den Kontrollflächen signifikant geringer als im Jahr 2011 (Tabelle 10). Für die Nutzung der Mikrohabitate durch die Greifvögel und das gezeigte Verhalten konnte kein Einfluss der Landnutzung nachgewiesen werden. Komfort- und Fortpflanzungsverhalten wurde für eine statistische Analyse zu selten gezeigt. Im Jahr 2013 zeigten die Greifvögel im Vergleich zu 2012 signifikant seltener Revierverhalten (Tabelle 13). Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten insgesamt keinen nachweisbaren Einfluss.

Tabelle 9: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Artenzahl der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|--------|-------------------|----------------|------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0849146 | 1 | 0,0849146 | 0,75 | 0,3926 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,0732424 | 1 | 0,0732424 | 0,65 | 0,4269 |
| Niederschlagssumme | 0,206752 | 1 | 0,206752 | 1,82 | 0,1855 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,613124 | 2 | 0,306562 | 2,70 | 0,0808 |
| B:Monat | 0,660134 | 4 | 0,165033 | 1,46 | 0,2364 |
| C:Kultur | 0,958893 | 2 | 0,479446 | 4,23 | 0,0226 |
| RESIDUEN | 3,96669 | 35 | 0,113334 | | |
| TOTAL (KORR.) | 8,04061 | 46 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | Kultur | Anzahl | Kl.Quadr.Mittelw. | Kl.Quadr.Sigma | Homogene Gruppen |
| | Kirsche | 19 | -0,0561375 | 0,0967558 | X |
| | NSG | 14 | 0,150983 | 0,104597 | XX |
| | Apfel | 14 | 0,348045 | 0,0960276 | X |

Tabelle 10: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,652387 | 1 | 0,652387 | 1,49 | 0,2307 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,367389 | 1 | 0,367389 | 0,84 | 0,3662 |
| Niederschlagssumme | 0,821111 | 1 | 0,821111 | 1,87 | 0,1798 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 4,04798 | 2 | 2,02399 | 4,62 | 0,0166 |
| B:Monat | 3,01868 | 4 | 0,754669 | 1,72 | 0,1673 |
| C:Kultur | 4,1369 | 2 | 2,06845 | 4,72 | 0,0153 |
| RESIDUEN | 15,3434 | 35 | 0,438383 | | |
| TOTAL (KORR.) | 31,7995 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 12 | 0,717887 | 0,258624 | X |
| | 2012 | 15 | 1,29467 | 0,189604 | XX |
| | 2011 | 20 | 1,83764 | 0,19544 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | 0,891612 | 0,190293 | X |
| | NSG | 14 | 1,20211 | 0,205716 | XX |
| | Apfel | 14 | 1,75648 | 0,188861 | X |

Tabelle 11: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Greifvögel des Mikrohabitats Luft den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,105235 | 1 | 0,105235 | 0,09 | 0,7684 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,000224838 | 1 | 0,000224838 | 0,00 | 0,9891 |
| Niederschlagssumme | 0,00669691 | 1 | 0,00669691 | 0,01 | 0,9408 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 8,70706 | 2 | 4,35353 | 3,64 | 0,0365 |
| B:Monat | 2,43148 | 4 | 0,60787 | 0,51 | 0,7297 |
| C:Kultur | 7,7639 | 2 | 3,88195 | 3,25 | 0,0508 |
| RESIDUEN | 41,8274 | 35 | 1,19507 | | |
| TOTAL (KORR.) | 79,1884 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 12 | 0,29239 | 0,42701 | X |
| | 2012 | 15 | 1,45432 | 0,313053 | X |
| | 2011 | 20 | 1,68506 | 0,322687 | X |

Tabelle 12: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Überflug der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen). Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 3,86828 | 1 | 3,86828 | 2,39 | 0,1308 |
| Minimale Lufttemperatur | 1,24467 | 1 | 1,24467 | 0,77 | 0,3861 |
| Niederschlagssumme | 3,42254 | 1 | 3,42254 | 2,12 | 0,1545 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 10,826 | 2 | 5,41302 | 3,35 | 0,0466 |
| B:Monat | 9,13106 | 4 | 2,28277 | 1,41 | 0,2500 |
| C:Kultur | 0,28956 | 2 | 0,14478 | 0,09 | 0,9145 |
| RESIDUEN | 56,5488 | 35 | 1,61568 | | |
| TOTAL (KORR.) | 77,2961 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2012 | 15 | -0,520008 | 0,363997 | X |
| | 2013 | 12 | -0,29583 | 0,4965 | X |
| | 2011 | 20 | 0,946461 | 0,3752 | X |

Tabelle 13: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Revierverhalten der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen). Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 4,60136 | 1 | 4,60136 | 3,91 | 0,0559 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,50408 | 1 | 2,50408 | 2,13 | 0,1535 |
| Niederschlagssumme | 2,12406 | 1 | 2,12406 | 1,81 | 0,1877 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 9,422 | 2 | 4,711 | 4,00 | 0,0272 |
| B:Monat | 14,5798 | 4 | 3,64496 | 3,10 | 0,0277 |
| C:Kultur | 7,26749 | 2 | 3,63374 | 3,09 | 0,0582 |
| RESIDUEN | 41,1781 | 35 | 1,17652 | | |
| TOTAL (KORR.) | 83,3664 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 12 | -0,80269 | 0,423683 | X |
| | 2011 | 20 | 0,396386 | 0,320173 | XX |
| | 2012 | 15 | 0,472019 | 0,310613 | X |
| | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 3 | 7 | -3,48008 | 1,4247 | X |
| | 4 | 10 | -1,04932 | 0,765469 | X |
| | 5 | 10 | 1,24311 | 0,651528 | X |
| | 6 | 10 | 1,40043 | 0,823523 | X |
| | 7 | 10 | 1,99538 | 0,848758 | X |

4.4.4. Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel

In dieser Untersuchung konnte kein signifikanter Einfluss durch Hagelschutznetz oder Folien-Netz-Überdachung auf Greifvögel nachgewiesen werden. Bei beiden Obstkulturen unterschied sich weder die monatliche Artenzahl noch die monatliche Abundanz der Greife signifikant zwischen Kontroll- und Versuchsfläche. Für die Nutzung der Mikrohabitate durch die Greifvögel und das gezeigte Verhalten konnte auf beiden Obstkulturen ebenfalls kein Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen nachgewiesen werden. Komfort- und Fortpflanzungsverhalten wurde für eine statistische Analyse zu selten gezeigt. Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten insgesamt keinen nachweisbaren Einfluss. Als saisonaler Effekt wurden im Jahr 2013 auf den Kirschkulturen monatlich signifikant weniger Arten als in 2011 beobachtet (Tabelle 14). Greifvögel nutzten 2013 außerdem das Mikrohabitat Luft über den Kirschkulturen signifikant seltener als im Jahr 2011 (Tabelle 17).

Tabelle 14: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Artenzahl der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,381866 | 1 | 0,381866 | 2,66 | 0,1216 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,554978 | 1 | 0,554978 | 3,86 | 0,0660 |
| Niederschlagssumme | 0,563961 | 1 | 0,563961 | 3,92 | 0,0641 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,43368 | 2 | 0,716839 | 4,98 | 0,0198 |
| B:Monat | 0,804355 | 4 | 0,201089 | 1,40 | 0,2767 |
| C:Kulturschutz | 0,0867885 | 1 | 0,0867885 | 0,60 | 0,4479 |
| RESIDUEN | 2,44481 | 17 | 0,143812 | | |
| TOTAL (KORR.) | 7,24484 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 8 | -0,448351 | 0,212278 | X |
| | 2012 | 10 | -0,143959 | 0,133186 | XX |
| | 2011 | 10 | 0,541979 | 0,184727 | X |

Tabelle 15: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 1,54836 | 1 | 1,54836 | 3,80 | 0,0679 |
| Minimale Lufttemperatur | 1,30079 | 1 | 1,30079 | 3,19 | 0,0918 |
| Niederschlagssumme | 1,32721 | 1 | 1,32721 | 3,26 | 0,0888 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,52652 | 2 | 0,763262 | 1,87 | 0,1839 |
| B:Monat | 3,07995 | 4 | 0,769987 | 1,89 | 0,1585 |
| C:Kulturschutz | 1,98009 | 1 | 1,98009 | 4,86 | 0,0415 |
| RESIDUEN | 6,92526 | 17 | 0,407368 | | |
| TOTAL (KORR.) | 16,571 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | 1,12432 | 0,186494 | X |
| | Kontrolle | 14 | 1,65618 | 0,186494 | X |

Tabelle 16: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 1,89425 | 1 | 1,89425 | 2,45 | 0,1358 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,1238 | 1 | 2,1238 | 2,75 | 0,1157 |
| Niederschlagssumme | 2,27399 | 1 | 2,27399 | 2,94 | 0,1044 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 6,9765 | 2 | 3,48825 | 4,51 | 0,0267 |
| B:Monat | 3,00206 | 4 | 0,750516 | 0,97 | 0,4487 |
| C:Kulturschutz | 0,952515 | 1 | 0,952515 | 1,23 | 0,2823 |
| RESIDUEN | 13,1341 | 17 | 0,772597 | | |
| TOTAL (KORR.) | 31,6012 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 8 | 0,121679 | 0,492021 | X |
| | 2012 | 10 | 0,766 | 0,308701 | X |
| | 2011 | 10 | 2,2922 | 0,428163 | X |

Tabelle 17: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Greifvögel des Mikrohabitats Luft den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0136311 | 1 | 0,0136311 | 0,02 | 0,8946 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,279449 | 1 | 0,279449 | 0,37 | 0,5505 |
| Niederschlagssumme | 0,00135734 | 1 | 0,00135734 | 0,00 | 0,9666 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 7,55779 | 2 | 3,7789 | 5,02 | 0,0194 |
| B:Monat | 5,31054 | 4 | 1,32763 | 1,76 | 0,1829 |
| C:Kulturschutz | 2,31948 | 1 | 2,31948 | 3,08 | 0,0973 |
| RESIDUEN | 12,8019 | 17 | 0,753052 | | |
| TOTAL (KORR.) | 55,2329 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 8 | -0,403232 | 0,485758 | X |
| | 2012 | 10 | 0,975319 | 0,304771 | XX |
| | 2011 | 10 | 1,88529 | 0,422712 | X |

Tabelle 18: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Greifvögel des Mikrohabitats Zaun den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,532623 | 1 | 0,532623 | 0,89 | 0,3576 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,217423 | 1 | 0,217423 | 0,36 | 0,5537 |
| Niederschlagssumme | 1,04219 | 1 | 1,04219 | 1,75 | 0,2035 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 3,3346 | 2 | 1,6673 | 2,80 | 0,0890 |
| B:Monat | 5,63162 | 4 | 1,4079 | 2,36 | 0,0942 |
| C:Kulturschutz | 3,12078 | 1 | 3,12078 | 5,24 | 0,0352 |
| RESIDUEN | 10,1279 | 17 | 0,595756 | | |
| TOTAL (KORR.) | 30,343 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kontrolle | 19 | -0,892478 | 0,216297 | X |
| | Folie | 9 | -0,0597075 | 0,30152 | X |

Tabelle 19: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Greifvögel des Mikrohabitats Boden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0335979 | 1 | 0,0335979 | 0,06 | 0,8024 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,000769106 | 1 | 0,000769106 | 0,00 | 0,9698 |
| Niederschlagssumme | 0,343882 | 1 | 0,343882 | 0,66 | 0,4273 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 4,06538 | 2 | 2,03269 | 3,91 | 0,0401 |
| B:Monat | 3,67268 | 4 | 0,91817 | 1,77 | 0,1823 |
| C:Kulturschutz | 1,3107 | 1 | 1,3107 | 2,52 | 0,1308 |
| RESIDUEN | 8,83882 | 17 | 0,51993 | | |
| TOTAL (KORR.) | 27,1535 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 10 | -0,0808369 | 0,351241 | X |
| | 2012 | 10 | -0,0589056 | 0,253241 | X |
| | 2013 | 8 | 1,10717 | 0,403627 | X |

Tabelle 20: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Greifvögel des Mikrohabitats Boden mit KSE den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|--------|-------------------|----------------|------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0439213 | 1 | 0,0439213 | 0,09 | 0,7672 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,00440403 | 1 | 0,00440403 | 0,01 | 0,9252 |
| Niederschlagssumme | 0,392362 | 1 | 0,392362 | 0,81 | 0,3812 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 4,25656 | 2 | 2,12828 | 4,38 | 0,0292 |
| B:Monat | 3,59838 | 4 | 0,899595 | 1,85 | 0,1653 |
| C:Kulturschutz | 1,25395 | 1 | 1,25395 | 2,58 | 0,1264 |
| RESIDUEN | 8,25355 | 17 | 0,485503 | | |
| TOTAL (KORR.) | 26,8161 | 27 | | | |
| BONFERRONI | Jahr | Anzahl | Kl.Quadr.Mittelw. | Kl.Quadr.Sigma | Homogene Gruppen |
| | 2011 | 10 | 0,00775177 | 0,339413 | X |
| | 2012 | 10 | 0,0218523 | 0,244713 | X |
| | 2013 | 8 | 1,21488 | 0,390035 | X |

Tabelle 21: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Überflug der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|--------|-------------------|----------------|------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 2,99843 | 1 | 2,99843 | 1,95 | 0,1801 |
| Minimale Lufttemperatur | 1,89152 | 1 | 1,89152 | 1,23 | 0,2823 |
| Niederschlagssumme | 2,21189 | 1 | 2,21189 | 1,44 | 0,2463 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 12,7017 | 2 | 6,35083 | 4,14 | 0,0343 |
| B:Monat | 2,57688 | 4 | 0,644219 | 0,42 | 0,7920 |
| C:Kulturschutz | 0,0119857 | 1 | 0,0119857 | 0,01 | 0,9306 |
| RESIDUEN | 26,079 | 17 | 1,53406 | | |
| TOTAL (KORR.) | 44,9503 | 27 | | | |
| BONFERRONI | Jahr | Anzahl | Kl.Quadr.Mittelw. | Kl.Quadr.Sigma | Homogene Gruppen |
| | 2012 | 10 | -0,778819 | 0,434993 | X |
| | 2013 | 8 | -0,583631 | 0,693312 | X |
| | 2011 | 10 | 1,44026 | 0,603329 | X |

Tabelle 22: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Revierverhalten der Greifvögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 1,46566 | 1 | 1,46566 | 1,20 | 0,2879 |
| Minimale Lufttemperatur | 1,07807 | 1 | 1,07807 | 0,89 | 0,3599 |
| Niederschlagssumme | 0,479567 | 1 | 0,479567 | 0,39 | 0,5386 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 9,57944 | 2 | 4,78972 | 3,93 | 0,0394 |
| B:Monat | 10,3643 | 4 | 2,59108 | 2,13 | 0,1217 |
| C:Kulturschutz | 2,08577 | 1 | 2,08577 | 1,71 | 0,2080 |
| RESIDUEN | 20,6976 | 17 | 1,2175 | | |
| TOTAL (KORR.) | 52,1868 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 8 | -0,876891 | 0,621204 | X |
| | 2012 | 10 | 0,616884 | 0,540216 | X |
| | 2011 | 10 | 0,891028 | 0,83307 | X |

4.4.5. Einfluss von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf die Abundanz einzelner Arten

Für die drei häufigsten Greifvogelarten dieser Untersuchung wurden eigenständige Varianzanalysen zu Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen durchgeführt. Die Abundanz des Mäusebussards lag auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg höher. Dieser Unterschied war jedoch nur im Vergleich zur Kirschkontrollfläche signifikant (Tabelle 23). In Bezug auf die Apfelkultur konnte für die Abundanz des Mäusebussards kein Einfluss der Landnutzung nachgewiesen werden. Die Abundanz des Schwarzmilans war auf der Apfelkontrollfläche größer, was aber nur gegenüber der Kirschkontrollfläche signifikant war (Tabelle 24). Beide Obstkulturen unterschieden sich nicht signifikant von der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg, so dass demzufolge kein Einfluss der Landnutzung mit Obstanbau auf die Abundanz des Schwarzmilans nachgewiesen werden konnte. Für die Abundanz des Turmfalken wurden keine signifikanten Unterschiede zwischen den Kontrollflächen und damit ebenfalls kein Einfluss der Landnutzung festgestellt.

Die Präsenz von Kulturschutzeinrichtungen hatte keinen signifikanten Effekt auf die Abundanz von Mäusebussard, Schwarzmilan oder Turmfalke. Diese Greifvogelarten frequentierten die Flächen mit den Überdachungen genauso häufig wie ungeschützte Flächen. Der Turmfalke wurde zudem im Untersuchungszeitraum zweimal bei der Nahrungssuche unter der Folienüberdachung und einmal beim Fressen auf der Folienüberdachung sitzend beobachtet.

Die beiden Kovariablen mittlere Lufttemperatur und Niederschlag hatten auf den Apfelkulturen signifikante Effekte auf die Abundanz des Mäusebussards (Tabelle 25).

Tabelle 23: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Mäusebussards den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 2,0569 | 1 | 2,0569 | 1,96 | 0,1708 |
| Minimale Lufttemperatur | 1,02117 | 1 | 1,02117 | 0,97 | 0,3312 |
| Niederschlagssumme | 1,10189 | 1 | 1,10189 | 1,05 | 0,3131 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 5,57174 | 2 | 2,78587 | 2,65 | 0,0849 |
| B:Monat | 4,71648 | 4 | 1,17912 | 1,12 | 0,3623 |
| C:Kultur | 12,9559 | 2 | 6,47795 | 6,16 | 0,0051 |
| RESIDUEN | 36,8138 | 35 | 1,05182 | | |
| TOTAL (KORR.) | 63,5749 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | -0,271629 | 0,29476 | X |
| | Apfel | 14 | 0,769835 | 0,292541 | XX |
| | NSG | 14 | 0,927977 | 0,318648 | X |

Tabelle 24: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Schwarzmilans den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0784497 | 1 | 0,0784497 | 0,09 | 0,7707 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,0240992 | 1 | 0,0240992 | 0,03 | 0,8716 |
| Niederschlagssumme | 0,11597 | 1 | 0,11597 | 0,13 | 0,7231 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,21557 | 2 | 0,607784 | 0,67 | 0,5189 |
| B:Monat | 0,440132 | 4 | 0,110033 | 0,12 | 0,9741 |
| C:Kultur | 7,60306 | 2 | 3,80153 | 4,18 | 0,0235 |
| RESIDUEN | 31,826 | 35 | 0,909314 | | |
| TOTAL (KORR.) | 60,7198 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | -0,215236 | 0,274065 | X |
| | NSG | 14 | 0,348194 | 0,296276 | XX |
| | Apfel | 14 | 0,929713 | 0,272002 | X |

Tabelle 25: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Mäusebussards den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 4,1483 | 1 | 4,1483 | 4,80 | 0,0427 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,50227 | 1 | 2,50227 | 2,89 | 0,1071 |
| Niederschlagssumme | 4,32056 | 1 | 4,32056 | 5,00 | 0,0391 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 3,37114 | 2 | 1,68557 | 1,95 | 0,1728 |
| B:Monat | 12,8474 | 4 | 3,21184 | 3,72 | 0,0238 |
| C:Kulturschutz | 0,0736754 | 1 | 0,0736754 | 0,09 | 0,7739 |
| RESIDUEN | 14,6967 | 17 | 0,864511 | | |
| TOTAL (KORR.) | 35,1049 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | März | 4 | -3,44461 | 1,53625 | X |
| | April | 6 | -1,73064 | 0,824202 | X |
| | Juni | 6 | 1,87933 | 0,840217 | X |
| | Juli | 6 | 2,38862 | 1,13048 | X |
| | Mai | 6 | 2,80729 | 0,951996 | X |

Tabelle 26: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Turmfalken den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,80034 | 1 | 0,80034 | 0,83 | 0,3756 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,332334 | 1 | 0,332334 | 0,34 | 0,5653 |
| Niederschlagssumme | 0,103729 | 1 | 0,103729 | 0,11 | 0,7472 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 3,15559 | 2 | 1,57779 | 1,63 | 0,2247 |
| B:Monat | 5,51536 | 4 | 1,37884 | 1,43 | 0,2679 |
| C:Kulturschutz | 5,82942 | 1 | 5,82942 | 6,03 | 0,0251 |
| RESIDUEN | 16,4324 | 17 | 0,966613 | | |
| TOTAL (KORR.) | 38,057 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | 0,0930692 | 0,287275 | X |
| | Kontrolle | 14 | 1,00563 | 0,287275 | X |

4.5. Diskussion

Die Ergebnisse dieser Studie lassen anhand der Nutzung der Untersuchungsflächen durch Greifvögel keinen Schluss auf einen Einfluss der Landnutzung durch intensiven Obstanbau auf Greifvögel zu. Des Weiteren widerlegen sie die Hypothese, dass der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen auf Obstkulturen zur Vermeidung der überdachten Flächen und demzufolge zum Habitatverlust für Greifvögel führt. Mögliche Gründe hierfür werden im Folgenden aufgezeigt und diskutiert. Zuvor werden die ermittelte Diversität dieser Gilde und die Abundanz der einzelnen Greifvogelarten mit weiteren avifaunistischen Erfassungen aus dem Untersuchungsgebiet verglichen und erörtert sowie die von den Greifen genutzten Mikrohabitate und gezeigten Verhaltensweisen beurteilt.

4.5.1. Diversität und Abundanz

Der Mäusebussard gilt als die häufigste Greifvogelart in Mitteleuropa (HOHMANN 1995, HOLZHÜTER 2012) und wies auch in dieser Untersuchung die höchste Abundanz auf. Gefolgt vom Turmfalke, welchem als einzige Greifvogelart im Untersuchungsgebiet durch die Aufstellung von Nistkästen die Möglichkeit zur Brut in den Obstkulturen geboten wird. Beide Arten werden von SIMON et al. (2014) in der Roten Liste der Brutvögel Rheinland-Pfalz mit 3.000-6.000 (Mäusebussard) und 3.500-5.000 (Turmfalke) Brutpaaren als mittelhäufig angegeben und als ungefährdet eingestuft. Der dritthäufigste Greifvogel dieser Untersuchung war der Schwarzmilan. Als seltene Durchzügler wurden Rotmilan, Rohrweihe und Rotfußfalke auf den Untersuchungsflächen erfasst. Der Rotmilan einmal im April 2011 über der Apfelkontrollfläche sowie in 2012 dreimal im April über der Apfelversuchsfläche und einmal im Mai über der Apfelversuchsfläche mit geschlossenem Hagelnetz. Beide Milanarten werden für Rheinland-Pfalz mit 500-700 Brutpaaren (Rotmilan) und 250-400 Brutpaaren (Schwarzmilan) als selten angegeben, wobei der Rotmilan in der Vorwarnliste geführt und der Schwarzmilan als ungefährdet eingestuft wird (SIMON et al. 2014). Aufgrund dieser Brutpaarangaben verwundert es, dass sich die Abundanzen beider Arten in dieser Untersuchung so stark voneinander unterscheiden. Eine mögliche Erklärung für die wesentlich höhere Schwarzmilan-Abundanz könnte in der stärkeren Geselligkeit dieser Art liegen. Nach WALZ (2008) verbringen Schwarzmilane einen großen Teil ihrer Zeit nicht mit dem Nahrungserwerb, sondern mit „Kommunikationsflügen“ in großer Höhe, indem sie miteinander ausdauernd kreisen und immer wieder Kontakt aufnehmen. So wurden auch in dieser Untersuchung häufig mehrere Schwarzmilan-Individuen gleichzeitig miteinander kreisend erfasst. Eine weitere Erklärung liefert die Verbreitung beider Milanarten aufgrund unterschiedlicher Habitatpräferenzen. Der Schwarzmilan bevorzugt Auellandschaften, der Rotmilan hingegen Berglagen. Im Rheinland liegen die Brutvorkommen des Schwarzmilans bevorzugt in den Auwäldern des Rheins, seltener in anderen Flusstälern oder Waldgebieten. Der Rotmilan brütet dagegen überwiegend in den Mittelgebirgen der Eifel und im Bergischen Land (WINK 2010). Damit entspricht das Untersuchungsgebiet dem bevorzugten Bruthabitat des Schwarzmilans und Rotmilane sind aufgrund der Höhenlage nicht zu erwarten. Bei den Rotmilan-Sichtungen über den Apfelkulturen könnte es sich um durchziehende Individuen oder um nahrungssuchende Individuen aus dem angrenzenden Rheingaugebirge gehandelt haben. Diese Gebirgslandschaft liegt nördlich des Rheins in Hessen und beginnt ungefähr in drei bis vier Kilometern Entfernung zu den Apfeluntersuchungsflächen. Rotmilane legen durchaus regelmäßig Distanzen von bis zu sechs Kilometern während der Nahrungssuche zurück (WALZ 2008, PFEIFFER & MEYBURG 2015).

Die Rohrweihe wurde nur im Jahr 2011 jeweils zweimal im April über der Kirschversuchs- und Kirschkontrollfläche gesichtet. Sie wird für Rheinland-Pfalz mit 40-60 Brutpaaren als sehr selten angegeben und als gefährdet in die Kategorie 3 der Roten Liste eingestuft (SIMON et al. 2014). Dementsprechend sind die wenigen Sichtungen sehr positiv zu bewerten. Der Rotfußfalke wurde lediglich im Jahr 2012 beobachtet. Einmal im Mai über der Kirschkontrollfläche und einmal auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg im Juni. Es handelt sich bei dieser Art nicht um einen regelmäßigen Brutvogel Deutschlands. Der Zeitraum dieser Beobachtungen deckte sich mit Eintragungen von Rotfußfalken-Beobachtungen im Gebiet Mainz-Ingelheim auf der Internetseite ORNITHO.DE (2012).

Auf allen Untersuchungsflächen lag die ermittelte Diversität dieser Gilde innerhalb der Jackknife-Schätzung der real vorhandenen Greifvogelarten, nach welcher keine (AV) oder zwei (AK, KK, NSG) bis drei (KK) weitere Greifvogelarten vorkommen. Demzufolge wurde das Artenspektrum der Greifvögel im Untersuchungsgebiet mit dem dreijährigen visuellen Monitoring effektiv erfasst. Dies bestätigt auch der Vergleich mit vorliegenden, unveröffentlichten Avifauna-Erfassungen im Landkreis Mainz-Bingen. Das siebenjährige Vogelmonitoring vom Dachverband Deutscher Avifaunisten der Jahre 2004 bis 2010 in Wackernheim-Neuland erfasste den Mäusebussard als Brutvogel und den Schwarzmilan als Durchzieher; weitere Greifvogelarten wurden nicht beobachtet (TRAUTMANN 2011, schriftl. Mitteilung). Der Vogelbestand nach LEHNERT (2000-2012, schriftl. Mitteilung) gibt Mäusebussard, Turmfalke und Schwarzmilan als regelmäßige Brutvögel sowie Rotmilan, Wespenbussard, Habicht und Baumfalke als seltene Brutvögel im VSG „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ an. Zudem Rot- und Schwarzmilan sowie Habicht, Sperber und Wanderfalke als regelmäßige Nahrungsgäste im VSG. Mäusebussard und Turmfalke kommen demnach gleichermaßen auch im NSG „Höllenberg“ als regelmäßige Brutvögel vor, wohingegen Schwarzmilan (häufiger) und Rotmilan (seltener) dort lediglich als Nahrungsgäste verzeichnet sind. Die regelmäßig brütenden Greifvogelarten der zurückliegenden Avifauna-Erfassungen stimmen also mit denen dieser Untersuchung überein.

Im Folgenden wird begründet, warum die nach LEHNERT (2000-2012) ebenfalls im Gebiet vorkommenden Greifvogelarten Wespenbussard, Sperber, Habicht, Baum- und Wanderfalke mit dem dreijährigen Vogelmonitoring dieser Untersuchung nicht erfasst wurden. Nach ANDRETZKE et al. (2005) ist der Wespenbussard eine schwer zu erfassende heimliche Greifvogelart, welche bei Kälte und Regen nur geringe Aktivität zeigt, so dass Flugbewegungen vor allem um die Mittagszeit an sonnigen, thermisch günstigen Tagen beobachtet werden können. Demzufolge lag die Hauptaktivitätszeit des Wespenbussards außerhalb des Monitoring-Zeitfensters dieser Untersuchung. Zudem kommt dieser in der Vorwarnliste geführte Greifvogel in Rheinland-Pfalz mit 260-400 Brutpaaren selten vor (SIMON et al. 2014). Die beiden in der Roten Liste der Brutvögel Rheinland-Pfalz als ungefährdet geltenden, mittelhäufigen Waldgreifvogelarten Sperber (1.000-3.000 Brutpaare) und Habicht (700-1.000 Brutpaare) wurden auf den Untersuchungsflächen nicht erfasst, weil das Bruthabitat beider Arten im Wald (Sperber bevorzugt im Nadelwald) liegt. Da sie ihre Beute, überwiegend Kleinvögel, nur kurz verfolgen können, jagen sie aus der Deckung heraus; Sperber bevorzugt in busch- und gehölzreichen Landschaften mit ausreichender Deckung und Habichte am Waldrand und in halboffenen Landschaften (ANDRETZKE et al. 2005, DIERSCHKE 2007). Dieses Verharren in Deckung zur Nahrungssuche, erschwert eine Beobachtung dieser Arten. Die beiden nach SIMON et al. (2014) in Rheinland-Pfalz als ungefährdet eingestuft, seltenen Falkenarten Baumfalke (300-500 Brutpaare) und Wanderfalke (110-130 Brutpaare) erjagen ihre Beute, Vögel und Insekten, dagegen im Sturzflug aus dem kreisenden Suchflug heraus (DIERSCHKE 2007), so dass sie dabei gut zu beobachten sind. Baumfalken bevorzugen nach ANDRETZKE et al. (2005) alte Kiefernwälder als Bruthabitat, sind jedoch als reine Baumbrüter ohne eigenen Nestbau auf bestehende Nester von Großvögeln angewiesen, weshalb sie auch in Feldgehölzen oder Baumgruppen brüten können. Sie verhalten sich nach der Balz sehr heimlich (ANDRETZKE et al. 2005), was wiederum ihre Erfassung erschwert. Wanderfalken leben in Natur- und Kulturlandschaften sowie Städten mit einem möglichst ganzjährig hohem Nahrungsangebot und geeigneten Nistmöglichkeiten. Sie sind als Frei- und Halbhöhlenbrüter in ihrer Brutplatzwahl variabler und nutzen je nach Habitat hohe Felsen oder hohe Bauwerke sowie Bäume mit alten Großvogelnestern (ANDRETZKE et al. 2005). Demzufolge war die Sichtungswahrscheinlichkeit dieser Falkenart im Untersuchungsgebiet sehr gering, was auch erklärt, dass LEHNERT (2000-2012) sie nicht als regelmäßigen Brutvogel im VSG anführt.

4.5.2. Mikrohabitatnutzung und Verhalten

Es war zu erwarten, dass die Greifvögel hauptsächlich Verhaltensweisen aus der Kategorie Nahrungssuche zeigen, weil es sich bei den Untersuchungsflächen um reine Nahrungshabitate handelt (Ausnahme Turmfalke wegen künstlicher Nisthilfen). Dementsprechend selten waren Verhaltensweisen der Kategorie Fortpflanzung, aber auch Komfortverhalten, zu beobachten. Zudem sind Greifvögel beim Kreisen, Rüttelflug oder Ansitzen gut zu beobachten. Am zweithäufigsten

wurden die ebenfalls auffälligen Verhaltensweisen der Kategorie Revierverhalten wie (gemeinsames) Thermikkreisen und Rufen beobachtet. Bei bis zu einem Drittel der Sichtungen überflogen Greifvögel die Untersuchungsflächen ohne eindeutig erkennbare Flächen- oder Verhaltensassoziation. Wissenschaftliche Untersuchungen zum Aktivitätsbudget von Turmfalken zeigten eine ähnliche Verteilung der Tagesaktivitäten (MASMAN et al. 1988, CASAGRANDE et al. 2008).

Die überwiegende Nutzung des Luftraumes der Untersuchungsflächen sowie die am zweitstärksten genutzten Mikrohabitate Zaun und Pfahl entsprechen ebenfalls den Erwartungen, weil Greifvögel im Flug nach ihrer Beute suchen oder bei der energiesparenden Ansitzjagd von Sitzwarten wie Bäumen, Pfählen oder Zäunen aus nach Nahrung Ausschau halten.

4.5.3. Einfluss der Landnutzung

Die landwirtschaftlich intensiv genutzten Obstkulturen wurden gleichermaßen wie die unbewirtschaftete, obstgehölzreiche Fläche im NSG Höllenberg von Greifvögeln aufgesucht. Demnach scheint die Bewirtschaftung der Flächen keinen abschreckenden Einfluss auf Greifvögel zu haben, oder aber das NSG „Höllenberg“ unterscheidet sich aufgrund des konventionell bewirtschafteten Flächenanteils von 64% für Greifvögel nicht sonderlich von den Obstanbauflächen im VSG „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ und LSG „Rheinhessisches Rheingebiet“. Die von Taggreifvögeln während der Brutzeit zur Nahrungssuche genutzten Areale sind allerdings auch wesentlich größer als die Untersuchungsflächen. Außerdem ist ihre Bindung an bestimmte Nahrungsflächen eher gering. So fliegen insbesondere Milane weite Strecken zu besonders günstigen Nahrungsflächen wie frisch gemähte Wiesen, Mülldeponien und Flussauen (WALZ 2008). MEYBURG & MEYBURG (2009) wiesen für den Schwarzmilan während der Brutzeit eine Entfernung von vier bis 20 Kilometern zum Horst nach. Beim Rotmilan belegten PFEIFFER & MEYBURG (2015) für frisch gemähte Flächen sogar eine Distanz bis zu 34 Kilometern. Überwiegend bleiben beide Milanarten bei der Nahrungssuche in einer Distanz von zweieinhalb Kilometern zum Horst (WALZ 2008, PFEIFFER & MEYBURG 2015), mit größeren Entfernungen des Schwarzmilan-Männchens bis zu sechseinhalb Kilometern und des Weibchens bis zu drei Kilometern (WALZ 2008). Auch für den Mäusebussard wird angenommen, dass er bei Nahrungsmangel sein Jagdgebiet großräumig wechseln kann (HOHMANN 1995). Durchschnittlich entfernte sich diese Art zur Nahrungssuche nur 650 Meter, selten mehr als einen Kilometer vom Horst (HOHMANN 1995). ANDRETZKE et al. (2005) geben für Weihen fünf bis sieben Kilometer und für den Baumfalken bis zu sechseinhalb Kilometer vom Brutplatz entfernte Beuteflüge an. Diese weiten Flugdistanzen der Greife sowie die geringe Bindung an bestimmte lokale Nahrungsflächen erschweren den Nachweis von Einflussfaktoren der Landnutzung auf Greifvögel anhand einzelner Untersuchungsflächen. Des Weiteren beeinflussen die umliegenden Landschaftsstrukturen der Flächen Diversität und Abundanz der Greifvögel, weil Arten dieser Gilde wie Mäusebussard, Turmfalke, Schwarz- und Rotmilan strukturreiche, naturnahe Landschaften als Habitat bevorzugen (SCHUMANN et al. 2007, BUTET et al. 2010, WINK 2010, HOLZHÜTER 2012, KOLBE & NICOLAI 2017). Diese Strukturen wurden in dieser Untersuchung jedoch nicht systematisch erfasst. Die Beschreibungen der lokalen Schutzgebiete (NSG: RUND 1995, VSG: LUWG 2010b) deuten auf eine hohe Ähnlichkeit der Landschaft hin, in welcher der Offenlandanteil durch ein strukturreiches Nutzungsmosaik mit Obstanlagen, Streuobstwiesen, Sandrasen, Brachen, Hohlwegen und Ackerflächen geprägt wird. Demzufolge sind die umliegenden Landschaftsstrukturen der naturnahen Kontrollfläche im NSG mit denen der Obstkulturen im VSG vergleichbar. Zumal die Aktionsräume der meisten Greifvogelarten die Größe des NSG von knapp 300 Hektar weit überschreiten. Obstkulturen bringen extensiv genutztes Grünland mit Gehölzen, Randstreifen, Ansitzmöglichkeiten und seltener Hecken in die Agrarlandschaft ein.

Auf der Kirschkontrollfläche wurden trotz der höchsten Gesamtartenzahl monatlich signifikant weniger Greifvogelarten sowie eine signifikant geringere monatliche Abundanz als auf der Apfelkontrollfläche nachgewiesen. Dies lässt sich durch die insgesamt auf der Kirschkontrollfläche geringeren Abundanzen von Mäusebussard und Schwarzmilan erklären. Die höchste Gesamtartenzahl dieser Fläche entstand durch die zwei Durchzügler Rohrweihe und Rotfußfalke. Mäusebussarde jagen bevorzugt auf profitablen Nahrungsflächen (BUTET et al. 2010), denn sie haben

aufgrund ihres Körpergewichts einen hohen Energieeinsatz bei der Jagd. Eine solche profitable Nahrungssuche bietet sich ihnen an Autobahnen (FACKELMANN 2012). Die Distanz der Untersuchungsflächen zur Autobahn könnte deshalb eine mögliche Erklärung für die signifikant höhere Abundanz des Mäusebussards auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg im Vergleich zur Kirschkontrollfläche sein. Die Apfelkultur liegt in unmittelbarer Nähe und die Untersuchungsfläche im Naturschutzgebiet sogar fast direkt an der A 60, wohingegen die Kirschkultur die größte Distanz zur Autobahn aufweist. Der Schwarzmilan bevorzugt Brutstandorte und Nahrungshabitats in Gewässernähe (SCHUMANN et al. 2007, MEYBURG & MEYBURG 2009). Für diese Greifvogelart spielt demnach die Nähe der Flächen zum Rhein eine Rolle. Die Apfelkulturen liegen fast direkt am Rhein und die Fläche im NSG befindet sich in einer Entfernung von knapp zwei Kilometern Luftlinie vom Rhein. Die Kirschkulturen liegen am weitesten vom Rhein entfernt. Darüber hinaus befindet sich auf der Mariannenaue ein Schwarzmilan-Brutvorkommen (HÖLLGÄRTNER 2012, schriftl. Mitteilung). Diese Rheinaue liegt nördlich der Apfelanbauflächen, wodurch sich die signifikant höhere Abundanz des Schwarzmilans auf der Apfelkontrollfläche im Vergleich zur Kirschkontrollfläche erklärt. Die signifikanten Unterschiede im Revierverhalten der Greifvögel zwischen den Jahren 2012 und 2013 sowie in der monatlichen Abundanz auf den Kontrollflächen zwischen den Jahren 2011 und 2013 entsprechen der natürlichen Dynamik und zeigen damit die Wichtigkeit einer mehrjährigen Untersuchung.

Ein Einfluss der künstlichen Nisthilfen auf die Turmfalken-Abundanz der Untersuchungsflächen konnte nicht nachgewiesen werden. Die auf den Versuchsflächen beider Obstkulturen aufgestellten Nistkästen waren in allen drei Untersuchungsjahren von Turmfalken belegt, führten jedoch nicht zu einer höheren Sichtungshäufigkeit auf diesen Flächen. Der Nistkasten auf der Kirschversuchsfläche stand an der nord-östlichen Ecke der Fläche, so dass dieser sich quasi zwischen beiden Kirschuntersuchungsflächen befand. Daher ist es nicht überraschend, dass beide Flächen gleichermaßen von den Turmfalken genutzt wurden. Der Nistkasten auf der Apfelversuchsfläche stand in der nord-westlichen Ecke. Da diese Fläche in der Gesamtgröße zwölf Hektar betrug, war die Distanz des Nistkastens zur Versuchs- und Kontrollfläche in etwa gleich. Der Abundanz-Unterschied zwischen den beiden Apfelanbauflächen erwies sich nach Bonferroni-Korrektur als nicht signifikant. Beide Untersuchungsflächen wurden demzufolge ebenfalls gleichermaßen von den Turmfalken genutzt. Diese Ergebnisse bestätigen die großen Aktionsräume von Greifvögeln. CASAGRANDE et al. (2008) ermittelten bei fünfzehn in Norditalien brütenden Turmfalken-Männchen Aktionsraumgrößen von 28 bis 142 Hektar. Dennoch kann davon ausgegangen werden, dass die Gesamtabundanz der Turmfalken im Untersuchungsgebiet ohne Nisthilfen in den Obstkulturen geringer ausfallen würde, weil diese Greifvogelart als Halbhöhlenbrüter bevorzugt in Gebäude- und Felsnischen sowie in alten Elstern- und Krähenestern hoher Bäume oder Gittermasten brütet (ANDRETTZKE et al. 2005, DIERSCHKE 2007) und dementsprechend wenige natürliche Brutplätze in Obstanbaugebieten findet.

4.5.4. Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen

Die Greifvögel frequentierten die Obstanbauflächen mit Kulturschutzeinrichtungen in dieser Untersuchung genauso häufig wie die ungeschützten Kontrollflächen. Dies lässt sich dadurch erklären, dass Greife die überdachten Flächen trotzdem bei der Nahrungssuche überfliegen bzw. sie zur Nahrungssuche nutzen. Sie vermeiden die mit Kulturschutzeinrichtungen überdachten Flächen nicht aktiv. Des Weiteren sind ihre Aktionsräume so groß, dass die mit Folie abgedeckten zwei bis drei Hektar oder die mit Netz überspannten zwölf Hektar nicht ins Gewicht fallen. Je nach Flughöhe überblicken sie vermutlich zeitgleich ein über die Untersuchungsflächen hinausgehendes Gebiet. Außerdem könnte es sein, dass sie mit ihren guten Augen zumindest durch die Netzüberdachung hindurch auch weiterhin Kleinsäuger erkennen können. Die Jagd und insbesondere Ansitzjagd am Rand der Flächen ist ohnehin weiterhin möglich. Dies bestätigen die Beobachtungen von ansitzenden Greifvögeln auf den umliegenden Zäunen der überdachten Versuchsflächen. Der Turmfalke wurde im Mai 2012 zudem sogar unter der Folienüberdachung beobachtet. Als kleinere Greifvogelart bietet sich ihm hier auch bei geschlossener Folie die Möglichkeit zur Ansitzjagd. Ein gravierender Nahrungshabitatverlust durch mit Kulturschutzeinrichtungen überdachte Obstkulturen kann für die

Greifvogelarten dieser Untersuchung ausgeschlossen werden.

Eine Verknennung der Kulturschutzeinrichtungen oder Irritationen der Greife konnten im gesamten Untersuchungszeitraum nicht beobachtet werden. Mit ihren guten Augen erkennen Taggreifvögel die Barriere und eine großflächige Spiegelung war aufgrund der eingesetzten beweglichen Folien-Netz-Kombination nicht gegeben. Es nutzte zumindest der Turmfalke nachweislich die geschlossene Folienüberdachung an der höchsten Stelle in Verlängerung der Stützpfähle zum Sitzen und Fressen (Abbildung 27). Eingerollte Kulturschutzeinrichtungen und deren Pfähle bieten Greifvögeln erhöhte Sitzmöglichkeiten mit guter Übersicht zur energiesparenden Ansitzjagd. Mehrere Studien belegen die erfolgreiche Attraktion von Greifvögeln durch installierte Sitzstangen (z. B. ASKHAM 1990, WIDÉN 1994, LINDELL et al. 2018), was auch für Kulturschutzeinrichtungen gelten könnte.



Abbildung 27: Turmfalke verzehrt seine Beute auf Kulturschutzeinrichtung sitzend, Kirschversuchsfläche im Juni 2013. Foto: J. Stahmer

Auf den Kirschkulturen wurden 2013 im Vergleich zu 2011 signifikant weniger Greifvogelarten beobachtet. Zusätzlich zeigten im selben Jahresvergleich die beobachteten Greife eine signifikant geringere Nutzung des Luftraumes über den Kirschflächen. Da in beiden Jahren keine signifikanten Unterschiede zwischen Versuchs- und Kontrollfläche auftraten, ist ein Einfluss der Folienüberdachung auszuschließen. Es handelt sich hierbei um die zu erwartende jährliche Variabilität, welche in diesem Fall von durchziehenden Arten verursacht wurde. Im Jahr 2011 wurde die Rohrweihe und in 2012 der Rotfußfalke über den Kirschkulturen gesichtet, wohingegen 2013 keine durchziehende Greifvogelart erfasst wurde. Eine mögliche Ursache für die geringere Luftraumnutzung im Jahr 2013 wäre die zusätzliche Neuinstallation der Folienüberdachung auf der Kirschkontrollfläche im Jahr 2013. Die dadurch entstandene größere Gesamtfläche beider nebeneinander liegenden Überdachungen könnte die Greifvögel beeinflusst haben. Insgesamt ließ sich jedoch bei beiden Obstkulturen kein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf die Nutzung der Mikrohabitate sowie das gezeigte Verhalten feststellen. Es gab keine Unterschiede zwischen der Kirschversuchs- und Kirschkontrollfläche. Die Betrachtung der genutzten Mikrohabitate auf den Kirschkulturen im Jahr 2013 zeigte, dass die Folienüberdachung zu knapp einem Viertel (KV) und gut einem Drittel (KK) von den Greifvögeln genutzt wurde. Im Jahr 2012 wurde die Folienüberdachung auf der Versuchsfläche gar nicht genutzt und im Jahr 2011 gab es noch keine Kulturschutzeinrichtung in den Kirschkulturen. Daraus lässt sich schließen, dass im zweiten Nutzungsjahr der Folienüberdachung insbesondere Turmfalke und Mäusebussard hier von der Möglichkeit zur energiesparenden Ansitzjagd angezogen wurden.

5. Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf insektivore Vögel

5.1. Kurzfassung

Insektivore Vögel stehen in der mittleren Konsumentenebene des Nahrungsnetzes und ihre Regulation von Pflanzenschädlingen stellt eine wichtige Ökosystemdienstleistung dar. Sie gelten als wichtige Bioindikatoren für Veränderungen im Ökosystem. Diese Studie untersuchte als Veränderung eines Agrarökosystems den Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau auf vollständig oder teilweise insektivore Vögel. Hierfür wurden in den Jahren 2011-2013 jeweils von März bis Juli die Vögel auf fünf Untersuchungsflächen (zwei Versuchsflächen mit Kulturschutzeinrichtungen sowie drei Kontrollflächen ohne Schutz) in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz visuell erfasst. Es wurden insgesamt 52 insektivore Vogelarten festgestellt. Die naturnahe Kontrollfläche im NSG Höllenberg wies die höchste Artenzahl von 40 auf, gefolgt von der Apfelkontrollfläche mit 27 Arten. Die Apfelversuchsfläche wies dagegen eine geringere Artenzahl von 19 auf, während die Artenzahlen beider Kirschkulturen mit 19 und 18 annähernd gleich gewesen sind. Gut 80 Prozent der erfassten Vogelarten gelten in Rheinland-Pfalz als ungefährdet. Die zehn häufigsten Arten waren Kohlmeise, Star, Rabenkrähe, Amsel, Mauersegler, Bachstelze, Blaumeise, Buchfink, Feldlerche und Stieglitz. Die insektivoren Vögel wurden überwiegend am Boden und in den Bäumen der Untersuchungsflächen bei der Nahrungssuche oder beim Revierverhalten wie Singen, Rufen und Vigilanz auf Sitzwarten wie Pfählen, Zäunen sowie Kulturschutzeinrichtungen beobachtet. Die intensive Landnutzung in Obstkulturen führte im Vergleich zur unbewirtschafteten Streuobstfläche im NSG sowohl auf der Apfel- als auch auf der Kirschkontrollfläche zu monatlich hochsignifikant weniger Vogelarten. Eine ebenfalls signifikant niedrigere Abundanz der Vögel wies jedoch nur die Kirschkontrollfläche auf. Neben der Intensität der Landnutzung hatte das Alter der Bäume einen signifikanten Einfluss auf die Vögel. Hinsichtlich der monatlichen Abundanz der auf den Untersuchungsflächen häufigen Vogelarten konnten negative Effekte der intensiven Landnutzung auf Gartenrotschwanz, Amsel und Blaumeise nachgewiesen werden, welche in den Obstkulturen hochsignifikant seltener beobachtet wurden.

Der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen führte beim Hagelschutznetz der Apfelkultur zu einer zusätzlichen signifikanten Verringerung der monatlichen Artenzahl sowie zu signifikant weniger Fortpflanzungsverhalten der insektivoren Vögel. Für die Folien-Netz-Kombination der Kirschversuchsfläche konnte kein signifikanter Effekt auf die Artenzahl nachgewiesen werden, jedoch zeigten sich hier signifikant weniger Fortpflanzungsverhalten sowie eine signifikant geringere Nahrungssuche der insektivoren Vögel. Unter der Folien-Netz-Überdachung der Kirschkultur kam die Kohlmeise signifikant seltener vor. Unter dem Hagelschutznetz der Apfelkultur wurde die Ringeltaube im Vergleich zur Kontrollfläche gar nicht beobachtet. Der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen führte nicht grundsätzlich zur Vermeidung der überdachten Obstkulturen durch insektivore Vögel, bewirkte aber zusätzlich zum negativen Einfluss der Landnutzungsintensität weitere signifikante negative Effekte.

5.2. Einleitung

Insektivore Vögel haben eine wichtige Funktion im Ökosystem und stellen als mittlere Konsumentenebene im Nahrungsnetz sowohl eine Nahrungsressource als auch Prädatoren dar. In Agrarökosystemen wie Obstkulturen erbringen insektivore Vögel die Ökosystemdienstleistung der Regulation von Pflanzenschädlingen (GRADWOHL & GREENBERG 1982, MOLS & VISSER 2002, WHELAN et al. 2008). Diesbezüglich sind in Deutschland vor allem die in Obstkulturen oder auf Streuobstflächen vorkommenden Arten wie Meisen, Feldsperlinge, Grasmücken, Grauschnäpper, Kleiber sowie Wendehals und andere Spechtarten hervorzuheben, welche sich überwiegend von Blattläusen, blattlausfördernden Ameisen und Käfer- oder Schmetterlingslarven ernähren (ANDRETTKE et al. 2005, UNTERHOLZNER et al. 2010a). Die Landwirtschaft fördert die Präsenz einiger Arten, indem sie Nistkästen in den Obstkulturen aufhängt (STEINBORN 1991, TRAUTMANN 2006, MARIOTTI et al. 2007, ZINGG et al.

2010). Je nach Größe werden diese überwiegend von weniger störungsempfindlichen Arten wie Kohlmeisen und Feldsperlingen sowie seltener von Blaumeisen und dem Wendehals genutzt.

Traditionell waren neben Meisen, Kleibern und Spechten auch Gartenrotschwanz und Wiedehopf häufige Vogelarten auf Obstbaumflächen (MARTINEZ et al. 2010, UNTERHOLZNER et al. 2010a). Durch die Intensivierung des Obstanbaus sind diese Arten immer weiter verdrängt worden, weil sie als Höhlenbrüter kaum noch Brutmöglichkeiten in bewirtschafteten Obstbäumen finden (UHL et al. 2005, UNTERHOLZNER et al. 2010b). In modernen Obstanlagen haben Baumbrüter wie die Drosselartigen und die Finkenvögel zugenommen (STEINBORN 1984, 1991). Diese Kulturfolger haben sich an die intensive Bewirtschaftung der Obstkulturen angepasst. Drosseln ernähren sich von Bodeninsekten und Regenwürmern, welche in den grasfreien Baumstreifen leicht zugänglich sind, sowie von Fallobst (UNTERHOLZNER et al. 2010a).

Vögel eignen sich aufgrund ihrer hohen Mobilität und der damit verbundenen schnellen Reaktion auf Habitatveränderungen sowie ihrer artspezifischen Habitatansprüche besonders gut als Bioindikatoren für Auswirkungen der anthropogenen Landnutzung (ACHTZIGER et al. 1999, LAUTERBACH 2009, VANDEWALLE et al. 2010, TRAUTMANN 2013). Zum Beispiel erwiesen sich Meisen in einer Studie von ROTH & WEBER (2008) als geeignete Indikatoren für eine hohe Diversität an Pflanzen und Vögeln sowie einige Arten ebenfalls zur Anzeige einer hohen Schmetterlingsdiversität. Die Mobilität der Vogelarten ist unterschiedlich groß und die Aktionsräume reichen von nur wenigen hundert Quadratmetern bis zu mehreren tausend Hektar (LAUTERBACH 2009). Die Größe eines Brutreviers ist abhängig von der Körpergröße der jeweiligen Vogelart und ihrer Ernährungsweise, der Populationsdichte sowie von Habitatqualität und Nahrungsverfügbarkeit (WINK 2014). Nicht zuletzt unterscheiden sich die Größen ebenfalls deutlich bei Anwendung verschiedener Bewertungsmethoden (ELISE & RODGERS 1997, LAVER & KELLY 2008). Die Angaben in der Literatur sind deshalb lediglich als Anhaltspunkt zu betrachten. WINK (2014) beschreibt kleine Brutreviere bei Amsel (0,05-0,5 ha), Rotkehlchen, Blaumeise (jeweils 0,2-1 ha), Kohlmeise, Buchfink (jeweils 0,3-1,2 ha) und Singdrossel (0,2-2,8 ha), mittlere Brutreviere bei Feldlerche (0,5-4 ha), Zaunkönig (0,7-7 ha), Misteldrossel (5 ha) und Elster (3-10 ha) sowie größere Brutreviere bei Rabenkrähe (15-50 ha) und Buntspecht (20-60 ha).

Die Überdachung von Obstanbauflächen mit Kulturschutzeinrichtungen ist ein zunehmender anthropogener Eingriff in das Agrarökosystem (DIEREND et al. 2009). In Zusammenhang mit Kulturschutzeinrichtungen wird in der Literatur oft ebenfalls die Schutzwirkung vor frugivoren Vogelarten wie Star, Amsel, Wacholderdrossel und Ringeltaube hervorgehoben (z. B. CASTELLANO et al. 2008, BALMER 2009, DIEREND 2009b). Vor allem Stare, Wacholderdrosseln und Rabenkrähen spielen diesbezüglich eine Rolle, weil sie in großen Schwärmen in Obstkulturen einfallen können und damit beträchtliche Fraßschäden an reifen Früchten wie Kirschen und Beeren verursachen (RÖSNER & ISSELBÄCHER 2003, BÖRNER 2009). In der übrigen Jahreszeit sind diese Vogelarten durch die Vertilgung von Insekten jedoch überwiegend nützlich. Während Vogelschutznetze die Obstkulturen komplett einschließen (DIEREND 2009c), bedecken Kulturschutzeinrichtungen wie Hagelschutznetze und Folienüberdachungen die Anbauflächen lediglich von oben. Diese Überdachungen könnten bei Vögeln zu Irritation, Abschreckung oder Kollision führen, möglicherweise auch einen Schutz vor Prädation aus der Luft durch Greifvögel bieten. Dennoch liegen bisher kaum Untersuchungen zum Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf Vögel vor. TRAUTMANN et al. (2000) konnten in einer dreijährigen Studie in Kernobstanlagen am Bodensee keine negativen Auswirkungen von Hagelschutznetzen auf Erfolg und Anzahl der Brutnester höhlenbrütender Singvögel und deren Belegungsraten von Nistkästen feststellen. In italienischen Apfelpflanzungen wurden hingegen negative Effekte von Hagelschutznetzen auf Buchfink und Singdrossel nachgewiesen (BRAMBILLA et al. 2013, BRAMBILLA et al. 2015).

In diesem Teil der vorliegenden Studie wird deshalb der Einfluss der intensiven Landnutzung in Obstkulturen sowie der Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf vollständig oder zumindest zur Brutzeit insektivore Vögel untersucht und diskutiert. Hierfür wurden über drei Jahre jeweils von März bis Juli Vögel auf fünf Untersuchungsflächen in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz visuell erfasst. Neben Diversität und Abundanz werden auch das von den Vögeln gezeigte Verhalten sowie die genutzten Mikrohabitate in die Analyse mit einbezogen. Des Weiteren werden die ermittelte α - und β -Diversität der Flächen miteinander verglichen. Es sollen die Hypothesen getestet werden, dass

die intensive Landnutzung in Obstkulturen im Vergleich zur unbewirtschafteten Streuobstkultur zu einer Verminderung der Vogeldiversität führt und dass der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen zur Vermeidung der überdachten Anbauflächen durch die Vögel und demzufolge zu Habitatverlusten für diese Gilde führt.

5.3. Methodik

Die Datenaufnahme erfolgte in den drei Zeiträumen 15.03.–28.07.2011, 05.03.–01.08.2012 und 21.03.–26./27.7.2013. Der Beginn der Freilandsaison wurde witterungsbedingt festgelegt. Zur Erfassung der insektivoren Vögel diente ein rein visuelles Monitoring, damit der Flächenbezug abgesichert war. Um verschiedene Flächen miteinander zu vergleichen und mögliche ökologische Einflüsse zu quantifizieren ist es von essentieller Bedeutung, dass die Datenaufnahme auf allen Flächen möglichst gleich, also standardisiert, erfolgt. Das Untersuchungsdesign des visuellen Monitorings wurde deshalb in Anlehnung an SÜDBECK et al. (2005) und BERTHOLD (1976) entwickelt.

5.3.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet und die fünf Untersuchungsflächen sind in Kapitel 2 beschrieben.

5.3.2. Visuelle Erfassung der insektivoren Vögel

Auf jeder Untersuchungsfläche habe ich fünf nebeneinander liegende Baumreihen festgelegt (siehe Kapitel 2; Abbildung 3, Abbildung 6 & Abbildung 10). In diesen Reihen führte ich wöchentlich Beobachtungen unter Verwendung des Fernglases „Sky Hawk Pro“ der Firma Steiner mit der Vergrößerung 8 x 42 durch. Bei den Apfelflächen saß ich zum Beobachten auf AK am 1. Stützpfehl und auf AV am 3. Stützpfehl, weil die AV-Baumreihen etwas länger sind (Abbildung 3 & Abbildung 28). Bei den Kirschflächen saß ich zum Beobachten auf KV am 1. Stützpfehl und auf KK im Mittelgang und jede Reihenrichtung wurde zehn Minuten beobachtet (Abbildung 6 & Abbildung 28). Diese Reihen waren für eine Beobachtung von der Seite aus zu lang. Die Beobachtungsseite wechselte ich wöchentlich, damit die Flächen nicht immer nur von einer Seite aus beobachtet wurden. Zusätzlich begann ich ebenfalls wöchentlich abwechselnd mit Beobachtungsreihe eins oder fünf (Abbildung 28). Im NSG konnte ich die Beobachtungsseiten nicht immer wechseln, weil es sich dort im Jahresverlauf bei drei Reihen ergab, dass die Sicht bedingt durch Laub von einer Seite aus sehr viel schlechter war.

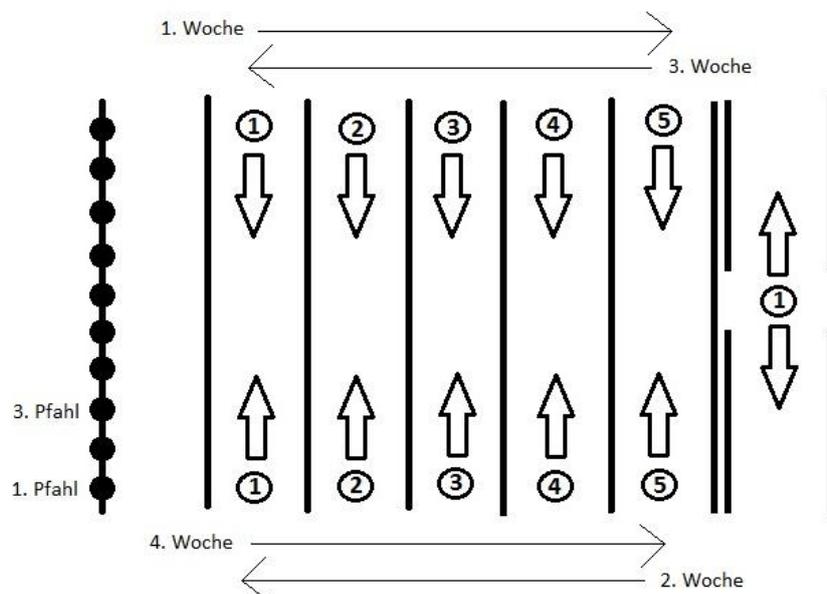


Abbildung 28: Schematische Darstellung der Beobachtungsreihen mit wöchentlich wechselnder Beobachtungsseite und Reihenfolge. Schwarze Linien symbolisieren eine Obstbaumreihe, Pfeile die Blickrichtung und Kreise meinen Sitzpunkt.

Jede Reihe habe ich zwanzig Minuten beobachtet und alle Sichtkontakte von Vögeln notiert. Die Erfassung der Vögel erfolgte nur nach Sicht in oder direkt über der jeweiligen Beobachtungsreihe, um den Bezug zur Untersuchungsfläche zu garantieren. Nur über die Fläche fliegende Vögel wurden nicht mit aufgenommen, da hier keine klare Flächenassoziation vorlag. Die einzige Ausnahme bildeten hier reine Flugjäger, wie z.B. Mauersegler und Mehlschwalbe. Diese berücksichtigte ich aber ab 2012 nur noch, wenn sie direkt über den Bäumen flogen. Bei höheren Nahrungsflügen war der Flächenbezug ebenfalls nicht klar genug. Als Bestimmungsliteratur diente das Buch „Welcher Vogel ist das?“ von DIERSCHKE (2007). Rufe oder Gesang wurden nur unterstützend zur Arterkennung genutzt; dies wurde protokolliert. Folgende Daten habe ich bei einer Vogelsichtung aufgenommen: Art, Uhrzeit, Anzahl, Verhalten und Mikrohabitat. Verweilte ein Vogel länger in einer Reihe, wurde dies ebenfalls protokolliert und dieses Individuum bis zum Sichtkontaktverlust nicht weiter berücksichtigt, aber dennoch der Zeitraum und ggf. Verhaltensänderungen notiert.

Die Kategorien für Verhalten und Mikrohabitat habe ich wie folgt definiert:

Verhaltenskategorien

1. **Nahrungssuche:** Flugjäger, Fressen, Picken, Laufen, zwischen Bäumen hin und her hüpfen/fliegen
2. **Durchflug:** Flug durch oder in der Reihe
3. **Revierverhalten:** Singen, Singflug, Vigilanz, Rufen, Vertreiben von Artgenossen, Hassen
4. **Fortpflanzungsverhalten:** Balz (Paarinteraktion), Kopulation, Nestbau*, Brüten, Füttern*
**= es gilt auch die Sicht mit Nistmaterial oder Futter im Schnabel*
5. **Komfortverhalten:** Gefiederpflege, Strecken, Sonnen, Sandbad

Mikrohabitate

1. **Luft:** innerhalb der Reihe (durchfliegende Individuen)
2. **Boden/Gras:** Grasvegetation, meist Reihenmitte oder Fläche im NSG
3. **Boden/Erde:** ohne Vegetation, meist unter den Obstkulturen
4. **Baum:** inkl. Baumspitze, es gilt auch Gehölz im NSG
5. **Pfahl:** Stützpfähle zwischen den Obstbäumen
6. **Zaun:** Zaunpfahl oder Zaunelement (Flächenrand, Reihenende)
7. **Kulturschutzeinrichtung:** Drahtseil, Netz- bzw. Folienrolle, bei AK Greifvogel-Sitzstange

Zusätzlich notierte ich neben Datum, Beobachtungsreihen und -zeiten, das Wetter und gegebenenfalls Störungen oder sonstige Bemerkungen. Bei Regen oder stürmischen Böen ab Beaufort 4 erfolgte keine Datenaufnahme, weil die Vogelaktivität dann stark herabgesetzt ist (GAMAUF 1996, SÜDBECK et al. 2005). In den Jahren 2011 und 2012 erfolgte die Erfassung jeweils über einen Zeitraum von 19 aufeinanderfolgenden Wochen, während im Jahr 2013 die Beobachtungsperiode nur 16 Wochen lang war, da im Vergleich zu den Vorjahren deutlich niedrigere Temperaturen im März den Beginn der Freilanderfassung verzögerten (Anhang: Abbildung 74 – Abbildung 79). In jedem Jahr fielen schlechtwetterbedingt (Regen, Sturm, Gewitter) mehrere Beobachtungstermine aus oder wurden abgebrochen. Im Jahr 2011 waren es fünf Tage und an weiteren neun Terminen musste die Beobachtung vorzeitig abgebrochen werden. Im Jahr 2012 waren es acht Tage und dreimal musste abgebrochen werden. Im Jahr 2013 fielen sechs Tage aus und siebenmal musste abgebrochen werden.

Der Beobachtungszeitraum lag immer innerhalb des Zeitfensters Sonnenaufgang plus sechs Stunden und wurde zwischen den Untersuchungsflächen zyklisch alterniert. Die empfohlenen vier Stunden nach Sonnenaufgang (SÜDBECK et al. 2005) wurden bis in die frühen Mittagsstunden ausgeweitet. Des Weiteren machte ich im ersten Untersuchungsjahr zusätzlich zwei bis drei Abendaufnahmen pro Untersuchungsfläche. Dabei nutze ich nur drei Beobachtungsreihen, da das Zeitfenster nach SÜDBECK et al. (2005) bei ein bis zwei Stunden vor Sonnenuntergang liegen sollte. Im NSG machte ich im Jahr 2011 in den letzten vier Wochen Mittagsaufnahmen mit Beginn zwischen elf und zwölf Uhr, um dort das Zeitfenster der Erfassung zu erweitern. Hier lag die Beobachtungszeit zuvor immer in den ersten

zwei bis drei Stunden nach Sonnenaufgang, weil die Fläche direkt morgens an einem dritten Beobachtungstag angefahren wurde. In den Jahren 2012 und 2013 alternierte ich die Beobachtungsstartzeit dort generell zwischen den ersten und den letzten beiden Stunden des sechsständigen Zeitfensters. Die Kontroll- und Versuchsflächen der Obstkulturen beobachtete ich immer jeweils nacheinander an demselben Morgen, um den Einfluss von Wetter und Störungen bei beiden Flächen möglichst gleich zu halten. In den Jahren 2012 und 2013 beobachtete ich die Fläche im NSG ebenfalls an demselben Morgen, entweder vor oder nach den Obstkulturen. Damit ergaben sich monatlich 400 Beobachtungsminuten pro Fläche und für jede Fläche insgesamt 20-25 Stunden für jedes Untersuchungsjahr.

5.3.3. Datenauswertung

Aus den Beobachtungen wurde eine Artenliste für jede Untersuchungsfläche erstellt. Außerdem wurde für jede Vogelart die Häufigkeit der Sichtungen ausgezählt. Als Auswertungseinheit der Häufigkeit wurde „Individuen pro Tag“ gewählt, weshalb die ausgezählten absoluten Häufigkeiten durch die Anzahl der Beobachtungstage geteilt wurden. Für Abendaufnahmen oder aufgrund von Regen abgekürzter Beobachtungseinheiten wurde 0,6 als Faktor gewählt, da hier immer nur drei von fünf Beobachtungsreihen genutzt wurden. Diese Werte wurden anschließend mit 30 multipliziert, um „Individuen pro Monat“ und damit die monatliche Abundanz der Vögel zu erhalten. Für jede Untersuchungsfläche wurde außerdem für jeden Monat die Anzahl der Aufnahmetage, -reihen und -zeit berechnet. Die erfassten Verhaltenskategorien und Mikrohabitate aller gesichteten Vögel wurden für jede Untersuchungsfläche ausgezählt und für jedes Untersuchungsjahr die einzelnen Monate summiert. Für alle Kategorien wurden die prozentualen Anteile für jede Fläche berechnet. Bei dem Mikrohabitat Luft wurden bei den insektivoren Vögeln die Sichtungen der Verhaltenskategorie Durchflug ausgeschlossen und nur Nahrungssuche, Revier- und Fortpflanzungsverhalten in der Luft berücksichtigt.

5.3.1. Statistische Analyse

Zur Abschätzung der Ergebnisse wurden Artensättigungs(Rarefaction)-Kurven (GOTELLI & COLWELL 2001) und Jackknife-Schätzungen, welche aus der Stichprobe die zu erwartende reale Artenanzahl (beobachtete und übersehene Arten) berechnen (COLWELL & CODDINGTON 1994), erstellt. Die Jackknife-Kurven werden mit den zugehörigen 95%igen Konfidenzintervallen angegeben, d.h. der Bereich, in dem bei Replikaten der Untersuchung 95 von 100 Schätzwerten liegen werden. Der Vergleich zwischen den tatsächlich erfassten Arten und den Jackknife-Konfidenzintervallen der realen Artenanzahl auf den Flächen erlaubt eine statistische Korrektur der methodisch bedingten Unterschätzung der Artenzahl bei Zeit- und Raum-limitierter Beobachtung (KATI & SEKERCIOGLU 2006). Drei Erfassungsjahre auf jeder Fläche, d.h. drei Replikate für die Diversitätswerte, bieten eine hohe Datensicherheit. Für die erfasste Diversität wurde für die α -Diversität der Simpson-Index und für die β -Diversität die Ähnlichkeitsindices nach Sørensen und Bray-Curtis berechnet. Das Diversitätsmaß nach Simpson besitzt nur eine geringe Abhängigkeit von der Stichprobengröße (MÜHLENBERG 1993) und ist ein gebräuchlicher Wert für die Darstellung der α -Diversität, welcher besonders empfindlich gegenüber Veränderungen der häufigsten Arten ist (NENTWIG et al. 2004). Der Sørensen-Koeffizient ist ein leicht zu berechnendes qualitatives Ähnlichkeitsmaß zur Beschreibung der β -Diversität von Biozöosen, da es reicht, die gemeinsam vorkommenden Arten und die Gesamtartenzahlen zu kennen (LEYER & WESCHE 2007). Als quantitatives Ähnlichkeitsmaß wird der Bray-Curtis-Koeffizient herangezogen, welcher die Abundanz der Arten berücksichtigt und die Gradienten in der Artenzusammensetzung oft hinreichend gut abbildet (LEYER & WESCHE 2007).

Zur Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung (naturnahes NSG gegenüber Obstanbau) auf die visuell ermittelte Vogel-Abundanz wurden nur die jeweiligen Kontrollflächen der Obstkulturen mit der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg verglichen. Zur Quantifizierung des Einflusses von Kulturschutzeinrichtungen (Hagelnetz- oder Folienüberdachungen) wurden nur die Versuchsflächen mit den dazugehörigen Kontrollflächen der Obstkulturen verglichen. Da die Abundanz-Rohdaten nicht

normalverteilt waren, wurden sie log₁₀-transformiert und damit einer Normalverteilung angenähert, um die Voraussetzung für den Einsatz einer Varianz-Analyse zu erfüllen. Nullwerte wurden hierfür auf 0,1 gesetzt. Eine multifaktorielle Kovarianzanalyse (ANCOVA) mit den kontinuierlichen Variablen mittlere monatliche Lufttemperatur, mittlere monatliche Minimaltemperatur und monatliche Niederschlagssumme (Deskriptoren der saisonalen Wetterveränderung) wurde durchgeführt um zu testen, ob statistisch signifikante Einflüsse auf die Vogel-Abundanz nachweisbar waren. Als kategorische Einflussfaktoren wurden Untersuchungsjahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und entweder die Landnutzung oder die Präsenz von Kulturschutzeinrichtungen in 3-Faktor ANCOVAs berücksichtigt. Von den sechzehn häufigsten (Gesamt-Abundanz ≥ 400) Vogelarten dieser Untersuchung wurden für zwölf Arten eigenständige Varianzanalysen zu Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen durchgeführt. Mauersegler und Mehlschwalbe wurden weggelassen, weil diese sich hauptsächlich in der Luft aufhalten. Für die Abundanz des Feldsperlings wurde ebenfalls keine Varianzanalyse durchgeführt, weil dieser ausschließlich in den Apfelkulturen vorkam. Außerdem gab es in zwei Untersuchungsjahren in einer der Beobachtungsreihen der Apfelkontrollfläche jeweils ein Erst- und Zweitgelege des Feldsperlings im Nistkasten, so dass hierdurch eine Beeinflussung des Ergebnisses beim Vergleich zwischen Versuchs- und Kontrollfläche sehr wahrscheinlich ist. Die Analyse zum Wiedehopf wird gesondert in Kapitel 6 dargestellt. Die statistischen Analysen wurden mit dem Programm Statgraphics Centurion XVI, Version 16.2.04 (32 bit) und Statgraphics Plus 5.0 (1994-2000 Statistical Graphics Corp.) und die Berechnungen der Diversitäts-Indices mit dem Programm EstimateS von COLWELL (2006) durchgeführt. Die Signifikanzschwelle für die Irrtumswahrscheinlichkeit P wurde auf 5% festgesetzt.

5.4. Ergebnisse

5.4.1. Diversität und Abundanz der insektivoren Vögel

In den drei Untersuchungsjahren wurden insgesamt 52 Vogelarten erfasst. Von diesen Vogelarten ernähren sich 31 Arten vorrangig insektivor, 12 Arten teilweise insektivor und 9 Arten haben lediglich zur Brutzeit eine insektivore Ernährungsweise bzw. füttern ihren Nachwuchs mit Arthropoden. Die zehn häufigsten Arten waren Kohlmeise, Star, Rabenkrähe, Amsel, Mauersegler, Bachstelze, Blaumeise, Buchfink, Feldlerche und Stieglitz. Seltene Gäste waren auf den Apfelflächen Graureiher und Hausrotschwanz, auf den Kirschflächen Gimpel und Goldammer und im NSG Höllenberg Turteltaube und Mittelspecht. Das Artenspektrum zwischen den Untersuchungsjahren und -flächen schwankte zwischen 9 und 33 Vogelarten. Aus den kumulierten dreijährigen Beobachtungswerten ergab sich die höchste Gesamtartenzahl von 40 für die naturnahe Kontrollfläche im NSG, gefolgt von der Apfelkontrollfläche (AK) mit 27 Arten. Die Apfelversuchsfläche (AV) wies dagegen eine geringere Gesamtartenzahl von 19 auf, während die Artenzahlen beider Kirschkulturen mit 19 (KK) und 18 (KV) annähernd gleich gewesen sind (Tabelle 27).

Tabelle 27: Diversität und Abundanz der vollständig oder teilweise insektivoren Vögel. Angabe als kumulierte dreijährige Beobachtung, Reihenfolge nach Häufigkeit. * Nisthilfe, ** Nest auf Untersuchungsfläche festgestellt.

| Artname | Artenanzahl | → | Σ | AV | AK | KV | KK | NSG |
|----------------------------|-------------|---|----------|------|------|-----|------|-------|
| | | | 52 | 19 | 27 | 18 | 19 | 40 |
| <i>Parus major</i> | Kohlmeise | | 3489 | 533* | 631* | 70 | 670* | 1585* |
| <i>Sturnus vulgaris</i> | Star | | 1984 | 659 | 908 | 146 | 157 | 114 |
| <i>Corvus corone</i> | Rabenkrähe | | 1961 | 1098 | 323 | 392 | 117 | 30 |
| <i>Turdus merula</i> | Amsel | | 1546 | 45 | 142 | 40 | 55 | 1264 |
| <i>Apus apus</i> | Mauersegler | | 1076 | 145 | 100 | 221 | 480 | 130 |
| <i>Motacilla alba</i> | Bachstelze | | 1075 | 25 | 0 | 582 | 468 | 0 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | Blaumeise | | 1068 | 8 | 80 | 0 | 0 | 980** |
| <i>Fringilla coelebs</i> | Buchfink | | 942 | 245 | 256 | 51 | 164 | 227 |

Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf insektivore Vögel

| Artname | | Σ | AV | AK | KV | KK | NSG |
|--------------------------------------|--------------------|----------|-----|-------|-------|-----|-------|
| <i>Alauda arvensis</i> | Feldlerche | 879 | 9 | 91 | 398 | 382 | 0 |
| <i>Carduelis carduelis</i> | Stieglitz | 877 | 172 | 372** | 90 | 214 | 30 |
| <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | Gartenrotschwanz | 724 | 0 | 8 | 0 | 8 | 708** |
| <i>Passer montanus</i> | Feldsperling | 674 | 78* | 597* | 0 | 0 | 0 |
| <i>Upupa epops</i> | Wiedehopf | 473 | 0 | 0 | 360 | 55 | 58 |
| <i>Garrulus glandarius</i> | Eichelhäher | 423 | 0 | 43 | 54 | 48 | 279 |
| <i>Delichon urbicum</i> | Mehlschwalbe | 422 | 270 | 100 | 35 | 18 | 0 |
| <i>Columba palumbus</i> | Ringeltaube | 414 | 0 | 128 | 37 | 38 | 211 |
| <i>Motacilla flava</i> | Schafstelze | 288 | 0 | 0 | 233** | 55 | 0 |
| <i>Turdus pilaris</i> | Wacholderdrossel | 281 | 0 | 33 | 185 | 47 | 17 |
| <i>Aegithalos caudatus</i> | Schwanzmeise | 277 | 0 | 0 | 0 | 0 | 277 |
| <i>Serinus serinus</i> | Girlitz | 248 | 20 | 73 | 0 | 0 | 155 |
| <i>Picus viridis</i> | Grünspecht | 204 | 61 | 55 | 0 | 0 | 88 |
| <i>Dendrocopos major</i> | Buntspecht | 195 | 0 | 15 | 0 | 0 | 180 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | Mönchsgrasmücke | 173 | 0 | 18 | 0 | 0 | 155 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | Rotkehlchen | 151 | 0 | 0 | 0 | 0 | 151 |
| <i>Turdus philomelos</i> | Singdrossel | 142 | 0 | 0 | 0 | 0 | 142 |
| <i>Carduelis chloris</i> | Grünfink | 103 | 15 | 0 | 0 | 0 | 88 |
| <i>Sitta europaea</i> | Kleiber | 81 | 0 | 0 | 0 | 0 | 81 |
| <i>Turdus viscivorus</i> | Misteldrossel | 79 | 0 | 0 | 51 | 8 | 20 |
| <i>Cuculus canorus</i> | Kuckuck | 71 | 15 | 49 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | Kernbeißer | 71 | 0 | 0 | 0 | 0 | 71 |
| <i>Oriolus oriolus</i> | Pirol | 64 | 0 | 0 | 0 | 0 | 64 |
| <i>Pica pica</i> | Elster | 61 | 8 | 30 | 14 | 0 | 10 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | Zilpzalp | 60 | 0 | 0 | 0 | 0 | 60 |
| <i>Acrocephalus scirpaceus</i> | Teichrohrsänger | 57 | 0 | 57 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Phasianus colchicus</i> | Jagdfasan | 44 | 8 | 24 | 0 | 12 | 0 |
| <i>Emberiza schoeniclus</i> | Rohrhammer | 38 | 0 | 38 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Lophophanes cristatus</i> | Haubenmeise | 38 | 0 | 0 | 0 | 0 | 38 |
| <i>Emberiza citrinella</i> | Goldammer | 36 | 0 | 26 | 10 | 0 | 0 |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | Fitis | 36 | 0 | 10 | 0 | 0 | 26 |
| <i>Regulus regulus</i> | Wintergoldhähnchen | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 |
| <i>Periparus ater</i> | Tannenmeise | 25 | 0 | 0 | 0 | 0 | 25 |
| <i>Sylvia borin</i> | Gartengrasmücke | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 |
| <i>Picus canus</i> | Grauspecht | 18 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 |
| <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | Gimpel | 17 | 0 | 0 | 0 | 17 | 0 |
| <i>Psittacula krameri</i> | Halsbandsittich | 17 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 |
| <i>Luscinia megarhynchos</i> | Nachtigall | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| <i>Certhia brachydactyla</i> | Gartenbaumläufer | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| <i>Muscicapa striata</i> | Grauschnäpper | 15 | 0 | 0 | 0 | 0 | 15 |
| <i>Phoenicurus ochruros</i> | Hausrotschwanz | 8 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Streptopelia turtur</i> | Turteltaube | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| <i>Ardea cinerea</i> | Graureiher | 8 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 |
| <i>Dendrocopos medius</i> | Mittelspecht | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |

Unter den erfassten Vogelarten waren 23 Freibrüter, 19 Höhlenbrüter, acht Bodenbrüter und zwei Koloniebrüter. Es erfolgte keine systematische Nester-Erfassung. Dennoch konnten aufgrund von Nisthilfen sowie Sichtungen in den Beobachtungsreihen für folgende Vogelarten Bruten auf den Untersuchungsflächen nachgewiesen werden: Kohlmeise und Feldsperling nutzten in allen drei Untersuchungsjahren die Nistkästen in beiden Apfelkulturen. Der Stieglitz brütete im Jahr 2012 in einem Baum der Apfelkontrollfläche. Die Schafstelze brütete 2011 auf der Kirschversuchsfläche am Boden zwischen zwei Bäumen. Die Kohlmeise nutzte 2012 die beiden Nistkästen auf der Kirschkontrollfläche, welche nur in den Jahren 2011 und 2012 hingen. Blau- und Kohlmeise brüteten in allen drei Untersuchungsjahren in den Nistkästen der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg. Blaumeise (ein Nest in 2012) und Gartenrotschwanz (zwei Nester in 2013) brüteten dort in abgestorbenen Baumstämmen.

Die Rarefaction-Artensättigungskurven zeigen, dass in der Regel sechs Beobachtungsmonate auf den Untersuchungsflächen ausgereicht haben, um alle mit der visuellen Methode erfassbaren Vogelarten anzutreffen (Abbildung 29 – Abbildung 31). Die jeweilige Jackknife-Kurve erlaubt die Vollständigkeit dieser Erfassung abzuschätzen. Das dazugehörige 95%ige-Konfidenzintervall drückt die Schätzung der real vorhandenen Vogelarten auf den Untersuchungsflächen aus. Für die Apfelkulturen lagen die nach der Jackknife-Methode geschätzten realen Artenzahlen im Bereich 24-30 für die Versuchsfläche und im Bereich 29-33 für die Kontrollfläche; also etwas höher als die beobachteten Artenzahlen von 19 und 27. Für die Kirschkulturen lagen die geschätzten realen Artenzahlen im Bereich 19-23 für die Versuchsfläche und im Bereich 22-26 für die Kontrollfläche; also ebenfalls etwas höher als die beobachteten Artenzahlen von 18 und 19. Für die naturnahe Kontrollfläche im NSG lag die geschätzte reale Artenzahl im Bereich 47-53. Die größte Abweichung ergab sich hierbei für die Apfelversuchsfläche und die Fläche im NSG Höllenberg, was sich auch an der steilen Steigung der Jackknife-Kurven ohne Ansatz zur Sättigung zeigt (Abbildung 29 & Abbildung 31). Bei diesen beiden Untersuchungsflächen kann davon ausgegangen werden, dass hier besonders viele seltene Arten nicht angetroffen wurden. Insgesamt kann eine etwas höhere reale Gesamtartenzahl auf allen Untersuchungsflächen angenommen werden.

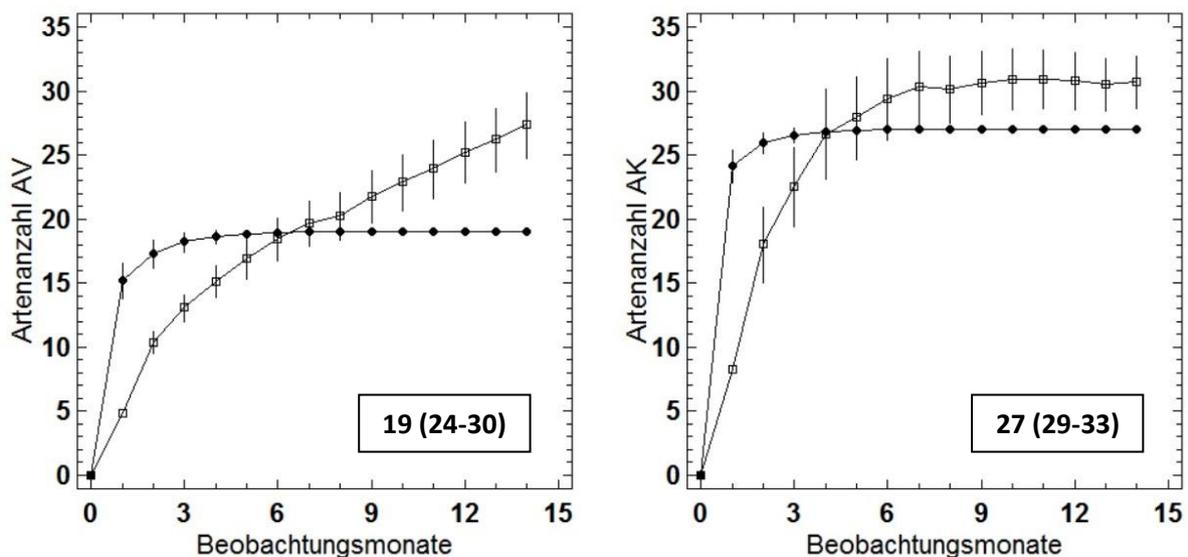


Abbildung 29: Rarefaction(●)- und Jackknife(□)-Kurven der Artenzahlen der Apfelkulturen in Abhängigkeit der Anzahl der Beobachtungsmonate (2011-2013), vertikale Balken stellen das Konfidenzintervall 95% dar, links Versuchs- und rechts Kontrollfläche; unten im Kasten ist die beobachtete Artenzahl der Fläche und in Klammern der Bereich der geschätzten realen Artenzahl angegeben.

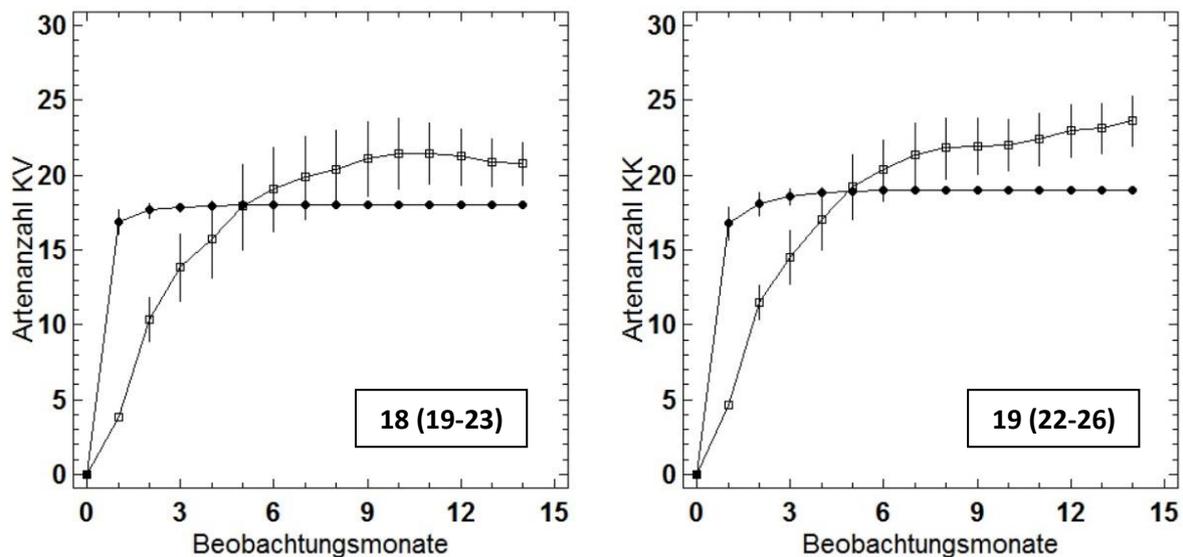


Abbildung 30: Rarefaction(●)- und Jackknife(□)-Kurven der Artenzahlen der Kirschkulturen in Abhängigkeit der Anzahl der Beobachtungsmonate (2011-2013), vertikale Balken stellen das Konfidenzintervall 95% dar, links Versuchs- und rechts Kontrollfläche; unten im Kasten ist die beobachtete Artenzahl der Fläche und in Klammern der Bereich der geschätzten realen Artenzahl angegeben.

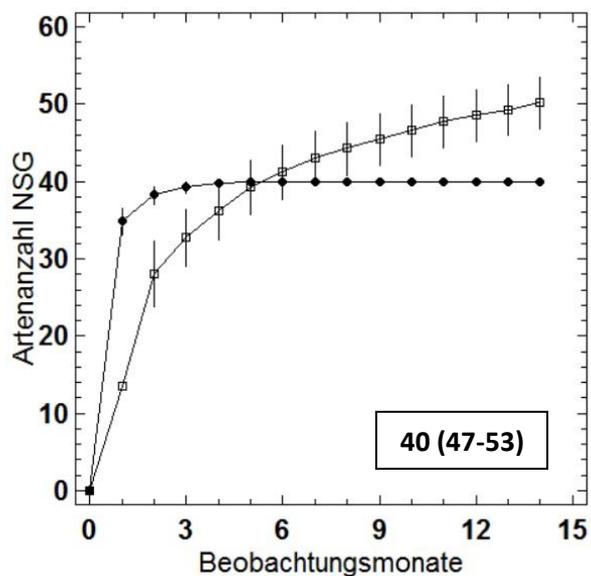


Abbildung 31: Rarefaction(●)- und Jackknife(□)-Kurve der Artenzahl der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg in Abhängigkeit der Anzahl der Beobachtungsmonate (2011-2013), vertikale Balken stellen das Konfidenzintervall 95% dar; unten im Kasten ist die beobachtete Artenzahl der Fläche und in Klammern der Bereich der geschätzten realen Artenzahl angegeben.

5.4.2. α - und β -Diversität der Untersuchungsflächen

Der Wert für die nach Simpson berechnete α -Diversität lag für die naturnahe Kontrollfläche im NSG, die Apfelkontrollfläche und die Kirschversuchsfläche gleich niedrig, für die Kirschkontrollfläche geringfügig höher und für die Apfelversuchsfläche etwas höher (Tabelle 28). Die Wahrscheinlichkeit, dass zwei nacheinander erfasste Vogelindividuen nicht derselben Art angehörten, lag zwischen 11% und 18%.

Tabelle 28: Alpha-Diversität nach Simpson aller Untersuchungsflächen in den Untersuchungsjahren 2011-2013

| 2011-2013 | AV | AK | KV | KK | NSG |
|---------------|------|------|------|------|------|
| Simpson-Index | 0.18 | 0.11 | 0.11 | 0.13 | 0.11 |

Die Untersuchungsflächen sind sich nach ihrer β -Diversität alle recht ähnlich im Arteninventar und erwartungsgemäß nach ihrer lokalen Lage im Untersuchungsgebiet gruppiert (Abbildung 32). Die Einbeziehung der Abundanz bei Bray-Curtis vergrößert die Unähnlichkeit der Flächen. Die geringste Ähnlichkeit wies das Arteninventar der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg auf. Nach Sørensen sind sich die beiden Kirschkulturflächen ähnlicher als die beiden Apfelkulturen, dieser Unterschied verliert sich jedoch bei Berücksichtigung der Abundanz der Vogelarten nach Bray-Curtis.

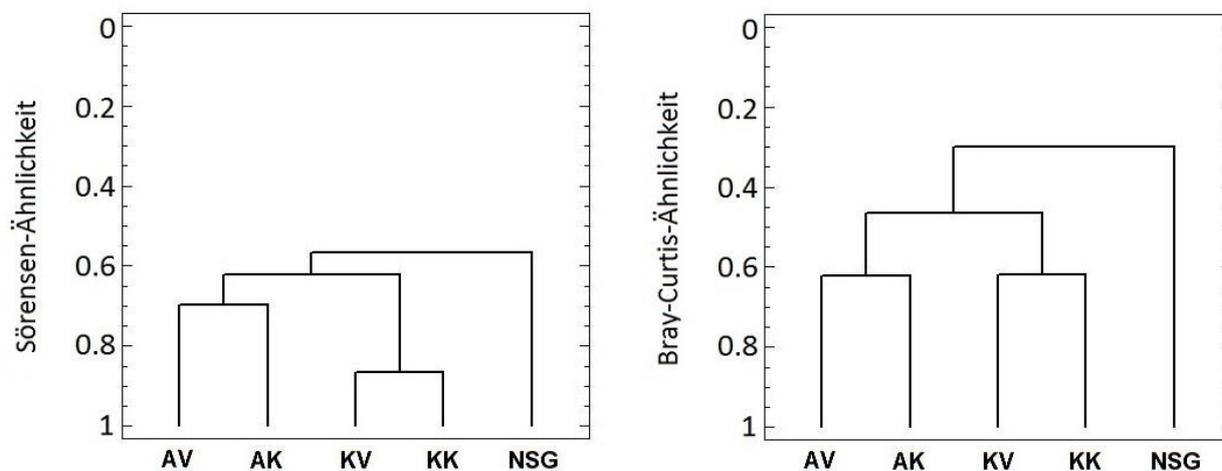


Abbildung 32: Beta-Diversität nach Sørensen (links) und Bray-Curtis (rechts) aller Untersuchungsflächen in den Untersuchungsjahren 2011-2013

5.4.3. Mikrohabitatnutzung und Verhalten der insektivoren Vögel

Die insektivoren Vögel wurden in allen drei Untersuchungsjahren überwiegend (>33%) in Bäumen und am Boden beobachtet. Auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg fast ausschließlich in Bäumen (60-83%) und am grasbedeckten Boden (14-19%). In den Obstkulturen nimmt der Boden ohne Vegetation (6-30%) zusätzlich zum grasbedeckten Boden (5-30%) einen hohen prozentualen Anteil ein. Zu geringeren Anteilen wurden Zäune (2-35%) und auf den Obstkulturflächen Pfähle (1-26%) und Bäume (2-43%) genutzt. Die Pfähle, Halteseile und das eingerollte Material der Kulturschutzeinrichtungen (10-24%) dienten den insektivoren Vögeln ebenfalls als Sitzwarten (Abbildung 33).

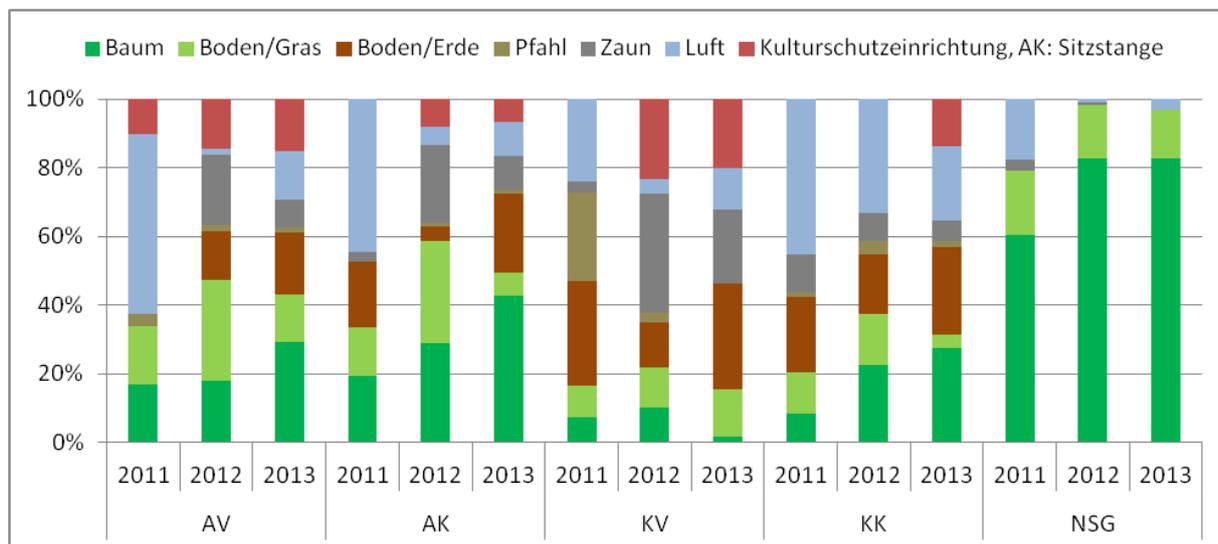


Abbildung 33: Prozentuale Beobachtungszeit-Anteile der von insektivoren Vögeln genutzten Mikrohabitate auf den untersuchten Flächen in allen Untersuchungsjahren. Das Mikrohabitat Luft berücksichtigt nicht die Verhaltenskategorie Durchflug.

Der größte prozentuale Anteil der beobachteten Verhaltensweisen fiel in die Kategorie Nahrungssuche (25-66%). Gefolgt von Vigilanz, Singen und Rufen aus der Kategorie Revierverhalten (14-55%) und dem Durchflug (1-36%) der Beobachtungsreihen. Fortpflanzungs- (1-13%) und Komfortverhalten (1-15%) wurde seltener beobachtet (Abbildung 34).

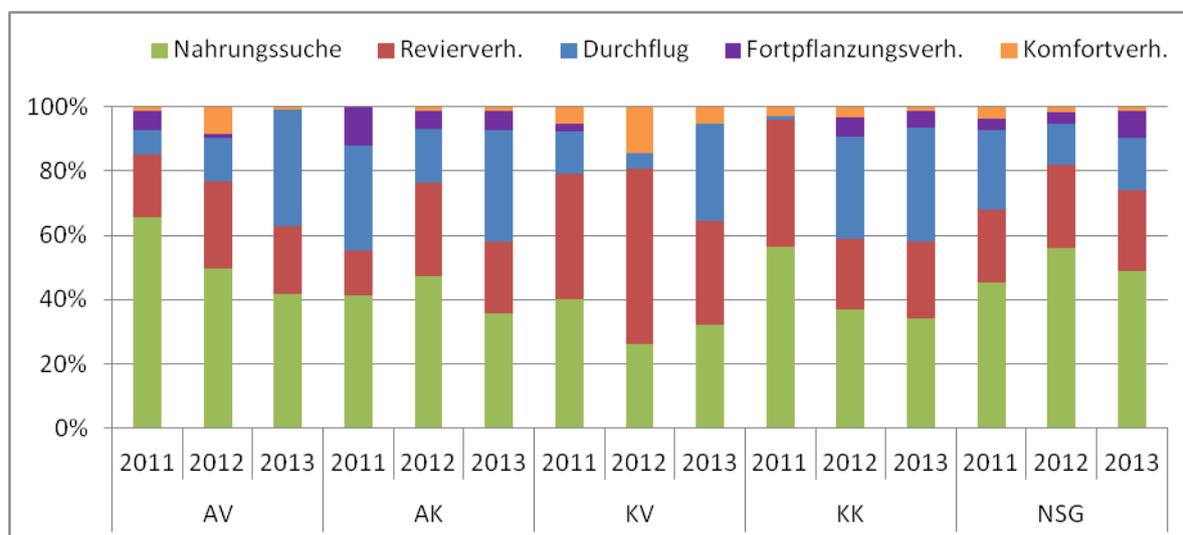


Abbildung 34: Prozentuale Beobachtungszeit-Anteile des von insektivoren Vögeln gezeigten Verhaltens auf den untersuchten Flächen in allen Untersuchungsjahren.

5.4.4. Einfluss der Landnutzung auf insektivore Vögel

Die monatliche Artenanzahl der insektivoren Vögel lag sowohl auf der Apfel- als auch auf der Kirschkontrollfläche hochsignifikant niedriger als auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg (Tabelle 29). Eine ebenfalls signifikant geminderte Abundanz der insektivoren Vögel wies jedoch nur die Kirschkontrollfläche auf (Tabelle 30). Folglich konnte diese Untersuchung einen Einfluss der Landnutzung durch Obstanbau auf die lokale Vogel-Biozönose aufzeigen.

Als saisonaler Effekt war die monatliche Artenanzahl auf den Kontrollflächen im Jahr 2012 signifikant höher als im Vorjahr. Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten insgesamt keinen nachweisbaren Einfluss auf Diversität und Abundanz der Vögel auf den Kontrollflächen.

Das Mikrohabitat Erde wurde von den insektivoren Vögeln auf beiden Obstkulturkontrollflächen hochsignifikant häufiger genutzt (Tabelle 31). Die mittlere Lufttemperatur und die Niederschlagssumme beeinflussten die Nutzung des grasbedeckten Bodens signifikant (Tabelle 32). Auf der Kirschkontrollfläche wurden die Bäume signifikant seltener von den Vögeln genutzt als auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG (Tabelle 33). Stattdessen nutzten die Vögel hier die Pfähle signifikant häufiger (Tabelle 34). Bezieht man die Varianzanalyse auf die Summe der Beobachtungen in den Mikrohabitaten Baum und Pfahl, zeigten sich nach Bonferroni-Korrektur keine signifikanten Unterschiede mehr zwischen den Flächen (Tabelle 35). Für die Nutzung der Mikrohabitate Luft und Zaun konnten keine Effekte nachgewiesen werden. Die minimale Lufttemperatur hatte einen signifikanten Effekt auf die Nahrungssuche der Vögel auf den Kontrollflächen (Tabelle 36). Beim Fortpflanzungsverhalten der Vögel zeigte sich als saisonaler Effekt im Jahr 2013 eine signifikante Erhöhung im Vergleich zu 2011 (Tabelle 37). Für die Verhaltenskategorien Durchflug, Revier- und Komfortverhalten konnten keine Effekte nachgewiesen werden.

Tabelle 29: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Artenzahl der insektivoren Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl. Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0116111 | 1 | 0,0116111 | 0,45 | 0,5053 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,00845971 | 1 | 0,00845971 | 0,33 | 0,5693 |
| Niederschlagssumme | 0,00653518 | 1 | 0,00653518 | 0,26 | 0,6167 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,267411 | 2 | 0,133705 | 5,22 | 0,0104 |
| B:Monat | 0,165707 | 4 | 0,0414269 | 1,62 | 0,1919 |
| C:Kultur | 0,890654 | 2 | 0,445327 | 17,38 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 0,896854 | 35 | 0,0256244 | | |
| TOTAL (KORR.) | 4,68987 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl. Quadr. Mittelw.</i> | <i>Kl. Quadr. Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 20 | 0,673234 | 0,0472511 | X |
| | 2013 | 12 | 0,893857 | 0,0625271 | XX |
| | 2012 | 15 | 0,901854 | 0,0458403 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl. Quadr. Mittelw.</i> | <i>Kl. Quadr. Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | 0,672122 | 0,046007 | X |
| | Apfel | 14 | 0,78999 | 0,0456607 | X |
| | NSG | 14 | 1,00683 | 0,0497356 | X |

Tabelle 30: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der insektivoren Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0719607 | 1 | 0,0719607 | 0,91 | 0,3473 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,11726 | 1 | 0,11726 | 1,48 | 0,2321 |
| Niederschlagssumme | 0,00228572 | 1 | 0,00228572 | 0,03 | 0,8662 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,373147 | 2 | 0,186573 | 2,35 | 0,1100 |
| B:Monat | 0,0487474 | 4 | 0,0121869 | 0,15 | 0,9601 |
| C:Kultur | 0,797613 | 2 | 0,398807 | 5,03 | 0,0120 |
| RESIDUEN | 2,77548 | 35 | 0,0792994 | | |
| TOTAL (KORR.) | 7,54225 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | 2,31656 | 0,0809342 | X |
| | Apfel | 14 | 2,29001 | 0,080325 | XX |
| | NSG | 14 | 2,60195 | 0,0874934 | X |

Tabelle 31: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Erde den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,382648 | 1 | 0,382648 | 0,49 | 0,4895 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,530983 | 1 | 0,530983 | 0,68 | 0,4162 |
| Niederschlagssumme | 0,551279 | 1 | 0,551279 | 0,70 | 0,4075 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,37192 | 2 | 0,685962 | 0,87 | 0,4259 |
| B:Monat | 2,49113 | 4 | 0,622783 | 0,79 | 0,5370 |
| C:Kultur | 32,9554 | 2 | 16,4777 | 21,01 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 27,4489 | 35 | 0,784254 | | |
| TOTAL (KORR.) | 68,5189 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | NSG | 14 | -1,06024 | 0,275149 | X |
| | Apfel | 14 | 0,199023 | 0,252606 | X |
| | Kirsche | 19 | 0,980013 | 0,254522 | X |

Tabelle 32: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Gras den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 3,50142 | 1 | 3,50142 | 4,53 | 0,0404 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,17526 | 1 | 2,17526 | 2,82 | 0,1022 |
| Niederschlagssumme | 3,23782 | 1 | 3,23782 | 4,19 | 0,0482 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 4,82214 | 2 | 2,41107 | 3,12 | 0,0566 |
| B:Monat | 8,97125 | 4 | 2,24281 | 2,90 | 0,0356 |
| C:Kultur | 6,91108 | 2 | 3,45554 | 4,47 | 0,0186 |
| RESIDUEN | 27,037 | 35 | 0,772484 | | |
| TOTAL (KORR.) | 51,8457 | 46 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | März | 7 | -2,76193 | 1,15444 | X |
| | April | 10 | -0,868597 | 0,620259 | X |
| | Juli | 10 | 1,07261 | 0,687748 | X |
| | Juni | 10 | 1,86712 | 0,6673 | X |
| | Mai | 10 | 1,94711 | 0,527932 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | -0,313573 | 0,252605 | X |
| | NSG | 14 | 0,498357 | 0,273077 | X |
| | Apfel | 14 | 0,569 | 0,250704 | X |

Tabelle 33: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Baum den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,422471 | 1 | 0,422471 | 0,54 | 0,4683 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,531835 | 1 | 0,531835 | 0,68 | 0,4162 |
| Niederschlagssumme | 0,32618 | 1 | 0,32618 | 0,42 | 0,5236 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 6,19432 | 2 | 3,09716 | 3,94 | 0,0286 |
| B:Monat | 0,665995 | 4 | 0,166499 | 0,21 | 0,9301 |
| C:Kultur | 9,63166 | 2 | 4,81583 | 6,13 | 0,0052 |
| RESIDUEN | 27,4977 | 35 | 0,785647 | | |
| TOTAL (KORR.) | 49,5226 | 46 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 20 | 0,536369 | 0,261637 | X |
| | 2012 | 15 | 1,56989 | 0,253825 | X |
| | 2013 | 12 | 1,78419 | 0,346223 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | 0,926961 | 0,254748 | X |
| | Apfel | 14 | 0,993479 | 0,252831 | XX |
| | NSG | 14 | 1,97001 | 0,275394 | X |

Tabelle 34: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Pfahl den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,288244 | 1 | 0,288244 | 0,44 | 0,5125 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,558575 | 1 | 0,558575 | 0,85 | 0,3633 |
| Niederschlagssumme | 0,128059 | 1 | 0,128059 | 0,19 | 0,6619 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,203296 | 2 | 0,101648 | 0,15 | 0,8575 |
| B:Monat | 4,2216 | 4 | 1,0554 | 1,60 | 0,1952 |
| C:Kultur | 7,50146 | 2 | 3,75073 | 5,70 | 0,0072 |
| RESIDUEN | 23,0378 | 35 | 0,658224 | | |
| TOTAL (KORR.) | 37,0682 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | NSG | 14 | -0,99927 | 0,252073 | X |
| | Apfel | 14 | -0,819911 | 0,231421 | XX |
| | Kirsche | 19 | -0,0706328 | 0,233176 | X |

Tabelle 35: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Baum & Pfahl den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,310573 | 1 | 0,310573 | 0,45 | 0,5055 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,265266 | 1 | 0,265266 | 0,39 | 0,5381 |
| Niederschlagssumme | 0,125871 | 1 | 0,125871 | 0,18 | 0,6710 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 3,6733 | 2 | 1,83665 | 2,68 | 0,0828 |
| B:Monat | 0,128191 | 4 | 0,0320478 | 0,05 | 0,9957 |
| C:Kultur | 6,17411 | 2 | 3,08706 | 4,50 | 0,0182 |
| RESIDUEN | 24,014 | 35 | 0,686115 | | |
| TOTAL (KORR.) | 36,7174 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Apfel | 14 | 1,07703 | 0,236273 | X |
| | Kirsche | 19 | 1,18134 | 0,238065 | X |
| | NSG | 14 | 1,96376 | 0,257359 | X |

Tabelle 36: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Nahrungssuche der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|----|--------------|------------|--------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,868942 | 1 | 0,868942 | 2,81 | 0,1027 |
| Minimale Lufttemperatur | 1,32535 | 1 | 1,32535 | 4,28 | 0,0459 |
| Niederschlagssumme | 0,418371 | 1 | 0,418371 | 1,35 | 0,2527 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,581468 | 2 | 0,290734 | 0,94 | 0,4004 |
| B:Monat | 1,47846 | 4 | 0,369615 | 1,19 | 0,3304 |
| C:Kultur | 0,550554 | 2 | 0,275277 | 0,89 | 0,4198 |
| RESIDUEN | 10,8284 | 35 | 0,309383 | | |
| TOTAL (KORR.) | 20,6131 | 46 | | | |

Tabelle 37: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Fortpflanzung der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen). Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,470703 | 1 | 0,470703 | 0,69 | 0,4119 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,705848 | 1 | 0,705848 | 1,03 | 0,3161 |
| Niederschlagssumme | 0,76178 | 1 | 0,76178 | 1,12 | 0,2980 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 6,01847 | 2 | 3,00923 | 4,41 | 0,0196 |
| B:Monat | 0,318998 | 4 | 0,0797496 | 0,12 | 0,9757 |
| C:Kultur | 1,50941 | 2 | 0,754705 | 1,11 | 0,3422 |
| RESIDUEN | 23,8843 | 35 | 0,68241 | | |
| TOTAL (KORR.) | 45,5373 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 20 | -0,578068 | 0,243842 | X |
| | 2012 | 15 | 0,363497 | 0,236561 | XX |
| | 2013 | 12 | 0,733361 | 0,322674 | X |

5.4.5. Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen auf insektivore Vögel

Die monatliche Artenanzahl der insektivoren Vögel war auf der Apfelversuchsfläche mit Hagelnetz signifikant geringer als auf der Apfelkontrollfläche (Tabelle 38). Zwischen der Kirschversuchs- und kontrollfläche verschwand der Unterschied nach Bonferroni-Korrektur als zufällige Scheinsignifikanz (Tabelle 39). Somit konnte lediglich ein Effekt der Hagelnetz-Überdachung nachgewiesen werden. Auf die monatliche Abundanz der insektivoren Vögel konnte kein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen aufgezeigt werden. Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten insgesamt keinen nachweisbaren Einfluss auf Diversität und Abundanz der Vögel in den Obstkulturen.

Die mittlere und minimale Lufttemperatur sowie die Niederschlagssumme zeigten signifikante Effekte auf die Nutzung des Luftraums der insektivoren Vögel in den Apfelkulturen, aber es gab keinen signifikanten Unterschied zwischen Versuchs- und Kontrollfläche (Tabelle 40). Des Weiteren gab es Einflüsse der Jahre und Beobachtungsmonate. Das Mikrohabitat Luft der Apfelkulturen wurde im Jahr 2011 hochsignifikant häufiger genutzt als in beiden Folgejahren. Im Juli lag die Nutzung des Luftraums signifikant geringer als im März, April und Mai. Zusätzlich lag sie im Juni signifikant geringer als im Mai. In den Kirschkulturen gab es keine Unterschiede in der Nutzung des Luftraums zwischen Versuchs- und Kontrollfläche. Die insektivoren Vögel nutzten die Bäume unter der Folien-Netz-Überdachung signifikant seltener als auf der Kirschkontrollfläche ohne Überdachung (Tabelle 41). Für den Gebrauch der Pfähle wurden signifikante Effekte der mittleren und minimalen Lufttemperatur nachgewiesen, aber kein Unterschied zwischen den beiden Kirschflächen (Tabelle 42). Die Varianzanalyse, bezogen auf die Summe der Beobachtungen in den Mikrohabitaten Baum und Pfahl, ergab eine signifikant geringere Nutzung unter der Folien-Netz-Überdachung (Tabelle 43). In den Apfelkulturen gab es weder für die Bäume noch für die Pfähle oder die Kombination beider Mikrohabitats signifikante Unterschiede zwischen Versuchs- und Kontrollfläche. Für die Mikrohabitats vegetationsfreier Boden, grasbedeckter Boden und Zaun konnten in beiden Obstkulturen kein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen nachgewiesen werden. Als saisonaler Effekt zeigte sich eine hochsignifikant stärkere Nutzung der Folien-Netz-Überdachung im Jahr 2013 als in beiden Vorjahren (Tabelle 44).

Die mittlere und minimale Lufttemperatur sowie die Niederschlagssumme zeigten signifikante Effekte auf die Verhaltenskategorie Nahrungssuche der insektivoren Vögel in den Apfelkulturen, jedoch gab es keinen Unterschied zwischen Versuchs- und Kontrollfläche (Tabelle 45). Die Verhaltensweisen der Kategorie Nahrungssuche und Fortpflanzungsverhalten wurden von den insektivoren Vögeln unter der Folien-Netz-Überdachung der Kirschkultur signifikant seltener gezeigt (Tabelle 46 & Tabelle 48),

was für die Kategorie Fortpflanzungsverhalten unter dem Hagelnetz der Apfelkultur ebenso zutraf (Tabelle 47). Auf die Verhaltenskategorien Durchflug, Revier- und Komfortverhalten konnte kein Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen nachgewiesen werden.

Tabelle 38: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Artenzahl der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0190317 | 1 | 0,0190317 | 0,77 | 0,3930 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,0225739 | 1 | 0,0225739 | 0,91 | 0,3532 |
| Niederschlagssumme | 0,0262033 | 1 | 0,0262033 | 1,06 | 0,3181 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,0237508 | 2 | 0,0118754 | 0,48 | 0,6273 |
| B:Monat | 0,202158 | 4 | 0,0505394 | 2,04 | 0,1341 |
| C:Kulturschutz | 0,165545 | 1 | 0,165545 | 6,68 | 0,0193 |
| RESIDUEN | 0,421137 | 17 | 0,0247727 | | |
| TOTAL (KORR.) | 2,09103 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | 0,626697 | 0,0459895 | X |
| | Kontrolle | 14 | 0,780481 | 0,0459895 | X |

Tabelle 39: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Artenzahl der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0291509 | 1 | 0,0291509 | 0,36 | 0,5583 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,000383127 | 1 | 0,000383127 | 0,00 | 0,9462 |
| Niederschlagssumme | 0,0859241 | 1 | 0,0859241 | 1,05 | 0,3197 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,225576 | 2 | 0,112788 | 1,38 | 0,2785 |
| B:Monat | 0,143922 | 4 | 0,0359805 | 0,44 | 0,7780 |
| C:Kulturschutz | 0,426676 | 1 | 0,426676 | 5,22 | 0,0355 |
| RESIDUEN | 1,38994 | 17 | 0,081761 | | |
| TOTAL (KORR.) | 4,36495 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Folie | 9 | 0,415689 | 0,111701 | X |
| | Kontrolle | 19 | 0,723613 | 0,0801289 | X |

Tabelle 40: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Luft den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 9,0095 | 1 | 9,0095 | 17,63 | 0,0006 |
| Minimale Lufttemperatur | 12,9451 | 1 | 12,9451 | 25,34 | 0,0001 |
| Niederschlagssumme | 6,29134 | 1 | 6,29134 | 12,31 | 0,0027 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 14,0147 | 2 | 7,00735 | 13,72 | 0,0003 |
| B:Monat | 14,5367 | 4 | 3,63418 | 7,11 | 0,0015 |
| C:Kulturschutz | 1,49883 | 1 | 1,49883 | 2,93 | 0,1049 |
| RESIDUEN | 8,68559 | 17 | 0,510917 | | |
| TOTAL (KORR.) | 39,2119 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2012 | 10 | -1,26392 | 0,349951 | X |
| | 2013 | 8 | -0,666037 | 0,402416 | X |
| | 2011 | 10 | 2,88077 | 0,539662 | X |
| | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Juli | 6 | -3,87615 | 0,869066 | X |
| | Juni | 6 | -2,39622 | 0,645924 | XX |
| | April | 6 | 1,45137 | 0,633612 | XX |
| | Mai | 6 | 2,76594 | 0,731855 | X |
| | März | 4 | 3,63974 | 1,18101 | XX |

Tabelle 41: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Baum den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 2,76871 | 1 | 2,76871 | 2,42 | 0,1380 |
| Minimale Lufttemperatur | 3,30038 | 1 | 3,30038 | 2,89 | 0,1075 |
| Niederschlagssumme | 2,60895 | 1 | 2,60895 | 2,28 | 0,1492 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 6,87192 | 2 | 3,43596 | 3,01 | 0,0762 |
| B:Monat | 4,11582 | 4 | 1,02896 | 0,90 | 0,4856 |
| C:Kulturschutz | 9,84657 | 1 | 9,84657 | 8,61 | 0,0092 |
| RESIDUEN | 19,4318 | 17 | 1,14304 | | |
| TOTAL (KORR.) | 36,4043 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Folie | 9 | -0,585818 | 0,417651 | X |
| | Kontrolle | 19 | 0,893413 | 0,299604 | X |

Tabelle 42: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Pfahl den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|----|--------------|------------|--------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 4,65393 | 1 | 4,65393 | 5,18 | 0,0361 |
| Minimale Lufttemperatur | 5,25849 | 1 | 5,25849 | 5,85 | 0,0271 |
| Niederschlagssumme | 2,99895 | 1 | 2,99895 | 3,34 | 0,0854 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,998032 | 2 | 0,499016 | 0,56 | 0,5840 |
| B:Monat | 5,63794 | 4 | 1,40948 | 1,57 | 0,2280 |
| C:Kulturschutz | 1,24938 | 1 | 1,24938 | 1,39 | 0,2546 |
| RESIDUEN | 15,2795 | 17 | 0,898793 | | |
| TOTAL (KORR.) | 28,784 | 27 | | | |

Tabelle 43: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Baum & Pfahl den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|--------|-------------------|----------------|------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 2,90532 | 1 | 2,90532 | 3,06 | 0,0982 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,98876 | 1 | 2,98876 | 3,15 | 0,0939 |
| Niederschlagssumme | 2,24715 | 1 | 2,24715 | 2,37 | 0,1423 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 4,25408 | 2 | 2,12704 | 2,24 | 0,1369 |
| B:Monat | 4,21392 | 4 | 1,05348 | 1,11 | 0,3841 |
| C:Kulturschutz | 8,00906 | 1 | 8,00906 | 8,44 | 0,0099 |
| RESIDUEN | 16,1379 | 17 | 0,949289 | | |
| TOTAL (KORR.) | 30,5042 | 27 | | | |
| BONFERRONI | Kulturschutz | Anzahl | Kl.Quadr.Mittelw. | Kl.Quadr.Sigma | Homogene Gruppen |
| | Folie | 9 | -0,193189 | 0,380611 | X |
| | Kontrolle | 19 | 1,1409 | 0,273033 | X |

Tabelle 44: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Nutzung der Vögel des Mikrohabitats Kulturschutzeinrichtung den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|--------|-------------------|----------------|------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,12294 | 1 | 0,12294 | 0,28 | 0,6019 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,135218 | 1 | 0,135218 | 0,31 | 0,5845 |
| Niederschlagssumme | 0,0421259 | 1 | 0,0421259 | 0,10 | 0,7595 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 9,67375 | 2 | 4,83688 | 11,12 | 0,0008 |
| B:Monat | 1,09638 | 4 | 0,274094 | 0,63 | 0,6478 |
| C:Kulturschutz | 0,0880895 | 1 | 0,0880895 | 0,20 | 0,6584 |
| RESIDUEN | 7,39654 | 17 | 0,435091 | | |
| TOTAL (KORR.) | 29,5504 | 27 | | | |
| BONFERRONI | Jahr | Anzahl | Kl.Quadr.Mittelw. | Kl.Quadr.Sigma | Homogene Gruppen |
| | 2011 | 10 | -1,05952 | 0,321309 | X |
| | 2012 | 10 | -0,72404 | 0,23166 | X |
| | 2013 | 8 | 1,05759 | 0,36923 | X |

Tabelle 45: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Nahrungssuche der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|----|--------------|------------|--------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 2,61732 | 1 | 2,61732 | 5,93 | 0,0262 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,7074 | 1 | 2,7074 | 6,13 | 0,0241 |
| Niederschlagssumme | 2,12423 | 1 | 2,12423 | 4,81 | 0,0425 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,59109 | 2 | 0,795545 | 1,80 | 0,1951 |
| B:Monat | 3,43676 | 4 | 0,859189 | 1,95 | 0,1490 |
| C:Kulturschutz | 0,324126 | 1 | 0,324126 | 0,73 | 0,4035 |
| RESIDUEN | 7,5063 | 17 | 0,441547 | | |
| TOTAL (KORR.) | 19,4289 | 27 | | | |

Tabelle 46: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Nahrungssuche der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,056896 | 1 | 0,056896 | 0,10 | 0,7517 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,285408 | 1 | 0,285408 | 0,52 | 0,4811 |
| Niederschlagssumme | 0,219641 | 1 | 0,219641 | 0,40 | 0,5358 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,73674 | 2 | 0,36837 | 0,67 | 0,5248 |
| B:Monat | 0,859594 | 4 | 0,214898 | 0,39 | 0,8124 |
| C:Kulturschutz | 5,39155 | 1 | 5,39155 | 9,80 | 0,0061 |
| RESIDUEN | 9,35022 | 17 | 0,550013 | | |
| TOTAL (KORR.) | 26,8832 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Folie | 9 | 0,294165 | 0,289714 | X |
| | Kontrolle | 19 | 1,38875 | 0,207827 | X |

Tabelle 47: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Fortpflanzung der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0147041 | 1 | 0,0147041 | 0,02 | 0,9034 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,0350205 | 1 | 0,0350205 | 0,04 | 0,8514 |
| Niederschlagssumme | 0,0519097 | 1 | 0,0519097 | 0,05 | 0,8197 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,0434857 | 2 | 0,0217429 | 0,02 | 0,9778 |
| B:Monat | 0,407901 | 4 | 0,101975 | 0,11 | 0,9791 |
| C:Kulturschutz | 7,69459 | 1 | 7,69459 | 7,94 | 0,0118 |
| RESIDUEN | 16,4642 | 17 | 0,968483 | | |
| TOTAL (KORR.) | 27,2959 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | -0,655581 | 0,287553 | X |
| | Kontrolle | 14 | 0,392859 | 0,287553 | X |

Tabelle 48: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Verhaltenskategorie Fortpflanzung der Vögel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,593465 | 1 | 0,593465 | 1,30 | 0,2703 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,77045 | 1 | 0,77045 | 1,69 | 0,2115 |
| Niederschlagssumme | 0,578931 | 1 | 0,578931 | 1,27 | 0,2760 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 3,87397 | 2 | 1,93698 | 4,24 | 0,0321 |
| B:Monat | 0,895021 | 4 | 0,223755 | 0,49 | 0,7434 |
| C:Kulturschutz | 5,74622 | 1 | 5,74622 | 12,57 | 0,0025 |
| RESIDUEN | 7,77002 | 17 | 0,45706 | | |
| TOTAL (KORR.) | 19,6711 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 10 | -1,59416 | 0,329321 | X |
| | 2012 | 10 | -0,37235 | 0,237436 | X |
| | 2013 | 8 | -0,164476 | 0,378437 | X |
| | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Folie | 9 | -1,27534 | 0,2641 | X |
| | Kontrolle | 19 | -0,145321 | 0,189454 | X |

5.4.6. Einfluss von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf die Abundanz einzelner Arten

Es konnte ein negativer Effekt der Landnutzung durch Obstanbau auf die monatliche Abundanz von Gartenrotschwanz, Amsel und Blaumeise nachgewiesen werden. Der Gartenrotschwanz wurde sowohl auf der Apfelkontrollfläche als auch auf der Kirschkontrollfläche hochsignifikant seltener als auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg beobachtet (Tabelle 49). Die Amsel wurde ebenfalls auf beiden Obstkulturkontrollflächen signifikant seltener als im NSG beobachtet. Als zusätzlicher saisonaler Effekt kam sie im Vergleich zu beiden Jahren davor in 2013 signifikant häufiger vor (Tabelle 50). Die monatliche Abundanz der Blaumeise lag auf der Apfelkontrollfläche hochsignifikant niedriger als auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg (Tabelle 51). In den Kirschkulturen wurden gar keine Blaumeisen beobachtet. Die Rabenkrähe kam auf der Apfelkontrollfläche dagegen hochsignifikant häufiger als auf den anderen beiden Kontrollflächen vor und ihre monatliche Abundanz wurde signifikant von der mittleren Lufttemperatur beeinflusst (Tabelle 52). Eichelhäher, welcher im Juni signifikant häufiger als im Mai beobachtet wurde (Tabelle 53), Ringeltaube (Tabelle 54) und Kohlmeise hatten im Vergleich zur naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg auf der Kirschkontrollfläche eine signifikant niedrigere monatliche Abundanz. Die Kohlmeise kam zudem im Jahr 2012 signifikant häufiger vor als in 2011 (Tabelle 55). Im Gegensatz dazu kam die Bachstelze auf der Kirschkontrollfläche hochsignifikant häufiger als auf den anderen beiden Kontrollflächen vor (Tabelle 56) und die Feldlerche auf der Kirschkontrollfläche signifikant häufiger als im NSG (Tabelle 57). Die Landnutzung mit Obstkulturen hatte keinen Einfluss auf die monatliche Abundanz von Star, Stieglitz und Buchfink. Der Buchfink kam im Jahr 2013 auf den Kontrollflächen signifikant häufiger als im Jahr 2011 vor (Tabelle 58).

In Bezug auf das Hagelschutznetz konnte nur für die monatliche Abundanz der Ringeltaube ein negativer Effekt nachgewiesen werden. Diese Vogelart kam in der Apfelkultur unter dem Hagelnetz im Vergleich zur Kontrollfläche signifikant seltener bzw. gar nicht vor (Tabelle 59). Für die Folienüberdachung der Kirschkultur wurde lediglich auf die monatliche Abundanz der Kohlmeise ein negativer Effekt nachgewiesen. Diese kam auf der überdachten Kirschanbaufläche signifikant seltener vor (Tabelle 60). Als zusätzlicher saisonaler Effekt kam die Kohlmeise im Jahr 2012 in den Kirschkulturen signifikant häufiger als im Jahr 2011 vor. In den Apfelkulturen war derselbe saisonale

Effekt nach Bonferroni-Korrektur nicht mehr signifikant (Tabelle 61). Weitere saisonale Effekte gab es für die Feldlerche, welche im Jahr 2012 auf den Kirschflächen im Vergleich zu 2011 signifikant seltener vorkam (Tabelle 62), und für den Star, welcher im Jahr 2012 auf den Apfelflächen signifikant häufiger als im Vorjahr war (Tabelle 63). Zusätzlich hatte die Niederschlagssumme in den Kirschkulturen einen signifikanten Einfluss auf die monatliche Abundanz des Stars (Tabelle 65). Die Präsenz von Kulturschutzeinrichtungen hatte keinen Einfluss auf die monatliche Abundanz von Amsel, Bachstelze, Blaumeise (in den Kirschkulturen gab es keine), Buchfink, Eichelhäher, Feldlerche, Gartenrotschwanz, Rabenkrähe, Star und Stieglitz. Bei der monatlichen Abundanz des Stieglitzes gab es in den Apfelpulturen einen signifikanten Effekt der Niederschlagssumme (Tabelle 66).

Tabelle 49: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Gartenrotschwanz den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl. Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,169756 | 1 | 0,169756 | 0,42 | 0,5198 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,137476 | 1 | 0,137476 | 0,34 | 0,5622 |
| Niederschlagssumme | 0,211946 | 1 | 0,211946 | 0,53 | 0,4723 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,9371 | 2 | 0,46855 | 1,17 | 0,3231 |
| B:Monat | 1,57518 | 4 | 0,393796 | 0,98 | 0,4306 |
| C:Kultur | 42,0461 | 2 | 21,023 | 52,36 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 14,0521 | 35 | 0,401487 | | |
| TOTAL (KORR.) | 65,5004 | 46 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl. Quadr. Mittelw.</i> | <i>Kl. Quadr. Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Apfel | 14 | -0,947619 | 0,180739 | X |
| | Kirsche | 19 | -0,826401 | 0,18211 | X |
| | NSG | 14 | 1,27143 | 0,196868 | X |

Tabelle 50: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Amsel den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl. Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|----------------------------|-------------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,127841 | 1 | 0,127841 | 0,19 | 0,6623 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,553903 | 1 | 0,553903 | 0,84 | 0,3656 |
| Niederschlagssumme | 0,14075 | 1 | 0,14075 | 0,21 | 0,6469 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 10,0373 | 2 | 5,01865 | 7,61 | 0,0018 |
| B:Monat | 3,10947 | 4 | 0,777368 | 1,18 | 0,3368 |
| C:Kultur | 30,0456 | 2 | 15,0228 | 22,79 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 23,0689 | 35 | 0,659113 | | |
| TOTAL (KORR.) | 86,0164 | 46 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl. Quadr. Mittelw.</i> | <i>Kl. Quadr. Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 20 | -0,428924 | 0,239643 | X |
| | 2012 | 15 | 0,26994 | 0,232488 | X |
| | 2013 | 12 | 1,29753 | 0,317118 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl. Quadr. Mittelw.</i> | <i>Kl. Quadr. Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | -0,328185 | 0,233333 | X |
| | Apfel | 14 | -0,0805025 | 0,231577 | X |
| | NSG | 14 | 1,54723 | 0,252243 | X |

Tabelle 51: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Blaumeise den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,19152 | 1 | 0,19152 | 0,27 | 0,6045 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,205772 | 1 | 0,205772 | 0,29 | 0,5914 |
| Niederschlagssumme | 0,0158804 | 1 | 0,0158804 | 0,02 | 0,8812 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,3634 | 2 | 0,681698 | 0,97 | 0,3881 |
| B:Monat | 1,52285 | 4 | 0,380713 | 0,54 | 0,7051 |
| C:Kultur | 39,4544 | 2 | 19,7272 | 28,14 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 24,5358 | 35 | 0,701022 | | |
| TOTAL (KORR.) | 79,0053 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | -0,890666 | 0,240637 | X |
| | Apfel | 14 | -0,625067 | 0,238826 | X |
| | NSG | 14 | 1,25413 | 0,260139 | X |

Tabelle 52: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Rabenkrähe den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 3,15905 | 1 | 3,15905 | 4,49 | 0,0412 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,60196 | 1 | 2,60196 | 3,70 | 0,0625 |
| Niederschlagssumme | 1,32921 | 1 | 1,32921 | 1,89 | 0,1778 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 5,03082 | 2 | 2,51541 | 3,58 | 0,0385 |
| B:Monat | 4,17797 | 4 | 1,04449 | 1,49 | 0,2275 |
| C:Kultur | 18,1102 | 2 | 9,05509 | 12,88 | 0,0001 |
| RESIDUEN | 24,6006 | 35 | 0,702874 | | |
| TOTAL (KORR.) | 61,6511 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2013 | 12 | -0,622834 | 0,327476 | X |
| | 2011 | 20 | -0,345738 | 0,247471 | X |
| | 2012 | 15 | 0,223978 | 0,240082 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | NSG | 14 | -0,962788 | 0,260483 | X |
| | Kirsche | 19 | -0,636841 | 0,240955 | X |
| | Apfel | 14 | 0,855036 | 0,239141 | X |

Tabelle 53: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Eichelhäher den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIALE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0108725 | 1 | 0,0108725 | 0,02 | 0,9026 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,452096 | 1 | 0,452096 | 0,63 | 0,4319 |
| Niederschlagssumme | 0,268578 | 1 | 0,268578 | 0,38 | 0,5440 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 2,7174 | 2 | 1,3587 | 1,90 | 0,1647 |
| B:Monat | 12,8535 | 4 | 3,21338 | 4,49 | 0,0049 |
| C:Kultur | 7,77012 | 2 | 3,88506 | 5,43 | 0,0088 |
| RESIDUEN | 25,0319 | 35 | 0,715198 | | |
| TOTAL (KORR.) | 56,1366 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | März | 7 | -2,76624 | 1,11081 | XX |
| | April | 10 | -1,23323 | 0,596817 | XX |
| | Mai | 10 | -0,679948 | 0,50798 | X |
| | Juli | 10 | 1,446 | 0,661755 | XX |
| | Juni | 10 | 2,02469 | 0,64208 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Apfel | 14 | -0,607035 | 0,241229 | XX |
| | Kirsche | 19 | -0,499899 | 0,243058 | X |
| | NSG | 14 | 0,381692 | 0,262756 | X |

Tabelle 54: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Ringeltaube den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIALE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0088846 | 1 | 0,0088846 | 0,01 | 0,9152 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,000448597 | 1 | 0,000448597 | 0,00 | 0,9809 |
| Niederschlagssumme | 0,126156 | 1 | 0,126156 | 0,16 | 0,6886 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1,14145 | 2 | 0,570724 | 0,74 | 0,4851 |
| B:Monat | 3,73948 | 4 | 0,93487 | 1,21 | 0,3241 |
| C:Kultur | 7,08245 | 2 | 3,54122 | 4,58 | 0,0171 |
| RESIDUEN | 27,0473 | 35 | 0,772779 | | |
| TOTAL (KORR.) | 57,0146 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | -0,65917 | 0,252653 | X |
| | Apfel | 14 | -0,0745319 | 0,250751 | XX |
| | NSG | 14 | 0,277129 | 0,273129 | X |

Tabelle 55: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Kohlmeise den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,113793 | 1 | 0,113793 | 0,12 | 0,7351 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,0308961 | 1 | 0,0308961 | 0,03 | 0,8600 |
| Niederschlagssumme | 0,62959 | 1 | 0,62959 | 0,64 | 0,4278 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 14,0606 | 2 | 7,03032 | 7,19 | 0,0024 |
| B:Monat | 0,77745 | 4 | 0,194362 | 0,20 | 0,9374 |
| C:Kultur | 13,0022 | 2 | 6,5011 | 6,65 | 0,0036 |
| RESIDUEN | 34,2338 | 35 | 0,978109 | | |
| TOTAL (KORR.) | 81,8854 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 20 | 0,162488 | 0,29193 | X |
| | 2013 | 12 | 1,33465 | 0,386309 | XX |
| | 2012 | 15 | 1,81548 | 0,283214 | X |
| | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Kirsche | 19 | 0,461886 | 0,284244 | X |
| | Apfel | 14 | 1,10621 | 0,282104 | XX |
| | NSG | 14 | 1,74453 | 0,30728 | X |

Tabelle 56: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Bachstelze den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,133018 | 1 | 0,133018 | 0,30 | 0,5863 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,000211586 | 1 | 0,000211586 | 0,00 | 0,9826 |
| Niederschlagssumme | 0,164801 | 1 | 0,164801 | 0,37 | 0,5449 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,420556 | 2 | 0,210278 | 0,48 | 0,6247 |
| B:Monat | 0,930233 | 4 | 0,232558 | 0,53 | 0,7163 |
| C:Kultur | 43,9429 | 2 | 21,9714 | 49,82 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 15,4347 | 35 | 0,440992 | | |
| TOTAL (KORR.) | 67,3579 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Apfel | 14 | -0,996424 | 0,189422 | X |
| | NSG | 14 | -0,888213 | 0,206327 | X |
| | Kirsche | 19 | 1,18673 | 0,190859 | X |

Tabelle 57: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Feldlerche den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 3,1881 | 1 | 3,1881 | 0,79 | 0,3800 |
| Minimale Lufttemperatur | 7,05953 | 1 | 7,05953 | 1,75 | 0,1943 |
| Niederschlagssumme | 1,22256 | 1 | 1,22256 | 0,30 | 0,5854 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 25,962 | 2 | 12,981 | 3,22 | 0,0521 |
| B:Monat | 10,4921 | 4 | 2,62302 | 0,65 | 0,6303 |
| C:Kultur | 132,35 | 2 | 66,1752 | 16,41 | <0,00001 |
| RESIDUEN | 141,115 | 35 | 4,03186 | | |
| TOTAL (KORR.) | 368,59 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kultur</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | NSG | 14 | -2,24949 | 0,623869 | X |
| | Apfel | 14 | -0,244323 | 0,572755 | XX |
| | Kirsche | 19 | 1,84137 | 0,577098 | X |

Tabelle 58: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Buchfinks den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 1,6059 | 1 | 1,6059 | 1,41 | 0,2430 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,678983 | 1 | 0,678983 | 0,60 | 0,4451 |
| Niederschlagssumme | 0,998274 | 1 | 0,998274 | 0,88 | 0,3555 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 13,1634 | 2 | 6,5817 | 5,78 | 0,0068 |
| B:Monat | 2,63112 | 4 | 0,65778 | 0,58 | 0,6807 |
| C:Kultur | 5,54146 | 2 | 2,77073 | 2,43 | 0,1024 |
| RESIDUEN | 39,8477 | 35 | 1,1385 | | |
| TOTAL (KORR.) | 69,5385 | 46 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 20 | -0,604317 | 0,314958 | X |
| | 2012 | 15 | 0,448307 | 0,305554 | XX |
| | 2013 | 12 | 1,42225 | 0,416782 | X |

Tabelle 59: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Ringeltaube den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,142806 | 1 | 0,142806 | 0,21 | 0,6516 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,107239 | 1 | 0,107239 | 0,16 | 0,6953 |
| Niederschlagssumme | 0,29041 | 1 | 0,29041 | 0,43 | 0,5209 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,0807062 | 2 | 0,0403531 | 0,06 | 0,9422 |
| B:Monat | 2,08323 | 4 | 0,520807 | 0,77 | 0,5591 |
| C:Kulturschutz | 6,45207 | 1 | 6,45207 | 9,55 | 0,0066 |
| RESIDUEN | 11,4891 | 17 | 0,675832 | | |
| TOTAL (KORR.) | 24,1391 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | -1,08344 | 0,24021 | X |
| | Kontrolle | 14 | -0,123379 | 0,24021 | X |

Tabelle 60: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Kohlmeise den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,160585 | 1 | 0,160585 | 0,19 | 0,6707 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,159447 | 1 | 0,159447 | 0,19 | 0,6718 |
| Niederschlagssumme | 0,49909 | 1 | 0,49909 | 0,58 | 0,4561 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 13,7053 | 2 | 6,85266 | 7,99 | 0,0036 |
| B:Monat | 0,519192 | 4 | 0,129798 | 0,15 | 0,9598 |
| C:Kulturschutz | 16,3316 | 1 | 16,3316 | 19,03 | 0,0004 |
| RESIDUEN | 14,5863 | 17 | 0,858018 | | |
| TOTAL (KORR.) | 48,2874 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 10 | -1,69417 | 0,451212 | X |
| | 2013 | 8 | 0,183064 | 0,518508 | XX |
| | 2012 | 10 | 0,575171 | 0,325319 | X |
| | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Folie | 9 | -1,26451 | 0,361851 | X |
| | Kontrolle | 19 | 0,640549 | 0,259576 | X |

Tabelle 61: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Kohlmeise den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 2,75244 | 1 | 2,75244 | 3,28 | 0,0877 |
| Minimale Lufttemperatur | 2,08892 | 1 | 2,08892 | 2,49 | 0,1329 |
| Niederschlagssumme | 2,05078 | 1 | 2,05078 | 2,45 | 0,1363 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 6,88977 | 2 | 3,44488 | 4,11 | 0,0350 |
| B:Monat | 6,54378 | 4 | 1,63594 | 1,95 | 0,1481 |
| C:Kulturschutz | 0,0846348 | 1 | 0,0846348 | 0,10 | 0,7546 |
| RESIDUEN | 14,2552 | 17 | 0,838538 | | |
| TOTAL (KORR.) | 30,1053 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 10 | -0,491233 | 0,691366 | X |
| | 2013 | 8 | 1,85068 | 0,515538 | X |
| | 2012 | 10 | 2,35889 | 0,448326 | X |

Tabelle 62: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Feldlerche den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,708872 | 1 | 0,708872 | 0,72 | 0,4068 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,819849 | 1 | 0,819849 | 0,84 | 0,3731 |
| Niederschlagssumme | 0,0277768 | 1 | 0,0277768 | 0,03 | 0,8683 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 11,9572 | 2 | 5,97862 | 6,10 | 0,0101 |
| B:Monat | 1,02893 | 4 | 0,257233 | 0,26 | 0,8979 |
| C:Kulturschutz | 0,0013694 | 1 | 0,0013694 | 0,00 | 0,9706 |
| RESIDUEN | 16,6553 | 17 | 0,979725 | | |
| TOTAL (KORR.) | 39,4954 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2012 | 10 | -0,17567 | 0,347627 | X |
| | 2013 | 8 | 0,500933 | 0,554063 | XX |
| | 2011 | 10 | 1,84147 | 0,482153 | X |

Tabelle 63: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz der Feldlerche den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIALE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,0662799 | 1 | 0,0662799 | 0,11 | 0,7452 |
| Minimale Lufttemperatur | 0,440449 | 1 | 0,440449 | 0,73 | 0,4062 |
| Niederschlagssumme | 0,0118562 | 1 | 0,0118562 | 0,02 | 0,8905 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,796758 | 2 | 0,398379 | 0,66 | 0,5316 |
| B:Monat | 4,89631 | 4 | 1,22408 | 2,02 | 0,1378 |
| C:Kulturschutz | 2,92458 | 1 | 2,92458 | 4,82 | 0,0424 |
| RESIDUEN | 10,3235 | 17 | 0,607266 | | |
| TOTAL (KORR.) | 22,3044 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | -0,652965 | 0,227699 | X |
| | Kontrolle | 14 | -0,00659222 | 0,227699 | X |

Tabelle 64: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Stars den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIALE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 7,10389 | 1 | 7,10389 | 4,48 | 0,0493 |
| Minimale Lufttemperatur | 6,16334 | 1 | 6,16334 | 3,89 | 0,0652 |
| Niederschlagssumme | 4,89958 | 1 | 4,89958 | 3,09 | 0,0968 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 16,2975 | 2 | 8,14877 | 5,14 | 0,0180 |
| B:Monat | 5,53817 | 4 | 1,38454 | 0,87 | 0,5002 |
| C:Kulturschutz | 0,00905988 | 1 | 0,00905988 | 0,01 | 0,9406 |
| RESIDUEN | 26,957 | 17 | 1,58571 | | |
| TOTAL (KORR.) | 57,0902 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 10 | -2,22193 | 0,950732 | X |
| | 2013 | 8 | 1,27859 | 0,708942 | XX |
| | 2012 | 10 | 2,11748 | 0,616515 | X |

Tabelle 65: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Stars den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkultur (Folienüberdachung, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|----|--------------|------------|--------|
| KOVARIALE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 4,3499 | 1 | 4,3499 | 3,95 | 0,0632 |
| Minimale Lufttemperatur | 3,33965 | 1 | 3,33965 | 3,03 | 0,0997 |
| Niederschlagssumme | 5,29794 | 1 | 5,29794 | 4,81 | 0,0425 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,940545 | 2 | 0,470273 | 0,43 | 0,6593 |
| B:Monat | 3,82262 | 4 | 0,955655 | 0,87 | 0,5033 |
| C:Kulturschutz | 1,08433 | 1 | 1,08433 | 0,98 | 0,3350 |
| RESIDUEN | 18,724 | 17 | 1,10141 | | |
| TOTAL (KORR.) | 31,9648 | 27 | | | |

Tabelle 66: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Abundanz des Stieglitz den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkultur (Hagelschutznetz, Kontrolle) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|----|--------------|------------|--------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 3,27479 | 1 | 3,27479 | 2,98 | 0,1027 |
| Minimale Lufttemperatur | 3,45324 | 1 | 3,45324 | 3,14 | 0,0944 |
| Niederschlagssumme | 5,14508 | 1 | 5,14508 | 4,67 | 0,0452 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 6,56995 | 2 | 3,28497 | 2,98 | 0,0775 |
| B:Monat | 3,67025 | 4 | 0,917562 | 0,83 | 0,5223 |
| C:Kulturschutz | 0,00529194 | 1 | 0,00529194 | 0,00 | 0,9455 |
| RESIDUEN | 18,711 | 17 | 1,10065 | | |
| TOTAL (KORR.) | 42,1119 | 27 | | | |

5.5. Diskussion

Die Ergebnisse dieser Untersuchung zeigen, dass die intensive Landnutzung in Obstkulturen ohne Kulturschutzeinrichtungen im Vergleich zur naturnahen Streuobstfläche zu einer signifikant niedrigeren Diversität der insektivoren Vögel führt. Der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen führte beim Hagelschutznetz auf der Apfelversuchsfläche zu einer zusätzlichen signifikanten Verringerung der monatlichen Artenzahl. Im Gegensatz dazu konnte für die Folien-Netz-Kombination auf der Kirschversuchsfläche kein zusätzlicher signifikanter Effekt auf die monatliche Artenzahl der insektivoren Vögel nachgewiesen werden. Mögliche Begründungen werden im Folgenden diskutiert. Signifikante Einflüsse von intensiver Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf das Verhalten der Vögel werden ebenfalls erläutert. Zuvor wird die ermittelte Diversität dieser Gilde sowie die häufigsten Vogelarten mit den Ergebnissen anderer europäischer Studien verglichen und erörtert. Dem folgt der Vergleich von α - und β -Diversität der Untersuchungsflächen sowie die Beurteilung der von dieser Gilde gezeigten Verhaltensweisen und genutzten Mikrohabitate. Die Ergebnisse zum Wiedehopf werden gesondert in Kapitel 6 behandelt.

5.5.1. Diversität und Abundanz

Methodisch bedingt kann bei der durchgeführten visuellen Erfassung von einer Unterschätzung des Vogelbestands im Untersuchungsgebiet ausgegangen werden (NICHOLS et al. 1998). Die Wahrscheinlichkeit seltene oder sich bevorzugt in Deckung aufhaltende Arten anzutreffen ist geringer, und diese werden zudem leichter übersehen. Dies bestätigten die Ergebnisse des akustischen Monitorings im Untersuchungsjahr 2011 (KAPITEL 3). Die jeweiligen Jackknife-Schätzungen der real vorhandenen Vogelarten auf den Untersuchungsflächen weisen auf einen höheren Vogelbestand hin. Dennoch wurden die regelmäßig auf den Untersuchungsflächen vorkommenden Vogelarten insgesamt effektiv erfasst. Absolute Zahlen zu Diversität und Abundanz sind für ökologische Fragestellungen, welche auf einen Vergleich von Biozöosen und Abundanzverhältnissen zwischen verschiedenen Flächen abzielen, nicht erforderlich (SÜDBECK et al. 2005).

Beim Vergleich der Ergebnisse zur lokalen Vogel-Biozönose dieser dreijährigen Untersuchung mit weiteren avifaunistischen Erfassungen im Gebiet Mainz-Ingelheim ergab eine Übereinstimmung für 30 von 39 Vogelarten zum siebenjährigen Vogelmonitoring vom Dachverband Deutscher Avifaunisten der Jahre 2004 bis 2010 in Wackernheim-Neuland (TRAUTMANN 2011, schriftl. Mitteilung) sowie eine Übereinstimmung für 52 von 103 Arten zum Vogelbestand im VSG Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim und NSG Höllenberg nach LEHNERT (2000-2012, schriftl. Mitteilung). Bei letzterer handelt es sich allerdings um eine ganzjährige Erfassung, welche daher auch Durchzügler und Wintergäste enthält, so dass die Artenzahl dementsprechend höher liegt. Von den neun für das VSG wertgebenden Vogelarten (SCHULTE et al. 2003) wurden zwischen 2011 und 2013 nur Wiedehopf und Grauspecht festgestellt. Nach der aktuellen Roten Liste der Brutvögel in Rheinland-Pfalz gelten von

den in dieser Zeit beobachteten Vogelarten Feldlerche, Mehlschwalbe, Feldsperling und Pirol als „gefährdet“ (Kategorie 3), Wiedehopf und Turteltaube als „stark gefährdet“ (Kategorie 2); Star, Grauspecht, Gartenrotschwanz und Kuckuck werden in der Vorwarnliste geführt (SIMON et al. 2014). Demzufolge gelten gut 80 Prozent der auf den Untersuchungsflächen nachgewiesenen Vogelarten in Rheinland-Pfalz als ungefährdet. Die mit Abstand am häufigsten beobachtete Vogelart war die Kohlmeise, gefolgt von Star, Rabenkrähe und Amsel; mit etwas geringerer Abundanz Mauersegler, Bachstelze, Blaumeise, Buchfink, Feldlerche und Stieglitz.

Von den 52 insektivoren Vogelarten im Untersuchungsgebiet wurden 40 Arten auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg, 30 Arten in den Apfelkulturen und 21 Arten in den Kirschkulturen beobachtet. Zu einem ganz ähnlichen Ergebnis kam eine einjährige Studie in einem polnischen Obstanbaugebiet, welche von den insgesamt 44 Vogelarten 40 Arten in verlassenen Obstbrachen und 24 Arten in intensiv bewirtschafteten Obstkulturen nachwies (KAJTOCH 2017). In jenen Obstbrachen kamen Buchfink, Mönchsgrasmücke, Star und Kohlmeise am häufigsten vor, während es in den intensiv bewirtschafteten Obstkulturen Goldammer, Buchfink und Fitis waren. Eine weitere polnische Studie von WIACEK & POLAK (2008) fand 30 Vogelarten auf 21- bis 40-jährigen Apfelanbauflächen. Dort waren ebenfalls kaum Rote-Liste-Arten dabei, die häufigste Art war der Buchfink. In traditionellen Streuobstgärten Sloweniens wurden in einer dreijährigen Erfassung 13 bis 22 Brutvogelarten sowie Feldsperling, Stieglitz, Grünfink, Kohlmeise und Neuntöter als häufigste Brutvögel registriert (VOGRIN 2011). Im Oststeirischen Hügelland, eine der wichtigsten Obstbauregionen Österreichs, fand ZECHNER (1997) auf zwei Untersuchungsflächen mit Intensivobstanlagen und Streuobstwiesen 28 bis 30 Brutvogelarten. In Südtirol wurden in einem Obstanbaugebiet 45 Vogelarten festgestellt (UNTERHOLZNER et al. 2010a). Eine italienische Studie von GENGHINI et al. (2006) wies in unterschiedlich bewirtschafteten Obstkulturen insgesamt 26 Vogelarten nach. Die vier häufigsten Arten waren dort Grünfink, Girlitz, Buchfink und Stieglitz, welche keine Unterschiede in ihrer Abundanz zwischen biologisch, integriert oder intensiv bewirtschafteten Anbauflächen zeigten. BOUVIER et al. (2011) beobachteten 30 Vogelarten in französischen Obstkulturen mit Rotkehlchen, Kohlmeise, Grünfink und Girlitz als häufigste Arten. In Deutschland fanden ACHTZIGER et al. (1999) auf Streuobstflächen in Mittelfranken 66 Vogelarten, von welchen 50 Arten revier- oder brutanzeigend gewesen sind. Auf einer mit der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg vergleichbaren Streuobstfläche im baden-württembergischen Landkreis Tübingen wurden 39 Brutvogelarten nachgewiesen (VOWINKEL 2017). Kohlmeise, Star, Feldsperling, Gartenrotschwanz, Blaumeise, Halsbandschnäpper, Sumpfmehlschwalbe und Mönchsgrasmücke zeigten dort die höchsten Abundanzen. Im rheinland-pfälzischen Landkreis Alzey-Worms, welcher an den Landkreis Mainz-Bingen anschließt, registrierte STEINBORN (1984, 1991) neun Brutvogelarten in einer sechzehnjährigen Birnenkultur und sieben brütende Arten in einer achtzehnjährigen Apfelkultur. Am häufigsten wurden in den Birnenbäumen Nester von Bluthänfling sowie Girlitz gefunden und in den Apfelbäumen Bluthänfling-Nester. Nester vom Stieglitz, wie auf der untersuchten Apfelkontrollfläche im Jahr 2012, wurden in der Apfelkultur in Alzey-Worms ebenfalls gefunden (STEINBORN 1986).

Die in der vorliegenden Untersuchung ermittelten Werte zu Diversität und Abundanz von insektivoren Vögeln in den intensiv bewirtschafteten Obstkulturen sowie auf der naturnahen Streuobstflächen waren demzufolge in annähernder Übereinstimmung mit den Ergebnissen anderer Studien in europäischen Obstanbaugebieten.

5.5.2. α - und β -Diversität der Untersuchungsflächen

Die anhand der visuellen Nachweise berechnete lokale α -Diversität nach Simpson war auf allen Untersuchungsflächen relativ gleich niedrig. Auf der Apfelversuchsfläche ergab sich trotz der geringen Gesamtartenzahl die höchste α -Diversität, welche eher für die naturnahe Kontrollfläche im NSG Höllenberg zu erwarten gewesen wäre. Die anhand der akustischen Nachweise berechnete α -Diversität für 2011 lag jedoch ebenfalls für die Apfelversuchsfläche am höchsten. Da α -Diversitätsindices sowohl von der Artenzahl als auch von der Gleichmäßigkeit der Abundanzverteilung abhängig sind (NENTWIG et al. 2004), könnte die Abundanzverteilung der Vogelarten auf der Apfelversuchsfläche eine mögliche Erklärung für die höhere α -Diversität sein, weil der Simpson-Index

die dominanten Arten stärker als die seltenen gewichtet. Da in dieser Untersuchung die Dominanz der einzelnen Vogelarten auf den jeweiligen Flächen nicht berechnet wurde, konnte dies nicht überprüft werden.

Die Annahme, dass Baumart, Altersstruktur und räumliche Nähe der Untersuchungsflächen zu Übereinstimmungen in der Avifauna-Diversität führt, ließ eine hohe Ähnlichkeit im Arteninventar zwischen den jeweilig benachbarten Obstkulturen und die geringste Ähnlichkeit zur naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg erwarten. Qualitativ unterschied sich die β -Diversität nach Sørensen bei einer Ähnlichkeit der Arteninventare von 55 Prozent nicht besonders stark zwischen den Obstkulturen und der Streuobstfläche im NSG. Die Apfelkulturen ähnelten sich in ihrem Arteninventar zu 70 Prozent und die Kirschkulturen sogar zu knapp 90 Prozent. Quantitativ unterschied sich die β -Diversität nach Bray-Curtis mit einer Ähnlichkeit der Arteninventare von 30 Prozent stärker zwischen den Obstkulturen und der Streuobstfläche im NSG. Die jeweiligen Versuchs- und Kontrollflächen beider Obstkulturarten ähnelten sich zu gut 60 Prozent in ihrem Arteninventar. Dies zeigte, dass die Abundanz der Vogelarten insbesondere auf die Übereinstimmung der Arteninventare der Kirschkulturen einen erheblichen Einfluss hatte.

Ein Literaturvergleich zur α - und β -Diversität ist schwierig, weil nur wenige avifaunistische Studien in Obstkulturen überhaupt Diversitätsindices berechnen, oder aber meist den Shannon-Index verwenden. So wiesen GENGHINI et al. (2006) die geringste α -Diversität nach Shannon in konventionell bewirtschafteten Obstkulturen nach. KAJTOCH (2017) berechnete zwar ebenfalls die α -Diversität nach Simpson, verwendete jedoch den Kehrwert („inverse Simpson diversity index $1/D$ “). Bei seiner Analyse ergab sich für intensiv bewirtschaftete Obstkulturen eine niedrigere mittlere inverse α -Diversität (7,2) als für extensiv bewirtschaftete Obstkulturen (10,5) und Obstbrachen (11,3). In der vorliegenden Untersuchung ergab sich im Vergleich dazu die niedrigste mittlere inverse α -Diversität nach Simpson für die Apfelversuchsfläche (5,5) und die Kirschkontrollfläche (7,8). Die naturnahe Streuobstfläche im NSG (9,1) wies zusammen mit der Kirschversuchsfläche (9,1) und der Apfelkontrollfläche (9,0) die höchste mittlere inverse α -Diversität auf. Des Weiteren berechnete KAJTOCH (2017) ebenfalls die β -Diversität nach Bray-Curtis, verwendete diese jedoch als Unähnlichkeitsmaß zwischen den Flächen („Bray-Curtis dissimilarity index“). Nach Umrechnung zu den Ähnlichkeitswerten ergab sich in seiner Studie die höchste Ähnlichkeit im Arteninventar zwischen verlassenem und extensiv bewirtschafteten Obstkulturen (93,6%), eine niedrigere Übereinstimmung zwischen extensiver und intensiver Bewirtschaftung (72,2%) sowie die geringste Ähnlichkeit zwischen Intensivobstkulturen und verlassenem Obstbrachen (66,7%). Die Übereinstimmung im Arteninventar zwischen Intensivobstkulturen und naturnaher Streuobstfläche der vorliegenden Untersuchung lag im Vergleich dazu nur knapp halb so hoch. Dies könnte darin begründet sein, dass KAJTOCH (2017) nur potentiell in Obstkulturen brütende Vogelarten in die Analyse einbezog, so dass Arten wie Schwalben, Segler, Offenlandarten wie die Feldlerche, oder Gebäudebrüter wie Hausrotschwanz im Arteninventar ausgeschlossen waren.

5.5.3. Mikrohabitatnutzung und Verhalten

Vögel brauchen für die Erhaltung ihrer Körpertemperatur und das Fliegen viel Energie, so dass sie einen Großteil ihres Tages mit der Nahrungssuche verbringen (WINK 2014). Speziell während der Brutzeit erhöht sich durch die Fütterung der Jungvögel dieser Anteil noch weiter. Eine Studie von BAXTER (1999) ergab prozentuale Anteile der Nahrungssuche von gut einem Viertel bis zur Hälfte der Beobachtungszeit. In der vorliegenden Untersuchung waren die Vögel zu ungefähr der Hälfte der Beobachtungen auf Nahrungssuche. Verhaltensweisen wie Vigilanz, Singen und Rufen aus der Kategorie Revierverhalten machten den zweitgrößten Anteil der Beobachtungen aus, was dem Verhalten von Vögeln während der Fortpflanzungszeit entspricht (SÜDBECK et al. 2005, WINK 2014). Verhaltensweisen der Kategorie Fortpflanzungsverhalten wie Nestbau und Füttern wurden dagegen selten beobachtet, weil nur wenige der beobachteten Vogelarten auf den Untersuchungsflächen brüteten. Die meisten Arten nutzten die Flächen lediglich als Nahrungshabitate. Dies zeigte auch die prozentuale Verteilung der Mikrohabitatnutzung, da viele Vögel am Boden oder in Bäumen nach Nahrung suchten. Die besondere Attraktivität der vegetationsarmen Bodenstreifen zwischen den

Obstbäumen als Nahrungshabitat für am Boden nahrungssuchende Vögel wurde bereits in anderen Studien nachgewiesen (SCHAUB et al. 2010, WEISSHAUPT et al. 2011, TAGMANN-IOSET et al. 2012) und wurde durch den hohen Anteil bei bis zu einem Drittel der Beobachtungen in dieser Untersuchung ebenfalls bestätigt. Gleichermaßen wurde in den Obstkulturen der grasbedeckte Boden von den Vögeln frequentiert. Auf der Streuobstfläche im NSG Höllenberg wurde das Gras dagegen nicht mal zu einem Viertel der Beobachtungen aufgesucht. Hier hielten sich die Vögel bei Dreiviertel der Beobachtungen in Bäumen auf. Die Baumnutzung in den Obstkulturen war indessen höchstens halb so hoch wie im NSG. Dieser Unterschied lässt sich mit den Abundanzen der Vogelarten auf den Untersuchungsflächen erklären. Die höchsten Abundanzen auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG zeigten die typischerweise in Bäumen nahrungssuchenden Arten Kohlmeise, Blaumeise und Schwanzmeise sowie die zusätzlich in Bäumen nahrungssuchenden Eichelhäher und Amseln; außerdem noch der Gartenrotschwanz als Ansitzjäger. In den Obstkulturen waren dagegen viele typischerweise am Boden nahrungssuchende Arten wie Star, Rabenkrähe, Bachstelze, Schafstelze, Feldlerche und Wiedehopf häufig. Besonders deutlich zeigte sich dies auf den Kirschanbauflächen, da es hier bis auf Kohlmeise, Stieglitz und Buchfink keine in Bäumen nahrungssuchenden Vogelarten mit hoher Abundanz gab. Die erst im Jahr 2010 angepflanzten jungen Kirschbäume waren aufgrund ihres Alters noch nicht so attraktiv für nahrungssuchende Vögel (ACHTZIGER et al. 1999). Dies bestätigte ebenfalls die im Vergleich zur naturnahen Kontrollfläche im NSG signifikant geringere Nutzung der Bäume auf der Kirschkontrollfläche. Stattdessen nutzten Vögel hier die Pfähle signifikant häufiger. Vögel kompensierten das Fehlen von älteren, größeren Bäumen in der Kirschkultur mit den vorhandenen Pfählen, was mit der Aufhebung des signifikanten Unterschieds zur naturnahen Kontrollfläche bei der gemeinsamen Varianzanalyse der Mikrohabitate Baum und Pfahl bewiesen wurde. Als weitere zusätzliche Sitzwarten dienten den insektivoren Vögel in den Obstkulturen Zäune und Kulturschutzeinrichtungen mit deren Stützpfehlern und Halteseilen.

5.5.4. Einfluss der Landnutzung

Die intensive Landnutzung in den untersuchten Obstkulturen führte im Vergleich zur unbewirtschafteten, naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg zu einer hochsignifikanten Verringerung der monatlichen Vogelartenzahl. Andere Studien aus Mitteleuropa kamen ebenso zu dem Ergebnis, dass intensiv bewirtschaftete Obstkulturen im Vergleich zu unbewirtschafteten Obstkulturen, wie Streuobstwiesen oder Obstbrachen, eine geringere Diversität der Avifauna aufweisen (ZECHNER 1997, KAJTOCH 2017). Die Intensität der Landnutzung hat dabei einen negativen Einfluss auf Vögel (BOUVIER et al. 2011). So wiesen GENGHINI et al. (2006) eine größere Diversität sowie höhere Vogeldichten in biologisch bewirtschafteten Obstkulturen und die niedrigsten Werte in konventionellen Obstkulturen nach. Dazu hat das Alter der Obstbäume einen signifikanten Einfluss auf Diversität und Abundanz von Vögeln (ACHTZIGER et al. 1999, GENGHINI et al. 2006, WIACEK & POLAK 2008). Je älter ein Baum ist, desto höher ist seine Attraktivität für Vögel. Dies erklärt, dass die untersuchten jungen Kirschkulturen die geringsten Artenzahlen aufwiesen. Zusätzlich wies die Kirschkontrollfläche im Gegensatz zur Apfelkontrollfläche auch eine signifikant verminderte Abundanz der insektivoren Vögel auf. Aufgrund der Umwandlung dieser Untersuchungsflächen von Ackerland zu Kirschkulturen, kamen hier außerdem noch regelmäßig typische Vogelarten der Offenlandschaft wie Bach- und Schafstelze sowie Feldlerche vor. Dazu passt, dass im ersten Untersuchungsjahr die Feldlerche signifikant häufiger in den Kirschkulturen vorkam und die Schafstelze zwischen zwei Kirschbäumen brütete. Bachstelze und Feldlerche kamen außerdem auf der Kirschkontrollfläche hochsignifikant häufiger als auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg vor. Es ist davon auszugehen, dass sich das Artenspektrum der Kirschkulturen in den Jahren nach der Untersuchung weiter verändert hat. Das Alter eines Baumes ist entscheidend für mögliche Brutplätze von Vögeln. Insbesondere Höhlenbrüter und größere Baumbrüter benötigen Bäume mit großen Baumkronen und dicken Stämmen, um sich erfolgreich fortpflanzen zu können. Erst ab einem Stammdurchmesser von zwanzig Zentimetern bilden sich natürliche Baumhöhlen (ACHTZIGER et al. 1999). In modernen Intensivobstanlagen werden solche Stammdicken nicht mehr erreicht, weshalb in solchen Anlagen keine natürlichen Brutplätze für höhlenbrütende Vogelarten vorhanden sind. Für kleine Höhlenbrüter,

wie Kohl- und Blaumeise, Feldsperling, Kleiber und Wendehals, lassen sich fehlende natürliche Bruthöhlen mit geeigneten Nistkästen kompensieren. Die Empfehlungen für die Anzahl an Nistkästen pro Hektar liegen bei drei (SCHMID 2000), vier bis acht (STEINBORN 1991, TRAUTMANN 2006, UNTERHOLZNER et al. 2010b) oder zehn bis zwanzig (MARIOTTI et al. 2007). In der vorliegenden Untersuchung nutzten Kohlmeise und Feldsperling die Nistkästen in den Obstkulturen sowie Kohl- und Blaumeise die Kästen auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg. Insgesamt wurden mehr Freibrüter (46%) als Höhlenbrüter (38%) auf den Untersuchungsflächen beobachtet; hinzu kamen noch einige Bodenbrüter (16%). STEINBORN (1991) registrierte in einer sechzehnjährigen Birnenkultur im rheinland-pfälzischen Landkreis Alzey-Worms sechs Freibrüter und zwei Höhlenbrüter. Auf der Streuobstfläche im Landkreis Tübingen in Baden-Württemberg waren dagegen gut 82% der erfassten Vogelarten Höhlenbrüter (VOWINKEL 2017), was für ein gutes Bruthöhlen-Angebot spricht.

Es konnte ein negativer Effekt der Landnutzung durch Obstanbau auf die monatliche Abundanz von Gartenrotschwanz, Amsel und Blaumeise nachgewiesen werden. Der Gartenrotschwanz bevorzugt baumreiche Habitats mit natürlichen Bruthöhlen und einem hohen Anteil an lückenhaften Vegetationsflächen (MARTINEZ et al. 2010), weshalb in Mitteleuropa Hochstammobstgärten als ein bedeutendes Bruthabitat für diese Vogelart gelten. Deshalb wurde der Gartenrotschwanz in dieser Untersuchung hochsignifikant häufiger auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg als in den Intensivobstkulturen beobachtet. Die Amsel wurde ebenfalls signifikant häufiger auf der naturnahen Streuobstfläche beobachtet, was sich mit Ergebnissen aus Italien deckt (GENGHINI et al. 2006). Blaumeisen besiedeln nach ANDRETTKE et al. (2005) bevorzugt lichte Laub- und Mischwälder mit großem Höhlenangebot, weshalb sie in den untersuchten Kirschkulturen gar nicht und in den untersuchten Apfelkulturen hochsignifikant seltener als auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG anzutreffen waren. Die Rabenkrähe kam dagegen auf der Apfelkontrollfläche hochsignifikant häufiger als auf den anderen beiden Kontrollflächen vor. Rabenkrähen besiedeln offene Kulturlandschaften in denen große Einzelbäume als Brutplatz ausreichen (ANDRETTKE et al. 2005). Als Brutpaar bevorzugen sie reich strukturierte, extensiv bewirtschaftete Gebiete und verteidigen ihr zehn bis 40 Hektar großes Revier gegenüber Artgenossen (DIERAUER & KUPFERSCHMIDT 2011). Die Apfelkontrollfläche schien in einem Brutgebiet der Rabenkrähe zu liegen, weshalb sie in allen Jahren häufig zur Nahrungssuche frequentiert wurde. LEHNERT (2000-2012, schriftl. Mitteilung) gibt die Rabenkrähe auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg hingegen als seltenen Brutvogel an. Eichelhäher, Ringeltaube und Kohlmeise zeigten auf der Kirschkontrollfläche signifikant niedrigere monatliche Abundanzen als auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG, was nochmals die geringe Attraktivität der jungen Kirschbäume für diese Vogelarten bestätigt. Die intensive Landnutzung mit Obstkulturen hatte keinen Einfluss auf die monatliche Abundanz von Star, Stieglitz und Buchfink, was mit den Ergebnissen von anderen Studien übereinstimmt (GENGHINI et al. 2006, WIACEK & POLAK 2008, KAJTOCH 2017).

5.5.5. Einfluss der Kulturschutzeinrichtungen

In dieser Untersuchung konnte ein signifikanter negativer Effekt der Hagelnetz-Überdachung auf die monatliche Artenzahl der insektivoren Vögel, nicht aber auf ihre Abundanz, nachgewiesen werden. Das Fortpflanzungsverhalten der insektivoren Vögel war unter dem Hagelnetz der Apfelkultur ebenfalls signifikant vermindert. Dies steht im Widerspruch zu Ergebnissen einer Studie in Kernobstanlagen am Bodensee, in welcher Hagelschutznetze keine Effekte auf die in den Nistkästen der Anlagen brütenden Feldsperlinge und Kohlmeisen aufwiesen (TRAUTMANN et al. 2000). Für die monatliche Abundanz der Kohlmeise wurde in dieser Untersuchung zwar übereinstimmend kein Effekt des Hagelschutznetzes nachgewiesen, jedoch kam die Kohlmeise auf der Kirschanbaufläche mit Folien-Netz-Überdachung signifikant seltener vor. Fehlende Nistkästen auf dieser Versuchsfläche können als Ursache ausgeschlossen werden, weil es auf der Kirschkontrollfläche nur in den Jahren 2011 und 2012 zwei Nistkästen gab, welche lediglich 2012 von Kohlmeisen belegt waren. Im Jahr 2012 kam die Kohlmeise in beiden Kirschkulturen signifikant häufiger vor als im Vorjahr der Untersuchung. Im Folgejahr lag ihre Abundanz in beiden Kirschkulturen annähernd gleich. Kohlmeisen wurden hier überwiegend im Juni sowie im Juli beobachtet; vereinzelt auch im April, aber

nie im Mai. Dies spricht dafür, dass sie woanders gebrütet und die Kirschkulturen danach mit ihren Jungvögeln zur Nahrungssuche aufgesucht haben, wobei sie die Fläche mit Überdachung signifikant seltener aufgesucht haben. Im Gegensatz dazu kam der Wiedehopf in der überdachten Kirschkultur signifikant häufiger vor (STAHMER & SINSCH 2017).

In Bezug auf die Verminderung des Fortpflanzungsverhaltens der insektivoren Vögel in der Apfelkultur mit Hagelnetz ist nicht auszuschließen, dass das Ergebnis durch den in zwei Untersuchungsjahren vom Feldsperling besetzten Nistkasten in einer der Beobachtungsreihen auf der Apfelkontrollfläche beeinflusst wurde. Durch diesen mit Erst- und Zweitgelege bebrüteten Nistkasten wurden auf der Apfelkontrollfläche verstärkt die Verhaltensweisen Nestbau, Brüten und Füttern beobachtet. Hinzu kommt, dass auf dieser Fläche in zwei Beobachtungsreihen Nistkästen hingen, von denen nur in einem Jahr ein Kasten nicht belegt war. Im Gegensatz dazu gab es auf der Apfelversuchsfläche nur in einer Beobachtungsreihe einen Nistkasten, welcher allerdings in keinem der Untersuchungsjahre besetzt gewesen ist. Des Weiteren brütete der Stieglitz in einem Apfelbaum der Kontrollfläche, was wiederum zu Beobachtungen aus der Kategorie Fortpflanzungsverhalten führte. Dies könnte zu dem signifikanten Unterschied zwischen Versuchs- und Kontrollfläche der Apfelkulturen geführt haben, oder darin begründet liegen, dass auf der Apfelversuchsfläche mit Hagelschutznetz tatsächlich weniger Nester vorhanden waren. Da keine systematische Untersuchung der Nistkästen oder der Bäume auf den Flächen durchgeführt wurde, ist hierzu keine abschließende Bewertung möglich. Unter der Folien-Netz-Überdachung der Kirschkultur war das Fortpflanzungsverhalten der insektivoren Vögel jedoch ebenfalls signifikant vermindert. Zusätzlich war hier auch die Nahrungssuche signifikant verringert. Außerdem nutzten die insektivoren Vögel Bäume unter der Folien-Netz-Überdachung signifikant seltener als auf der Kirschkontrollfläche ohne Überdachung. Ein verringertes Nahrungsangebot in der überdachten Kirschkultur konnte zumindest anhand der Arthropoden-Trockenbiomasse (KAPITEL 7) oder der Käferdiversität (STAHMER et al. 2014) nicht nachgewiesen werden, so dass dies nicht der Grund für die verminderte Nahrungssuche der insektivoren Vögel zu sein scheint. Auch wenn kein signifikanter Effekt der Folien-Netz-Überdachung auf die monatliche Artenzahl oder Abundanz der insektivoren Vögel nachgewiesen werden konnte, so sprechen die Ergebnisse dennoch für einen erheblichen Effekt auf das Verhalten der Vögel. Zu bedenken ist hierbei, dass es sich bei der Folienüberdachung der Kirschversuchsfläche um eine im Jahr 2012 erfolgte Neuinstallation gehandelt hat. Der sich nach Bonferroni-Korrektur als Scheinsignifikanz herausgestellte Unterschied in der monatlichen Vogelartenzahl zwischen Versuchs- und Kontrollfläche, könnte nach weiteren Untersuchungsjahren statistisch absicherbar werden. Die signifikanten negativen Effekte des Hagelnetzes könnten auch mit der Gesamtgröße dieser Überdachung korrelieren. Die Apfelversuchsfläche hatte insgesamt eine Größe von zwölf Hektar, in welcher alle Baumreihen mit dem Netz überspannt waren. Die Kirschversuchsfläche hatte dagegen eine Größe von zwei Hektar und wies in der Mitte der Überdachung eine ausgesparte Folienbahn auf. In konventionell bewirtschafteten italienischen Apfelkulturen wurden negative Effekte von Hagelnetzen auf die Abundanz von Singdrossel (BRAMBILLA et al. 2013) und Buchfink (BRAMBILLA et al. 2015) nachgewiesen. Für die Abundanz des Buchfinks konnte in dieser Untersuchung jedoch kein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen aufgezeigt werden. BRAMBILLA et al. (2015) untersuchten allerdings keine einzelnen, überdachten Obstkulturen im Vergleich zu Obstkulturen ohne Schutznetz, sondern wählten zur Datenerfassung Transekte im gesamten Untersuchungsgebiet, in welchem der Apfelanbau dominierte. Der prozentuale Anteil an mit Hagelnetzen überdachten Obstkulturen hatte hier einen negativen Einfluss auf die ermittelte Revieranzahl des Buchfinks. Die Varianzanalysen der weiteren zehn häufigsten Vogelarten dieser Untersuchung ergaben lediglich für die monatliche Abundanz der Ringeltaube einen signifikanten negativen Effekt des Hagelschutznetzes. Ringeltauben kamen ausschließlich auf der Apfelkontrollfläche ohne Netz vor, was für eine Vermeidung von überdachten Obstkulturen spricht. Jedoch konnte für die Folienüberdachung kein solcher Effekt nachgewiesen werden. Die monatliche Abundanz der Ringeltaube unterschied sich in den Kirschkulturen nicht zwischen Versuchs- und Kontrollfläche. Die Kulturschutzeinrichtungen hatten keinen Einfluss auf die monatliche Abundanz von Amsel, Bachstelze, Blaumeise (in den Kirschkulturen gab es keine), Eichelhäher, Feldlerche, Gartenrotschwanz, Rabenkrähe, Star und Stieglitz. Eine

Abschreckung von fakultativ frugivoren Vogelarten wie Rabenkrähe, Star und Amsel konnte demnach nicht bestätigt werden. Dazu passt, dass RUBAUSKIS et al. (2013) auf einer Süßkirschen-Versuchsanbaufläche in Lettland, welche zur Hälfte mit einer Folien-Netz-Kombination (vom selben Hersteller) überdacht gewesen ist, keine signifikanten Unterschiede in der Anzahl an den von Vögeln angepickten Früchten nachweisen konnten.

Beide Typen von Kulturschutzeinrichtungen wurden in allen Untersuchungsjahren bei bis zu einem Viertel der Beobachtungen von Vögeln als Sitzwarten genutzt. Eine grundsätzliche Abschreckung dieser Schutzeinrichtungen auf Vögel kann demnach ausgeschlossen werden. Kollisionen von Vögeln mit Folien oder Netzen wurden im gesamten Untersuchungszeitraum nie beobachtet. Die hochsignifikant stärkere Nutzung der Folien-Netz-Überdachung durch die Vögel im Jahr 2013, lässt sich darauf zurückführen, dass in jenem Jahr auch auf der Kirschkontrollfläche eine Folienüberdachung installiert wurde. Die Folienbahnen wurden über den Beobachtungsreihen der Fläche zwar nicht verschlossen, die Vögel konnten aber dennoch bereits die Halteseile, Stützpfähle und eingerollten Folien als Sitzwarten nutzen.

Der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen führte zwar nicht grundsätzlich zur Vermeidung der überdachten Obstanbauflächen durch die Vögel, jedoch wurde zumindest im Fall des Hagelnetzes eine zum negativen Effekt der Landnutzung zusätzliche Verminderung der Vogeldiversität auf der überdachten Fläche nachgewiesen. Die aufgezeigten negativen Effekte von Kulturschutzeinrichtungen auf Fortpflanzungsverhalten und Nahrungssuche der insektivoren Vögel, deuten auf einen möglichen Verlust an Brut- und Nahrungshabitaten für die in Intensivobstanlagen vorkommenden Vogelarten hin. Insbesondere weil es sich bei der Folienüberdachung um eine Neuinstallation handelte, welche im ersten Untersuchungsjahr noch nicht vorhanden gewesen ist, und sich die Varianzanalyse deshalb lediglich auf zwei Untersuchungsjahre bezieht, sollten die gefundenen signifikanten Effekte in weiteren wissenschaftlichen Studien geprüft und abgesichert werden.

6. Raumnutzung des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Mainzer Sand - ein störungsempfindlicher Habitatspezialist in Obstkulturen?

Dieses Kapitel wurde bereits publiziert als:

JASMINA STAHRER & ULRICH SINSCH (2017) Raumnutzung des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Mainzer Sand – ein störungsempfindlicher Habitatspezialist in Obstkulturen? Mainzer naturwissenschaftliches Archiv, Band 54, S. 261-278.

6.1. Kurzfassung

Der Wiedehopf erreicht in Rheinland-Pfalz seine nordwestliche Verbreitungsgrenze in Deutschland. Er gilt laut Roter Liste mit ca. 400 Brutpaaren in ganz Deutschland als stark gefährdet. Im Mainzer Sand ist seit mehr als 30 Jahren eine Wiedehopf-Population Gegenstand eines Artenhilfsprojektes mit dem Ziel, den Bestand zu sichern. Wir untersuchten 2011 bis 2013 in den Monaten März bis Juli die Habitatnutzung und das Verhalten der dortigen Wiedehopfe auf einer naturnahen Fläche des Naturschutzgebietes (NSG) „Höllenberg“ und zwei Flächen mit intensiv genutzten Kirschkulturen, eine davon mit zeitweiligem Foliendach als Kulturschutzeinrichtung. Alle Untersuchungsflächen dienten dem Wiedehopf vor allem zur Nahrungssuche, wobei die Abundanz auf der Fläche mit Foliendach etwa 10mal höher war als auf der Kirschkontrollfläche und im NSG. Entscheidender Faktor für die starke Nutzung der Obstkulturen war das Vorhandensein von vegetationsfreien Bereichen, in denen die Nahrungsinsekten leicht zugänglich waren. Für die Raumnutzung zur Nahrungssuche hatte die Präsenz von Kirschkulturen keinen erkennbaren Effekt, die Umzäunung der Kulturfläche minderte eher die Störung durch Spaziergänger. Zäune und Kulturschutzeinrichtungen dienten in Ermangelung geeigneter Bäume als Sitzwarten. Störungen durch die bei Wind laut flatternden Foliendächer auf darunter nahrungssuchende Wiedehopfe wurden nicht beobachtet. Die häufig kolportierte Störanfälligkeit von Wiedehopfen konnte nicht bestätigt werden. Obstkulturen mit teilweise vegetationsfreiem, sandigen Boden stellen nicht nur in Deutschland wichtige Landschaftsstrukturen für die Nahrungssuche dar, wenn in geringer räumlicher Nähe geeignete Nisthöhlen oder wie im Mainzer Sand Nistkästen als Bruthabitat zur Verfügung stehen.

6.2. Abstract

Landscape use of the hoopoe (*Upupa epops*) in the dune area “Mainzer Sand” – a habitat specialist sensitive to disturbance foraging in intensively used cherry orchards?

The North Western limit of the distributional range of the hoopoe in Germany is situated in Rhineland-Palatinate. According the Red List of German birds the hoopoe is considered critically endangered with about 400 breeding pairs remaining. During the past 30 years the regional conservation authorities fund a managing project aimed to stabilize and to foster the hoopoe population of the “Mainzer Sand” (Mainz, Rhineland-Palatinate). From March to July of the years 2011-2013 we studied habitat use and behaviour of these local hoopoes in an area forming part of the nature reserve “Höllenberg” and two neighbouring, same-sized areas with cherry orchards, one of them temporarily covered with a foil-net combination for hail protection. The birds used all study areas mainly for foraging, with hoopoe abundance being ten times greater in the hail-protected orchard than in the nature reserve and the unprotected orchard. The presence of vegetation-free sandy areas in the orchards seem to attract the hoopoes because of the easy accessible their ground-dwelling prey (insects). Hail protection roofs did not affect habitat use for foraging and the fences-around the orchards even seemed to reduce human disturbance. Fences and hail nets were used as perches in the orchards in which suitable trees were absent. Disturbance due to the noise produced

by wind-induced chattering of hail protection devices on foraging hoopoes on the ground below was never observed. In conclusion, the frequently mentioned high sensitivity of hoopoes to human disturbances is not supported by our study. Orchards with locally vegetation-free sandy soil represent important foraging areas for hoopoes not only in Germany, if suitable breeding sites are located in the vicinity as in the „Mainzer Sand“.

Key words

Upupa epops, agricultural landscape, hail protection, disturbance, Rhineland-Palatinate, Germany

6.3. Einleitung

Als thermophile Vogelart besiedelt der Wiedehopf (*Upupa epops* Linnaeus, 1758) Brutgebiete in warmen und niederschlagsarmen Landschaften mit strukturreicher, offener bis halboffener Vegetation (OEHLSCHLAEGER 2004). Aufgrund seiner speziellen Ansprüche an den Lebensraum zählt er in Deutschland mit ca. 400 Brutpaaren zu den gefährdeten Arten (Rote Liste Einstufung 2; SÜDBECK et al. 2009). In der naturnahen Landschaft nisten Wiedehopfe in Baumhöhlen alter Bäume, auch in verlassenen Spechthöhlen, in alten Mauern, Stein- oder Asthaufen oder in Hohlräumen und Nischen von Gebäuden. Sie nehmen aber auch Nistkästen und -röhren an. Die Vorbereitungen zur Brut (Balz, Verpaarung, Höhlenbezug) beginnen direkt nach Ankunft im Brutgebiet, welche in Deutschland witterungsabhängig zwischen Ende März und Anfang Mai (SÜDBECK et al. 2005) und in Rheinhessen von Mitte bis Ende April (LEHNERT 1986, 1987) liegt. Die Eiablage erstreckt sich von Anfang Mai bis Anfang Juni. Die Gelegegröße beträgt 5–8 Eier, die im Abstand von einem Tag gelegt werden (STANGE & HAVELKA 2003, MÜHLETHALER & SCHAAD 2010). Das gut zwei Wochen brütende Weibchen bleibt nach dem Schlupf noch mindestens eine Woche bei den Nestlingen und wird über den gesamten Zeitraum vom Männchen gefüttert. Große Gelege und eine zeitlich gestaffelte Schlüpfreihenfolge ermöglichen die Anpassung der Anzahl aufgezogener Jungvögel an Schwankungen im Nahrungsangebot. Die Nestlingssterblichkeit ist in den ersten zehn Lebenstagen am größten (MARTÍN-VIVALDI et al. 1999b). Die ersten Jungen fliegen in den meisten Gebieten Anfang bis Mitte Juni aus. Sie werden anschließend noch mindestens fünf Tage außerhalb der Bruthöhle von den Eltern gefüttert. In der Regel machen Wiedehopfe eine Jahresbrut, Ersatz- oder Folgebruten ab Juli kommen aber vor. Zwischen Erst- und Zweitbruten kann es zu Partnerwechseln kommen. Der Wiedehopf kennt kein Revier im engeren Sinne, verteidigt aber die nähere Umgebung des Nestes gegen Eindringlinge (MÜHLETHALER & SCHAAD 2010). Besonders effektiv können dies Weibchen und Jungvögel im Nest durch regelmäßiges Ausscheiden eines übelriechenden Sekrets aus der Bürzeldrüse sowie durch gezieltes Anspritzen eines Eindringlings mit flüssigem Kot (SUTTER 1946). Hierdurch können sie erfolgreich Raubsäuger abwehren und auch in Bodennähe nisten, um dem Star als stärkstem Bruthöhlenkonkurrenten zu entgehen.

Der Wiedehopf gilt in Deutschland als störungsempfindlicher Vogel und reagiert insbesondere am Nistplatz empfindlich auf Störungen (LUWG 2010a). Daher wird die Störungsminderung durch Lenkung von Besucher- und Freizeitaktivitäten in Verbreitungsgebieten und Maßnahmen zur Minimierung von Störungen geeigneter Lebensräume in der Brutzeit empfohlen (VSW & LUWG 2012). Störungen am Brutplatz oder während der Nahrungssuche führen zu reduzierter Fütterungsintensität und können den Bruterfolg negativ beeinflussen (MÜHLETHALER & SCHAAD 2010). Bruten werden infolge kontinuierlicher (Freizeitaktivitäten, Naherholung, Obsternte) oder massiver (unfachmännische Bruthöhlenkontrolle) menschlicher Störungen aufgegeben (LEHNERT 1986, 1987, STANGE & HAVELKA 2003, WEBER 2011). In Südeuropa liegen Wiedehopf-Territorien jedoch fast immer in der Nähe menschlicher Siedlungen (REHSTEINER 1996).

Zur Nahrungssuche benötigen Wiedehopfe lockeres Bodensubstrat, da sie sich vorrangig von Großinsekten ernähren, welche mit dem langen Schnabel aus Boden, Dungfladen, Geröll oder Steinhaufen herausgestochert werden. Zu ihren Beutetieren gehören vor allem Imagines und Larven der Maulwurfsgrille, Engerlinge von Mai- und Junikäfern, Erdruppen (Eulen, Schwärmer), Feldgrillen, Heuschrecken, Lauf- und Mistkäfer und deren Larven, Zweiflügler sowie Schmetterlingsraupen (FOURNIER & ARLETTAZ 2001, STANGE & HAVELKA 2003, RIEDER 2011, NUHLÍČKOVÁ et al. 2016). Der

kurzbeinige Wiedehopf ist auf vegetationsarme oder kurzrasige Flächen mit gut erreichbarbarem Beutetierangebot angewiesen (MÜHLETHALER & SCHAAD 2010). Früher war er deshalb häufig auf unbefestigten Wegen, Streuobstwiesen mit kurzer Vegetation, Hochstammobstanlagen, Viehweiden und anderen extensiv genutzten Landschaften mit offener Vegetation und lockeren Altholzbeständen (Kopfweiden) zu finden. All diese Strukturelemente in der Landschaft sind im Zuge der Intensivierung der Landwirtschaft stark zurückgegangen, weshalb der Wiedehopf in den letzten 50 Jahren einen sehr starken Bestandsrückgang verzeichnet. Der Bruthöhlenverlust durch Rodung alter Bäume und Kopfbäume, die Verschlechterung des Nahrungsangebots durch den verstärkten Pestizideinsatz und die verminderte Erreichbarkeit der Nahrung durch zu hohe Vegetation in Folge vermehrter Düngung im Rahmen der intensiven Grünlandnutzung werden vor allem als Schlüsselfaktoren für die Entwicklung und Gefährdung des Wiedehopfs angesehen (UHL et al. 2005).

Der Wiedehopf kommt in Deutschland schwerpunktartig nur noch in einigen östlichen Bundesländern wie Brandenburg und Sachsen, in Baden-Württemberg und in Rheinland-Pfalz vor. Hier konnten die Bestände durch langjährige Schutzprogramme, vorwiegend Nisthilfenprogramme, stabilisiert und teilweise vergrößert werden (OEHLSCHLAEGER 2004, BOSCHERT 2005). Als Leitart des Mainzer Sands wurde Mitte der Achtzigerjahre ein eigenes bis heute andauerndes rheinland-pfälzisches Artenschutzprojekt für den Wiedehopf ins Leben gerufen (LEHNERT 1986). Das Land erwirbt Flächen, sorgt auf diesen für eine artgerechte Pflege (Kurzhalten der Vegetation), pflanzt Streuobstbäume an und stellt Nisthilfen auf, was zu einer kontinuierlichen Verbesserung der Brutbestände geführt hat (SIMON & STÖRGER, INTERNETAUFTRITT DES LANDESAMTS FÜR UMWELT, 2017).

Der Wiedehopf gilt nach der aktuellen Roten Liste in Rheinland-Pfalz als stark gefährdet und ist mit 70-80 Brutpaaren ein seltener Brutvogel (SIMON et al. 2014). Die Hauptvorkommen konzentrieren sich auf die Dünen- und Sandgebiete von Mainz bis Ingelheim, den Haardtrand sowie Bienwald und Viehstrichwiesen (VSW & LUWG 2012). In Rheinland-Pfalz besiedelt der Wiedehopf hauptsächlich obst- und weinbaulich genutzte Gebiete. Im Jahr 2012 gab es 4.590 ha Obstanbaufläche in Rheinland-Pfalz (BREITENFELD 2013). Viele der rheinland-pfälzischen Obstkulturflächen befinden sich in Naturschutz- oder Vogelschutzgebieten. Für eines der größten zusammenhängenden Obstanbaugebiete in Rheinland-Pfalz, die Region Mainz-Bingen, ergeben sich für die dort zwischen Mainz und Ingelheim liegenden Schutzgebiete nach BERBERICH (2009) folgende Prozentzahlen: In dem Flora-Fauna-Habitat „Kalkflugsandgebiet Mainz-Ingelheim“ wird auf 23 % der Gesamtfläche von 1.304 ha Obst angebaut, in dem dortigen Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ auf 37 % der Gesamtfläche von 2.612 ha und in dem Naturschutzgebiet „Höllenberg“ wird sogar auf 64 % der Gesamtfläche von nur 287 ha konventioneller Obstanbau betrieben. Das bedeutet regelmäßige und andauernde Störungen auf diesen Flächen, z.B. durch Bewirtschaftung, Obsternte und Ausbringung von Pestiziden. Niederstamm-Obstbäume erreichen kein hohes Alter und damit keine für Bruthöhlen nötige Stammdicke. Zunehmend werden auch Kulturschutzeinrichtungen, wie Hagelschutznetze oder Folien, eingesetzt, um witterungsbedingten Fruchtschäden durch Frost oder Starkregen vorzubeugen (DIEREND et al. 2009). Demzufolge ist es besonders in dieser Region von Bedeutung, mögliche ökologische Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die lokale Fauna aufzuzeigen. Von 2011 bis 2013 wurde daher eine ökologische Risikoanalyse des Einsatzes von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen auf die lokale Vogel-Biozönose durchgeführt, welche vom rheinlandpfälzischen Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten im Jahr 2010 in Auftrag gegeben wurde. Als Untersuchungsgebiete wurden zwei Obstkulturen mit unterschiedlichen Kulturschutzeinrichtungen sowie eine naturnahe Kontrollfläche im NSG „Höllenberg“ östlich von Heidesheim am Rhein im Landkreis Mainz-Bingen und im angrenzenden Gebiet von Mainz-Finthen ausgewählt. Das NSG „Höllenberg“, sowie ein Teil der Kulturflächen, gehören zum Rheinhessischen Kalkflugsandgebiet. Einer der am besten untersuchten Bereiche dieses ökologisch wie faunistisch herausragenden Lebensraumes ist der „Mainzer Sand“, welcher nur wenige Kilometer vom Höllenberg entfernt ist. Die Ergebnisse zur Abundanz und Habitatnutzung des Wiedehopfs in den Obstkulturen mit und ohne Folienüberdachungen im Mainzer Sand werden in dieser Publikation vorgestellt und diskutiert.

6.4. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt in der Region Rheinhessen in geschützter Lage im Lee der umgebenden Mittelgebirge Hunsrück, Taunus und dem Pfälzer Bergland in der westlichen Ausbuchtung des Oberrheingrabens, zwischen Heidesheim am Rhein, Wackernheim und Mainz-Finthen in den von Flugsandfeldern geprägten Bereichen (detaillierte Beschreibung in STAHMER et al. 2014). Speziell wurden die Kirschkulturflächen südöstlich von Heidesheim (49,98° N / 8,16° E) und das Naturschutzgebiet Höllenberg (49,99° N / 8,14° E) als naturnahe Kontrollfläche in den Jahren 2011-2013 zwischen März und Juli auf Wiedehopf-Aktivitäten untersucht. Mit den insgesamt relativ hohen Temperaturschwankungen im Jahresverlauf und geringen Niederschlägen, die im jährlichen Mittel ungefähr 300 mm unter denjenigen der umgebenden Gebirge liegen, lässt sich diese Beckenlandschaft dem kontinental geprägten Klima zuordnen (KANDLER 1977). Im Jahresmittel beträgt die Niederschlagssumme durchschnittlich 580 mm und die Temperatur 10,5 °C. Es gibt insgesamt 271 Vegetationstage, an denen die Tagesdurchschnittstemperatur über 5 °C liegt, sowie rund 2031 Sonnenstunden (Jahresmittel 2008-14 der Wetterstationen Heidenfahrt und Drais-Finthen der Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz). Fast die Hälfte der Fläche aller Baumobstanlagen in Rheinland-Pfalz liegt in dem Gebiet Mainz-Bingen, welches das größte zusammenhängende Obstanbauggebiet in Rheinland-Pfalz ist. Hier befinden sich 72 % der Sauerkirschenanbaufläche, 60 % der Pflaumen- und Zwetschgenanbaufläche, 41 % der Birnenanbaufläche, 27 % der Apfelanbaufläche und gut die Hälfte der Süßkirschenanbaufläche (BREITENFELD 2013).

Die drei Untersuchungsflächen befinden sich innerhalb des Landschaftsschutzgebietes „Rheinhessisches Rheingebiet“ (LSG-73-2). Die beiden mit Kirschen bestockten Untersuchungsflächen liegen im 2.417 ha großen Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (VSG 6014-401). Es ist ein vorwiegend durch Obstanbau geprägtes Sandgebiet mit Kiefern-Trockenwald, welches vor allem aufgrund seines kleinräumigen Struktureichtums aus Obstanlagen, Streuobstwiesen, Brachen und Sandbiotopen unter Schutz gestellt wurde. Dieses strukturreiche Nutzungsmosaik umfasst das wichtigste Brutgebiet für den Wiedehopf (*Upupa epops*) und das zweitwichtigste für die Heidelerche (*Lullula arborea*) in Rheinland-Pfalz (LUWG 2010b). Auf 37 % der Fläche des Vogelschutzgebietes erfolgt konventioneller Obstanbau.

Die naturnahe Kontrollfläche liegt in dem etwa 287 ha großen Naturschutzgebiet „Höllenberg“, welches seit 1995 vor allem der Erhaltung und Entwicklung von Kalkflugsandflächen und -dünen als wesentlichen Bestandteilen des rheinhessischen Kalkflugsandgebietes dient. Daher ist Sand der dominierende Bodentyp. Auf 64 % der Fläche des Höllenbergs wird konventioneller Obstanbau betrieben. Die untersuchte Fläche befindet sich am nördlichen Rand des Gebiets und ist ein von Heidschnucken beweideter Hang, welcher als ehemaliges Gartengrundstück mit diversen Obstbaumarten, verschiedenen Gehölzen und Brombeersträuchern einer Streuobstwiese ähnelt. Die Beweidung durch Heidschnucken zum Kurzhalten der Vegetation wird jährlich vom Frühjahr bis zum Winter durchgeführt.

Die beiden anderen Untersuchungsflächen sind konventionell bewirtschaftete Süßkirschkulturen mit zwei- bis vierjährigen Bäumen auf sandigen Lehmen. Eine Fläche wurde in den Jahren 2012 und 2013 je nach Witterung von Mitte April bis zum Abschluss der Kirschernte Mitte Juli mit einer nach oben geschlossenen Folienüberdachung als Kulturschutzeinrichtung versehen, während die andere benachbarte Fläche als Kontrolle ohne Schutzeinrichtung diente. Im Jahr 2013 erhielt diese Fläche ebenfalls eine Folienüberdachung, die Beobachtungsreihen der Kontrollfläche blieben aber frei.

6.5. Material und Methoden

6.5.1. Visuelles Monitoring

Die visuelle Erfassung 2011-13 erfolgte durch die Erstautorin mit dem Fernglas „Sky Hawk Pro“ der Firma Steiner mit der Vergrößerung 8 x 42. Auf jeder Untersuchungsfläche wurden fünf nebeneinander –im NSG beieinander– liegende Baumreihen festgelegt, in denen wöchentlich von der

Seite aus bzw. bei der Kirschkontrollfläche vom Mittelgang aus beobachtet wurde. Der Beobachtungszeitraum lag immer im Zeitfenster Sonnenaufgang plus sechs Stunden und wurde zwischen den Untersuchungsflächen zyklisch alterniert. Die empfohlenen vier Stunden nach Sonnenaufgang von SÜDBECK et al. (2005) wurden bis in die frühen Mittagsstunden ausgeweitet. Bei Regen oder stürmischen Böen ab Beaufort 4 erfolgte keine Beobachtung, weil die Vogelaktivität dann stark herabgesetzt ist (SÜDBECK et al. 2005). Die Erfassung der Wiedehopfe erfolgte nur nach Sicht in oder direkt über der jeweiligen Reihe, um den Bezug zur Untersuchungsfläche zu garantieren. Jede Reihe wurde zwanzig Minuten lang beobachtet und in dieser Zeit alle Sichtkontakte mit der gezeigten Verhaltensweise und dem genutzten Mikrohabitat notiert. Verweilte ein Wiedehopf länger in einer Reihe, wurde dies ebenfalls protokolliert und dieses Individuum bis zum Sichtkontaktverlust nicht weiter berücksichtigt, aber dennoch der Zeitraum und ggf. Verhaltensänderungen notiert. Damit ergaben sich für die monatliche visuelle Erfassung der Wiedehopfe insgesamt 400 Minuten für jede Untersuchungsfläche.

Die Kategorien für Verhalten und Mikrohabitat wurden folgendermaßen definiert:

Verhaltenskategorien

1. **Nahrungssuche:** fressen, picken, am Boden laufen
2. **Fliegen:** durch oder in die Reihe fliegen
3. **Revierverhalten:** singen von Sitzwarte, Vigilanz, rufen, Vertreiben von Artgenossen
4. **Fortpflanzungsverhalten:** Balz (Paarinteraktion), Kopulation, brüten, füttern*
* = *es gilt auch die Sicht mit Futter im Schnabel*
5. **Komfortverhalten:** Gefiederpflege, strecken, sonnen, Sandbad

Mikrohabitate

1. **Luft:** innerhalb der Reihe (durchfliegende Individuen)
2. **Boden/Erde:** ohne Vegetation, meist unter den Obstkulturen
3. **Boden/Gras:** Grasvegetation, meist Reihenmitte oder Fläche im NSG
4. **Baum:** inkl. Baumspitze, es gilt auch Gehölz und Busch im NSG
5. **Zaun:** Zaunpfahl oder Zaunelement (Flächenrand, Reihenende)
6. **Kulturschutzeinrichtung:** Drahtseil, Stützpfahl, Netz- bzw. Folienrolle

6.5.2. Akustisches Monitoring

Die akustische Erfassung im Jahr 2011 erfolgte durch automatische Stereo-Aufnahmegeräte „Songmeter SM2“ der nordamerikanischen Firma Wildlife Acoustics Inc. (MENNILL et al. 2012). Die Installation der Geräte auf den Untersuchungsflächen erfolgte mit einer Siebdruckplatte an einem Pfahl auf ca. 1,70 Meter Höhe bzw. im NSG ca. 2,50 Meter hoch an einem Kirschbaum. Auf den Kirschkulturflächen hing das Aufnahmegerät immer in den Bäumen zwischen der zweiten und dritten Beobachtungsreihe der visuellen Erfassung. Auf der Fläche im NSG Höllenberg wurde das Gerät so weit entfernt wie möglich von der Autobahn A60 aufgehängt, um das Hintergrundrauschen etwas zu reduzieren. Die Ausrichtung der beiden Mikrofone erfolgte immer parallel zur Fläche und folgende Konfigurations-Einstellungen im Songmeter wurden gewählt: High-Pass-Filter 3 Hz, Gain +36 dB und Sample rate 44 kHz. Die Aufnahmezeit war auf jeder Untersuchungsfläche 24 Minuten pro Tag, die sich wie folgt aufteilen: die vier Stunden um Sonnenaufgang herum wurde jeweils zur vollen Stunde sechs Minuten aufgezeichnet. Die Startzeiten waren im März um 6, 7, 8 und 9 Uhr und wurden im Untersuchungszeitraum zweimal um jeweils eine Stunde früher dem Sonnenaufgang angepasst. Das erste Mal vom 12.-14. April 2011 auf 5, 6, 7 und 8 Uhr und das zweite Mal am 6. Juni 2011 auf 4, 5, 6 und 7 Uhr. Dadurch wurde das morgendliche Aktivitätsmaximum des Vogelgesangs bei Sonnenaufgang in jedem Monat quantitativ erfasst. Für die monatliche akustische Erfassung der Wiedehopfe ergaben sich damit 720 Minuten für jede Untersuchungsfläche.

6.5.3. Datenauswertung

Das visuelle Monitoring diente zur Ermittlung der absoluten Häufigkeit der Wiedehopf-Sichtungen aller Monate der Untersuchungszeiträume (15.3.-28.7.2011, 5.3.-1.8.2012 und 21.3.-26./27.7.2013). Die monatliche Abundanz pro Untersuchungsfläche berechnete sich aus der absoluten Häufigkeit geteilt durch die tatsächlichen Beobachtungstage multipliziert mit 30 Tagen. Die erfassten Verhaltenskategorien und Mikrohabitate aller gesichteten Wiedehopfe wurden für jede Untersuchungsfläche ausgezählt und die einzelnen Monate der Untersuchungsjahre summiert.

Die akustischen Aufzeichnungen wurden manuell von der Erstautorin ausgewertet. Hierfür wurde die Datenmenge für alle Untersuchungsflächen auf die sechsminütigen Morgenaufnahmen des Jahres 2011 (15.03. 6:00h - 28.07. 7:00h) reduziert. Diese 2523 Original-Dateien wurden in das Programm Adobe Audition (Version 1.0, 1992-2003 Adobe Systems Inc.) eingelesen, von stereo in mono umgewandelt und dann manuell auf Vokalisationen des Wiedehopfes durchgesehen. Vorher wurde noch ein High Pass Filter mit 500 Hz angewendet, um das Hintergrundrauschen zu reduzieren. Eine Wiedehopf-Vokalisation wurde nur dann der Untersuchungsfläche zugeordnet, wenn ihre Amplitude in der Oszillogramm-Darstellung größer als die Amplitude des Grundrauschens war. Die Zuordnung von aufgezeichneten Rufen zum Wiedehopf erfolgte in der Sonagramm-Darstellung mittels der Vergleichssonagramme in BERGMANN et al. (2008) und akustisch durch Anhören der entsprechenden Stelle in der Datei. Wiedehopfe verfügen nur über ein Gesangselement, welches sie in ihren Strophen zwei- bis sechsmal wiederholen. Zwischen den einzelnen Strophen liegt eine charakteristische Pause. Die meisten Männchen verwenden zwei unterschiedlich lange Gesangstrophen (MARTÍN-VIVALDI et al. 1998). Die Gesangstrophen in unseren Aufnahmen wurden demzufolge in 14 von 15 Dateien einem Individuum zugeordnet. In einer Aufnahme handelte es sich um zwei gleichzeitig rufende Wiedehopf-Männchen, da sich die Gesangstrophen teilweise überlagerten. So wurde die absolute Häufigkeit der Wiedehopf-Individuen für die einzelnen Monate des Jahres 2011 auf den drei Untersuchungsflächen erhoben. Um die mittels visuellem und akustischem Monitoring ermittelten Wiedehopf-Abundanzen vergleichbar zu machen, wurde die monatliche Abundanz der akustischen Erfassung mit 400 multipliziert und durch 720 geteilt. Diese Normierung war notwendig, da sich das visuelle Monitoring auf 400 (5*20) Minuten pro Monat bezog, das akustische hingegen auf 720 (30*24) Minuten pro Monat.

6.5.4. Statistische Analyse

Zur Quantifizierung des Einflusses von Landnutzung (naturnahes NSG gegenüber Kirschanbau) auf die visuell ermittelte Wiedehopf-Abundanz wurde nur die naturnahe Kontrollfläche im NSG mit der Kirsch-Untersuchungsfläche ohne Kulturschutzeinrichtung verglichen. Zur Quantifizierung des Einflusses von Kulturschutzeinrichtungen (hier: Folienüberdachungen) wurden nur die beiden Kirsch-Untersuchungsflächen berücksichtigt. Da die Abundanz-Rohdaten nicht normalverteilt waren, wurden sie log₁₀-transformiert und damit einer Normalverteilung angenähert, um die Voraussetzung für den Einsatz einer Varianz-Analyse zu erfüllen. Eine multifaktorielle Kovarianzanalyse (ANCOVA) mit den kontinuierlichen Variablen mittlere monatliche Lufttemperatur, mittlere monatliche Minimaltemperatur und monatliche Niederschlagssumme (Deskriptoren der saisonalen Wetterveränderung) wurde durchgeführt um zu testen, ob statistisch signifikante Einflüsse auf die Wiedehopf-Abundanz nachweisbar waren. Als kategorische Einflussfaktoren wurden Untersuchungsjahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und entweder die Landnutzung oder die Präsenz von Folienüberdachung in 3-Faktor ANCOVAs berücksichtigt. Die statistischen Analysen wurden mit dem Programm Statgraphics Centurion XVI, Version 16.1.11 (64 bit) durchgeführt. Die Signifikanzschwelle für die Irrtumswahrscheinlichkeit P wurde auf 5 % festgesetzt.

6.6. Ergebnisse

6.6.1. Abundanz des Wiedehopfs im Untersuchungsgebiet

In den drei Untersuchungsjahren gab es insgesamt 55 Wiedehopf-Sichtungen und im Jahr 2011 zusätzlich 16 akustische Nachweise auf den drei Untersuchungsflächen. Im Jahr 2011 betrug die absolute Wiedehopf-Abundanz auf der Fläche im NSG Hölleberg 8 Nachweise, auf der Kirsch-Kontrollfläche (KK) 6 und auf der Kirsch-Versuchsfläche (KV) 3. Die entsprechenden Daten für das Jahr 2012 waren 6 (NSG), 0 (KK) und 11 (KV), für 2013 1 (NSG), 7 (KK) und 29 (KV). Alle Nachweise erfolgten zwischen April und Juli (Abbildung 35). Die log₁₀-normalisierten Abundanzen (Nullwerte auf 0,1 gesetzt) unterschieden sich nicht signifikant zwischen den Jahren (Einflussfaktor, ANCOVA: $F_{2,14}=0,21$, $P=78,2\%$), nahmen aber signifikant von März bis Juli zu (Kovariable, ANCOVA: $F_{1,14}=7,26$, $P=0,14\%$).

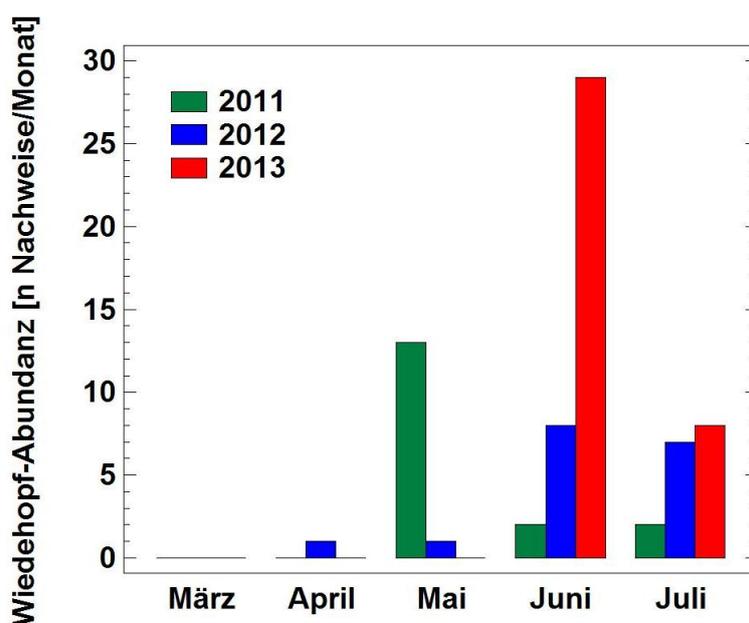


Abbildung 35: Absolute Abundanz des Wiedehopfs im Verlauf der drei Untersuchungsjahre. Im Jahr 2011 handelt es sich –bis auf eine Sichtung im Juli auf KV– um akustische Nachweise

Vergleicht man die normierten monatlichen Abundanzen im Rahmen des visuellen und des akustischen Monitorings im Jahr 2011, so steht eine visuell ermittelte Abundanz von 10 Individuen auf der Kirsch-Versuchsfläche (Juli) akustisch ermittelten Abundanzen von 4 Individuen im NSG (Mai), 2 bzw. 1 Individuum auf der Kirsch-Kontrollfläche (Mai bzw. Juni) und zweimal 1 Individuum auf der Kirsch-Versuchsfläche (jeweils in Mai und Juli) gegenüber. Damit war die Detektionsgenauigkeit des akustischen Monitorings präziser als die des visuellen Monitorings. Akustische Nachweise wurden für alle Untersuchungsflächen geführt, während visuelle Nachweise auf eine Fläche beschränkt blieben.

6.6.2. Mikrohabitatnutzung und Verhalten der gesichteten Individuen

Die Wiedehopfe wurden in allen sechs Mikrohabitat-Typen auf den Untersuchungsflächen beobachtet (Abbildung 36). Im Mittel verteilten sich die Sichtungen zu 22 bzw. 11 % auf den vegetationsfreien bzw. Gras-bewachsenen Boden, zu 7 % auf Bäume, zu 27 % auf Zäune und zu 6 % auf die Halteseile der Folienüberdachung und die eingerollten Folien (nur 2013) (Abbildung 37 & Abbildung 38). Durchflüge durch die Reihen, also die Nutzung des Luftraums, machten im Mittel 27 % aller Beobachtungen aus. Im NSG beschränkten sich die genutzten Mikrohabitate auf Gras-bewachsenen Boden (43 %), Bäume (43 %) und Durchflüge (14 %). In der Kirsch-Kontrollfläche

wurden nur im Jahr 2013 Wiedehopfe gesichtet mit einer dem NSG ähnlichen Mikrohabitatnutzung, Gras-bewachsenen Boden (14 %), Zaun (14 %) und Durchflüge (72 %). Am vielfältigsten war die Mikrohabitatnutzung in der Kirschfläche mit Folienüberdachung, in der alle sechs Habitat-Typen genutzt wurden: vegetationsfreier bzw. Gras-bewachsener Boden (27 bzw. 7 %), Bäume (3 %), Zäune (34 %), Folienüberdachung (7 %) und Durchflüge (22 %). Die geringe Datenmenge erlaubt keine belastbaren statistischen Vergleiche.

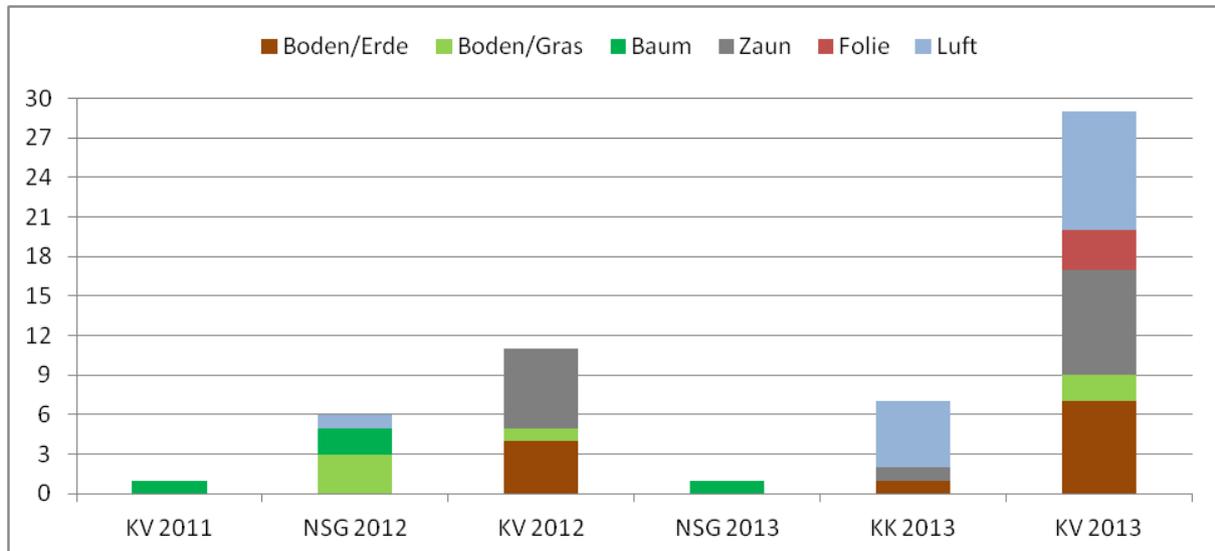


Abbildung 36: Häufigkeit der von Wiedehopfen genutzten Mikrohabitate auf den Untersuchungsflächen zwischen 2011 und 2013



Abbildung 37: Mikrohabitatnutzung: Gras-bewachsener Boden (links), Zaun (rechts) . Fotos: J. Stahmer

Raumnutzung des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Mainzer Sand - ein störungsempfindlicher Habitatspezialist in Obstkulturen?

Am 13. Juni 2013 saßen zwei Wiedehopfe auf dem Grenzzaun der Kirschversuchsfläche direkt neben einem Mäusebussard. Am 26. Juli 2013 konnte ein juveniler Wiedehopf –zu erkennen an dem kürzeren Schnabel– auf der Kirschversuchsfläche beobachtet und mit einem Video und Foto dokumentiert werden (Abbildung 38, rechts).



Abbildung 38: Mikrohabitatnutzung: eingerollte Folie der Kulturschutzeinrichtung (links), Halteseil der Folienüberdachung (rechts) . Fotos: J. Stahmer

Mit Ausnahme des Fortpflanzungsverhaltens wurden alle weiteren Verhaltenskategorien im Untersuchungszeitraum beobachtet (Abbildung 39). Im Mittel verteilten sich die Häufigkeiten der vier Kategorien auf 31 % Nahrungssuche, 29 % Fliegen, 27 % Revierverhalten (Vigilanz) und 13 % Komfortverhalten (Gefiederpflege). Im NSG wurde kein Komfortverhalten beobachtet, sondern verstärkt Nahrungssuche (57 %) und Revierverhalten (29 %) bei wenigen Flügen (14 %). Auf den Kirsch-Untersuchungsflächen durchflogen die Wiedehopfe die Beobachtungsreihen, teilweise auch bei geschlossener Folienüberdachung. Die Kirsch-Kontrollfläche wurde im Wesentlichen zum Durchflug (72 %) genutzt und nur zu je 14 % für Nahrungssuche und Revierverhalten. Auf der Kirschfläche mit Folienüberdachung war das Verhalten besonders divers mit 29 % Nahrungssuche, 25 % Fliegen, 29 % Revierverhalten und 17 % Komfortverhalten. Auch hier erlaubt die geringe Datenmenge keine belastbaren statistischen Vergleiche.

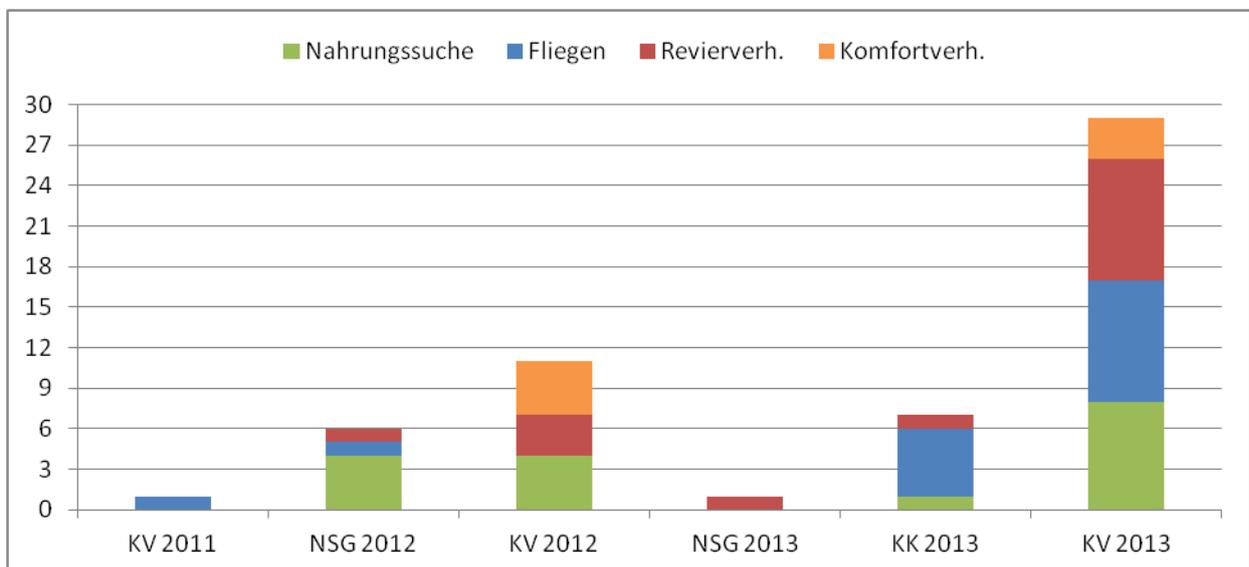


Abbildung 39: Häufigkeit des von Wiedehopfen gezeigten Verhaltens auf den Untersuchungsflächen zwischen 2011 und 2013

6.6.3. Einfluss der Landnutzung und der Folienüberdachung auf die Wiedehopf-Abundanz

Wiedehopfe wurden auf allen drei Untersuchungsflächen unabhängig von der Nutzung als Kirschkultur und dem naturnahen Zustand des NSG beobachtet (Abbildung 35). Wiedehopfe wurden regelmäßig auf den beiden Untersuchungsflächen mit Kirschkulturen beobachtet, im Jahr 2013 sogar eine Familiengruppe von fünf Individuen (Abbildung 40). Wiedehopfe suchten häufig am Boden im Sand nach Nahrung, auch unter den Folienüberdachungen, und weitere Exemplare nutzten die Halteeinrichtungen der Folienüberdachung und die umliegenden Zäune als Sitzwarten (Abbildung 37 & Abbildung 38).

Fokussiert man den Vergleich auf den Einfluss der Landnutzung, so unterschied sich die normierte monatliche Abundanz (visuell ermittelt, log₁₀-normalisiert, Nullwerte auf 0,1 gesetzt) weder signifikant zwischen den Untersuchungsjahren und Monaten noch zwischen der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg und der intensiv genutzten Kirsch-Kontrollfläche (multifaktorielle ANCOVA, Tabelle 67). Auch Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten keinen nachweisbaren Einfluss.

Fokussiert man den Vergleich auf den Einfluss der zeitweiligen Folienüberdachung einer Kirsch-Untersuchungsfläche, so unterschied sich die normierte monatliche Abundanz nicht signifikant zwischen den Untersuchungsjahren, aber zwischen den Monaten und zwischen der Kirsch-Kontrollfläche und derjenigen mit Folienüberdachung (multifaktorielle ANCOVA, Tabelle 68). Nach Bonferroni-Korrektur für multiple Mittelwertvergleiche erwies sich die marginale ANCOVA Signifikanz für saisonale Abundanzunterschiede als statistisches Artefakt. Der einzige signifikante Effekt auf die Abundanz war die Präsenz der Folienüberdachung, die zu einer 10fach höheren Häufigkeit von Wiedehopf-Beobachtungen führte.

Tabelle 67: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log₁₀-normalisierten Abundanz des Wiedehopfs den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Kirschkultur) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters

| Ursache | Quadratsummen | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | Irrtumswahrscheinlichkeit P |
|-------------------------|---------------|----|--------------|------------|-----------------------------|
| KOVARIABLEN | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0,347595 | 1 | 0,347595 | 0,59 | 45,2 % |
| Minimale Lufttemperatur | 0,000296447 | 1 | 0,000296447 | 0,00 | 98,2 % |
| Niederschlagssumme | 0,821203 | 1 | 0,821203 | 1,38 | 25,2 % |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,0663902 | 2 | 0,0331951 | 0,06 | 94,5 % |
| B:Monat | 5,78056 | 4 | 1,44514 | 2,44 | 7,8 % |
| C:Landnutzung | 0,185373 | 1 | 0,185373 | 0,31 | 58,2 % |
| RESIDUEN | 13,0534 | 22 | 0,593335 | | |
| TOTAL (KORR.) | 21,5117 | 32 | | | |

Tabelle 68: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log₁₀-normalisierten Abundanz des Wiedehopfs den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz (Kontrolle, Folienüberdachung) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters

| Ursache | Quadratsummen | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | Irrtumswahrscheinlichkeit P |
|-------------------------|---------------|----|--------------|------------|-----------------------------|
| KOVARIABLEN | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 1,58122 | 1 | 1,58122 | 2,27 | 14,2 % |
| Minimale Lufttemperatur | 0,646568 | 1 | 0,646568 | 0,93 | 34,2 % |
| Niederschlagssumme | 3,1977 | 1 | 3,1977 | 4,60 | 4,0 % |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0,262198 | 2 | 0,131099 | 0,19 | 82,9 % |
| B:Monat | 7,95711 | 4 | 1,98928 | 2,86 | 3,9 % |
| C:Kulturschutz | 5,44741 | 1 | 5,44741 | 7,83 | 0,8 % |
| RESIDUEN | 21,5603 | 31 | 0,695494 | | |
| TOTAL (KORR.) | 46,9536 | 41 | | | |

Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen.



Abbildung 40: Gruppe von fünf Wiedehopfen am Grenzzaun der Kirsch-Versuchsfläche (von links nach rechts): zwei auf den Zaunpfählen, einer an einem Zaunpfahl oberhalb des Maschendrahtes, einer auf dem Gras-bewachsenen Boden und einer beim Abflug. Foto: J. Stahmer

6.6.4. Störungsanfälligkeit des Wiedehopfs in Folien-überdachten Kirschkulturen

Senkrecht Hochfliegen bei Störung wurde nie beobachtet. Stattdessen verließen gestörte Wiedehopfe die überdachten Flächen durch die seitlichen Offenbereiche, flogen in die umliegenden Flächen und kehrten meist nach wenigen Minuten zurück.

Am 25. Mai 2012 wurde ein Wiedehopf dabei beobachtet, wie er sieben Minuten lang in einem Sandstreifen zwischen den folienüberdachten Kirschbäumen in aller Ruhe nach Nahrung suchte, obwohl die Beregnungsanlage plätscherte und die Folienüberdachung im Wind hin und her schlug. Am 12. Juli 2012 wurde eine Stunde nach der regulären Beobachtungszeit ein Wiedehopf gesichtet, der sogar bei stürmischen Böen unter der Folienüberdachung nach Nahrung suchte. Am 05. Juni 2013 flog ein Wiedehopf durch die Beobachtungsreihe unter den folienüberdachten Teil der Kirschkontrollfläche und suchte dort nach Nahrung. Am 21. Juni 2012 flog ein Wiedehopf aus der Kirschversuchsfläche in eine Nebenfläche. Er hatte ein längliches weißes Beutetier im Schnabel und befand sich vermutlich auf dem Weg seine Jungen zu füttern. Im selben Jahr wurden Ende Juni sowohl ein bettelnder Jungvogel auf der Kirschkontrollfläche als auch auf der Kirschversuchsfläche festgestellt. Wir konnten in unserer Studie keine erhöhte Empfindlichkeit gegen Kulturschutzeinrichtungen nachweisen.

6.7. Diskussion

Der hohe Schutzbedarf des Wiedehopfs in Deutschland leitet sich im Wesentlichen davon ab, dass hier aus klimatischen Gründen die nördliche Verbreitungsgrenze erreicht wird und Bruthabitate selten zu sein scheinen (KRISTIN 2001, aber siehe auch REHSTEINER 1996 zu den Bruthabitaten). Intensiv genutzte Obstkulturen als Nahrungshabitat des Wiedehopfs sind schon seit langem vor allem aus dem südlichen Europa bekannt, so dass sein Vorkommen im Mainzer Sand mit einem anthropogenen Angebot von Nistkästen als Bruthabitat wenig verwundert (z.B. REHSTEINER 1996, FOURNIER & ARLETTAZ 2001, BARBARO et al. 2008, SCHAUB et al. 2010, TAGMANN-LOSET et al. 2012). Im Folgenden diskutieren wir, welche Schlussfolgerungen unsere Erfassungsmethodik zu Phänologie, Habitatnutzung und Verhalten des Wiedehopfs im Mainzer Sand erlauben. Weiterhin zeigen wir auf, dass der Wiedehopf nur in Bezug auf seine Bruthabitate ein Habitatspezialist ist, nicht aber bei den Nahrungshabitaten in Obstkulturen. Landwirtschaftlicher Kirschanbau selbst verbunden mit dem Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen scheint keinen negativen Einfluss auf seine Raumnutzung zur Nahrungssuche zu haben.

6.7.1. Abundanzmessung bei Wiedehopfen

Traditionell wird die Abundanz von Wiedehopfen mittels Nistplatzsuche/-kontrolle als Anzahl der Brutpaare pro Untersuchungsgebiet (z.B. STANGE & HAVELKA 2003) oder anhand der Erfassung rufender Männchen als Anzahl der Reviere (REHSTEINER 1996, OEHLSCHLAEGER & RYSLAVY 2002, GRÜLL et al. 2008) gemessen. Auf unseren Untersuchungsflächen machen beide Messgrößen keinen Sinn, da dort mangels geeigneter Nisthabitate keine Brutplätze und nur Teilbereiche von Revieren vorhanden waren. Im Fokus dieser Untersuchung stand die Quantifizierung des Einflusses verschiedener Landnutzungsformen (naturnah gegenüber intensiver Obstkultur mit und ohne Kulturschutzeinrichtung) auf die Präsenz und das Verhalten von Wiedehopfen. Daher war ein standardisiertes Protokoll zur akustischen und visuellen Erfassung von Tieren und deren nicht mit Reproduktion assoziierten Verhaltens auf der Fläche notwendig. Entsprechende Daten erhoben BARBARO et al. (2008) an radio-telemetrierten Wiedehopfen zur Analyse der Nahrungssuche. Diese Verfahrensweise bietet sich an, wenn die Zielart der Untersuchung räumlich deutlich getrennte Brut- und Nahrungshabitate wie der Wiedehopf besitzt (z.B. PREISS et al. 1997, BARBARO et al. 2008, SCHAUB et al. 2010, TAGMANN-IOSET et al. 2012). Vergleiche mit Literaturangaben zur Abundanz von Wiedehopfen sind wegen deren Fokus auf den Brutlebensraum nicht möglich.

6.7.2. Phänologie der Wiedehopfe auf den Untersuchungsflächen

Die akustischen Nachweise lagen vermehrt im Mai und die visuellen Nachweise in den Monaten Juni und Juli. Die zusätzlich während der Beobachtungszeit ausschließlich gehörten Wiedehopfe, welche nicht als Nachweise gewertet wurden, lagen alle zwischen Ende April (2013), Mai (2011/2012) und Juni (2011/2012). Dies entspricht der Brutphänologie des Wiedehopfs. Die Ankunft im Brutgebiet liegt je nach Witterung zwischen Mitte und Ende April, so dass sich im Mai ein Maximum der Rufaktivität unverpaarter Männchen zeigt, welche zum Brutbeginn drastisch reduziert wird (LEHNERT 1986, 1987, MARTÍN-VIVALDI et al. 1999a, OEHLSCHLAEGER & RYSLAVY 2002). Im Juni und Juli (es handelte sich bei uns um eine Aufnahme vom 1. Juli 2011) können dann zur Zweit- oder Ersatzbrut rufende Wiedehopfe erfasst werden. Wiedehopf-Männchen tragen ihre Gesangsstrophen von Singwarten aus in der Nähe der Bruthöhle vor. Weil keine Bruthöhlen auf unseren Untersuchungsflächen lagen, erklärt dies lediglich eine visuelle Feststellung im April und Mai in einem der drei Untersuchungsjahre (nur im Jahr 2012). Da der Brutbeginn kurz nach Ankunft im Gebiet stattfindet, die Weibchen ungefähr drei bis vier Wochen in der Bruthöhle verweilen und sich auch die Männchen nach Brutbeginn unauffälliger verhalten, minimiert dies die Beobachtbarkeit des Wiedehopfs während dieser Phase. Der Großteil unserer visuellen Nachweise lag im Juni und Juli, was sich mit der Phase des Ausfliegens der Jungen und dem Führen und Füttern durch die Altvögel deckt. Dies erklärt auch die signifikante Zunahme der Abundanz von April bis Juli.

Im Jahr 2011 wurden im Mai dreizehn akustische Nachweise des Wiedehopfs erfasst, aber nur ein visueller Nachweis im Juli. Das Verstummen der Wiedehopfe im Juni (nur noch zwei akustische Nachweise) lässt auf verpaarte Männchen und den Brutbeginn schließen. Eine mögliche Erklärung für die Beobachtung nur eines Wiedehopfs im Sommer 2011 wäre ein geringer Bruterfolg. Die Niederschlagssumme war 2011 allerdings wesentlich geringer und die Temperatur sogar etwas höher als in den beiden Folgejahren, in denen 15 (2012) und 37 (2013) visuelle Nachweise im Juni und Juli erfolgten. Eine wetterbedingte Ursache kann demnach ausgeschlossen werden. Da der Biotopbetreuer im NSG Höllenberg im Jahr 2011 ebenfalls nur wenige Beobachtungen machen konnte (J. LEHNERT, pers. Mitt.), waren möglicherweise in dem Jahr nur wenige Wiedehopfe im Mainzer Sand. Die akustischen Nachweise könnten auch durch wenige Individuen entstanden sein. Es lagen drei von vier akustischen Nachweisen der Kirschkontrollfläche im Mai an Folgetagen, so dass es sich dabei jeden Morgen um dasselbe Wiedehopf-Männchen gehandelt haben könnte. Alle drei Aufnahmen bestanden auch jeweils aus Gesangsstrophen mit zwei und drei Elementen. Zwei akustische Nachweise auf der Fläche im NSG Höllenberg Ende Mai fielen sogar auf denselben Morgen, so dass hier noch wahrscheinlicher dasselbe rufende Männchen aufgezeichnet wurde. Beide Aufnahmen enthalten ausschließlich Gesangsstrophen mit zwei Elementen.

6.7.3. Verhalten und Mikrohabitatnutzung

Die Habitatnutzung der beobachteten Wiedehopfe im Mainzer Sand bestand ungefähr zu einem Drittel aus Nahrungssuche auf dem Boden und zu etwas mehr als einem Viertel flogen sie durch die Beobachtungsreihen. Hierbei waren sie oft auch auf dem Weg, die Nahrungssuche zu beginnen oder abzuschließen. Auf heutigen Intensivobstanlagen befinden sich vegetationsfreie Bodenstreifen unterhalb der Bäume, die der Wiedehopf zur Nahrungssuche nutzen kann (SCHAUB et al. 2010). Dies bestätigen die Ergebnisse unserer Studie zur Mikrohabitatnutzung des vegetationsfreien Bodens in den Kirschkulturen. Radiotelemetrische Untersuchungen in der Schweiz weisen ebenfalls darauf hin, dass die Attraktion der Kirschkulturen auf dem Vorhandensein von sandigen Bodenstreifen ohne Vegetation basiert, in denen die Nahrungssuche für den Wiedehopf erleichtert ist (TAGMANN-IOSET et al. 2012). In südfranzösischen Kieferpflanzungen mit gelegentlichen Eicheneinsprengeln nutzten Wiedehopfe ebenfalls offene Sandstreifen (BARBARO et al. 2008) und in norditalienischen Schwarzkiefern-Anpflanzungen gehen sie auf kleinen Lichtungen mit trockener Grasvegetation auf Nahrungssuche (BATTISTI et al. 2000). Die regelmäßige Nutzung von Obst- oder Weinanbauflächen zur Nahrungssuche wurde bereits in mehreren Studien nachgewiesen (WEBER 2011, GRÜLL et al. 2014, NUHLÍČKOVÁ et al. 2016). Der im Vergleich zur Kirschversuchsfläche beinahe doppelt so hohe prozentuale Anteil an Nahrungssuche auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg liegt vermutlich in den dort wesentlich seltener festgestellten Beobachtungen des Wiedehopfs begründet. Auf der folienüberdachten Kirschfläche wurden in allen Untersuchungsjahren die meisten Wiedehopfe beobachtet. Diese hielten sich oft länger auf der Fläche auf und zeigten daher zusätzlich Komfortverhalten, was auf den beiden anderen Untersuchungsflächen gar nicht beobachtet wurde. Von den Verhaltensweisen der Kategorie Fortpflanzung hätte auf unseren Untersuchungsflächen lediglich Füttern der flüggen Jungtiere festgestellt werden können, da sich keine Bruthöhlen auf den Flächen befanden. Dies war zwar während der Beobachtungszeit nicht der Fall, aber dennoch flog im Juni 2012 ein Wiedehopf mit Beutetier aus der Kirschversuchsfläche. Beinahe die Hälfte der Beobachtungszeit nutzten die Wiedehopfe höher liegende Mikrohabitate wie Bäume und Zäune zum Sitzen und zeigten dabei Vigilanz oder Gefiederpflege. Das Sitzen auf Zaunelementen im Randbereich und auf Solarmodulen dokumentierten TRÖLTZSCH & NEULING (2013) in einer Studie über Brutvögel großflächiger Photovoltaikanlagen in Brandenburg, in welcher der Wiedehopf als Nahrungsgast vorkam. Wiedehopfe kompensieren das Fehlen größerer Bäume als Sitzwarten mit der Nutzung von Zäunen oder anderen anthropogen eingebrachten Elementen, wie Solaranlagen oder Kulturschutzeinrichtungen. Dies zeigen unsere Daten zur Mikrohabitatnutzung. Addiert man bei der Kirschversuchsfläche die prozentualen Anteile von Bäumen, Zäunen und Folienüberdachung, ergibt sich fast derselbe Wert wie für die prozentuale Nutzung der Bäume auf der naturnahen Untersuchungsfläche im NSG Höllenberg.

6.7.4. Landnutzung und Störanfälligkeit

Nach MÜHLETHALER & SCHAAD (2010) ist in baumarmen Landschaften eine Bindung der Brutplätze an menschliche Siedlungen, Viehställe und Scheunen häufig. Demnach kann der Wiedehopf als relativ robust gegenüber menschlichen Störungen eingeschätzt werden (REHSTEINER 1996, RIEDER 2011, BERGMANN & KRÜGER 2015). Dennoch kann ständiges Aufscheuchen des Wiedehopfs durch Menschen und deren Aktivitäten einen Einfluss auf die Vögel haben. Stress durch Aufscheuchen verursacht eine erhöhte Ausschüttung von Corticosteron (JENNI-EIERMANN et al. 2014). Die negativen Folgen einer andauernden Erhöhung der Corticosteron-Konzentration sind eine reduzierte körperliche Fitness (BUCHANAN 2000) sowie eine verminderte Immunabwehr und eine geringere Fortpflanzung (JENNI-EIERMANN et al. 2014), möglicherweise auch eine erhöhte Mortalität. Die Stressantwort fällt bei Wiedehopfen individuell unterschiedlich aus und variiert je nach Geschlecht und Brutstatus, wie SCHMID et al. (2013) an einer Population in der Schweiz nachweisen konnten. Die Stressantwort der Wiedehopfe bei Zweit- oder späten Erstbruten war geringer und sie waren bereit mehr in ihre Brut zu investieren. Bei frühen Bruten und Erstbruten, mit einer höheren Chance auf eine Ersatzbrut, zeigten sie hingegen eine hohe Stressantwort und gaben bei Gefahr ihre Brut eher auf. Wiedehopfe können zwei bis dreimal im Jahr brüten, aber die

Wahrscheinlichkeit, das zweite Lebensjahr zu erreichen, liegt nach SCHAUB et al. (2012) nur bei 38 Prozent. Eine Störung durch Menschen am Brutplatz und die Verhinderung von Nest-Anflügen der Altvögel zum Füttern der Jungen kann bei Wiedehopfen zu einer Aufgabe der Brut führen.

Wir konnten im Mainzer Sand keine bevorzugte Nutzung der nicht landwirtschaftlich genutzten und weitestgehend störungsfreien naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg feststellen. Ein möglicher Grund könnte hierfür die ungünstige Randlage unserer Untersuchungsfläche an der nördlichen Schutzgebietsgrenze nahe der Autobahn A60 sein, welche diese Fläche aufgrund der hohen Lärmbelastung nicht so attraktiv für Wiedehopfe macht. Der Einfluss von Lärm durch stark befahrene Straßen auf Dichte und Reproduktionserfolg der Avifauna wurde unter anderem von REIJNEN & FOPPEN (1997) und HALFWERK et al. (2011) gezeigt. Die weniger lärmbelasteten Kirschkulturflächen mit ihrem guten Nahrungsangebot (STAHMER et al. 2014) sind daher attraktiv für die Wiedehopfe im Mainzer Sand. Niederstamm-Obstkulturen bieten zwar keine Brutmöglichkeiten, dienen aber bei passendem sandigem Boden und Beutetierangebot als exzellente Nahrungsflächen. Die Wirkung von Insektiziden im Obstbau scheint keine wesentliche Auswirkung auf die expositionsgeschützteren in der oberen Bodenschicht lebenden Beutetiere des Wiedehopfs zu haben. Um die Aufzucht der Jungen zu sichern, müssen nach MÜHLETHALER & SCHAAD (2010) auch von menschlichen Störungen freie Nahrungsflächen vorhanden sein. Die oft eingezäunten Obstkulturen ohne Naherholungs- und Freizeitaktivitäten sind als störungsfreie Nahrungsflächen für Wiedehopfe geeignet. Die Bewirtschaftungsarbeiten (Ernte, Baumschnitt, Pestizideinsatz) erfolgen meist Baumreihe für Baumreihe und zumindest die Ernte oft auch Sortenabhängig zeitversetzt, so dass der Wiedehopf dies kompensieren kann. Wiedehopfe erbeuten hauptsächlich weniger mobile Insekten aus der oberen Bodenschicht, deren Verfügbarkeit im Tagesverlauf mehr oder weniger konstant bleiben dürfte, weshalb RIEDER (2011) vermutet, dass Wiedehopfe aufgrund dieser fehlenden tageszeitlichen Veränderung der Beutetierverfügbarkeit besser als andere insektivore Vögel in der Lage sind, menschliche Störungen oder Schlechtwetterbedingungen durch eine entsprechende räumlich-zeitliche Anpassung ihrer Nahrungssuche zu kompensieren.

6.7.5. Kulturschutzeinrichtungen als Störquelle

Unsere Untersuchungen zeigen, dass die Wiedehopfe im Mainzer Sand die zeitweise folienüberdachten Kirschkulturen bevorzugt aufgesucht haben. Im Jahr 2013 war die Kirschkontrollfläche bis auf die Beobachtungsreihen erstmalig ebenfalls mit einer Folienüberdachung versehen. Es wurden nur in diesem Untersuchungsjahr Wiedehopfe auf jener Fläche gesichtet. Der sehr hohe prozentuale Anteil an Durchflügen bestätigt, dass es sich bei der Beobachtung vom 05. Juni 2013 nicht um einen Einzelfall handelt und die Wiedehopfe den folienüberdachten Teil der Kirschkontrollfläche im Jahr 2013 regelmäßig zur Nahrungssuche nutzen. Die im Jahr 2013 beobachtete Familiengruppe von fünf Wiedehopfen auf der folienüberdachten Kirschversuchsfläche spricht sogar für eine nahegelegene Bruthöhle, da nach LEHNERT (1986) jungführende Altvögel ein Hinweis auf eine Brut im selbigem Gelände sind, weil sich Wiedehopf-Familien nach dem Ausfliegen der Jungen in der näheren Umgebung (bis 300 Meter entfernt) des Brutplatzes aufhalten. Es wurden 2012 und 2013, auch außerhalb der Beobachtungszeit, regelmäßig juvenile Wiedehopfe und deren Elternvögel bei den Kirschkulturen gesichtet. So konnten zwischen Ende Juni und Ende Juli oft zwischen zwei und fünf Individuen zur selben Zeit beobachtet und als Nachweis gewertet werden. Dies und unsere weiteren Beobachtungen zur Nahrungssuche von Wiedehopfen unter den Folien sprechen klar gegen eine Abschreckung. Da es sich auf der Kirschversuchsfläche um eine Folien-Netz-Kombination handelt, bietet diese mit den losen, nur einseitig an das Netz festgenähten Folienbahnen eine besonders hohe Angriffsfläche für Windböen. Eine Scheuchwirkung ging aber selbst von diesen im Wind bewegten Folien nicht aus, wie unsere Beobachtungen aus Mai und Juli 2012 zeigen.

Wir konnten mit den Ergebnissen unserer Untersuchung die in einem Fachgutachten des Landesamts für Umwelt beschriebene extreme Empfindlichkeit des Wiedehopfs auf anthropogen bedingte Störreize und Veränderungen des Habitatcharakters im Mainzer Sand nicht bestätigen. Nach diesem Gutachten sollen insbesondere visuelle Beeinträchtigungen durch bewegbare oder rotierende Objekte ein sehr hohes Störungspotenzial besitzen, was zu Meideverhalten, dem Einstellen der Nahrungssuche zugunsten einer erhöhten Vigilanz und dem Aufsuchen und Verharren an Warten führen soll (LUWG 2010a). Die

prozentualen Anteile an Nahrungssuche und Vigilanz in unserer Studie waren sowohl im NSG Höllenberg als auch auf der Kirschfläche mit und ohne Folienüberdachung jeweils gleich hoch. Die zusätzlich gezeigte Gefiederpflege spricht ebenfalls eher für ungestresste Wiedehopfe.

Nach unserer Freilanduntersuchung ist das Störungspotential einer Folienüberdachung im Obstanbau für den Wiedehopf als gering einzuschätzen. Die Folien könnten ihm zudem als Schutz vor Raubvögeln dienen. Greife wie z.B. Habicht können Wiedehopfe schlagen. Solange Kulturschutzeinrichtungen seitlich offen bleiben, kann der Lebensraum in den intensiv genutzten Obstanlagen weiterhin vom Wiedehopf als Nahrungshabitat genutzt werden. Die Störanfälligkeit der Wiedehopfe während der Nahrungssuche und selbst in der Nähe von Bruthöhlen ist geringer als häufig kolportiert, wie unsere und andere aktuelle Untersuchungen an Vorkommen in Deutschland und Österreich zeigen (DANZL 2006, PÜHRINGER 2007, BERGMANN & KRÜGER 2015). Er kann selbst in intensiv landwirtschaftlich genutzten Obstanbauflächen gut zurechtkommen, wenn es nahegelegene Brutmöglichkeiten gibt.

6.8. Danksagung

Wir bedanken uns ganz herzlich bei Vera Schmidt und Gundolf Schrenk aus der Abteilung Naturschutz und nachhaltige Entwicklung des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz für die angenehme Projektbegleitung, bei Jürgen Lehnert, dem Biotopbetreuer im NSG Höllenberg und bei den Landwirtschaftsbetrieben Schmitt und Hochhaus für die gute Zusammenarbeit und Kooperation während der Freilanduntersuchungen. Des Weiteren gilt unser Dank Dieter Feldner von der Landwirtschaftskammer Rheinland-Pfalz und Peter Hilsendegen aus der Abteilung Gartenbau der Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz für die Unterstützung vor Ort. Ein besonders großer Dank geht an Rainer Riesenberg für die kurzfristige Durchsicht des Manuskripts.

7. Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden

7.1. Kurzfassung

Arthropoden stellen eine wichtige Nahrungsressource im Nahrungsnetz eines Ökosystems dar. In einem Agrarökosystem erbringen sie zudem die Ökosystemdienstleistungen Bestäubung, Schädlingsregulation und Bodenbildung. Einige Arthropodengruppen wie Käfer und Spinnen eignen sich als Bioindikatoren, weil sie rasch auf ökologische Veränderungen reagieren. Phytophage Arthropoden können landwirtschaftlich genutzte Monokulturen schädigen, weshalb die konventionelle Landwirtschaft zur gezielten Tötung solcher Schädlinge Insektizide einsetzt. Diese Pflanzenschutzmaßnahmen haben allerdings oft auch Auswirkungen auf viele Nützlinge und andere Organismen im Agrarökosystem. Diese Studie untersuchte den Einfluss von intensiver Landnutzung in Obstkulturen sowie den Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden. Hierfür wurden in den Jahren 2011-2013 jeweils von März bis Juli auf fünf Untersuchungsflächen (zwei Versuchsflächen mit Kulturschutzeinrichtungen sowie drei Kontrollflächen ohne Schutz) Arthropoden mit Boden- und Flugfallen in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz gefangen. Insgesamt wurden 185963 Individuen erfasst, welche sich in 18 Gruppen (Ordnungen/Familien) aufteilten. Der Großteil von 79% der Individuen ließ sich Springschwänzen, Ameisen, Zweiflüglern oder Käfern zuordnen. Weitere 20,1% verteilten sich auf die Gruppen Webspinnen, Asseln, Hautflügler, Milben, Doppelfüßer, Weberknechte, Schnabelkerfe und Ohrwürmer. Die individuenstarken Springschwänze, Ameisen, Zweiflügler, Käfer sowie Webspinnen und weitere Hautflügler wurden auf allen Untersuchungsflächen gefangen. Asseln, Milben, Ohrwürmer und Weberknechte fanden sich überwiegend in den Apfelkulturen, während Doppelfüßer vorrangig in den Kirschkulturen erfasst wurden. Die Trockenbiomasse der Arthropoden lag je nach Fläche zwischen 9 und 26 Gramm pro Untersuchungsjahr für die Bodenfallen und zwischen 0,6 und 4,8 Gramm für die Flugfallen. Die naturnahe Streuobstfläche im NSG Höllenberg wies 2011 die größte Arthropoden-Trockenbiomasse in den Bodenfallen auf, wohingegen es in beiden Folgejahren die Kirschkontrollfläche war. Die über Flugfallen erfasste Arthropoden-Trockenbiomasse lag in allen drei Jahren in beiden Kirschkulturen am höchsten. Obwohl im Mittel jährlich 5,8 Pestizidbehandlungen auf den Kirschanbauflächen sowie 14,6 Behandlungen auf den Apfelanbauflächen durchgeführt wurden und die Insektizidanteile dabei bis zu 57% ausmachten, konnte kein Einfluss der intensiven Landnutzung in Obstkulturen mit dem regelmäßigen Einsatz von Pestiziden auf die Arthropoden-Trockenbiomasse nachgewiesen werden. Ebenfalls konnte kein Einfluss der eingesetzten Kulturschutzeinrichtungen auf die Arthropoden-Trockenbiomasse nachgewiesen werden. Auf den geschützten Anbauflächen wurde im Mittel jährlich um zwei (Kirschkulturen) bzw. fünf (Apfelkulturen) Pestizidbehandlungen reduziert. Aufgrund der vergleichbar hohen Trockenbiomasse aller Untersuchungsflächen sowie der ähnlichen Gruppenspektren an Arthropoden konnte nicht auf eine Verringerung des Nahrungsangebots für insektivore Vögel in den intensiv bewirtschafteten Obstkulturen geschlossen werden.

7.2. Einleitung

Etwa zwei Drittel der gegenwärtig bekannten Tierarten gehören zu den Arthropoden, welche zu 85% von der außerordentlich formenreichen Gruppe Insekten (Insecta) repräsentiert werden. Spinnentiere (Arachnida), Tausendfüßer (Myriapoda) und Asseln (Isopoda) sind weitere artenreiche landlebende Arthropoden-Gruppen. Ein erheblicher Anteil der Arthropoden ist phytophag (BÖRNER 2009) und kann landwirtschaftlich genutzten Pflanzen Schaden zufügen. Dies gilt in besonderem Maße für Monokulturen, zu welchen auch die Obstanbauflächen zählen. Zu den wichtigsten epigäisch lebenden Arthropoden auf agrarwirtschaftlich genutzten Flächen zählen Webspinnen (Araneae), Laufkäfer (Carabidae) und Kurzflügelkäfer (Staphylinidae) (VOLKMAR et al. 1999). Diese Gruppen zeichnen sich durch ihren Individuen- und Artenreichtum aus. In Agrarökosystemen Mitteldeutschlands finden sich nach WETZEL et al. (1997) weit über 400 Arten von Webspinnen, Lauf- und Kurzflügelkäfern. Sie stellen wertvolle Bioindikatoren für Diversität, Stabilität und Belastbarkeit von natürlichen Ökosystemen und Agrarökosystemen dar (WETZEL et

al. 2000), weil sie durch kurze Generationszyklen rasch auf Änderungen der ökologischen Verhältnisse reagieren (ZULKA 1996). Insbesondere für Laufkäfer liegen zudem umfangreiche wissenschaftliche Kenntnisse zu ihrer Lebensweise und ihren Habitatansprüchen sowie zu ihren Reaktionen gegenüber Umweltparametern vor, worin sich ihre spezielle Eignung als Bioindikatoren begründet (ZULKA 1996, LÜBKE-AL HUSSEIN 2004, AVGIN & LUFF 2010). Nach ZULKA (1996) weisen sowohl Laufkäfer als auch Bodenspinnen ein breites Spektrum verschiedener Ausbreitungskapazitäten auf. Aufgrund ihrer überwiegend karnivoren Ernährungsweise und ihrem breiten Beutespektrum üben sie generell, aber auch speziell in Bezug auf die Wahrscheinlichkeit eines Schädlingsaufkommens, eine wichtige regulatorische Funktion aus (NYFFELER & BENZ 1987, VOLKMAR et al. 1999). Viele entomophage Arthropoden sind Suchjäger und bewegen sich aktiv, um ihre Beute zu suchen (DETTNER 2003). Deshalb können sie auch mit passiven Erfassungsmethoden wie Bodenfallen in hohem Maße standardisiert erfasst werden (MÜHLENBERG 1993); vor allem karnivore Spinnen und Laufkäfer werden so in großer Anzahl erfasst (ZULKA 1996). Weitere Bioindikatoren sind Ameisen (Formicidae) (ANDERSEN & MAJER 2004, MAJER et al. 2007) und Springschwänze (Collembola) (SCHULZ 2011). Letztere repräsentieren eine wichtige Indikatorgruppe für Veränderungen der Bodenqualität, weil sie maßgeblich an den Zersetzungs Vorgängen im Boden und an der Verbreitung von Mikroorganismen beteiligt sind (DETTNER & PETERS 2003). Die wesentlichen Ökosystemdienstleistungen von Arthropoden in Agrarökosystemen bestehen damit neben der Bestäubung von Nutzpflanzen in der Bodenbildung und der Schädlingsregulation. Die wichtigsten Räuber unter Arthropoden findet man bei Milben (Acari), Spinnen (Araneae) sowie Tausendfüßern (Myriapoda) und unter Insekten bei Käfern (Coleoptera), Hautflüglern (Hymenoptera) sowie einigen Arten der Gallmücken, Schwebfliegen (Diptera) und Wanzen (Heteroptera) (BÖRNER 2009).

Zur Schädlingskontrolle in Obstkulturen werden diverse Pestizide eingesetzt. Herbizide dienen der Freihaltung der Bodenstreifen von unerwünschten Wildpflanzen unter den Bäumen. Insektizide und Fungizide sollen der gezielten Tötung von Schadorganismen an den Obstbäumen dienen. Nach BÖRNER (2009) wurden in der Vergangenheit auch viele natürliche Fressfeinde dieser Schadorganismen durch die breite, unspezifischere Wirkung von Pestiziden dezimiert, so dass sich Schädlinge ungehindert vermehren konnten. Vor allem in den Dauerkulturen des Obst- und Weinbaus sind räuberische Milben, Wanzen, Käfer und Flurfliegen vorhanden, welche als Nützlinge die Vermehrung von Schädlingen begrenzen können. Fungizide und Insektizide werden überwiegend in wüchsigen Pflanzenbeständen mit großem Blattflächenindex eingesetzt, so dass die potentielle Bodenbelastung gering ist. Wirkstoffe, die in den Boden gelangen (v. a. Herbizide), werden durch Bodenmikroorganismen metabolisiert sowie durch chemische und fotochemische Reaktionen zersetzt und dem Stoffkreislauf zugeführt oder sie verdunsten (BÖRNER 2009). Gewisse Mengen werden an den Austauschern wie Ton und Humus des Bodens gebunden und erst nach einem bestimmten Zeitraum wieder freigesetzt und weiter abgebaut. Zunehmend werden auch Kulturschutzeinrichtungen wie Hagelschutznetze und Folienüberdachungen im Obstanbau eingesetzt (DIEREND et al. 2009). Mögliche Einflüsse von dieser Art Überdachungen wurden bisher vorrangig an Pflanzenschädlingen (TASIN et al. 2008, LANG 2009b, SAUPHANOR et al. 2012, BAIAMONTE et al. 2016, CHOUINARD et al. 2016, CHOUINARD et al. 2017) oder an Bestäubern wie Bienen (GIULIVO et al. 1970, VAISSIERE et al. 2000, LANG 2009b) untersucht. Arthropoden stellen einen beträchtlichen Anteil der tierischen Biomasse dar. Nach DETTNER (2003) weisen sie je nach Art und Größe einen erheblichen Energiegehalt auf, sind relativ leicht verdaulich und in der Regel zu 80-90% verwertbar. Daher dienen sie einer Vielzahl von Tiergruppen als Nahrungsquelle, insbesondere auch für die Aufzucht von Jungtieren. So nutzen selbst phytophage Vögel Insekten und deren Larven als Nahrung für ihren Nachwuchs.

In diesem Teil der vorliegenden Studie wird der Einfluss der intensiven Landnutzung in Obstkulturen sowie der Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden untersucht und diskutiert. Hierfür wurden über drei Jahre jeweils von März bis Juli Arthropoden mit Boden- und Flugfallen auf fünf Untersuchungsflächen in einem Obstanbaugebiet in Rheinland-Pfalz gefangen. Neben den Individuenzahlen der erfassten Arthropodengruppen wird auch die Trockenbiomasse der Arthropoden zwischen den Untersuchungsflächen verglichen. Des Weiteren werden die durchgeführten Pestizidbehandlungen in die Analyse mit einbezogen. Es soll die Hypothese getestet werden, dass in Obstkulturen eingesetzte Pestizide zu einer Reduzierung der Arthropoden und demzufolge zur Verringerung des Nahrungsangebotes für insektivore Vögel führen.

7.3. Methodik

7.3.1. Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet und die fünf Untersuchungsflächen sind in Kapitel 2 beschrieben.

7.3.2. Erfassung der Arthropodenfauna

In Anlehnung an die Empfehlungen von MÜHLENBERG (1993) und ZULKA (1996) zum methodischen Design für die Erfassung von Arthropoden wurde folgende Fangmethodik eingesetzt: Auf jeder Fläche wurde ein Transekt in einer Baumreihe mit fünf Barberfallen und einer Flugfalle angelegt (Abbildung 3, Abbildung 6 & Abbildung 10). Der Abstand zwischen den Fallen betrug ungefähr fünf Meter. Als Barberfallen dienten Honiggläser (500 g, \varnothing : 7 cm), welches ebenerdig in den Boden eingegraben wurde (Abbildung 41). Auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg wurde als Schutz vor den Schafen zusätzlich eine durchsichtige Plexiglas-Abdeckung in 1-2 cm Höhe über den Barberfallen installiert (Abbildung 42).



Abbildung 41: Barberfalle auf der Kirschkontrollfläche (2013)



Abbildung 42: Barberfalle mit Plexiglas-Abdeckung als Schafschutz im NSG Höllenberg (2013)



Abbildung 43: Barberfalle mit gefangenen Arthropoden

Als Flugfalle diente der 90 cm hohe Luftelektor nach Rahn (bioform Dr. J. Schmidl e.K. Nürnberg), welcher aus zwei gekreuzten Plexiglas-Scheiben (50x24cm, 3mm) mit Regenschutz über einem Trichter mit Fangflasche in Tarnhülle besteht (Abbildung 44). Die Flugfallen wurden in ungefähr einem Meter Höhe zwischen zwei Obstbäumen aufgehängt (Abbildung 45). Im NSG wurde die Flugfalle an einen alten Kirschbaum gehängt (Abbildung 61) und von dort aus das Fallen-Transekt angelegt.

Als konservierende Fangflüssigkeit wurde gesättigte Kochsalzlösung verwendet. Zusätzlich wurde ein Tropfen Spülmittel zur Verringerung der Oberflächenspannung der Lösung verwendet, um ein schnelleres Einsinken und Absterben der Tiere zu ermöglichen. Alle Fallen wurden je nach Witterung zu einem Drittel oder zur Hälfte mit Flüssigkeit gefüllt (Abbildung 43). Der Austausch aller Fallen erfolgte zweiwöchentlich durch Studenten, welche ihre Abschlussarbeit innerhalb dieses Projektes machten. Hierbei wurden die Gläser der Barberfallen komplett ausgetauscht und bei den Flugfallen lediglich die Fangflaschen ausgewechselt.



Abbildung 44: Flugfalle auf der Apfelkontrollfläche (2013)



Abbildung 45: Flugfalle auf der Kirschkontrollfläche (2013)

In jeder Freiland erfassung gab es insgesamt zehn bzw. neun Fangzeiträume (Tabelle 69). Im Jahr 2013 konnte aufgrund der besonders kühlen Witterung (Abbildung 12 & Anhang: Abbildung 74 – Abbildung 79) erst Ende März mit der Erfassung begonnen werden.

Tabelle 69: Arthropoden-Fangzeiträume der drei Untersuchungsjahre. Am letzten Tag des Zeitraums wurden alle Fallen ausgewechselt.

| Fangzeitraum 2011 | Fangzeitraum 2012 | Fangzeitraum 2013 |
|----------------------|----------------------|----------------------|
| 28.02. - 14.03.11 | 05.03. - 21.03.12 | |
| 15.03. - 28.03.11 | 22.03. - 04.04.12 | 21.03. - 03.04.13 |
| 29.03. - 11.04.11 | 05.04. - 19.04.12 | 04.04. - 17.04.13 |
| 12.04. - 27.04.11 | 20.04. - 02.05.12 | 18.04. - 01.05.13 |
| 28.04. - 09.05.11 | 03.05. - 16.05.12 | 02.05. - 14.05.13 |
| 10.05. - 23.05.11 | 17.05. - 30.05.12 | 15.05. - 28.05.13 |
| 24.05. - 06.06.11 | 31.05. - 16.06.12 | 29.05. - 13.06.13 |
| 07.06. - 20.06.11 | 17.06. - 27.06.12 | 14.06. - 27.06.13 |
| 21.06. - 03.07.11 | 28.06. - 11.07.12 | 28.06. - 11.07.13 |
| 04.07. - 18.07.11 | 12.07. - 25.07.12 | 12.07. - 27.07.13 |

Die gefangenen Arthropoden wurden im Rahmen der studentischen Abschlussarbeiten bearbeitet. Die Arthropoden wurden nach Ordnungen oder Familien in Gruppen wie z.B. Spinnen, Asseln, Hautflügler und Schmetterlinge eingeteilt. Für jede Gruppe wurden die Individuen für jede Fläche unterteilt nach Fallentyp ausgezählt. Die einzelnen Arten der Gruppen wurden nicht bestimmt. Lediglich für die Käfer erfolgte die Bestimmung aller Arten; zusätzlich wurde diese Gruppe in Adulte und Larven unterteilt.

7.3.3. Bestimmung der Trockenbiomasse

Die Fänge aller Bodenfallen einer Fläche wurden pro zweiwöchigen Fangzeitraum zusammengefügt, die Flugfallenfänge wurden separat gelassen. Alle Fänge wurden mit Wasser gewaschen, um das eingelagerte Salz aus den Arthropoden zu lösen. Hierfür wurden die Fänge in ein Honigglas mit Wasser überführt. Dies geschah durch Abschütten in ein Sieb und Spülen mit ca. 150 ml Wasser. Das vollständig gefüllte Honigglas fasste ca. 350 ml Wasser. Nach ungefähr 24 Stunden wurde das Wasser gewechselt und die Fänge einen weiteren Tag in diesen Gläsern bei Raumtemperatur gelagert (Abbildung 46). Nach 48 Stunden in Wasser wurden die Proben abgeseiht und vier bzw. fünf Tage in den Gläsern bei Raumtemperatur gelagert oder direkt in den Trockenschrank gebracht. Im Trockenschrank wurden die ausgebreiteten Proben in Petrischalen bei 70°C für 48 Stunden getrocknet. Durch Zwischenmessungen der Gewichte im Jahr 2011 stellte sich heraus, dass die Gewichtskonstante bereits nach 24 Stunden erreicht war. In 2012 und 2013 wurden die Proben daher nur noch für 24 Std getrocknet. Die Proben ziehen relativ schnell wieder Luftfeuchtigkeit, weshalb sie direkt nach der Entnahme aus dem Trockenschrank auf ein Milligramm genau gewogen wurden.



Abbildung 46: Waschgang der gefangenen Arthropoden zur Salzauslösung in mit Wasser gefüllten Honiggläsern.

7.3.4. Erhebung der Pestizidbehandlungen auf den Untersuchungsflächen

Die während der Freilandenerhebung auf den Untersuchungsflächen beobachteten Pestizidbehandlungen wurden protokolliert. Im Anschluss an jede Freilandsaison habe ich die zuständigen Landwirte gebeten, mir alle durchgeführten Behandlungen tabellarisch aufzulisten. Für jede Fläche liegen damit für alle Pflanzenschutzmaßnahmen das Datum, das verwendete Pestizid, die Zielgruppe und für die meisten Flächen auch die eingesetzte Aufwandsmenge vor.

7.3.5. Datenauswertung

Für die Arthropodenfauna habe ich alle gezählten Individuen der erfassten Gruppen der drei Untersuchungsjahre zusammengetragen. Die Werte für alle Fangzeiträume eines Untersuchungsjahres wurden für jede Untersuchungsfläche zusammengefasst und zusätzlich die Gesamtindividuenzahlen der einzelnen Arthropodengruppen und des Fallentyps auf jeder Untersuchungsfläche berechnet.

Für die Trockenbiomasse wurden die Gewichte der Arthropoden aller Fangzeiträume für jede Fläche summiert und für alle Untersuchungsjahre nach Barber- und Flugfallen dargestellt. Zur Veranschaulichung des eventuellen Einflusses der eingesetzten Pestizide auf die Trockenbiomasse der Arthropoden wurden für die Obstkulturfelder die ermittelten Biomassen aller Fangzeiträume für jedes Untersuchungsjahr separat in Diagrammen aufgetragen und anhand von Pfeilen mit den jeweiligen Pestizidbehandlungen versehen. Hier differenzierte ich zwischen dem Einsatz von Insektiziden, Fungiziden und Herbiziden sowie Wachstumsregulatoren. Die gleichzeitige Anwendung verschiedener Pestizide innerhalb einer Behandlung ist mit übereinanderstehenden Pfeilen gekennzeichnet. Bei drei von mir beobachteten Pestizidbehandlungen ist mir das jeweils eingesetzte Mittel leider nicht bekannt und daher als „*unbekannt*“

eingetragen. Die prozentualen Anteile der Insektizid-Behandlungen an der Gesamtanzahl der durchgeführten Pflanzenschutzbehandlungen wurden für jedes Jahr und jede Fläche berechnet.

Zur Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung (naturnahes NSG gegenüber Obstanbau) auf die ermittelte Trockenbiomasse der Arthropoden wurden nur die jeweiligen Kontrollflächen der Obstkulturen mit der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg verglichen. Zur Quantifizierung des Einflusses von Kulturschutzeinrichtungen (Hagelnetz- oder Folienüberdachungen) wurden nur die Versuchsflächen mit den dazugehörigen Kontrollflächen einer Obstkultur verglichen. Die Trockenbiomasse beider Fallentypen wurde separat analysiert. Da die Rohdaten nicht normalverteilt waren, wurden sie log₁₀-transformiert und damit einer Normalverteilung angenähert, um die Voraussetzung für den Einsatz einer Varianzanalyse zu erfüllen. Nullwerte wurden dazu auf 0,1 gesetzt. Eine multifaktorielle Kovarianzanalyse (ANCOVA) mit den kontinuierlichen Variablen „mittlere monatliche Lufttemperatur“, „mittlere monatliche Minimaltemperatur“ und „monatliche Niederschlagssumme“ als Deskriptoren der saisonalen Wetterveränderung wurde durchgeführt, um zu testen, ob statistisch signifikante Einflüsse auf die Trockenbiomasse der Arthropoden nachweisbar waren. Als kategorische Einflussfaktoren wurden Untersuchungsjahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und entweder die Landnutzung oder die Präsenz von Kulturschutzeinrichtungen in 3-Faktor-ANCOVAs berücksichtigt. Die statistischen Analysen wurden mit dem Programm Statgraphics Centurion XVI, Version 16.2.04 (32 bit) durchgeführt. Die Signifikanzschwelle für die Irrtumswahrscheinlichkeit P wurde auf 5 % festgesetzt.

7.4. Ergebnisse

7.4.1. Arthropodenfauna der Untersuchungsflächen

Für die Gilde der Arthropoden wurden von 2011 bis 2013 auf allen Untersuchungsflächen insgesamt 185963 Individuen gefangen, welche sich in 18 Gruppen (Ordnungen/Familien) aufteilten (Tabelle 71). Die Gesamtfangzahlen pro Jahr summiert für beide Fallentypen lagen von 2011 bis 2013 bei 60843, 52331 und 72789 Individuen. Die höchsten Fangzahlen an Arthropoden wies im Jahr 2013 die naturnahe Kontrollfläche im NSG Höllenberg auf; die Bodenfallen enthielten 17628 und die Flugfalle 1131 Individuen. Bei den Obstkulturen hatte die Kirschkontrollfläche mit 17540 Individuen in den Bodenfallen (2011) und 708 Individuen in der Flugfalle (2012) die höchsten Werte. Der Großteil von 79% aller Individuen ließ sich Collembola (87871), Formicidae (26416), Diptera (17833) und Coleoptera (14706) zuordnen (Tabelle 70). Weitere 20,1% verteilten sich mit 7628 bis 3381 Individuen auf die Gruppen Araneae, Isopoda, Hymenoptera, Diplopoda, Acari, Opiliones, Hemiptera und Dermaptera. Von den restlichen sechs Arthropodengruppen mit dem Anteil 0,9% wurden lediglich zwischen 1232 und zwei Individuen gefangen.

Tabelle 70: Prozentuale Anteile der jeweiligen Arthropodengruppen an der Gesamtfangzahl von 185963 Individuen. Es wurden nur die Gruppen mit mindestens 3000 gefangenen Individuen berücksichtigt. Die weiteren sechs Gruppen stellen insgesamt lediglich einen Anteil von 0,9% der Gesamtfangzahl dar.

| Arthropodengruppe | [%] | Σ % |
|---------------------------|------|---------|
| Collembola | 47,3 | Σ 79% |
| Formicidae | 14,2 | |
| Diptera | 9,6 | |
| Coleoptera (inkl. Larven) | 7,9 | |
| Araneae | 4,1 | Σ 20,1% |
| Isopoda | 3,0 | |
| Hymenoptera, weitere | 2,7 | |
| Diplopoda | 2,4 | |
| Acari | 2,4 | |
| Opiliones | 1,9 | |
| Hemiptera | 1,8 | |
| Dermaptera | 1,8 | |

Tabelle 71: Individuenzahlen der 18 Arthropodengruppen aller Untersuchungsflächen für die Untersuchungsjahre 2011-2013. BF= Barberfallen, FF= Flugfalle

| | 2011 | | | | | | | | | | | | | | | 2012 | | | | | | | | | | | | | | | 2013 | | | | | | | | | | | | | | | Indiv. |
|----------------------|-------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|-------------|------------|--------------|------------|-------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|------------|--------------|-------------|---------------|-----|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--|--------|
| | AV | | AK | | KV | | KK | | NSG | | AV | | AK | | KV | | KK | | NSG | | AV | | AK | | KV | | KK | | NSG | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | BF | FF | | | | | | | | | | | | | | |
| Collembola | 2777 | 0 | 5833 | 10 | 10484 | 1 | 14328 | 1 | 618 | 0 | 3010 | 0 | 4540 | 0 | 1970 | 0 | 11570 | 0 | 3920 | 0 | 4300 | 11 | 5533 | 6 | 6161 | 1 | 8622 | 15 | 4095 | 65 | 87871 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Formicidae | 669 | 2 | 950 | 0 | 189 | 0 | 677 | 5 | 5232 | 21 | 806 | 6 | 539 | 9 | 645 | 0 | 527 | 7 | 2346 | 73 | 947 | 17 | 1448 | 27 | 1476 | 90 | 1279 | 25 | 8124 | 280 | 26416 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hymenoptera, weitere | 322 | 46 | 516 | 85 | 39 | 138 | 60 | 176 | 573 | 51 | 2 | 23 | 3 | 48 | 14 | 106 | 211 | 138 | 14 | 64 | 282 | 32 | 288 | 60 | 310 | 87 | 782 | 94 | 321 | 154 | 5039 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diptera | 771 | 75 | 431 | 172 | 272 | 202 | 268 | 206 | 625 | 162 | 856 | 132 | 1075 | 145 | 1211 | 452 | 1395 | 419 | 740 | 245 | 1717 | 60 | 2343 | 108 | 1840 | 229 | 816 | 76 | 646 | 144 | 17833 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera | 398 | 39 | 437 | 77 | 435 | 127 | 607 | 215 | 1566 | 142 | 733 | 32 | 802 | 45 | 767 | 61 | 725 | 129 | 948 | 195 | 1387 | 37 | 1106 | 92 | 652 | 32 | 854 | 32 | 1124 | 162 | 13958 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Coleoptera-Larven | 27 | 3 | 12 | 0 | 15 | 0 | 11 | 0 | 234 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 82 | 0 | 23 | 0 | 30 | 0 | 190 | 0 | 118 | 0 | 748 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Araneae | 336 | 5 | 365 | 21 | 736 | 5 | 748 | 2 | 655 | 11 | 401 | 9 | 342 | 14 | 296 | 1 | 1376 | 3 | 264 | 4 | 407 | 6 | 321 | 8 | 151 | 6 | 337 | 4 | 782 | 12 | 7628 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acari | 203 | 7 | 311 | 5 | 115 | 0 | 8 | 0 | 2 | 0 | 430 | 8 | 197 | 3 | 23 | 0 | 6 | 0 | 5 | 0 | 1013 | 36 | 579 | 11 | 250 | 2 | 123 | 6 | 841 | 223 | 4407 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Opiliones | 446 | 3 | 533 | 3 | 98 | 0 | 237 | 0 | 15 | 0 | 319 | 0 | 243 | 18 | 493 | 3 | 292 | 0 | 2 | 0 | 409 | 0 | 185 | 2 | 153 | 0 | 17 | 0 | 5 | 2 | 3478 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Isopoda | 524 | 0 | 1464 | 0 | 4 | 0 | 2 | 0 | 29 | 0 | 350 | 0 | 236 | 0 | 0 | 0 | 10 | 0 | 6 | 0 | 1142 | 3 | 1503 | 0 | 0 | 0 | 286 | 0 | 19 | 0 | 5578 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diplopoda | 0 | 0 | 53 | 0 | 491 | 0 | 477 | 0 | 51 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2071 | 0 | 439 | 0 | 34 | 0 | 3 | 0 | 2 | 0 | 431 | 0 | 353 | 0 | 43 | 0 | 4449 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chilopoda | 63 | 0 | 110 | 0 | 62 | 0 | 52 | 0 | 8 | 0 | 72 | 0 | 66 | 0 | 221 | 0 | 227 | 0 | 0 | 0 | 92 | 0 | 103 | 0 | 72 | 0 | 81 | 0 | 3 | 0 | 1232 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Hemiptera | 151 | 2 | 180 | 22 | 86 | 0 | 60 | 0 | 309 | 10 | 52 | 2 | 78 | 5 | 33 | 6 | 41 | 8 | 239 | 67 | 118 | 13 | 205 | 22 | 27 | 13 | 89 | 11 | 1472 | 64 | 3385 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dermaptera | 152 | 46 | 47 | 53 | 5 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 793 | 58 | 374 | 186 | 39 | 8 | 1 | 1 | 0 | 0 | 559 | 57 | 125 | 62 | 566 | 141 | 84 | 12 | 0 | 9 | 3381 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Saltatoria | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 58 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 119 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 9 | 1 | 198 | | | | | | | | | | | | | | |
| Thysanoptera | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 18 | 10 | 22 | 22 | 95 | 5 | 6 | 0 | 10 | 192 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lepidoptera | 2 | 0 | 17 | 0 | 3 | 1 | 2 | 3 | 14 | 3 | 0 | 1 | 0 | 1 | 6 | 7 | 2 | 3 | 0 | 8 | 0 | 0 | 1 | 2 | 7 | 4 | 21 | 2 | 26 | 5 | 141 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Neuroptera | 4 | 1 | 5 | 4 | 0 | 3 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 27 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Siphonaptera | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Indiv. | 6846 | 229 | 11265 | 453 | 13034 | 477 | 17540 | 608 | 9990 | 401 | 7825 | 271 | 8496 | 474 | 7796 | 644 | 16822 | 708 | 8637 | 658 | 12462 | 292 | 13777 | 425 | 12148 | 700 | 13942 | 284 | 17628 | 1131 | 185963 | | | | | | | | | | | | | | | |

7.4.2. Verteilung der Arthropodengruppen auf die Untersuchungsflächen

Springschwänze, Zweiflügler, Käfer, Ameisen und weitere Hautflügler sowie Webspinnen und Schnabelkerfe kamen auf allen Untersuchungsflächen vor (Tabelle 71). Die höchsten Individuenzahlen an Springschwänzen wiesen üblicherweise die Kirschkulturen auf, wobei im Jahr 2012 auf der Kirschversuchsfläche mit 1970 Individuen auch die mit Abstand geringste Anzahl Springschwänze in den Obstkulturen nachgewiesen wurde. Auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG lag die geringste Anzahl an Springschwänzen bei 618 Individuen im ersten Untersuchungsjahr. Die naturnahe Kontrollfläche im NSG Höllenberg wies in allen Untersuchungsjahren mit mehreren Tausend den größten Anteil an Ameisenindividuen auf. In 2012 wiesen alle Untersuchungsflächen vergleichsweise wenige Individuen der weiteren Hautflügler auf. Die Individuenzahlen der Zweiflügler in den Obstkulturen schwankten wesentlich stärker zwischen den Untersuchungsjahren als im NSG. In den ersten beiden Untersuchungsjahren waren Käfer auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG am häufigsten, wohingegen 2013 die meisten Käferindividuen auf der Apfelversuchsfläche erfasst wurden. Käferlarven wurden im Jahr 2012 fast gar nicht gefangen. Die Individuenzahlen der Webspinnen wiesen im NSG sowie in den Kirschkulturen erhebliche jährliche Schwankungen auf, blieben jedoch in beiden Apfelkulturen über die Jahre relativ konstant. Asseln wurden vorrangig auf den Apfelanbauflächen gefangen. Nur im Jahr 2013 kam auf der Kirschkontrollfläche auch eine größere Anzahl von 286 Asselindividuen vor. Doppelfüßer wurden dagegen vorrangig in den Kirschkulturen gefangen, wobei in der Kirschversuchsfläche im Jahr 2012 mit 2071 Individuen fast die Hälfte der Gesamtindividuenzahl der Doppelfüßer nachgewiesen wurde. Milben wurden überwiegend auf den Apfelanbauflächen festgestellt; im Jahr 2013 waren sie auch sehr zahlreich auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg vertreten. Weberknechte wurden hauptsächlich in den Obstkulturen gefangen. Üblicherweise wiesen die Apfelanbauflächen mehr Individuen als die Kirschanbauflächen auf. Die höchsten Individuenzahlen der Schnabelkerfe wurden in allen Untersuchungsjahren auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG nachgewiesen. Zudem wurde dort in 2013 die mit Abstand höchste Individuenzahl an Schnabelkerfen von 1472 erfasst. Die Apfelkulturen ergaben in allen Jahren mehr Schnabelkerfe als die Kirschkulturen. Ohrwürmer wurden in den ersten beiden Untersuchungsjahren fast ausschließlich in den Apfelkulturen gefangen. Erst 2013 wurden Ohrwurmindividuen in den Kirschkulturen beinahe genauso häufig und auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg erstmalig erfasst.

7.4.3. Trockenbiomasse der Arthropoden

Die mit Bodenfallen erfasste Arthropoden-Trockenbiomasse lag in den drei Untersuchungsjahren je nach Fläche jeweils zwischen 9 und 26 Gramm pro Jahr (Abbildung 47 & Tabelle 7.1, digitaler Anhang). Im Jahr 2011 wies die naturnahe Kontrollfläche im NSG Höllenberg die höchste Trockenbiomasse auf, während sich die Trockenbiomassen der vier Obstkulturflächen kaum voneinander unterschieden. In beiden Folgejahren war die Arthropoden-Trockenbiomasse der Fläche im NSG lediglich halb so schwer und lag unter den Gewichten der Trockenbiomasse aus den Obstkulturen. Die beiden Apfelanbauflächen unterschieden sich in allen drei Untersuchungsjahren im Gewicht ihrer Trockenbiomasse kaum voneinander. Sie hatten 2012 eine etwas geringere Masse als im Vorjahr und 2013 das höchste Gewicht, welches nur von der Trockenbiomasse der Kirschkontrollfläche übertroffen wurde. Bei den Kirschkulturen lag die Arthropoden-Trockenbiomasse der Kontrollfläche in allen drei Untersuchungsjahren etwas höher als jene der Versuchsfläche. Im Jahr 2012 war die Trockenbiomasse der mit Bodenfallen gefangenen Arthropoden auf beiden Kirschanbauflächen am höchsten und deutlich schwerer als die Masse der anderen Untersuchungsflächen.

Die mit Flugfallen erfasste Arthropoden-Trockenbiomasse lag in den drei Untersuchungsjahren je nach Fläche jeweils zwischen 0,6 und 4,8 Gramm pro Jahr (Abbildung 48 & Tabelle 7.2, digitaler Anhang). Die höchsten Werte kamen in allen drei Jahren von beiden Kirschkulturen. Wie bei den Bodenfallenfängen gab es 2012 den deutlichsten Unterschied zu den Trockenbiomassen der anderen Untersuchungsflächen. Im Jahr 2013 wies die Kirschversuchsfläche die schwerste Masse auf. Bei den Apfelkulturen war das Gewicht der mit Flugfallen gefangenen Arthropoden der Versuchsfläche immer etwas niedriger als jenes der Kontrollfläche. Die Jahre 2012 und 2013 unterschieden sich kaum voneinander, im Jahr 2011 war die

Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelanbauflächen etwas höher. Auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg war sie 2012 am größten und unterschied sich zwischen den anderen beiden Jahren kaum voneinander.

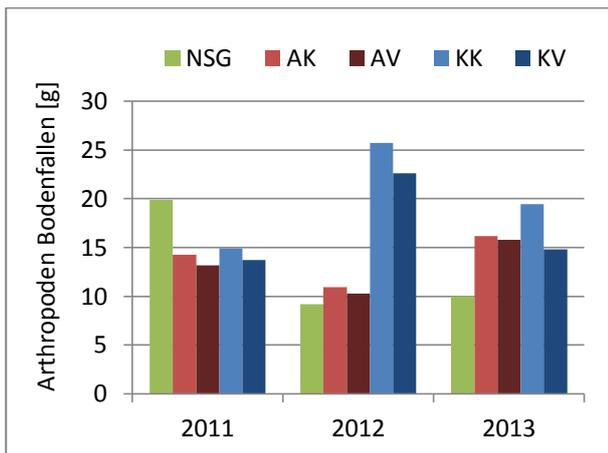


Abbildung 47: Trockenbiomasse [g] der Barberfallenfänge. Summierte Werte März bis Juli für jedes Untersuchungs-jahr

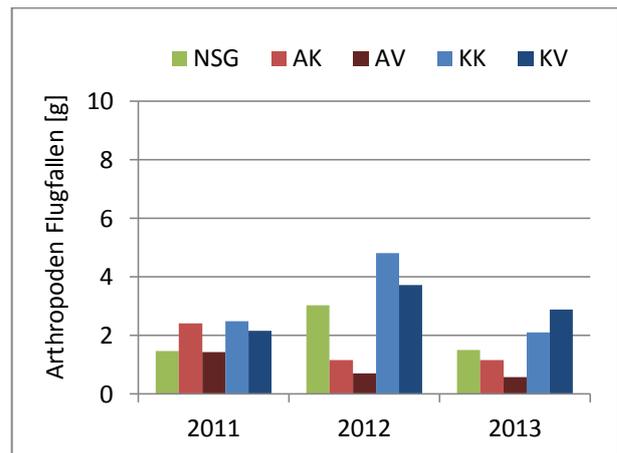


Abbildung 48: Trockenbiomasse [g] der Flugfallenfänge. Summierte Werte März bis Juli für jedes Untersuchungs-jahr

7.4.4. Pestizidbehandlung der Obstkulturen während der Fangzeiträume

Während der neun bis zehn Fangzeiträume von März bis Juli gab es jährlich in den Kirschkulturen vier bis sieben Pestizidbehandlungen (Abbildung 51 - Abbildung 60) und in den Apfelkulturen mit elf bis siebzehn Behandlungen mehr als doppelt so viele (Abbildung 50 - Abbildung 58). Die Apfelversuchsfläche im Jahr 2011 ist nicht repräsentativ, weil in jenem Jahr aufgrund von starken Frostschäden keine weiteren Pestizidbehandlungen durchgeführt wurden (Abbildung 49). Die in den Obstkulturen angewendeten Pestizide waren nach der Häufigkeit ihrer Anwendung Fungizide, Insektizide und Herbizide (Tabelle 72). Eine Behandlung konnte dabei auch aus verschiedenen Pestiziden bestehen. In den Apfelkulturen wurden zusätzlich in jeweils zwei der drei Untersuchungs-jahren Wachstumsregulatoren verwendet. Auf der Apfelversuchsfläche kamen in keinem Jahr Herbizide zum Einsatz. Die prozentualen Anteile der Insektizid-Behandlungen stiegen mit den Jahren auf allen Untersuchungsflächen an (Tabelle 72).

Tabelle 72: In den Obstkulturen durchgeführte Pestizidbehandlungen März-Juli 2011-2013. Bei den Insektizidbehandlungen ist zusätzlich der jeweilige prozentuale Anteil an der Summe aller Behandlungen angegeben. F=Fungizid, H=Herbizid.

| | 2011 | Behandlungen | | | 2012 | Behandlungen | | | 2013 | Behandlungen | | |
|-----------|------|--------------|----|---|------|--------------|----|---|------|--------------|----|---|
| | Σ | Insektizid | F | H | Σ | Insektizid | F | H | Σ | Insektizid | F | H |
| AV | 5 | 1 20 % | 4 | 0 | 11 | 4 36 % | 6 | 0 | 12 | 5 42 % | 11 | 0 |
| AK | 17 | 4 24 % | 12 | 3 | 17 | 9 53 % | 12 | 3 | 16 | 8 50 % | 13 | 2 |
| KV | 7 | 2 29 % | 3 | 1 | 4 | 2 50 % | 4 | 0 | 5 | 2 40 % | 5 | 0 |
| KK | 6 | 1 17 % | 3 | 1 | 6 | 2 33 % | 3 | 1 | 7 | 4 57 % | 6 | 0 |

Im Mittel wurden im Untersuchungszeitraum von März bis Juli 5,8 Behandlungen in den Kirschkulturen und 14,6 Pestizidbehandlungen in den Apfelkulturen durchgeführt. In den Untersuchungs-jahren 2012 und 2013 kamen Kulturschutzeinrichtungen zum Einsatz. Dies führte dazu, dass auf der folienüberdachten Kirschanbaufläche im Mittel zwei Behandlungen weniger und auf der netzüberdachten Apfelanbaufläche im Mittel fünf Pestizidbehandlungen weniger durchgeführt wurden.

7.4.5. Arthropoden-Trockenbiomasse der einzelnen Fangzeiträume und die jeweilige Pestizidbehandlungen

Die Darstellung der ermittelten Arthropoden-Trockenbiomasse der einzelnen Fangzeiträume mit den jeweilig durchgeführten Pestizidbehandlungen zeigte beim Vergleich der Obstanbauflächen, dass sich Gewichtsveränderungen in der Trockenbiomasse innerhalb eines Untersuchungsjahres unabhängig von Anzahl und Art der Pestizidbehandlungen auf den Flächen ähnlich oder gleich entwickelten (Abbildung 49 - Abbildung 60). Teilweise vergrößerte sich das Gewicht der Trockenbiomasse trotz mehrerer Behandlungen innerhalb eines Fangzeitraumes (Abbildung 57).

Die einzelnen Pestizidbehandlungen der Obstkulturen sind mit jeweiligem Datum, eingesetztem Mittel und anvisierten Zielorganismen in den Tabellen 7.3 & 7.4 (digitaler Anhang) aufgeführt.

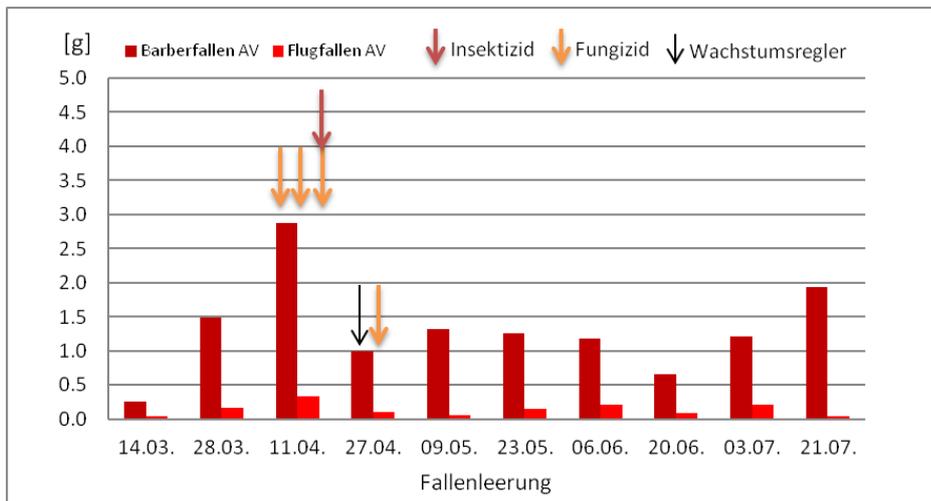


Abbildung 49: Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelversuchsfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2011.

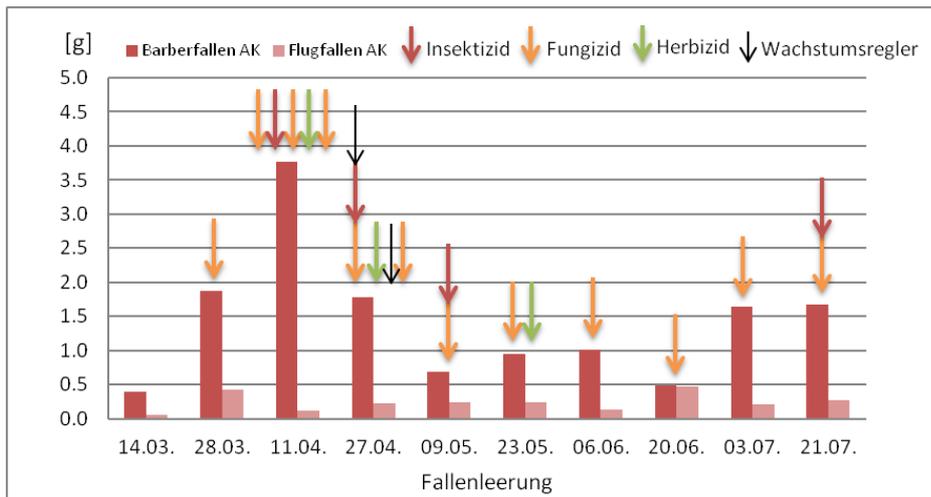


Abbildung 50: Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelkontrollfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2011.

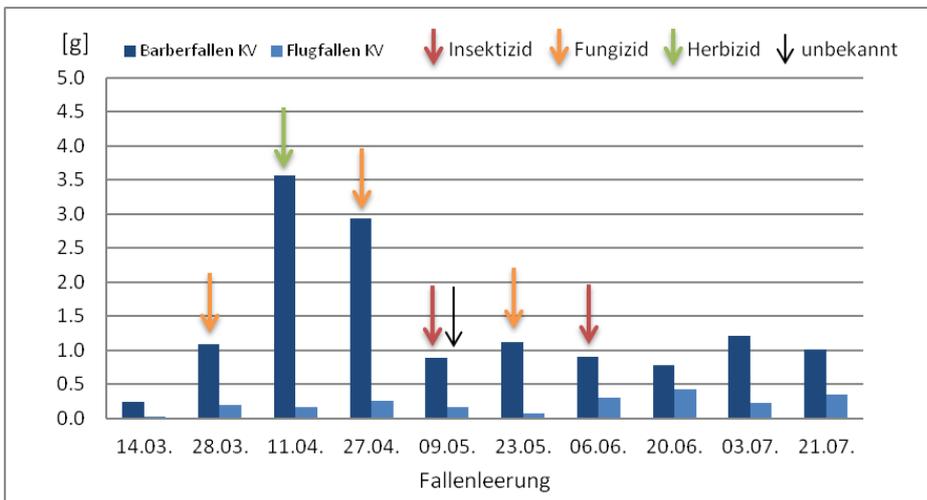


Abbildung 51: Arthropoden-Trockenbiomasse der Kirschversuchsfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2011.

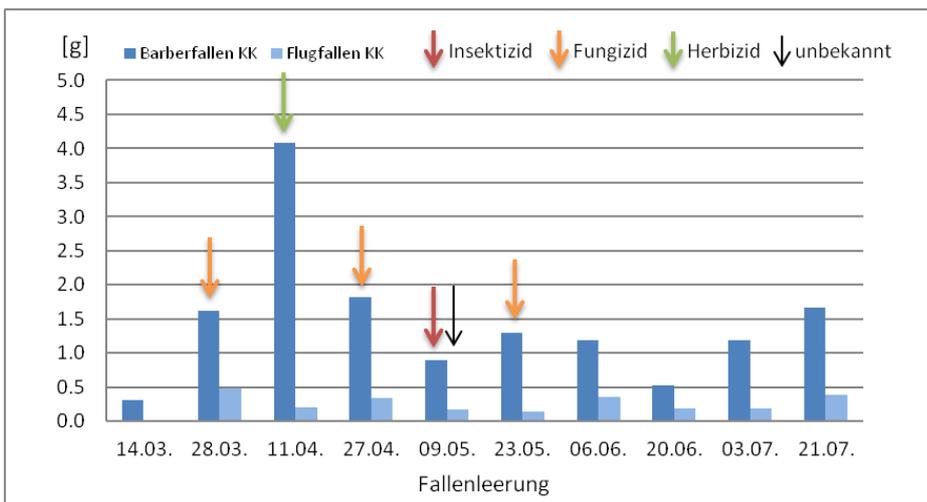


Abbildung 52: Arthropoden-Trockenbiomasse der Kirschkontrollfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2011.

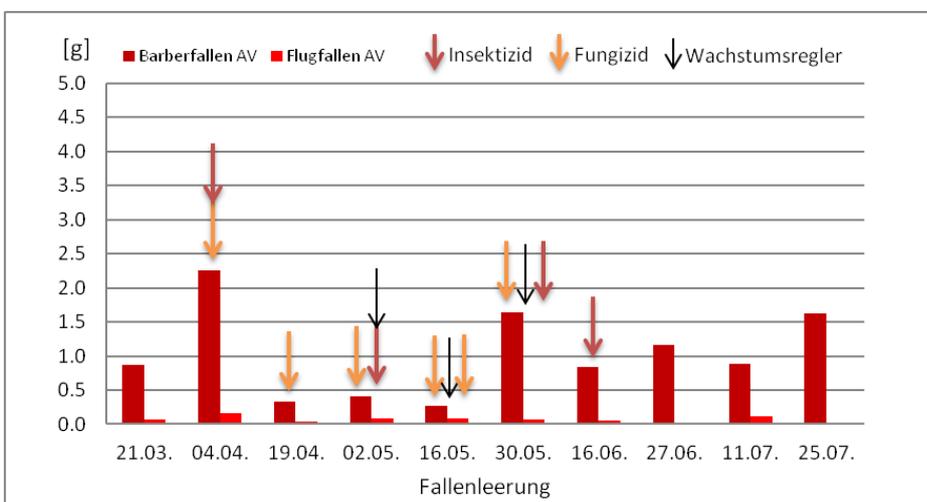


Abbildung 53: Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelversuchsfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2012.

Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden

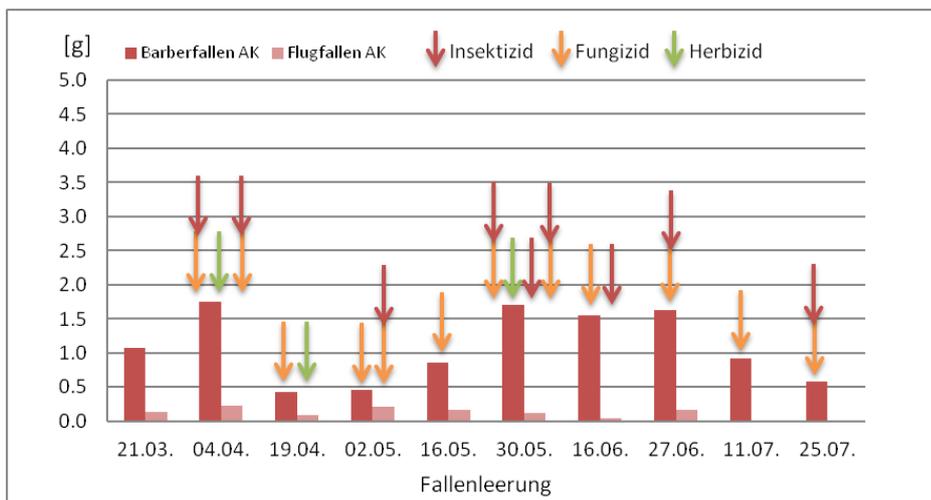


Abbildung 54: Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelkontrollfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2012.

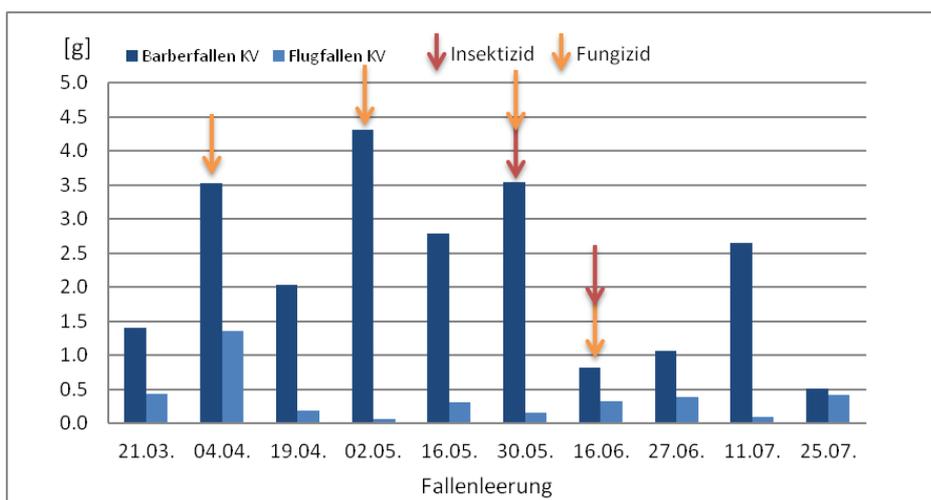


Abbildung 55: Arthropoden-Trockenbiomasse der Kirschversuchsfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2012.

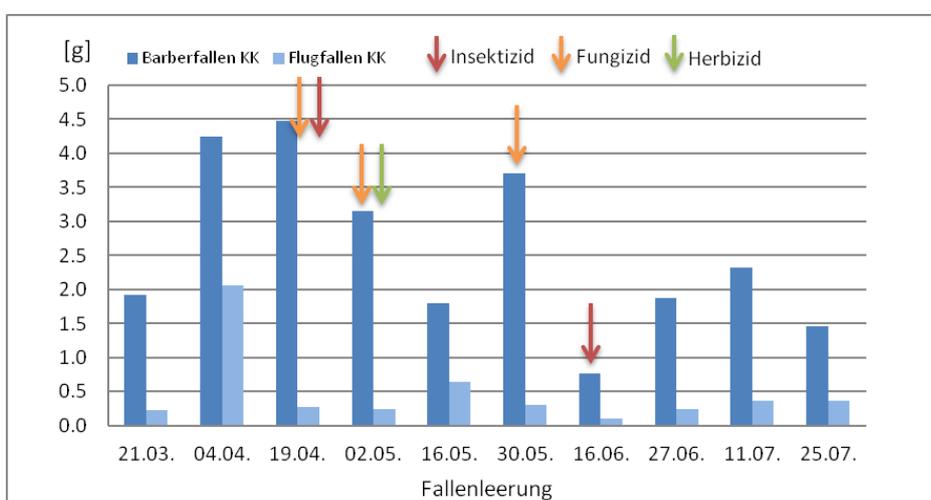


Abbildung 56: Arthropoden-Trockenbiomasse der Kirschkontrollfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2012.

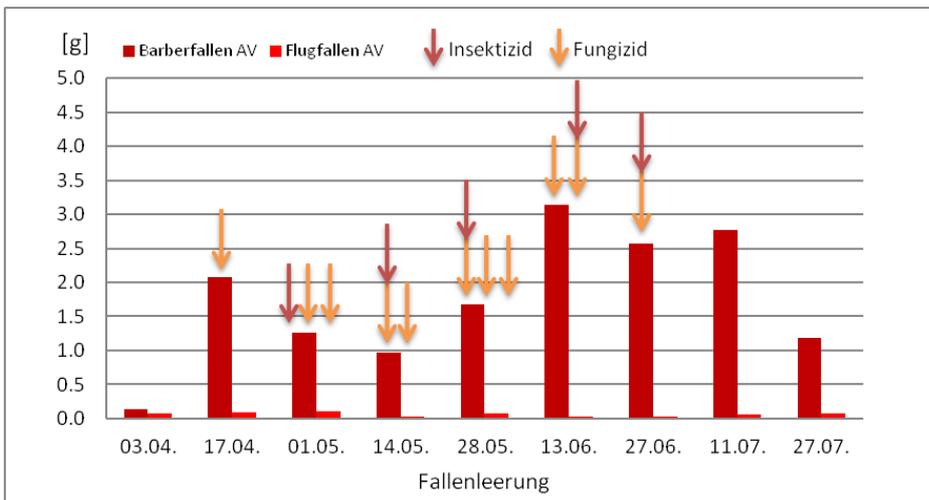


Abbildung 57: Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelversuchsfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2013.

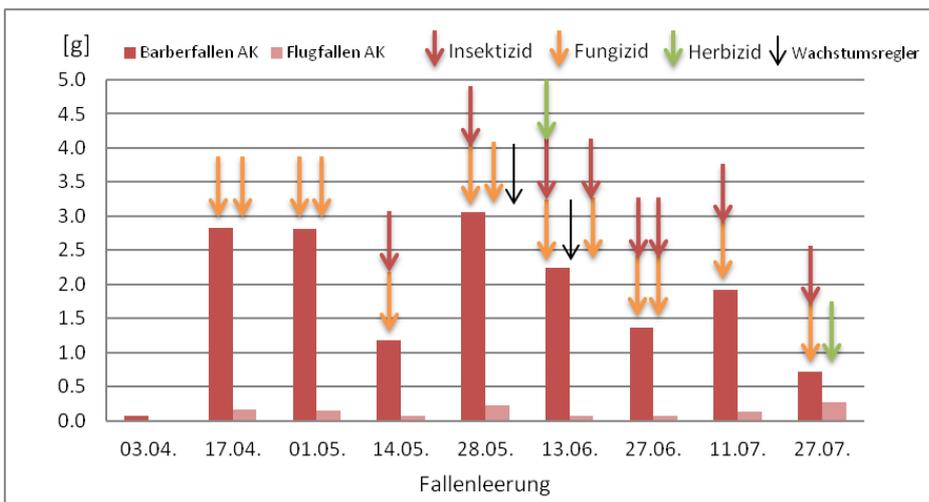


Abbildung 58: Arthropoden-Trockenbiomasse der Apfelkontrollfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2013.

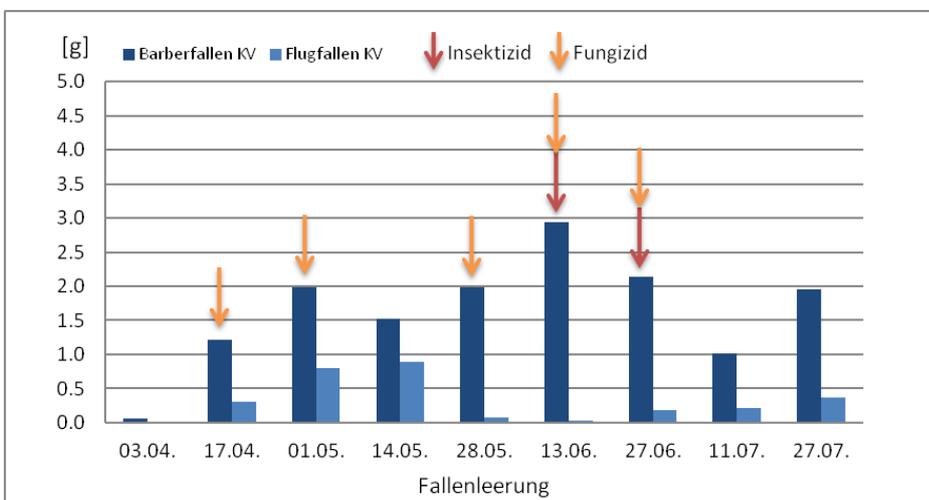


Abbildung 59: Arthropoden-Trockenbiomasse der Kirschversuchsfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2013.

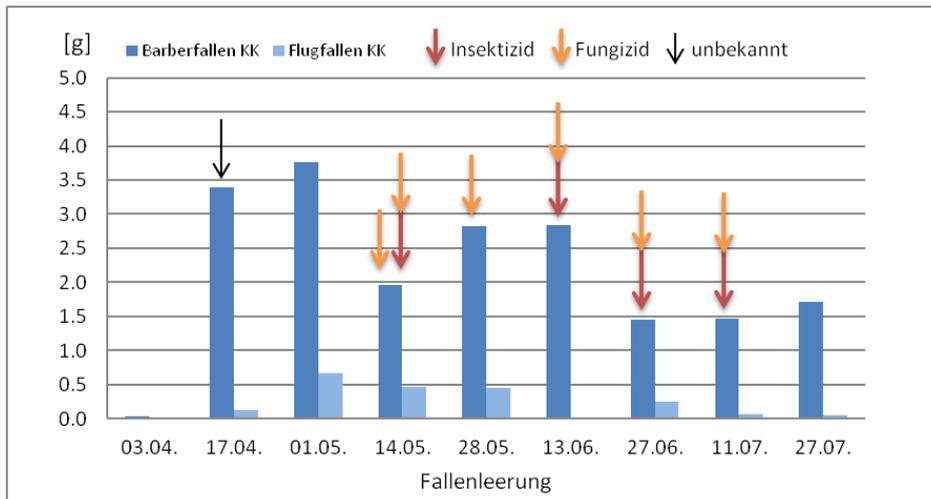


Abbildung 60: Arthropoden-Trockenbiomasse der Kirschkontrollfläche mit in den Fangzeiträumen durchgeführten Pestizidbehandlungen 2013.

7.4.6. Einfluss von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen auf die Arthropoden-Trockenbiomasse

Sowohl die über Bodenfallen ermittelte Trockenbiomasse als auch die über Flugfallen ermittelte Trockenbiomasse der Arthropoden unterschied sich weder signifikant zwischen Untersuchungsjahren und Monaten noch zwischen der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg und den intensiv genutzten Kontrollflächen der Obstkulturen (Tabelle 73 & Tabelle 74). Demzufolge konnte in dieser Untersuchung anhand der Trockenbiomasse kein Einfluss der intensiven Landnutzung in konventionellem Obstkulturen mit dem Einsatz von Pestiziden auf Arthropoden nachgewiesen werden. Auch Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten keinen nachweisbaren Effekt auf die Arthropoden-Trockenbiomasse.

Die über Bodenfallen sowie Flugfallen ermittelten Arthropoden-Trockenbiomassen zeigten sowohl für die Apfelkulturen als auch für die Kirschkulturen ebenfalls keine signifikanten Unterschiede zwischen Kontroll- und Versuchsfläche. Demzufolge konnte in dieser Untersuchung kein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf die Trockenbiomasse von Arthropoden nachgewiesen werden. Einige saisonale Effekte wurden in den Obstkulturen dennoch festgestellt. Die mit Bodenfallen gefangenen Arthropoden ergaben auf den Apfelanbauflächen im Jahr 2013 eine signifikant größere Trockenbiomasse als im Vorjahr (Tabelle 75). Lufttemperatur und Niederschlag als Kovariablen hatten keinen nachweisbaren Effekt auf die mit Bodenfallen gefangenen Arthropoden. Die ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse der Flugfallen in den Apfelkulturen war 2011 signifikant größer als in beiden Folgejahren sowie im Untersuchungsmonat Mai signifikant höher als in den Monaten Juni und Juli. Hier zeigten sich allerdings auch bei allen drei Kovariablen des Wetters signifikante Effekte (Tabelle 77). Die Trockenbiomasse der Flugfallen in den Kirschkulturen zeigte zwischen den Untersuchungsjahren keine signifikanten Unterschiede, aber sie war im März signifikant größer als in den Monaten Mai und Juni sowie im April signifikant höher als im Juni. Hier zeigte die Niederschlagssumme einen signifikanten Effekt (Tabelle 78).

Tabelle 73: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log₁₀-normalisierten Trockenbiomasse der Bodenfallen-Arthropoden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|-----------|---------------------|-------------------|---------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0.0543175 | 1 | 0.0543175 | 0.99 | 0.3263 |
| Minimale Lufttemperatur | 0.0174792 | 1 | 0.0174792 | 0.32 | 0.5759 |
| Niederschlagssumme | 0.0409278 | 1 | 0.0409278 | 0.75 | 0.3934 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0.143128 | 2 | 0.0715641 | 1.31 | 0.2839 |
| B:Monat | 0.55172 | 4 | 0.13793 | 2.52 | 0.0589 |
| C:Kultur | 0.295655 | 2 | 0.147827 | 2.70 | 0.0814 |
| RESIDUEN | 1.9184 | 35 | 0.0548115 | | |
| TOTAL (KORR.) | 2.91392 | 46 | | | |

Tabelle 74: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log₁₀-normalisierten Trockenbiomasse der Flugfallen-Arthropoden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Landnutzung (NSG, Obstkulturkontrollflächen) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|-----------|---------------------|-------------------|---------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0.212653 | 1 | 0.212653 | 1.62 | 0.2115 |
| Minimale Lufttemperatur | 0.156754 | 1 | 0.156754 | 1.19 | 0.2820 |
| Niederschlagssumme | 0.28592 | 1 | 0.28592 | 2.18 | 0.1489 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0.149774 | 2 | 0.0748871 | 0.57 | 0.5704 |
| B:Monat | 0.208803 | 4 | 0.0522008 | 0.40 | 0.8089 |
| C:Kultur | 0.805985 | 2 | 0.402992 | 3.07 | 0.0591 |
| RESIDUEN | 4.59429 | 35 | 0.131266 | | |
| TOTAL (KORR.) | 5.57595 | 46 | | | |

Tabelle 75: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log₁₀-normalisierten Trockenbiomasse der Bodenfallen-Arthropoden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkulturen (Kontrolle, Hagelnetz) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährige Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| <i>Ursache</i> | <i>Quadratsummen Typ III</i> | <i>FG</i> | <i>Mittl.Quadr.</i> | <i>F-Quotient</i> | <i>p-Wert</i> |
|-------------------------|------------------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0.00460042 | 1 | 0.00460042 | 0.11 | 0.7476 |
| Minimale Lufttemperatur | 0.000161331 | 1 | 0.000161331 | 0.00 | 0.9519 |
| Niederschlagssumme | 0.00361909 | 1 | 0.00361909 | 0.08 | 0.7752 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0.450189 | 2 | 0.225095 | 5.23 | 0.0169 |
| B:Monat | 0.133244 | 4 | 0.033311 | 0.77 | 0.5567 |
| C:Kulturschutz | 0.00151051 | 1 | 0.00151051 | 0.04 | 0.8535 |
| RESIDUEN | 0.731013 | 17 | 0.0430008 | | |
| TOTAL (KORR.) | 1.27621 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2012 | 10 | 3.31009 | 0.101524 | X |
| | 2011 | 10 | 3.43943 | 0.156561 | XX |
| | 2013 | 8 | 3.63923 | 0.116745 | X |

Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden

Tabelle 76: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Trockenbiomasse der Bodenfallen-Arthropoden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkulturen (Kontrolle, Folienüberdachung) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0.00947596 | 1 | 0.00947596 | 0.39 | 0.5399 |
| Minimale Lufttemperatur | 0.0188202 | 1 | 0.0188202 | 0.78 | 0.3903 |
| Niederschlagssumme | 0.0165739 | 1 | 0.0165739 | 0.68 | 0.4195 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0.216757 | 2 | 0.108379 | 4.48 | 0.0274 |
| B:Monat | 0.320901 | 4 | 0.0802253 | 3.31 | 0.0352 |
| C:Kulturschutz | 0.0338233 | 1 | 0.0338233 | 1.40 | 0.2535 |
| RESIDUEN | 0.411674 | 17 | 0.0242161 | | |
| TOTAL (KORR.) | 1.29275 | 27 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2011 | 10 | 3.3815 | 0.0758027 | X |
| | 2013 | 8 | 3.57351 | 0.0871083 | X |
| | 2012 | 10 | 3.65642 | 0.0546529 | X |
| | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Juli | 6 | 3.26932 | 0.175319 | X |
| | Juni | 6 | 3.37873 | 0.162554 | X |
| | März | 4 | 3.56489 | 0.282472 | X |
| | Mai | 6 | 3.67317 | 0.161584 | X |
| | April | 6 | 3.79959 | 0.158759 | X |

Tabelle 77: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log10-normalisierten Trockenbiomasse der Flugfallen-Arthropoden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Apfelkulturen (Kontrolle, Hagelnetz) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0.401937 | 1 | 0.401937 | 7.34 | 0.0149 |
| Minimale Lufttemperatur | 0.542688 | 1 | 0.542688 | 9.91 | 0.0059 |
| Niederschlagssumme | 0.392259 | 1 | 0.392259 | 7.16 | 0.0159 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 1.06185 | 2 | 0.530926 | 9.70 | 0.0015 |
| B:Monat | 0.802891 | 4 | 0.200723 | 3.67 | 0.0250 |
| C:Kulturschutz | 0.327072 | 1 | 0.327072 | 5.97 | 0.0257 |
| RESIDUEN | 0.93075 | 17 | 0.05475 | | |
| TOTAL (KORR.) | 3.11582 | 27 | | | |
| BONFERRONI | | | | | |
| | <i>Jahr</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | 2012 | 10 | 1.92754 | 0.114558 | X |
| | 2013 | 8 | 2.04126 | 0.131732 | X |
| | 2011 | 10 | 3.08876 | 0.17666 | X |
| | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Juli | 6 | 1.31762 | 0.284492 | X |
| | Juni | 6 | 1.80327 | 0.211445 | X |
| | April | 6 | 2.65402 | 0.207415 | XX |
| | Mai | 6 | 2.98569 | 0.239575 | X |
| | März | 4 | 3.00201 | 0.386607 | XX |
| | <i>Kulturschutz</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Hagelnetz | 14 | 2.24444 | 0.0683697 | X |
| | Kontrolle | 14 | 2.4606 | 0.0683697 | X |

Tabelle 78: Varianztafel der multifaktoriellen ANCOVA, die die Anteile an der Variabilität der log₁₀-normalisierten Trockenbiomasse der Flugfallen-Arthropoden den Haupteffekten Jahr (2011-2013), Monat (März-Juli) und Kulturschutz der Kirschkulturen (Kontrolle, Folienüberdachung) zuordnet. Die drei Kovariablen repräsentieren die saisonale und zwischenjährliche Variabilität des Wetters. Alle F-Quotienten basieren auf dem mittleren quadratischen Fehler der Residuen. Mehrfache Mittelwertvergleiche nach Bonferroni.

| Ursache | Quadratsummen Typ III | FG | Mittl.Quadr. | F-Quotient | p-Wert |
|-------------------------|-----------------------|---------------|--------------------------|-----------------------|-------------------------|
| KOVARIABLE | | | | | |
| Mittlere Lufttemperatur | 0.169387 | 1 | 0.169387 | 3.63 | 0.0738 |
| Minimale Lufttemperatur | 0.0623028 | 1 | 0.0623028 | 1.34 | 0.2638 |
| Niederschlagssumme | 0.454201 | 1 | 0.454201 | 9.74 | 0.0062 |
| HAUPTEFFEKTE | | | | | |
| A:Jahr | 0.185885 | 2 | 0.0929423 | 1.99 | 0.1669 |
| B:Monat | 0.809963 | 4 | 0.202491 | 4.34 | 0.0134 |
| C:Kulturschutz | 0.00218815 | 1 | 0.00218815 | 0.05 | 0.8311 |
| RESIDUEN | 0.792971 | 17 | 0.0466453 | | |
| TOTAL (KORR.) | 2.23769 | 27 | | | |
| BONFERRONI | <i>Monat</i> | <i>Anzahl</i> | <i>Kl.Quadr.Mittelw.</i> | <i>Kl.Quadr.Sigma</i> | <i>Homogene Gruppen</i> |
| | Juni | 6 | 1.82622 | 0.225605 | X |
| | Mai | 6 | 2.2947 | 0.224259 | XX |
| | Juli | 6 | 2.36905 | 0.243322 | XXX |
| | April | 6 | 3.44806 | 0.220339 | XX |
| | März | 4 | 4.21023 | 0.392037 | X |

7.5. Diskussion

Diese Untersuchung konnte keinen signifikanten Einfluss der Landnutzung durch intensiven Obstanbau oder dem Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen auf die Arthropoden-Trockenbiomasse nachweisen. Des Weiteren widerlegten die Ergebnisse die Hypothese, dass der Einsatz von Pestiziden im Obstanbau zu einer Reduzierung der Arthropoden-Trockenbiomasse führt. Mögliche Gründe hierfür werden im Folgenden aufgezeigt und diskutiert. Zuvor werden die erfassten Arthropodengruppen mit der Verteilung ihrer Individuenzahlen zwischen allen Untersuchungsflächen besprochen. Dem vorangestellt erfolgt noch eine kurze Diskussion der angewendeten Fang-Methodik. Abschließend wird auf die erfassten Arthropoden als Nahrungsressource für insektivore Vögel eingegangen. Die Ergebnisse der Käfer werden gesondert in Kapitel 8 behandelt.

7.5.1. Einfluss der Methodik auf die Ergebnisse

Die Fangergebnisse von Barberfallen sind vor allem von der Laufaktivität der Arten, aber auch von ihrer Populationsdichte und jahreszeitlichen Aktivität sowie von Fallendurchmesser, Fangflüssigkeit und angrenzender Vegetation abhängig (GREENSLADE 1964, MÜHLENBERG 1993, ZULKA 1996). Die meisten Punkte lassen sich auf die Fangergebnisse von Flugfallen übertragen. Dazu kamen in den Fangzeiträumen diverse „Störungen“ an den Fallen vor, welche die Fänge ebenfalls beeinflusst haben könnten: witterungsbedingte Überschwemmung oder Austrocknung der Fallen, aufgrund von starker Verdunstung der Fangflüssigkeit eine am Innenrand der Gläser entstandene Salzkruste, in die Gläser gefallene Grasmahd, durch Austrocknung des Bodens verlorene Ebenständigkeit der Fallen, von Säugetieren zu- oder ausgegrabene Fallen und Abbrechen des Halte-Astes der Flugfalle im NSG. Der Einfluss solcher Störungen sollte nach ZULKA (1996) mit dem Einsatz von fünf Fallen minimiert werden. Durch Überschwemmung, Salzkruste oder Gras könnte ein Entkommen der Arthropoden möglich gewesen sein. Durch Austrocknung des Bodens und dem dadurch herausragenden Glasrand könnte eine für kleinere Arthropodenarten unüberwindbare Barriere entstanden sein. Auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg kann ein Einfluss der Plexiglas-Überdachungen aufgrund von Veränderungen im Mikroklima über den Barberfallen (ZULKA 1996) nicht komplett ausgeschlossen werden. Da die Fallen-Transekte der Obstkulturen am Rand begannen, können Randeffekte ebenfalls nicht ausgeschlossen werden. Vögel sind jedoch auch am Rand der Obstkulturen auf Nahrungssuche und eventuelle Randeffekte sind zumindest auf den Obstanbauflächen gleich wahrscheinlich.

Die gefangenen Arthropoden wurden nicht bis auf Artebene determiniert, weshalb Rückschlüsse auf Gründe für unterschiedliche Verteilungen der Gruppen zwischen den Untersuchungsflächen schwierig sind, weil die Habitatansprüche der einzelnen Arten innerhalb einer Arthropodengruppe stark variieren können. Schwankungen der Individuenzahlen verdeutlichen außerdem die methodisch bedingte Zufälligkeit der Stichprobe sowie die daraus resultierende Notwendigkeit einer mehrjährigen Untersuchung. Des Weiteren ist zu beachten, dass die Erfassung mit Barber- und Flugfallen nicht für alle Arthropodengruppen gleichermaßen geeignet ist (vgl. MÜHLENBERG 1993). Die Fangzahlen von Barberfallen geben Aktivitätsdichten der Arthropodengruppen wieder, nicht die Biozöosen der Untersuchungsflächen. Rückschlüsse auf Populationsgrößen sind nicht möglich (ZULKA 1996). Die Individuenzahlen der gefangenen Arthropoden stellen somit keine repräsentative Größe für den Vergleich der Untersuchungsflächen dar. Dieser Vergleich kann stattdessen über die Trockenbiomasse erfolgen. Die Trockenbiomasse ist das Gewicht organischer Substanz, hier der gefangenen Arthropoden, welcher zum besseren Vergleich in einem standardisierten Verfahren das Wasser entzogen wurde (SCHAEFER 2012).

7.5.2. Arthropodenfauna der Untersuchungsflächen

Vertreter der individuenstarken Arthropodengruppen Springschwänze, Ameisen, Zweiflügler, Käfer sowie Webspinnen und weitere Hautflügler wurden auf allen Untersuchungsflächen gefangen. Zweiflügler, Käfer und weitere Hautflügler stellten den Hauptanteil an Individuen in den Flugfallen dar. Zweiflügler und Hautflügler wurden jedoch ebenso wie die Käfer überwiegend mit Bodenfallen gefangen. Nur bei den Hautflüglern konnten zum Teil mehr Individuen mit Flugfallen gefangen werden. Eine Erklärung für das Fangen von Zweiflüglern in Bodenfallen ist, dass viele Arten dieser Gruppe ihre Eier im oder am Boden ablegen (DETTNER & PETERS 2003), weshalb die Weibchen während des Fangzeitraumes vermehrt auf dem Boden nach geeigneten Eiablageplätzen suchten. Aufgrund von geringer Bodenvegetation und erhöhter Bodenfeuchte durch die installierte Bewässerung zwischen den Obstbäumen, bieten die Obstkulturen hier gute Bedingungen. Auf der eher trocken-sandigen naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg wurden etwas weniger Zweiflügler-Individuen in den Bodenfallen gefangen, aber im Mittel jährlich noch 670 Individuen. Viele Zweiflügler-Larven leben aquatisch (SCHUMANN 2011), so dass die mit Wasser gefüllten Barberfallen ebenfalls eine Anziehungskraft als Eiablageplatz ausgeübt haben können. Eine Erklärung für das Fangen der weiteren Hautflügler in Bodenfallen ist, dass Arten wie Feldwespen und Honigbienen Wasser zur Thermoregulation ihres Brutnests sowie für die Ernährung ihrer Larven benötigen (SEELEY 1997, SCHWARZ 2014). Zudem wies KIECHLE (1961) die Bevorzugung von kochsalzhaltigem Wasser für Honigbienen nach, was auf eine besonders hohe Attraktivität der Bodenfallen für diese Art schließen lässt. Zur Gewährleistung der Ökosystemdienstleistung Bestäubung wurden in allen Untersuchungsjahren für ungefähr fünf Wochen Bienenkörbe sowie ganzjährig verbliebene Hummelkästen in den Kirschkulturen aufgestellt. Im Jahr 2011 standen acht Bienenkörbe auf der größeren Kirschanbaufläche (KK & KV); 2012 wurden dort (KK) ungefähr doppelt so viele Bienenkörbe aufgestellt sowie auf der Kirschversuchsfläche zwei Hummelkästen. Im letzten Untersuchungsjahr standen auf der Kirschkontrollfläche zehn Bienenkörbe und fünf Hummelkästen und auf der Kirschversuchsfläche sechs Bienenkörbe sowie fünf Hummelkästen. Der Einfluss der anthropogen eingebrachten Bienen- und Hummelvölker auf die in den Kirschkulturen erfassten Individuenzahlen lässt sich aus den Daten nicht ableiten, weil Bienen- und Hummelindividuen weder getrennt von den übrigen Hautflüglern ausgezählt noch ihre Biomasse separat gewogen wurden.

Die Abhängigkeit der Fangergebnisse der Barberfallen von der Laufaktivität der Arthropoden (MÜHLENBERG 1993) erklärt die hohe Zahl an gefangenen Ameisen-, Käfer- und Webspinnenindividuen. Die hygrophilen und lichtscheuen Springschwänze hingegen verlassen ihren Lebensraum im Boden oder in Kultursubstraten kaum (BÖRNER 2009). Es gibt jedoch Arten, welche auf der Bodenoberfläche leben (SCHULZ 2011). Außerdem kommen Springschwänze in sehr hohen Dichten vor, treten häufig in Aggregationen auf und können Massenwanderungen durchführen (DETTNER & PETERS 2003, BÖRNER 2009, SCHULZ 2011). Dadurch lassen sich besonders starke Schwankungen in Fangzahlen, wie die höchsten und niedrigsten Individuenzahlen in den Kirschkulturen dieser Untersuchung, erklären. Nach SEIFERT (1986) sind die meisten Ameisenarten xerophil und psammophil. Sie besitzen eine geringe Feuchtetoleranz und bevorzugen höhere Bodentemperaturen sowie eine geringe Vegetationsdichte. Diese Umstände erklären die hohen Individuenzahlen auf der

trockenen, sandigen und kurzrasigen Kontrollfläche im NSG Höllenberg. In den intensiv genutzten Obstkulturen können nur die robustesten Ameisenarten leben, wie eine Untersuchung am Höllenberg zeigte (DAUBER & EISENBEIS 1996). Als Prädatoren üben Spinnen eine wichtige regulatorische Funktion unter Arthropoden aus (NYFFELER & BENZ 1987). Vor allem Zweiflügler und Springschwänze, aber auch Käfer, Hautflügler sowie Schmetterlinge werden von den überwiegend generalistischen Spinnen erbeutet (NYFFELER & BENZ 1987, NYFFELER 1999, LUDY 2007). Die Individuenzahlen der Webspinnen wiesen im NSG sowie in den Kirschkulturen erhebliche jährliche Schwankungen auf, blieben jedoch in beiden Apfelkulturen über die Jahre relativ konstant. Durch Schwankungen ihrer Beutetiergruppen lässt sich dies jedoch nicht erklären. Die Individuenzahlen von Springschwänzen, Zweiflüglern und Käfern lassen keine kongruenten Schwankungen erkennen, lediglich die Zahlen der Springschwänze schwankten ebenfalls auf den Apfelanbauflächen weniger. Außerdem passen sich Spinnen sehr gut an das verfügbare Nahrungsangebot an und überstehen auch mehrmonatige Fastenzeiten ohne Schaden (DETTNER 2003).

Die Ordnung der Schnabelkerfe stellt eine Vielzahl phytophager Schadinsekten, welche erheblichen Schaden an Kulturpflanzen verursachen können, sich jedoch als saugende Insekten besonders wirksam mit Insektiziden bekämpfen lassen (BÖRNER 2009). Dies könnte erklären, dass die höchsten Individuenzahlen der Schnabelkerfe auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG ermittelt wurden. Asseln, Milben, Ohrwürmer und Weberknechte fanden sich überwiegend in den Fallen der Apfelkulturen. Asseln sind zusammen mit Springschwänzen, verschiedenen Tausendfüßer- und Milbenarten bedeutende Primärersetzer in der Streuschicht der Böden und gehören zu den wichtigsten Humusbildnern (BÖRNER 2009). Sie sind lichtscheu und, um sich vor Wärme und Trockenheit zu schützen, hauptsächlich nachtaktiv. Als ursprüngliche Wassertiere nutzen die meisten Arten noch die Kiemenatmung und sind auf eine kühle sowie feuchte Umgebung angewiesen, so dass sie fast ausschließlich auf den Apfelflächen in der Rheinaue gefangen wurden. Milben wurden erst ab 2013 auf allen Untersuchungsflächen gefangen. Bei der artenreichsten Gruppe der Spinnentiere unterscheiden sich die Lebensweisen und Habitatpräferenzen der verschiedenen Arten besonders stark, was Aussagen zur Verteilung der Fangzahlen unmöglich macht. Im Obstanbau kommen überwiegend phytophage und entomophage Milben vor, welche ein enormes Vermehrungspotential besitzen (BÖRNER 2009). Ohrwürmer wurden in den ersten beiden Jahren fast nur in den Apfelkulturen gefangen, wo sie sich in allen Untersuchungsjahren in den Flugfallen beider Apfelanbauflächen angesammelt hatten. Erst 2013 wurden beinahe genauso häufig Ohrwurm-Individuen in den Kirschkulturen erfasst. Hier gab es in diesem Jahr auch eine Ansammlung in der Flugfalle auf der Kirschversuchsfläche. Werden Ohrwürmern als künstliche Verstecke nach unten hängende, mit Holzwolle gefüllte Blumentöpfe angeboten, so bevorzugen diese Tiere gerne bodenferne Ruheplätze (DETTNER & PETERS 2003), was die Ansammlung in den Flugfallen erklärt. Diese Ohrwurm-Aggregationen haben sowohl die Fangzahlen der Flugfallen als auch die der lokalen Bodenfallen stark erhöht, was anhand der erfassten Individuenzahlen eindeutig belegt wird. Das Vorkommen von Ohrwürmern in Obstkulturen ist als positiv zu bewerten, denn häufigere Ohrwurm-Arten wie *Forficula auricularia* können als Verzehrter von Blattlauskolonien und verborgenen Schmetterlings-Eiern oder auch Mehltaupilzen nützlich sein (CROSS et al. 2015). Die meisten bodenbewohnenden Weberknecht-Arten bevorzugen die Laubstreu des Waldes als Lebensraum und sind nur bei ähnlichen mikroklimatischen Bedingungen außerhalb des Waldes zu finden (MALTEN 2001). Besonders die Apfelkulturen als Altbestände sind relativ dicht bewachsen und weisen zudem die Bodenfeuchte der Rheinaue auf. Weberknechte wurden deshalb hauptsächlich in den Apfel-, aber auch in den Kirschkulturen gefangen, nur sehr wenige Exemplare auf der naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg. Doppelfüßer wurden als einzige Arthropodengruppe vorrangig auf den Kirschanbauflächen gefangen. Die Bodenfallen der Kirschversuchsfläche wiesen im Jahr 2012 mit 2071 Individuen fast die Hälfte der Gesamtfangzahl der Doppelfüßer auf. Nach MARTENS (2007) sind in dieser Gruppe viele Arten typische Acker- oder Offenlandbewohner, welche eine gewisse Bodenfeuchte benötigen. Aus der 2010 erfolgten Umwandlung dieser Flächen von Ackerland in Süßkirschen-Neuanpflanzungen lässt sich schließen, dass hier in den Folgejahren noch Ackerarten erfasst wurden, was die hohe Fangrate an Doppelfüßern erklärt. Dazu passt, dass ebenfalls zwei der in Ackerflächen und offenen Obstkulturen häufigsten deutschen Laufkäferarten die höchsten Aktivitätsdichten in den untersuchten Kirschkulturen zeigten (STAHMER et al. 2014).

7.5.3. Pestizidbehandlungen in den Obstkulturen

Je nach Kulturpflanze kann der Einsatz von Insektiziden einen unterschiedlichen Stellenwert haben. So stehen Insektizide nach DETTNER & ZWÖLFER (2003) allenfalls noch im Gemüse- und Kernobstbereich sowie im Baumwollanbau im Vordergrund. Sie führen weiter aus, dass der geschätzte Anteil an Insektiziden in industrialisierten Ländern etwa 10 bis 30% aller Pestizidbehandlungen umfasst, während entsprechende Werte in Asien, Afrika, Mittel- und Südamerika zwischen 40 und 80% liegen. Nach EUROSTAT (2007) lag der Anteil an Insektiziden im Jahr 2003 in Deutschland bei lediglich 2% aller Pestizidbehandlungen in der Landwirtschaft. Fungizide wurden hingegen zu 34%, Herbizide sogar zu 54% verwendet, andere Pestizide zu 9%. Obstkulturen in gemäßigten Regionen sind jedoch die Agrarökosysteme mit dem intensivsten Einsatz von Pestiziden. Schäden durch Tiere oder Krankheiten sollen so minimiert werden, um unversehrte Früchte nach den internationalen Qualitätsstandards zu produzieren (SIMON et al. 2010). In den untersuchten Intensivobstkulturen lagen die prozentualen Anteile von Insektiziden aller Pestizidbehandlungen im Untersuchungszeitraum zwischen 29 und 50% für die Kirschversuchsfläche, zwischen 17 und 57% für die Kirschkontrollfläche, zwischen 36 und 42% für die Apfelversuchsfläche sowie zwischen 23 und 53% auf der Apfelkontrollfläche. Neben den Anteilen der Pestizidsorten, variiert auch die Häufigkeit der Pestizidbehandlungen in konventionellen Obstkulturen. SAUPHANOR & DIRWIMMER (2009) gaben für das Jahr 1997 im Mittel 28,1 Behandlungen auf französischen Apfelanbauflächen an, sowie ein Anstieg auf 35,4 Behandlungen für 2007. BOUVIER et al. (2011) wiesen dort sogar einen weiteren Anstieg auf im Mittel 47,1 Pestizidbehandlungen in intensiv bewirtschafteten Apfelkulturen nach. Dagegen erfolgten auf konventionell bewirtschafteten Obstanbauflächen in Italien mit durchschnittlich 15 innerhalb eines Jahres deutlich weniger Pestizidbehandlungen (GENGHINI et al. 2006). In einer bundesweiten Erhebung zur Anwendung von Pflanzenschutzmaßnahmen im deutschen Apfelanbau für die Jahre 2011 bis 2013 wird eine mittlere Behandlungshäufigkeit von 21,6 angegeben (ROßBERG & HARZER 2015). Im Untersuchungszeitraum von März bis Juli betrug die mittlere Behandlungshäufigkeit für die Apfelkulturen 14,6. Berücksichtigt man nur die Apfelanbaufläche ohne Hagelnetz betrug die mittlere Behandlungshäufigkeit 16,7. Zumindest für den Monat August ist zusätzlich bekannt, dass die Apfelbäume der Untersuchungsflächen bis zu viermal, überwiegend gegen Lagerkrankheiten, behandelt wurden. In einer Studie von WIACEK & POLAK (2008) erfolgten zwischen März und Oktober auf Apfelanbauflächen in Polen bis zu 15 Pestizidbehandlungen. Im Zeitraum September bis Februar werden kaum Pflanzenschutzmaßnahmen durchgeführt (vgl. GARTHWAITE et al. 2016). Die Behandlungshäufigkeit der untersuchten Apfelkulturen entsprach also in etwa dem bundesdeutschen Durchschnitt. Gerade auf konventionell bewirtschafteten Apfelanbauflächen werden besonders viele Pestizidbehandlungen durchgeführt (ROßBERG 2013), weil hier die Anwendung von Fungiziden eine größere Rolle spielt. Außerdem müssen Apfelschorf und Apfelmehltau über längere Zeiträume in der Saison bekämpft werden. Dies zeigt sich auch an der hohen Fungizid-Behandlungsrate der untersuchten Apfelanbauflächen. In den untersuchten Kirschkulturen war die Behandlungshäufigkeit mit Fungiziden ebenfalls am größten, was mit Angaben zum Kirschanbau in Großbritannien übereinstimmt (GARTHWAITE et al. 2016). Jedoch lagen für beide Obstkulturen die Behandlungshäufigkeiten mit Fungiziden im selben Zeitraum weit unter dem bundesdeutschen Durchschnitt von 19,5 für Apfelkulturen (ROßBERG & HARZER 2015). Die Behandlungshäufigkeit mit Insektiziden lag nach derselben Erhebung im deutschen Apfelanbau für die Jahre 2011-13 bei 5,7. Im Vergleich dazu lag die Behandlungsrate der Apfelkontrollfläche mit sieben etwas höher und die der netzüberdachten Apfelversuchsfläche mit viereinhalb etwas niedriger. Der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen führte in dieser Untersuchung dazu, dass insgesamt im Mittel in den Kirschkulturen zwei Pestizidbehandlungen weniger und in den Apfelkulturen fünf Behandlungen weniger durchgeführt wurden. Der geringere Pestizideinsatz unter Kulturschutzeinrichtungen wurde auch bereits in Italien und Frankreich (ALAPHILIPPE et al. 2016) sowie in Norwegen (BØRVE et al. 2003) nachgewiesen.

7.5.4. Einfluss von intensiver Landnutzung auf die Arthropoden-Trockenbiomasse

Die konventionell bewirtschafteten Kontrollflächen beider Obstkulturen unterschieden sich anhand ihrer Arthropoden-Trockenbiomasse nicht signifikant von der unbewirtschafteten, naturnahen Kontrollfläche im NSG Höllenberg. Der Einsatz von Pestiziden hatte demzufolge weder einen Einfluss auf das Trockengewicht der am Boden gefangenen noch der im Flug gefangenen Arthropoden. Die in den Obstkulturen eingesetzten Insektizide führten nicht zu einer Verringerung der lokalen Arthropoden-Trockenbiomasse. Bei einer fünfjährigen Untersuchung auf deutschen Getreideanbauflächen wurden im Vergleich zwischen unbehandelten Kontrollflächen und Flächen mit Behandlungen des integrierten sowie intensiven Pflanzenschutzes ebenfalls keine signifikanten Unterschiede der Artenspektren und Individuenzahlen der epigäisch lebenden Raubarthropoden Webspinnen, Laufkäfer und Kurzflügelkäfer nachgewiesen (VOLKMAR et al. 1999, WETZEL et al. 2000). Intensive chemische Pflanzenschutzmaßnahmen führten nach VOLKMAR et al. (1999) nur vereinzelt und kurzzeitig zu einem leichten Rückgang der Individuendichten spezieller taxonomischer Gruppen. Im Gegensatz dazu wiesen EPSTEIN et al. (2000) für den Obstanbau in den USA nach, dass insbesondere die sehr mobilen Bodenarthropoden empfindlich auf den Einsatz von Breitbandinsektiziden reagieren. Auf Apfelanbauflächen in Washington und Oregon ergaben sich in ihrer Studie signifikant niedrigere Populationen von Laufkäfern, Hundertfüßern, Ohrwürmern, Weberknechten und Webspinnen. Da in der vorliegenden Untersuchung lediglich die Trockenbiomasse zur statistischen Analyse herangezogen wurde, ist keine Aussage zum Einfluss von Pestizidbehandlungen auf einzelne Arthropodengruppen möglich. Eine denkbare Erklärung dafür, dass trotz des Einsatzes von Pestiziden in den Obstkulturen anhand der Trockenbiomasse keine Unterschiede zur Untersuchungsfläche im NSG aufgezeigt werden konnten, könnte eine rasche Wiederbesiedelung durch Arthropoden aus den Randbereichen der Flächen sein, zumal das Transekt der Barberfallen am Rand einer Baumreihe begann. So wiesen BOGYA & MARKÓ (1999) eine höhere Dichte und Diversität von epigäischen Spinnen am Rande einer Apfelkultur in Ungarn nach. Des Weiteren könnten die Arthropoden im Boden ausreichend vor Pestiziden geschützt sein, da die Bodenbelastung nach BÖRNER (2009) bei Pestizidbehandlungen in den Baumkronen potentiell gering ist. Außerdem sind durch die weltweite Intensivierung des Kulturpflanzenanbaus Resistenzbildungen mittlerweile sehr weit verbreitet und finden sich in jeder Familie der Arthropoden (TOWNSEND et al. 2009). Bei phytophagen Milben hat diese Tatsache das Vermehrungspotential dieser Schädlinge stark gefördert, wovon Dauerkulturen wie Obst, Wein und Gehölze stärker betroffen sind als der Ackerbau (BÖRNER 2009). In der vorliegenden Studie wurden jedoch keine extrem hohen Milbenzahlen nachgewiesen.

Ein weiterer wichtiger Punkt ist, dass die Trockenbiomasse der Arthropoden nichts über deren Artenzusammensetzung aussagt. Eine nachgewiesene hohe Biomasse bedeutet in Folge nicht ebenfalls eine hohe Diversität. Demnach ist anhand der Ergebnisse dieser Untersuchung ein Einfluss der Pestizide auf die Diversität der Arthropoden in den Obstkulturen nicht auszuschließen. Es ist davon auszugehen, dass die durch die chemischen Wirkstoffe abgetöteten und verdrängten Arthropodenarten zahlenmäßig durch die überlebenden, weniger empfindlichen oder resistenten Arten ersetzt werden. So konnte bei Raubmilben nach Düngung eine deutliche Artenverarmung bei gleichzeitig gleichbleibender Gesamtdichte festgestellt werden (EHRNSBERGER 1993). Oft dominieren auf intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen nur einige wenige Arten, die gegenüber den intensiven anthropogenen Eingriffen mehr oder weniger unempfindlich und meist weit verbreitet sind (EHRNSBERGER 1993, DAUBER & EISENBEIS 1996), was auch die Untersuchung der Käferfauna auf den Flächen gezeigt hat (STAHMER et al. 2014). Dies lässt sich jedoch auch anhand einer Auswertung auf Gruppenniveau nicht feststellen. Eine derartige Auswertung sowie die Auswertung anhand der Trockenbiomasse sind demzufolge nicht zielführend für die Einflussanalyse von immer stärker selektiv wirkenden Insektiziden auf Arthropoden.

Zu bedenken ist außerdem, dass das Gewicht der Trockenbiomasse stark durch größere Arthropodenarten beeinflusst wird. So lässt sich der signifikante Gewichtsanstieg der Trockenbiomasse der am Boden gefangenen Arthropoden auf den Apfelanbauflächen im Jahr 2013 mit einem Anstieg der Individuenzahlen von relativ schweren Käfern, Asseln und Hautflüglern im Vergleich zu 2012 erklären. Bei der Betrachtung der signifikant größeren Arthropoden-Trockenbiomasse der Flugfallenfänge der Apfelkulturen im Jahr 2011 lässt sich das in etwa doppelt so hohe Gewicht anhand der etwas höheren Individuenzahlen der weiteren Hautflügler erklären, bei denen es sich um Arten mit höherem Körpergewicht wie z.B. Hummeln handelt

haben muss. Lufttemperatur (nur Apfelkulturen) und Niederschlag zeigten hier einen signifikanten Einfluss auf die über Flugfallen ermittelte monatliche Aktivität von Arthropoden in beiden Obstkulturen. Im Jahr 2011 gab es von März bis Mai kaum Niederschläge (Abbildung 74), während es in beiden Folgejahren über die Untersuchungsmonate verteilt regelmäßig Niederschläge gab (Abbildung 76 & Abbildung 78). Bei Niederschlag fliegen je nach Intensität naturgemäß weniger bis keine Insekten. Zudem wurde 2011 bereits ab April, und damit ungefähr einen Monat früher als in den Folgejahren, eine relativ konstante mittlere Temperatur von 15°C erreicht (Abbildung 12), was wiederum die Aktivität der meisten Arthropodenarten erhöht hat. Das insgesamt höchste Trockenbiomassegewicht dieser Untersuchung in beiden Kirschkulturen im Jahr 2012 lässt sich nicht durch ein gesteigertes Vorkommen von Bienen und Hummeln der dort aufgestellten Kästen erklären, weil in jenem Jahr nur in den Bodenfallen auf der Kirschkontrollfläche 211 Hautflüglerindividuen gefangen wurden. In den Kirschkulturen wurden mit bis zu 25,7 Gramm pro Jahr insgesamt die höchsten Werte an Trockenbiomasse nachgewiesen. Lediglich im ersten Untersuchungsjahr wies die naturnahe Kontrollfläche im NSG Höllenberg bei den Bodenfallenfängen mit 19,9 Gramm die schwerste Trockenbiomasse an Arthropoden auf. Der Gewichtsabfall dieser Trockenbiomasse von ungefähr zehn Gramm in beiden Folgejahren war nicht signifikant und ergab sich durch den Fang von vergleichsweise schweren 58 Heuschrecken und 573 Hautflüglern (ohne Ameisen), welche 2012 und 2013 hinsichtlich der Heuschrecken gar nicht und bezüglich der Hautflügler wesentlich weniger gefangen wurden. Ein allgemeiner Rückgang der Arthropoden-Trockenbiomasse, wie in HALLMANN et al. (2017) beschrieben, zeichnete sich im dreijährigen Untersuchungszeitraum auf den Untersuchungsflächen nicht ab.

Abschließend lässt sich festhalten, dass sich die Trockenbiomasse aufgrund der unterschiedlichen Körpergewichte sowie der vielfältigen Habitatsprüche von Arthropodenarten nur bedingt als Vergleichsparameter zur Einflussanalyse von anthropogenen Eingriffen in Agrarökosysteme eignet, weil anhand der Trockenbiomasse keine Effekte auf die Diversität der Arthropoden messbar sind. Damit kann der fehlende erwartete Signifikanzunterschied zwischen den intensiv bewirtschafteten Obstkulturen mit Pestizidbehandlungen und der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg relativiert werden.

7.5.5. Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf die Arthropoden-Trockenbiomasse

Trotz nachgewiesener Veränderung der mikroklimatischen Bedingungen unter Kulturschutzeinrichtungen (BALMER et al. 2005, SOLOMAKHIN & BLANKE 2007, BALMER 2009, LANG 2009a, HANDSCHACK 2013) wurde in dieser Studie kein signifikanter Effekt auf die Arthropoden-Trockenbiomasse festgestellt. Die Werte zwischen den überdachten Versuchsflächen und den dazugehörigen Kontrollflächen beider Fallentypen unterschieden sich sowohl bei den Apfel- als auch bei den Kirschkulturen kaum. Der Einfluss von Temperatur-, Boden- und Luftfeuchte-Änderungen auf Arthropoden ist artspezifisch sehr unterschiedlich. Anhand der Trockenbiomasse lassen sich nur starke abiotische Veränderungen nachweisen, beispielsweise beim Gesamtanstieg der Arthropoden-Aktivität bei entsprechenden warmen Temperaturen im Frühjahr. Die mikroklimatischen Veränderungen unter Kulturschutzeinrichtungen sind eher gering und treten zudem nur während der Schließzeit und nicht ganzjährig auf. Auch die Betrachtung der Individuenzahlen einzelner Arthropodengruppen ließen nur wenige Rückschlüsse auf Unterschiede zwischen Versuchs- und Kontrollflächen zu. Lediglich die höheren Individuenzahlen von Ohrwürmern und Weberknechten auf den überdachten Versuchsflächen in beiden Untersuchungsjahren mit eingesetzten Kulturschutzeinrichtungen könnten auf eine Bevorzugung hindeuten. Eine mögliche Erklärung hierfür wäre die Präferenz vieler Arten beider Gruppen für dichtere und dunklere, „waldartigere“ Habitate, also Eigenschaften, die in den überdachten Obstkulturen stärker ausgeprägt sind.

Das Ansammeln oder Verfangen von Insekten in Kulturschutzeinrichtungen wurde in dieser Untersuchung nicht systematisch erfasst, fiel jedoch während der Beobachtungszeiträume nicht extrem auf. Dazu passt, dass die Flugfallen in den überdachten Obstkulturen keine erhöhte Arthropoden-Trockenbiomasse aufwiesen. Es wurden demzufolge unter Kulturschutzeinrichtungen keine signifikant höheren Anzahlen fliegender Arthropoden gefangen. Ebenfalls fielen keine, auf der Suche nach einer Fluchtmöglichkeit erschöpft zu Boden gefallen, toten Flugarthropoden am Boden der überdachten Flächen auf. Da die überdachten Kulturflächen stets an allen Seiten offen blieben, so dass dies ein Entweichen von Arthropoden ermöglichte, waren die eingesetzten Kulturschutzeinrichtungen nicht mit einer „Malaise-Falle“ (Details in

MÜHLENBERG 1993) vergleichbar. Auf der überdachten Kirschversuchsfläche war außerdem, zusätzlich zu den Lücken zwischen allen Verschlüssen zweier Folienbahnen, in der Mitte eine komplett offene Reihe ohne Folienüberdachung als weitere Durchlassmöglichkeit vorhanden.

7.5.6. Nahrungsgrundlage der insektivoren Avifauna

Trotz der zusätzlich eingesetzten Flugfalle wurde lediglich ein Ausschnitt des Nahrungsspektrums von insektivoren Vögeln untersucht. Auf den Blättern oder unter der Baumrinde lebende Arthropoden wie Blattläuse, Insektenlarven und andere phytophage Arthropoden wurden methodisch bedingt nicht erfasst, stellen jedoch eine erhebliche Nahrungsquelle für eine Vielzahl von Vogelarten dar. Hier sind vor allem Meisen, Feldsperlinge, Grasmücken und Kleiber zu nennen, aber auch Finkenvögel verfüttern anfangs Blattläuse an ihre Nachkommen (ANDRETZKE et al. 2005, DIERSCHKE 2007). Die Arthropoden-Trockenbiomasse ist zudem ein ungenaues Maß für die avifaunistische Nahrungsgrundlage, da keine Rückschlüsse auf die Zusammensetzung möglich sind. Eine hohe Trockenbiomasse an Arthropoden bedeutet nicht unbedingt ein üppiges Nahrungsangebot für insektivore Vögel. Besonders große Käferarten, Bienen und Hummeln haben ein relativ hohes Körpergewicht, werden jedoch nur von sehr wenigen Vogelarten verzehrt. Aus der Gesamtmasse an Arthropoden ließ sich folglich nicht der tatsächlich von Vögeln verwertbare Anteil ableiten. Aufgrund der vergleichbar hohen Trockenbiomasse aller Untersuchungsflächen sowie der ähnlichen Gruppenspektren an Arthropoden konnte nicht von einer grundsätzlichen Verringerung des Nahrungsangebots für Vögel in den Intensivobstkulturen ausgegangen werden. Zumindest die Generalisten unter Vögeln können ausreichend Nahrung in den Obstkulturen finden. Nach KAPPELER (2012) ist die Häufigkeit von Generalisten umgekehrt mit der Produktivität eines Habitats korreliert, was bedeutet, dass ein geringes Nahrungsangebot im Habitat zu einer Besiedelung mit kaum nahrungsspezialisierten Tieren führt. Dazu passt, dass die abundantesten Vogelarten dieser Untersuchung Nahrungsgeneralisten waren. CHIRON et al. (2014) konnten nachweisen, dass mit zunehmender Höhe der Pestiziddosis der Anteil an Generalisten bei Vögeln in der Agrarlandschaft anstieg.

8. Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen

Dieses Kapitel wurde bereits publiziert als:

JASMINA STAHMER, PETRA HÄFELE, KATRIN IRMSCHER, JONAS KAUFMANN, JUDITH MIES, ANNETTE REGEHR, HENDRIK SALLINGER & THOMAS WAGNER (2014) Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen (Insecta: Coleoptera). Mainzer naturwissenschaftliches Archiv, Band 51, S. 319-355.

8.1. Kurzfassung

Auf der Flugsanddüne des NSG „Höllenberg“ bei Heidesheim, einer zwei Kilometer südlich davon gelegenen jungen Kirschkultur auf sandigem Lehm und einer drei Kilometer östlich gelegenen alten Apfelkultur in der Schwemmebene des Rheins, wurden Käfer mit Boden- und Flugfallen erfasst. Die Fallen waren von 2011 bis 2013 jeweils etwa von Anfang März bis Ende Juli aufgestellt und wurden im zweiwöchigen Rhythmus geleert. Darin fanden sich 12.910 Imagines von Käfern, die 403 Arten zugeordnet werden konnten. Artenzahl, Diversität (Shannon-Index, Rarefaction), Anzahl seltener Arten, Habitatspezialisten sandiger Lebensräume und in Roten-Listen verzeichnete Arten waren in allen drei Untersuchungsjahren im NSG „Höllenberg“ am höchsten. Die Kulturflächen, die beide konventionell bewirtschaftet wurden, zeigten diesbezüglich leicht (Kirschkultur) oder deutlich (Apfelkultur) geringere Werte. Vor allem die (oftmals seltenen und gefährdeten) Habitatspezialisten der Sandgebiete, fanden sich in individuenstarken Populationen nur am „Höllenberg“. Die herausragende Bedeutung als schützenswertes Relikt und Trittsteinbiotop wird durch unsere Erfassung abermals herausgestellt.

8.2. Abstract

Beetles (Insecta: Coleoptera) of the Nature Reserve “Höllenberg” near Heidesheim compared with the fauna of adjacent orchards (Germany, Rhineland-Palatinate)

Beetles have been collected by pitfall and flight-interception-traps on an aeolian sand dune of the nature reserve “Höllenberg” (between Heidesheim and Mainz, Rhineland-Palatinate, Germany), a nearby (2 km south) young cherry cultivation on sandy loam and an old apple cultivation on alluvial soils of the Rhine valley (3 km in distance). Traps have been set up from 2011 to 2013 in each year from March to July, and changed every two weeks. In total 12.910 adult beetles that could be allocated to 403 species were collected. Number of species, diversity (Shannon-Index, rarefaction), number of rare species, species ecologically restricted to sandy soils and species listed in Red-Data-Books, were highest in the nature reserve in all three years studied. Cultivation, both conventionally, show a light (cherry) or strong (apple) decrease in these parameters. In particular rare and often threatened species that are ecologically restricted to sand habitats have been found in higher populations in the nature reserve only. The extraordinary importance of the threatened habitat “aeolian sand dune” at the Höllenberg can be strongly confirmed by our study.

Key words

Coleoptera, Rhineland-Palatinate, Germany, faunistics, ecology, aeolian sand dune, rare species

8.3. Einleitung

Wie kaum eine andere Nutzung prägt die Landwirtschaft die Kulturlandschaften Deutschlands. Mehr als die Hälfte der Bundesfläche wird landwirtschaftlich genutzt, wobei zwar nur ein relativ geringer Anteil von 0,4 % bzw. 46.000 ha auf Obstanbauflächen entfällt (BMELV 2009), davon jedoch etwa ein Zehntel in Rheinland-Pfalz liegt. Viele der rheinland-pfälzischen Obstkulturflächen befinden sich in Naturschutz- oder Vogelschutzgebieten, die sich im Raum Mainz-Bingen konzentrieren (BERBERICH 2009). So ist diese Region prädestiniert für Untersuchungen, um mögliche ökologische Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung auf die lokale Fauna zu untersuchen.

Von 2011 bis 2013 wurde eine Untersuchung mit dem selbsterklärenden Titel „Ökologische Risikoanalyse des Einsatzes von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen auf die lokale Vogel-Biozönose“ durchgeführt, die vom rheinlandpfälzischen Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten im Jahr 2010 in Auftrag gegeben wurde. Als Untersuchungsgebiete wurden zwei Obstkulturflächen mit unterschiedlichen Schutzeinrichtungen sowie eine naturnahe Kontrollfläche im NSG „Höllenberg“ in der Umgebung von Heidesheim am Rhein im Landkreis Mainz-Bingen und im angrenzenden Gebiet von Mainz-Finthen ausgewählt. Die Untersuchungen bezüglich der Avifauna wurden im Rahmen einer Doktorarbeit in unserem Institut an der Universität in Koblenz durchgeführt. Zeitgleich fand in denselben Gebieten eine Erfassung der Arthropodenfauna mittels Boden- und Flugfallen im Rahmen von sechs Bachelor-Arbeiten in den Studiengängen Lehramt Biologie und BioGeo-Wissenschaften statt. Die Ergebnisse über die dabei erfasste Käferfauna ist Gegenstand dieser Publikation.

Zu den wichtigsten Vertretern der epigäisch lebenden Arthropoden auf agrarwirtschaftlich genutzten Flächen zählen Carabiden und Staphyliniden (VOLKMAR et al. 1999). Diese Gruppen zeichnen sich durch ihren Individuen- und Artenreichtum aus und dienen als wertvolle Indikatoren eines Ökosystems hinsichtlich Diversität, Stabilität und Belastbarkeit (WETZEL et al. 1997). Diese Käfer sind zumeist sehr bewegungsaktive Räuber, weshalb sie auch mit passiven Erfassungsmethoden wie Bodenfallen in hoher Zahl erfasst werden können. Vor allem über die Carabiden liegen zudem umfangreiche Kenntnisse zu ihrer Lebensweise, den Habitatansprüchen sowie ihren Reaktionen gegenüber Umweltparametern vor, worin sich ihre besondere Eignung als Bioindikatoren begründet (LÜBKE-AL HUSSEIN 2004). Anhand der Ergebnisse werden flächenbezogene Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen sowie zeitliche Dynamiken verschiedener Taxa ausgearbeitet.

Das NSG „Höllenberg“ sowie ein Teil der Kulturflächen, gehören zum Rheinhessischen Kalkflugsandgebiet. Einer der am besten untersuchten Bereiche dieses ökologisch wie faunistisch herausragenden Lebensraumes ist der „Mainzer Sand“, der nur wenige Kilometer vom Höllenberg entfernt ist. Zu dessen Fauna und Flora liegt eine umfangreiche Monographie vor, in der die Käfer mit Schwerpunkt auf die faunistischen Besonderheiten abgehandelt wurden (NIEHUIS 1987). In zwei älteren Publikationen wurden ebenfalls Artenlisten von Käfern dieses Gebietes publiziert (SCHAWALLER 1972, SCHEUERN 1977/78). Eine intensive Studie zur Erfassung der Laufkäfer am und um den „Höllenberg“ stammt von Hans-Helmut LUDEWIG (LUDEWIG & EISENBEIS 1992, LUDEWIG 1993), die nun eine hervorragende Grundlage für die faunistisch-ökologische Auswertung unserer aktuellen Erfassung ermöglicht.

8.4. Untersuchungsgebiet

Nordwestlich des Ortskerns von Heidesheim am Rhein befinden sich in der Rheinebene auf ehemaligem Schwemmlandgebiet die von uns untersuchten Apfelkulturflächen (50,00° N / 8,09° E). Die Kirschkulturflächen liegen südöstlich von Heidesheim im Grenzbereich von Wackernheim und Mainz-Finthen (49,98° N / 8,16° E). Dieses von Obstanlagen dominierte Gebiet ist von Flugsandfeldern geprägt, die sich von Mainz bis Ingelheim erstrecken und am Höllenberg (49,99° N / 8,14° E) als naturnahe Kontrollfläche charakteristisch zu Tage treten (Abbildung 2).

Das gesamte Untersuchungsgebiet liegt in geschützter Lage im Lee der umgebenden Mittelgebirge Hunsrück, Taunus und dem Pfälzer Bergland in der Region Rheinhessen in der westlichen Ausbuchtung des Oberrheingrabens. Die heutige Ausprägung Rheinhessens als Beckenlandschaft und die Besonderheit der Sandbiotope dieser Region sind das Ergebnis verschiedener tektonischer Vorgänge und geomorphologischer

Formungsprozesse. Die ersten Absenkungen der Beckenlandschaft und die sich gleichzeitig vollziehenden Heraushebungen der umgebenden Rahmenflächen begannen im Eozän (BECK 1994). Der Bereich Rheinhessens war so tief eingebrochen, dass sich Meerestransgressionen während des Oligozäns und des Miozäns vollzogen, in deren Folge es zur Sedimentation von Geröllen und Sanden bzw. Kalken kam. Die für das Untersuchungsgebiet charakteristischen Sanddecken entstanden durch äolische Verlagerung aus Schotterfluren des Rheins und seiner Nebenbäche, die sich während der trocken-kalten Klimaverhältnisse im Quartär vollzogen. Die Flugsanddecken erstrecken sich im südlichen Teil der Rheinebene von Mainz über Budenheim bis Heidesheim und werden dem späten Würmglazial zugeordnet (AMBOS & KANDLER 1987).

Mit den insgesamt relativ hohen Temperaturschwankungen im Jahresverlauf und geringen Niederschlägen, die im jährlichen Mittel ungefähr 300 mm unter denjenigen der umgebenden Gebirge liegen, lässt sich die Beckenlandschaft dem kontinental geprägten Klima zuordnen (KANDLER 1977). Das langjährige Mittel der Jahrestemperatur für Heidesheim beträgt etwa 10 °C. Die durchschnittlichen Jahresniederschlagsmengen betragen 585 mm. Die Anzahl der Vegetationstage, bei denen die Tagesdurchschnittstemperatur über 5 °C liegt, beläuft sich auf 280 bis 290 Tage. Durch seine geschützte Lage im Lee der umgebenden Mittelgebirge zählt Rheinhessen zu den wärmsten und trockensten Gebieten Deutschlands und eignet sich aufgrund der besonderen klimatischen Bedingungen besonders für Wein- und Obstanbau.

Die drei Teiluntersuchungsgebiete befinden sich allesamt innerhalb des Landschaftsschutzgebietes „Rheinhessisches Rheingebiet“ (LSG-73-2). Dieses 31.100 ha große Gebiet wurde 1977 zur Erhaltung der Eigenart und Schönheit der Rheinniederungen sowie der sie begrenzenden Hügellandschaft unter Schutz gestellt. Während die Apfelkulturflächen sich in geringer räumlicher Nähe zum Vogelschutzgebiet „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“ (VSG 6014-401) befinden, liegen die Kirschkulturflächen direkt in diesem 2.417 ha großen Schutzgebiet, das seit 2003 vor allem aufgrund seines kleinräumigen Struktureichtums aus Obstanlagen, Streuobstwiesen und Sandbiotopen unter Schutz gestellt wurde. Es stellt ein wichtiges Brutgebiet für den Wiedehopf (*Upupa epops*) und die Heidelerche (*Lullula arborea*) in Rheinland-Pfalz dar. Seit 1995 dient die Unterschutzstellung des Höllenbergs vor allem der Erhaltung von Kalkflugsandflächen, Sandheiden und Streuobstwiesen. Am NSG „Höllenberg“ wurde ein von Heidschnucken beweideter Hang, der einer Streuobstwiese ähnelt, als naturnahe Kontrollfläche ausgewählt (Abbildung 61). Auf den zwei Obstkulturflächen und im Naturschutzgebiet finden sich verschiedene Ausprägungen von Bodenarten aufgrund unterschiedlicher Entstehungsarten. Während auf den Apfelkulturflächen die Hauptbodenart Lehm vorherrscht, sind auf den Kirschkulturflächen sandige Lehme zu finden. Im Naturschutzgebiet hingegen dominiert die Bodenart „Sand“ (Landesamt für Geologie und Bergbau Rheinland-Pfalz 2013).



Abbildung 61: Untersucher Hang am Höllenberg mit Flugfalle. Das Transekt der Bodenfallen befindet sich links des abgestorbenen Baumes.

Die Obstkulturen verfügen jeweils über eine Versuchsfläche mit Kulturschutzeinrichtung sowie eine benachbarte Kontrollfläche ohne Schutzeinrichtung. Bei den Obstanbauflächen handelt es sich um eine Apfelkultur mit 13-jährigem Altbestand, von denen eine Fläche eine Hagelnetzschutzeinrichtung aufweist (Abbildung 63) und um eine Kirschkultur mit vierjährigen Bäumen (Abbildung 62), von denen eine Fläche mit Folienüberdachung geschlossen werden kann. Apfel- wie Kirschkulturen sind konventionell bewirtschaftet, d. h. es wurden je nach Baumart und Jahr zu mehreren Terminen verschiedene Pestizide, darunter auch Insektizide, ausgebracht.



Abbildung 62: Kirschanbaufläche bei Mainz-Finthen. Die Bodenfallen befanden sich in den Reihen zwischen den Bäumen.



Abbildung 63: Apfelanbaufläche bei Heidesheim-Heidenfahrt. Die Bodenfallen befinden sich in den Reihen zwischen den Bäumen.

8.5. Material und Methoden

8.5.1. Erfassungsmethoden

Die Erfassung der Arthropoden erfolgte mit Boden- und Flugfallen. Als Bodenfallen wurden handelsübliche Honiggläser mit einem Volumen von 400 ml und einem Öffnungsdurchmesser von sieben Zentimetern ebenerdig in den Boden eingegraben. Die Fluginsekten wurden mit Hilfe von Flugunterbrechungsfallen erfasst, die aus zwei im Kreuz angeordneten, von oben gegen Regen geschützten Plexiglasscheiben bestanden. Unterhalb der Plexiglasscheiben wurde ein Trichter befestigt, an den ein Auffanggefäß angeschraubt wurde. Für beide Fallentypen wurde konzentrierte Kochsalzlösung mit einem Tropfen Spülmittel zur Reduzierung der Oberflächenspannung als Fangflüssigkeit verwendet.

Auf jeder der fünf Untersuchungsflächen wurde ein Transekt angelegt, welches aus fünf Bodenfallen im Abstand von etwa zehn Metern und einer Flugfalle bestand (Abbildung 61, Abbildung 62; Transekte mit Abkürzungen: Apfelkulturen: AA, AB; Kirschkulturen: KA, KB; Höllenberg: NSG). Die Fallen wurden im 14-tägigen Rhythmus geleert. In 2011 fanden vom 28. Februar bis 18. Juli zehn Leerungen statt. Ebenfalls zehn Leerungen wurden in 2012 vom 5. März bis 25. Juli durchgeführt. In 2013 fanden neun Leerungen vom 21. März bis zum 27. Juli statt.

8.5.2. Auswertung der Käfer

Aus den Boden- und Flugfallen wurden zunächst alle Arthropoden ausgezählt und 19 Großgruppen zugeordnet. Die Käfer wurden daraufhin bis zur Art determiniert (FREUDE et al. 1965-1987, LOHSE & LUCHT 1989-1994, KLAUSNITZER & LUCHT 1998). Zur besseren Übersichtlichkeit wurde in der Artenliste (Tabelle 8.1,

digitaler Anhang) keine Unterscheidung zwischen Boden- und Flugfallen gemacht und die Individuenzahlen einer Fläche aus einem Beprobungsjahr zusammengefasst. Eine umfangreiche Belegsammlung dieser Käfer befindet sich im Naturhistorischen Museum in Mainz.

8.5.3. Datenauswertung

Zur Beschreibung der α -Diversität der fünf Untersuchungsflächen während der drei Beprobungsphasen wurden die Artenzahlen, der SHANNON-INDEX, der sowohl die Artenanzahl als auch die Abundanz je Art berücksichtigt, sowie der Berger-Parker-Index, mit dem die relative Abundanz der häufigsten Art einer Probe beschrieben wird, herangezogen. Des Weiteren wurden Rarefaction-Kurven erstellt, die einen Vergleich des Artenreichtums und der Diversität bei unterschiedlichen Stichprobenzahlen zulassen. Mit der Bray-Curtis-Clusteranalyse wird das Verhältnis der Ähnlichkeiten zwischen den verschiedenen Untersuchungsgebieten dargestellt. Diversitätsindices wurden mit Hilfe der Software „BioDiversity Professional“ (Version 2) ausgewertet. Die faunistisch-ökologischen Auswertungen wurden vor allem durch die umfangreiche Datenbank von Frank KÖHLER ermöglicht. Ein Gebiet pro Jahr wird nachfolgend als Erfassungseinheit bezeichnet, wodurch sich bei fünf unterschiedlichen Gebieten in drei Jahren 15 Erfassungseinheiten ergeben.

8.6. Ergebnisse und Diskussion

8.6.1. Artenzahlen, Diversität

In den drei Jahren wurden 12910 Imagines der Käfer erfasst, die 403 Arten zugeordnet werden konnten (Tabelle 8.1, digitaler Anhang). Die Individuenzahlen pro Gebiet und Jahr schwanken zwischen 420 (AA 2011) und 1456 (NSG 2011) Käfern, die Artenzahlen pro Erfassungseinheit zwischen 65 (AA 2011) und 147 (NSG 2011). Während die Mittelwerte pro Jahr in den Kulturflächen zwischen 80 und 90 Arten liegen, verzeichnet das Naturschutzgebiet am Höllenberg wesentlich höhere Werte mit 132 bis 147 Arten (Abbildung 64).

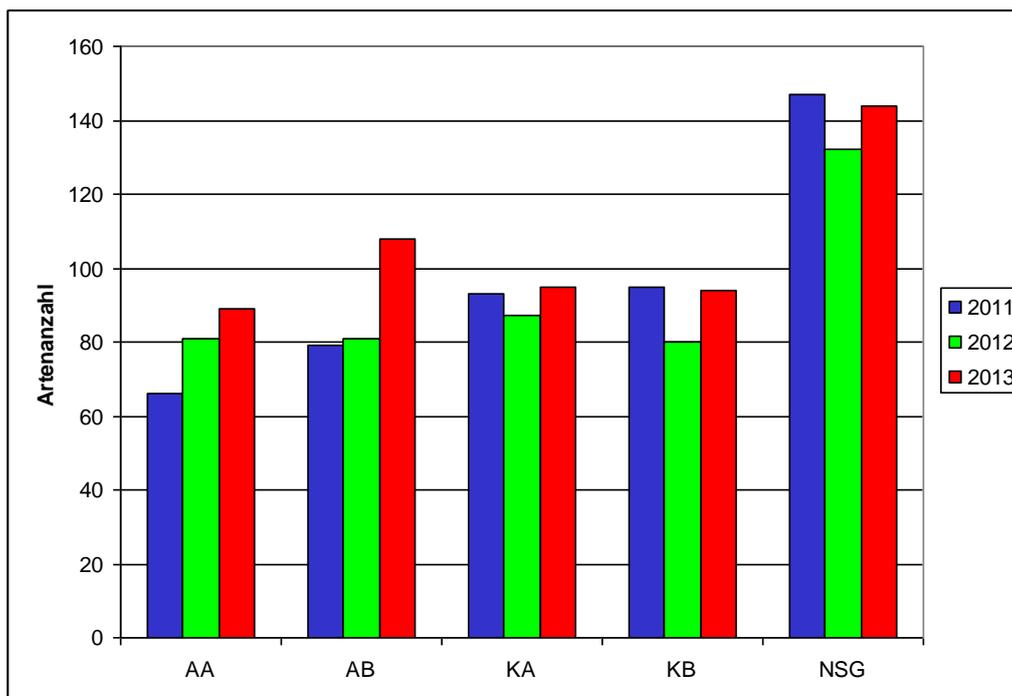


Abbildung 64: Artenzahlen im Verlauf der drei Untersuchungsjahre pro Erfassungseinheit (AA, AB = Apfelbauflächen; KA, KB = Kirschanbauflächen; NSG = Höllenberg)

Ein häufig angewandter Diversitätsindex bei ökologischen Untersuchungen ist der Shannon-Index. Dabei wird neben der Artenanzahl auch die relative Häufigkeit der Art (hier erfasst in Form der Aktivität) in einem Index verrechnet. Auch hier zeigen sich für die Käferfauna am Höllenberg die höchsten Werte, knapp gefolgt von den relativ nah gelegenen Kirschanbauflächen und wesentlich geringeren Werten für die Apfelkulturen in der Schwemmebene des Rheines (Abbildung 65).

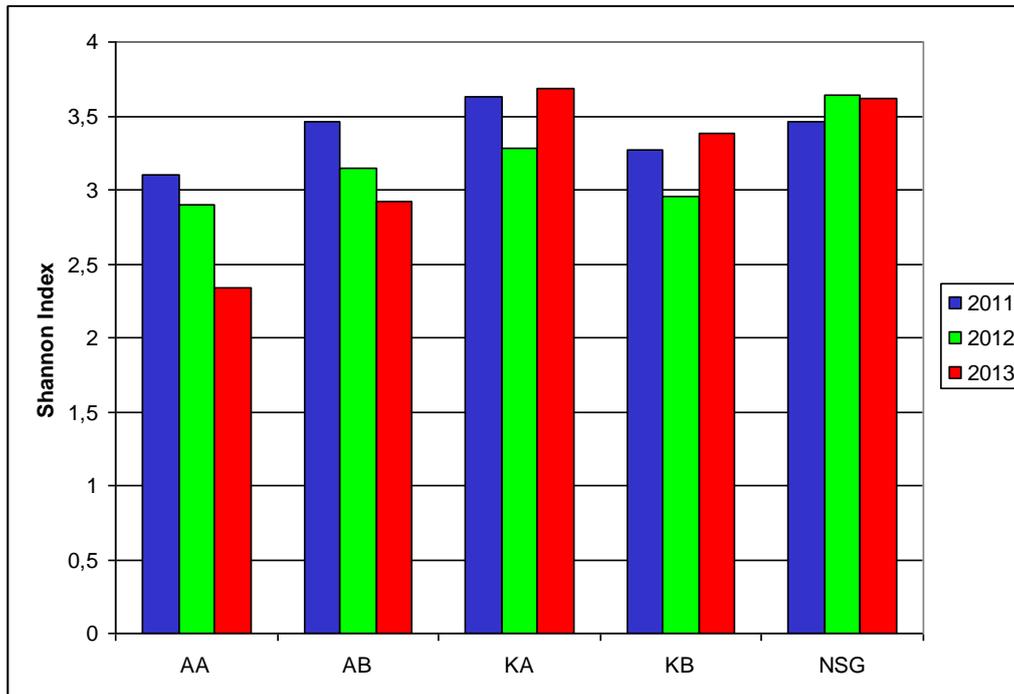


Abbildung 65: Shannon-Index der Diversität pro Erfassungseinheit (Abkürzungen wie in Abb. 64)

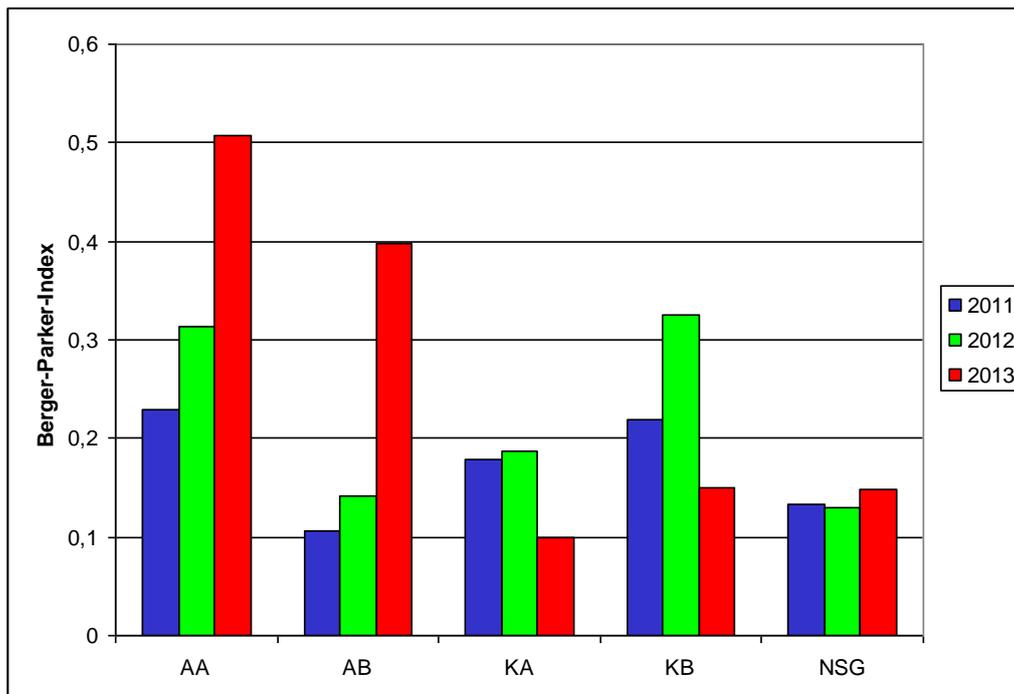


Abbildung 66: Berger-Parker-Dominanzindex pro Erfassungseinheit (Abkürzungen wie in Abb. 64)

Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen

Die geringe Diversität in den Apfelkulturen korreliert mit der hohen Abundanz einzelner Arten. Der mit Abstand häufigste Käfer, der Rüssler *Barypeithes pellucidus*, wurde mit über 1500 Individuen nahezu exklusiv in den Apfelkulturen erfasst. Im Jahr 2013 stellt er dort etwa 50 % aller bei AA erfassten Käfer (cf. Abbildung 66, Abbildung 67), im gleichen Jahr bei AB fast 40 %. Die nächst häufigste Art der Untersuchung, der Laufkäfer *Harpalus honestus*, war auf allen Flächen zu finden, dominierte aber auf den Kirschkulturflächen und stellte bei KB 2012 etwa ein Drittel aller Käfer. Die dritthäufigste Art, *Harpalus affinis* folgte mit knapp 800 Individuen nah auf, fand sich etwas häufiger auf den Kirsch-, aber auch relativ häufig auf den Apfelflächen. Die häufigsten Arten im NSG waren in 2013 *Amara aenea* mit 15 % aller Käfer. Die Art war dort auch 2011 sehr häufig und wurde nur knapp von *Trachyploeus scabriusculus* und *Maladera holosericea* überrundet.

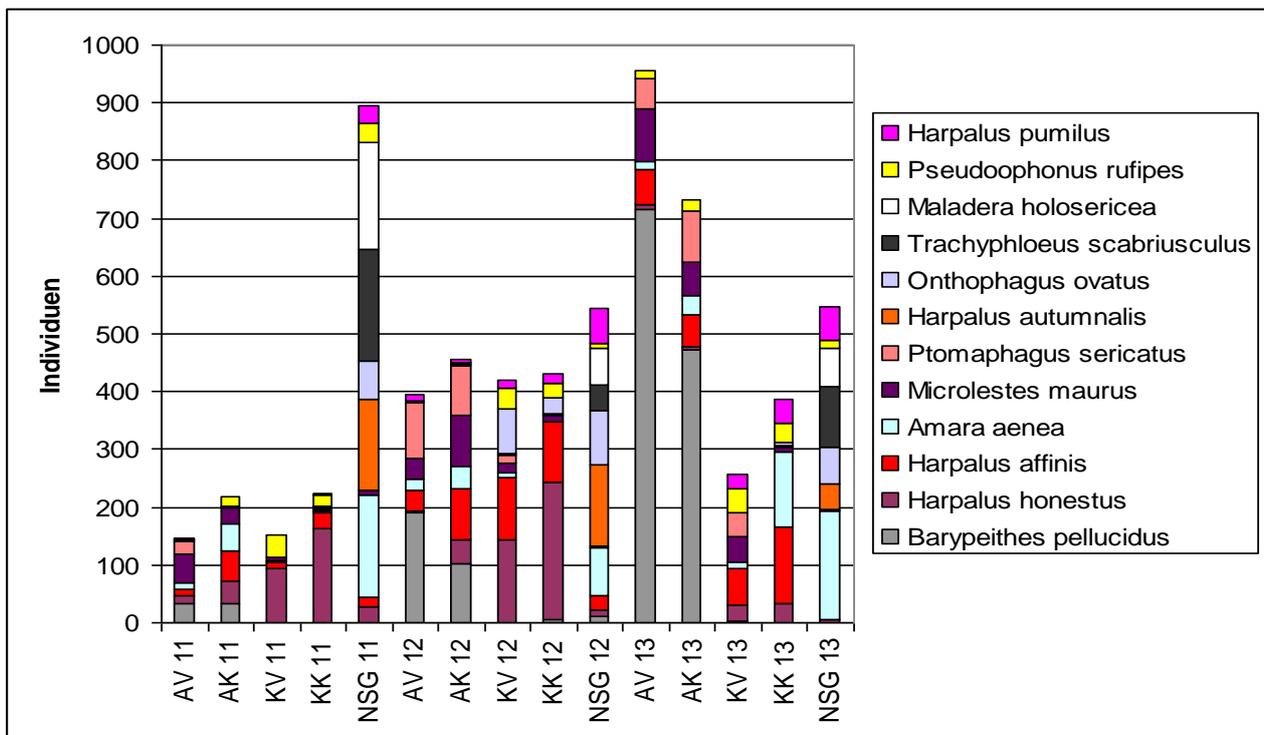


Abbildung 67: Individuenverteilung der häufigsten zwölf Käferarten (Erfassungshäufigkeit von oben nach unten zunehmend) auf den fünf Erfassungsflächen zwischen 2011 und 2013.

Die Rarefaction-Kurven zeigen deutlich die durchweg hohen Werte im NSG, die nur in einem Fall durch eine Probe der Kulturflächen (KA 2011) leicht überschritten wird. In einer Standardstichprobe von 500 Individuen finden sich im NSG zwischen 85 bis 90 Arten, auf den Kirschflächen 65 bis 90 Arten auf den Apfelflächen lediglich 53 bis 75 Arten (Abbildung 68).

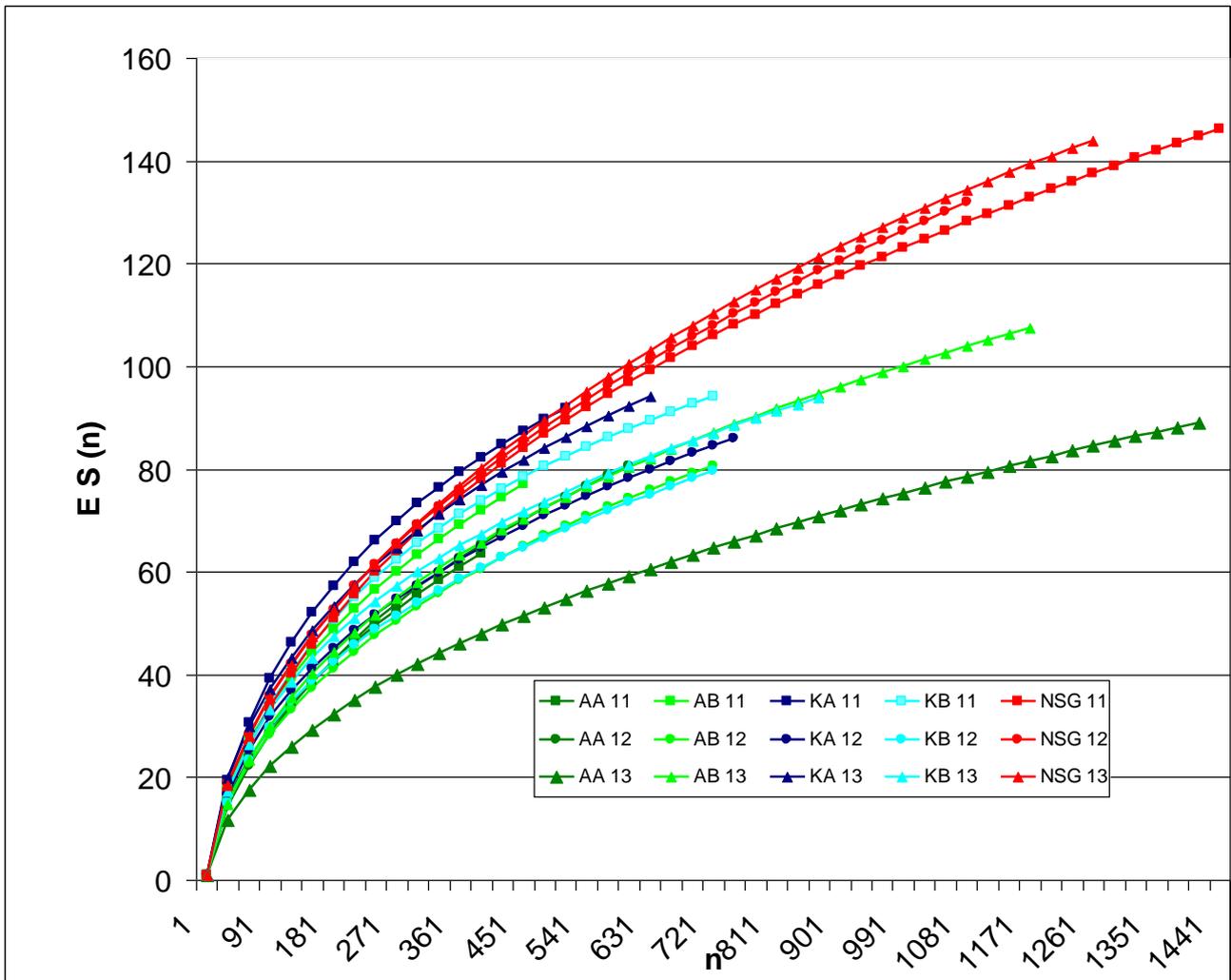


Abbildung 68: Rarefaction-Kurven für die Erfassungseinheiten. Für standardisierte Individuenzahlen (n) ergeben sich Erwartungswerte von Arten [E S (n)] (Abkürzungen wie in Abb. 64).

Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen

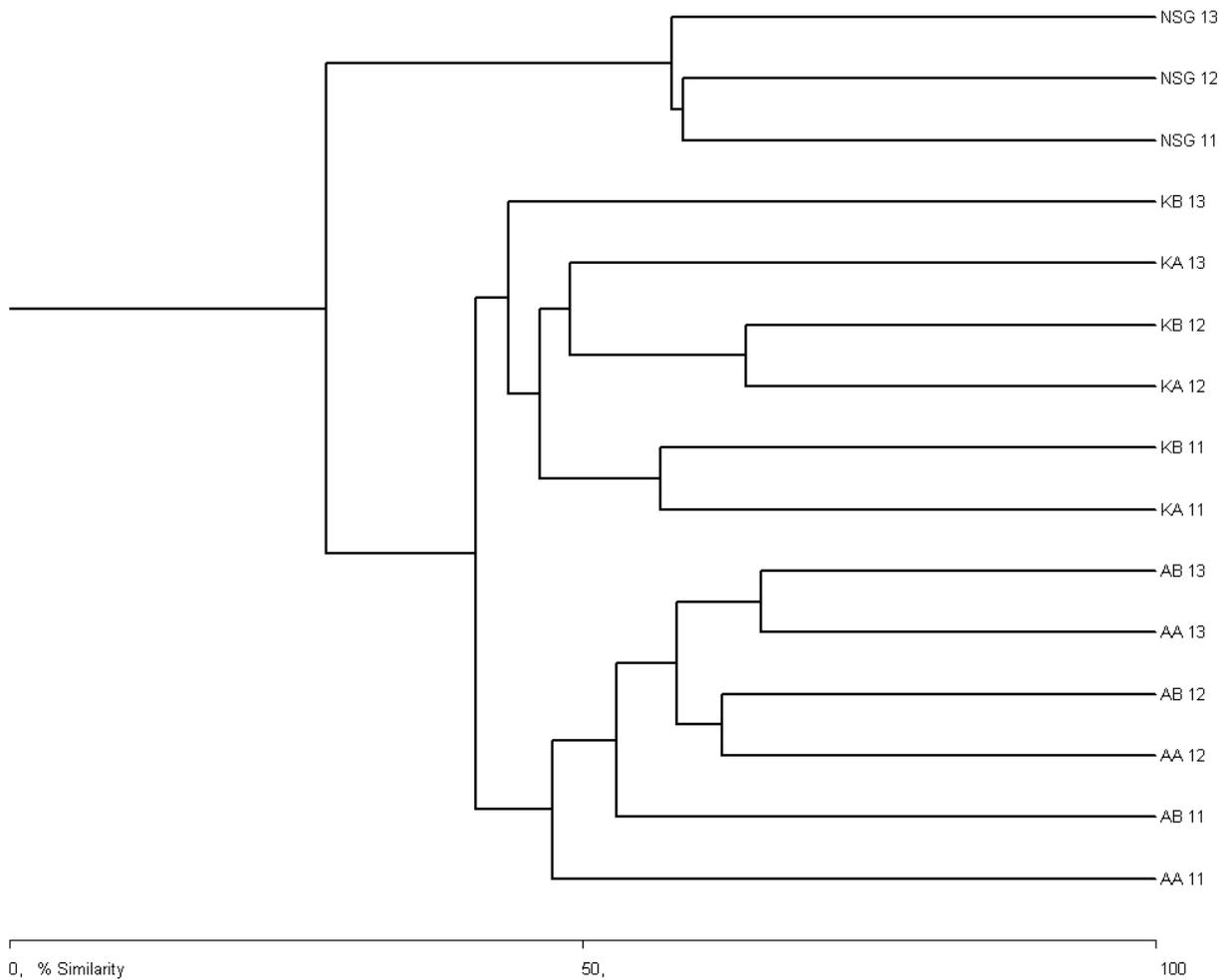


Abbildung 69: Bray-Curtis Clusteranalyse zur Ähnlichkeit (β -Diversität) der Käferfaunader untersuchten Erfassungseinheiten.

Die Käferfauna des NSG unterschied sich sehr deutlich von den anderen Gebieten. Zwischen den Jahren gab es am Höllenberg große Überlappungen der Käferfauna, was auf eine sehr konstante Artenzusammensetzung und Stabilität des Lebensraumes hinweist. Demgegenüber zeigt die β -Diversität (Abbildung 69) für die beiden Kulturflächen zwischen den Jahren deutlich größere Fluktuationen. Die Faunenzusammensetzung der beiden Apfel- bzw. Kirschflächen liegen dabei innerhalb eines Jahres stets nahe beieinander. Trotz des großen räumlichen Abstandes zeigen die beiden Kulturflächen stärkere Übereinstimmungen als beide mit dem NSG.

8.6.2. Faunistisch bemerkenswerte und Rote-Liste-Arten

Die Bedeutung eines Gebietes ermisst sich nicht nur an der Artenzahl, sondern auch an deren Qualität. Neben einer Menge eurytoper Arten, die auf allen Flächen zu finden waren, gibt es Arten mit besonderen Habitatansprüchen, deren Vorkommen z. B. die Schutzwürdigkeit eines Gebietes besser herauszustellen vermag. Eine Möglichkeit zur Bewertung solcher Arten ergibt sich z. B. aus den Häufigkeitsangaben aus der „Käferfauna der Rheinprovinz“ (Koch 1968, 1974, 1978, 1990, 1992, 1993). Das Untersuchungsgebiet liegt zwar außerhalb der ehemaligen Preußischen Rheinprovinz, auf deren Fläche die im Jahre 1927 gegründete „Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen“ bis heute ihre Aktivität zur Erfassung der Käferfauna konzentriert. Immerhin wird die Nahemündung in Bingen mit eingeschlossen, die nur etwa 15 Kilometer westlich des Untersuchungsgebietes liegt. Daher können die faunistischen Einschätzungen genutzt werden. Klaus Koch hat in seiner Käferfaunistik für häufige Arten nur allgemeine Angaben zum Vorkommen und zur

Verbreitung gegeben, seltene Arten wurden hingegen mit Einzelfunden aufgelistet, die Arten wurden nur im Norden oder Süden des Bearbeitungsgebietes als selten eingestuft. Nur im Norden seltene Arten können hier vernachlässigt werden, da sie aus dem Nahebergland, Hunsrück und Rheintal als häufig bekannt sind. In dieser Arbeit zu berücksichtigen sind neun Arten, die nur im Süden der Rheinprovinz selten sind, sowie weitere 80 Arten, die in dieser Region überall als selten eingestuft werden (vermerkt in Tabelle 8.1, digitaler Anhang). Auf den landwirtschaftlich genutzten Flächen finden sich zwischen sieben und 16 als selten eingestufte Arten, am Höllenberg mit 29 bis 39 Arten die weit über doppelte Anzahl (Abbildung 70). In Bezug auf die Individuenzahlen ergeben sich zudem weit höhere Bestandsdichten seltener Arten am Höllenberg. Offenbar finden seltene und oftmals auch gefährdete Käferarten im NSG nicht nur zusagende Habitate, sondern können hier auch individuenstarke Populationen aufbauen.

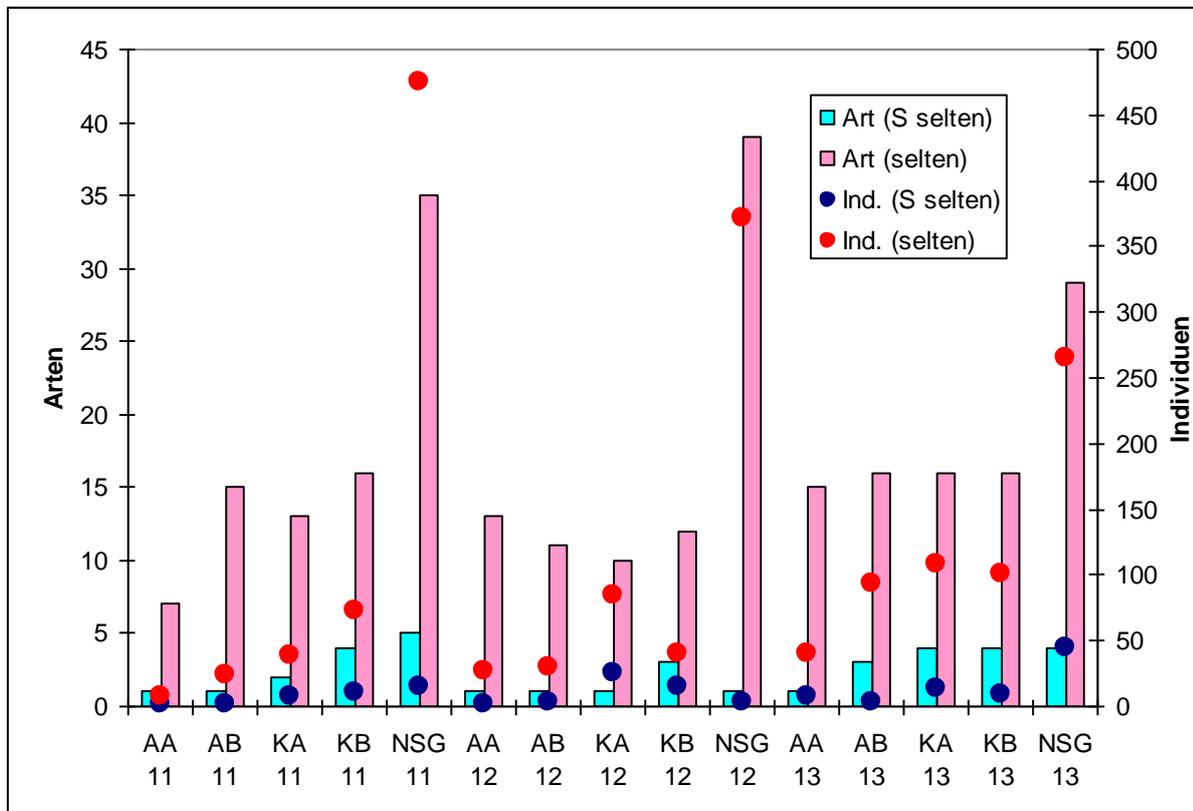


Abbildung 70: Arten- und Individuenzahlen als selten und sehr selten (bzw. im Süden (S) des Rheinlandes als selten und sehr selten) eingestufte Arten nach der Käferfauna von KOCH (1968 und Nachträge).

Eine ähnliche Verteilung ergibt sich bei der Betrachtung der in den Roten Listen für Käfer allgemein (GEISER 1998) oder für Sandlauf- und Laufkäfer (TRAUTNER et al. 1997) im Speziellen aufgeführten Arten. *Ochodaeus chrysoloides* (SCHRANK, 1781) (Ochodaeinae) wird als einzige hier nachgewiesene Art mit „1 – vom Aussterben bedroht“ eingestuft. Weitere 14 Arten gelten als „2 – stark gefährdet“, 34 als „3 – gefährdet“ und 11 stehen auf der Vorwarnliste (Abbildung 71, Abbildung 72). Auf den Apfelflächen finden sich pro Erfassungseinheit fünf bis 13, auf den Kirschflächen neun bis 15 Arten der Roten Listen, am Höllenberg auch hier mit 15 bis 30 Arten in allen Jahren weit höhere Werte (Abbildung 71). Bei Betrachtung der Individuenzahlen wird die Populationsdichte dieser bedrohten Arten ebenfalls sehr deutlich (Abbildung 72).

Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen

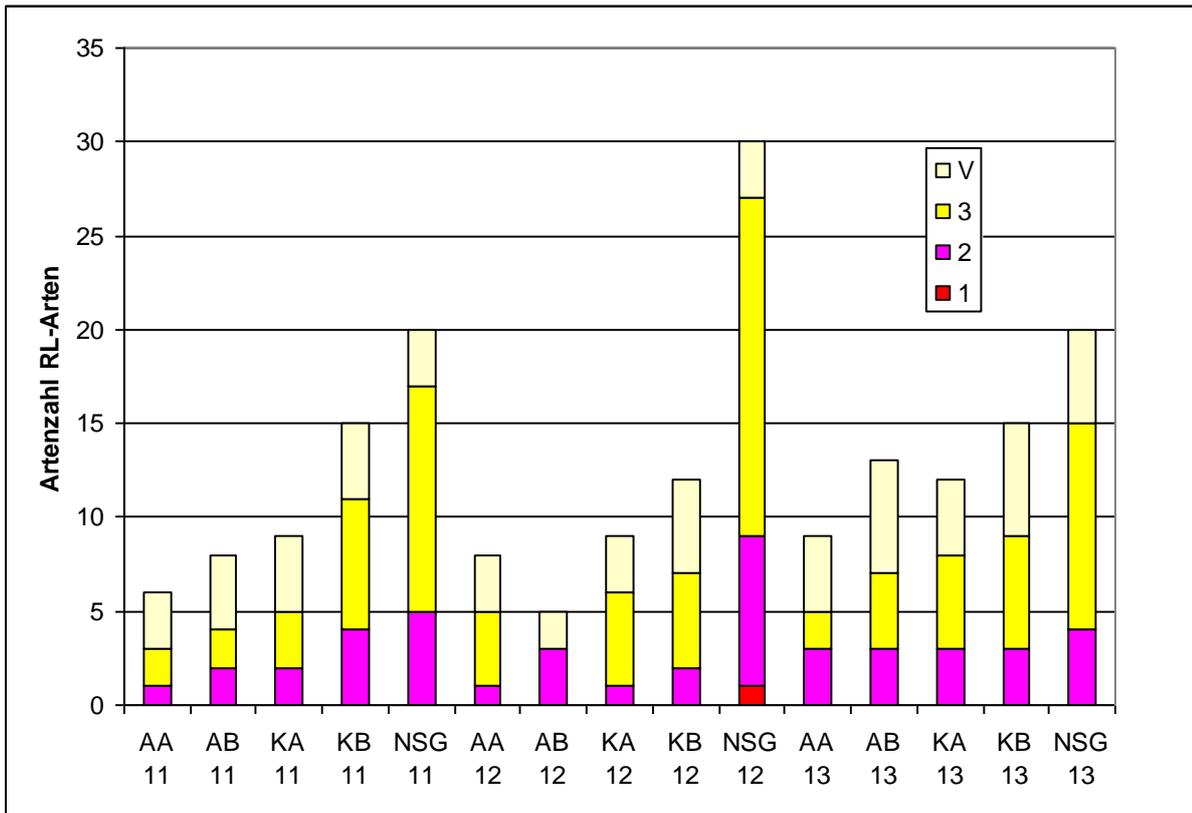


Abbildung 71: Artenzahlen von Käfern der Roten Listen (GEISER 1998, TRAUTNER et al. 1997) pro Erfassungseinheit (V = Vorwarnliste, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht).

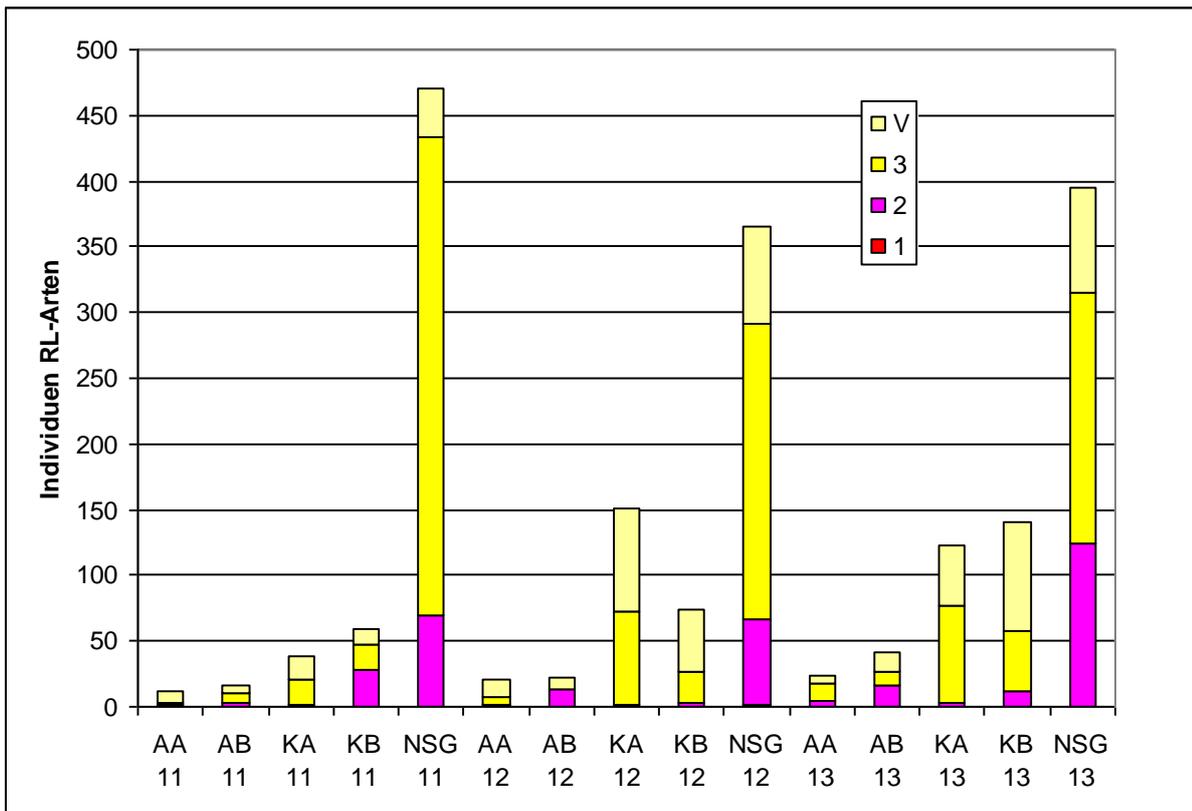


Abbildung 72: Individuenzahlen von Käfern der Roten Listen (GEISER 1998, TRAUTNER et al. 1997) pro Erfassungseinheit (V = Vorwarnliste, 3 = gefährdet, 2 = stark gefährdet, 1 = vom Aussterben bedroht). *Habitatspezialisten der Sandgebiete*

Knapp ein Drittel der Arten, etwa die Hälfte aller erfassten Individuen, sind spezifische Bewohner sandiger Gebiete (Abbildung 73). Dabei handelt es sich um Arten, die bei KOCH (1989-1992) als psammophil oder anderweitig auf Sandbiotop angewiesen einzustufen sind. Erwartungsgemäß finden sich die wenigsten Sandbiotopbewohner auf den Apfelflächen der Rheinebene. Auch auf den – durchaus sandigen – Kirschflächen kommen nur relativ wenige psammophile Arten vor. Herausragend, mit einer hohen Anzahl individuenstarker, Sandbiotop bewohnender Käferarten sticht ein weiteres Mal der Höllenberg heraus. Dabei ist anzumerken, dass eine Reihe von nahezu ubiquitär auf sandigen Böden lebenden Arten am Höllenberg fehlt. Unter den häufigeren Arten fanden sich *Notiophilus biguttatus* (FABRICIUS, 1779), *Nebria salina* FAIRMAIRE & LABOULBÈNE, 1854 oder *Callicerus rigidicornis* (ERICHSON, 1839) nur auf den Kulturflächen, andere eurytope Arten solcher Biotop wie z. B. *Pseudoophonus rufipes* (DEGEER, 1774) und *Amara aenea* (DEGEER, 1774) kommen in allen Gebieten gleichermaßen häufig vor. Eine große Anzahl von Habitatspezialisten ist nur am Höllenberg häufig und allenfalls mit sehr geringer Individuenzahl auf den Kirschflächen [z. B. *Harpalus autumnalis* (DUFTSCHMID, 1812), *H. anxius* (DUFTSCHMID, 1812), *H. froelichii* STURM, 1818] oder konnte nur am Höllenberg nachgewiesen werden [z. B. *Harpalus serripes* (QUENSEL, 1806), *Orthocerus clavicornis* (LINNAEUS, 1758), *Crypticus quisquilius* (LINNAEUS, 1761), *Rhyssalus germanus* (LINNAEUS, 1767), *Diastictus vulneratus* (STURM, 1805), *Maladera holosericea* (SCOPOLI, 1772), *Galeruca tanacetii* (LINNAEUS, 1758), *Trachyploeus scabriculus* (LINNAEUS, 1771)]. Viele dieser Arten reagieren vermutlich sehr empfindlich auf jegliche Form der Bodenbearbeitung, da sich ihre Larven in den oberen Bodenschichten entwickeln.

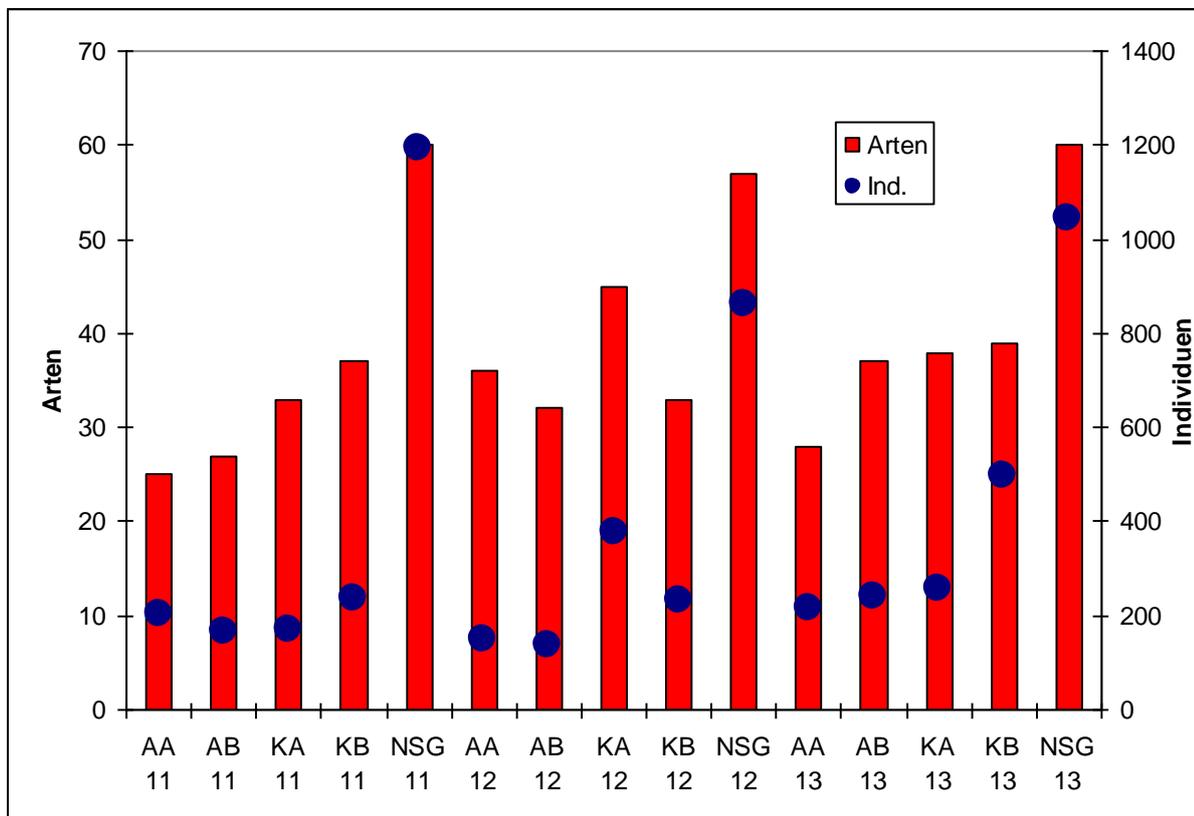


Abbildung 73: Arten- und Individuenzahlen psammophiler Käfer pro Erfassungseinheit.

8.6.4. Anmerkungen zu faunistisch bemerkenswerten Arten

Nachfolgend werden Verbreitung und Lebensweise einiger Arten im Detail besprochen, deren Vorkommen faunistisch von besonderer Bedeutung ist und deren Seltenheit ggf. zu einer Einstufung in der deutschen Roten Liste (cf. Tabelle 8.1, digitaler Anhang) geführt hat.

Harpalus spec. (Carabidae)

Die meisten Arten dieser Gattung sind an trockene und sonnige Lebensräume angepasst. Darunter finden sich mit *Harpalus affinis* (SCHRANK, 1781) und *H. honestus* (DUFTSCHMID, 1812) die häufigsten Laufkäfer von Ackerflächen und offenen Obstkulturen in Deutschland. Auch in dieser Untersuchung gehören beide zu den häufigsten Arten mit den höchsten Aktivitätsdichten in den Kirschkulturen. Beide Arten sind eurytop und nicht an sandige Flächen gebunden, während alle weiteren neun *Harpalus*-Arten unserer Erfassung eine mehr oder weniger enge Bindung an Sandlebensräume zeigen. Davon wurden die sechs seltensten Arten [*H. froelichii* STURM, 1818, *H. smaragdinus* (DUFTSCHMID, 1812), *H. autumnalis* (DUFTSCHMID, 1812), *H. pumilus* STURM, 1818, *H. anxius*, *H. serripes* (QUENSEL, 1806)] überwiegend am Höllenberg in unerwartet hohen Individuenzahl gefunden. *Harpalus serripes*, *H. autumnalis*, *H. froelichii* waren auch die häufigsten der insgesamt 16 *Harpalus*-Arten, die in der umfangreichen Erfassung der Carabiden von LUDEWIG (LUDEWIG & EISENBEIS 1992) dort nachgewiesen wurden. Diese stenotopen Arten können vermutlich auf landwirtschaftlich genutzten Flächen nicht dauerhaft überleben und sind auf Refugialräume angewiesen. Besonders selten sind *H. froelichii* und *H. autumnalis*, für die es aus dem Rheinland nur jeweils etwa 15 Nachweise gibt (KOCH 1968, 1974, 1978, 1990).

Pseudoophonus spec. (Carabidae)

Für drei nachgewiesenen Arten dieser Gattung gilt ähnliches wie für die nahverwandten *Harpalus*-Arten. *Pseudoophonus rufipes* (DEGEER, 1774) ist hier die nahezu ubiquitär auf jedem Acker vorkommende Art. *Pseudoophonus griseus* (PANZER, 1797) und *P. calceatus* (DUFTSCHMID, 1812), die nur mit Einzelstücken am Höllenberg nachgewiesen wurden, die faunistischen Highlights. Letzterer ist in Mitteleuropa nur im Osten häufiger, während aus Rheinland-Pfalz nur sehr wenige, zumeist alte Nachweise vorliegen (HORION 1941, KOCH 1968, www.colkat.de). *Pseudoophonus griseus* wurde auch von LUDEWIG & EISENBEIS (1992) zahlreich nachgewiesen, *P. calceatus*, den wir mit zwei Exemplaren im Juni 2013 nachweisen konnten, wurde von LUDEWIG & EISENBEIS (1992) nicht festgestellt. Aus den Sandgebieten um Mainz werden von NIEHUIS (1987) auch nur zwei Nachweise aus den Jahren 1903 und 1965 vermerkt.

Masoreus wetterhali (GYLLENHAL, 1813) (Carabidae)

Die an den sandigen Küsten von Atlantik, Nord- und Ostsee weit verbreitete Art ist im Binnenland fast nur auf Flugsanddünen nachgewiesen (HORION 1941). Die Imagines dieser Art sind vor allem im Spätsommer aktiv und so konnten wir nur ein Exemplar Anfang Juni 2012 am Höllenberg nachweisen, wo die Art aber sicherlich häufiger ist und im Spätsommer dort auch massenhaft von LUDEWIG & EISENBEIS (1992) gefunden werden konnte.

Platystethus spinosus ERICHSON, 1840 (Staphylinidae)

Eine im gesamten Mittelmeergebiet weit verbreitete Art, deren Vorkommen in Deutschland für HORION (1963) noch fraglich war und die auch KOCH (1968, 1974, 1978, 1992) aus dem Rheinland nicht kannte. Mittlerweile liegen Nachweise aus Bayern, Baden, Hessen und Rheinland-Pfalz vor (KÖHLER & KLAUSNITZER 1998, www.colkat.de). Der vor allem coprophil lebende, xero- und thermophile Kurzflügler (KOCH 1989-1992) dürfte sich im Rahmen des Klimawandels weiter nach Norden ausbreiten. Das einzige Exemplar fand sich Anfang April 2011 in einer Kirschkultur.

Platystethus capito HEER, 1839 (Staphylinidae)

Diese Art, die von (KOCH 1989-1992) als psammo- und hygrophil eingestuft wird, konnte mit 44 (von insgesamt 48) Individuen in der Kirschkultur nachgewiesen werden. Vermutlich findet sie hier auf den sandig-lehmigen Böden, die permanent durch Tröpfchenbewässerung feucht gehalten werden, ein zusagendes Habitat. Dieser vor allem südeuropäisch verbreitete Kurzflügler wird typischerweise an Ufern von Fließgewässern gefangen, überall aber nur in Einzelstücken (HORION 1963, KOCH 1968, 1974, 1992).

Lathrobium dilutum ERICHSON, 1839 (Staphylinidae)

Eine der seltensten *Lathrobium*-Arten (HORION 1965), deren Lebensweise der von *Platystethus capito* entspricht und die mit nur einem Exemplar Ende April 2013 auf einer Kirschfläche nachgewiesen wurde. Aus der Literatur sind nur vier Fundorte aus dem Rheinland bekannt (KOCH 1968, 1992).

Philonthus spermophili GANGELBAUR, 1897 (Staphylinidae)

Der mit 83 Individuen (68 Ex. Höllenberg, 15 Ex. nahe Kirschkultur) in 2012/2013 häufig nachgewiesene Kurzflügler, hat als Bewohner von unterirdischen Tiernestern (KOCH 1989-1992) eine spezielle Ökologie. Die Art ist vermutlich weit verbreitet wird aber nur selten nachgewiesen. Dass sie ohne spezielle Untersuchung von Säugetiernestern dennoch so zahlreich erfasst wurde, weist auch auf eine hohe Mäuse-/Kaninchendichte am Höllenberg hin.

Callicerus rigidicornis (ERICHSON, 1839) (Staphylinidae)

Die Art ist aus weiten Teilen Mitteleuropas bekannt, wurde schon von HORION (1967) als „überall selten“ eingestuft, und wird oft auf Feldern und Ruderalflächen gefunden (KOCH 1989-1992, 1992). Mit 86 Exemplaren, die sich nahezu ausschließlich in den Kirschkulturen fanden, ist dieser Kurzflügler dort erstaunlich häufig.

Ilyobates propinquus (AUBÉ, 1850) (Staphylinidae)

Die seltenste heimische *Ilyobates*-Art wurde im Frühjahr 2013 zahlreich in den Apfel- und Kirschkulturen gefunden und war in dem Jahr so häufig, wie die allgemein verbreitete und häufige *I. subopacus* PALM, 1935. (KOCH 1968, 1978, 1992) meldet nur wenige Nachweise aus dem Rheinland, bei NIEHUIS (1987) wurde die Art für das Gebiet nicht angegeben, wobei Nachweise für Kurzflügler in der Arbeit unterrepräsentiert sind.

Amarochara forticornis (LACORDAIRE, 1835) (Staphylinidae)

Mit 103, überwiegend auf den Kirschflächen in allen Jahren nachgewiesenen Exemplaren, ist diese Art sonst nur selten gefundene Art unerwartet häufig.

Aleochara spissicornis ERICHSON, 1839 (Staphylinidae)

Im ersten Katalog von KÖHLER & KLAUSNITZER (1998) war dieser Kurzflügler – der vor allem in Süd- und Osteuropa bis Mittelasien vorkommt und im Norden vereinzelt bis Südschweden nachgewiesen wurde (HORION 1967) – nur aus Thüringen mit aktuellen Funden belegt. Mittlerweile (www.colcat.de) ist die Art aus sieben deutschen Regionen bekannt, darunter auch alle Teilgebiete von Rheinland-Pfalz. HORION (1967) deutet die thermophile Art in Mitteleuropa als Reliktart einer postglazialen Wärmeperiode. Sowohl der Erstnachweis aus Baden im Jahr 1994 (MAUS & AUSMEIER 1999), als auch der Nachweis aus Schlossböckelheim 1999 (WENZEL 2001) von der Nahe stammen aus solchen trockenwarmen Gebieten. Mit 26 Exemplaren in allen drei Untersuchungsräumen nachgewiesen.

Agriotes sordidus (ILLIGER, 1807) (Elateridae)

HORION (1969) kannte von diesem Schnellkäfer in Deutschland nur einen Fund bei Eichstätt, der „bisher nicht durch neuere Funde bestätigt worden“ ist. Bei NIEHUIS (1987) sind aber bereits vier Fundorte von den

Sandgebieten um Mainz zwischen 1957 und 1966 erwähnt. Uns gelangen nun zwölf Nachweise in allen drei Teilgebieten. Die Larven dieser Art gehören mit ihren „Drahtwürmern“ zu gefürchteten Schädlingen im Landbau (vor allem an Kartoffeln) weshalb auch von „angewandt“ arbeitenden Entomologen Verbreitungsdaten erhoben werden. Die ursprünglich westmediterrane Art breitet sich in den letzten Jahren schnell nach Norden aus, hat mittlerweile den ganzen Oberrheingraben besiedelt und kürzlich den Niederrhein erreicht (LEHMHUS & NIEPOLD 2013).

Cardiophorus ruficollis (LINNAEUS, 1758) (Elateridae)

Zwei Exemplare in der zweiten Aprilhälfte 2012 am Höllenberg. Auch bei NIEHUIS (1987) mit vier Fundorten aus den Sandgebieten um Mainz erwähnt. Die Art wird vor allem aus lichten Kiefernwäldern und Sandgebieten gemeldet (KOCH 1968), ist in Deutschland weit verbreitet aber überall nicht häufig.

Dromaeolus barnabita (VILLA, 1838), ***Hylis olexai*** PALM, 1955 (Eucnemidae)

Wie die relativ häufige dritte Art der Schienenkäfer, der weit verbreitete *Eucnemis capucina* AHRENS, 1812, entwickeln sich auch diese beiden seltenen Arten in trockenem Totholz. Dieses Habitat wurde in unserer Untersuchung nur sehr randständig durch die Flugfallen erfasst. Alle drei Arten wurden jeweils in Einzelexemplaren am Höllenberg nachgewiesen, wobei die Flugfalle in einem morschen Kirschbaum (Abbildung 61) hing, der als Entwicklungssubstrat der Larven in Betracht kommt. *Dromaeolus barnabita* hat seinen Verbreitungsschwerpunkt im südöstlichen Europa und ist im Westen Deutschlands nur sporadisch nachgewiesen. In der faunistischen Literatur von KOCH (1968, 1992) sind nur zwei Belege aus dem Rheinland verzeichnet. Der Einzelfund unserer Untersuchung stammt aus der zweiten Juni-Hälfte 2011. Für *Hylis olexai* gibt es nur wenig mehr Nachweise. In der zweiten Mai-Hälfte 2011 wurde ein Exemplar am Höllenberg gefunden.

Buprestis octoguttata LINNAEUS, 1758, ***Anthaxia similis*** SAUNDERS, 1871 (Buprestidae)

Für diese beiden selten nachgewiesenen Prachtkäfer gilt grundsätzlich dasselbe wie für die Schienenkäfer. Das einzige Exemplar von *A. similis* fand sich Ende Mai 2012 in der Flugfalle am Höllenberg. *Buprestis octoguttata* wurde Ende Juli 2012 ebenfalls in der Flugfalle am Höllenberg gefunden. Die Art wurde auch bei NIEHUIS (1987) mit drei Fundorten von den Sandgebieten um Mainz erwähnt, desgleichen *A. similis* (unter seinem jüngeren Synonym *A. morio*).

Orthocerus clavicornis (LINNAEUS, 1758) (Colydiidae)

Dieser Rindenkäfer hat eine sehr spezifische Lebensweise und lebt auf sandigen, offenen Böden an Flechten. Im Rheinland wurde die Art erst vor kurzem erstmals nachgewiesen (Bahndamm bei Gerolstein; D. SIEDE mündl. Mitt. und in diesem Jahr auf grusigem Lavaboden im abgebauten Vulkan „Leitenkopf“ bei Brohl-Lützing; eigene Erfassung TH. WAGNER). Die fünf Exemplare bei Heidesheim fanden sich Ende März 2011, Anfang Juni 2012, Anfang Juli 2012 und Ende März 2013 (mit 2 Exemplaren) ausschließlich am Höllenberg. Das Vorkommen dieser Art ist seit langen durch eine Anzahl an Funden im Raum Mainz belegt (NIEHUIS 1987).

Oligomerus brunneus (OLIVIER, 1790), ***Xyletinus fibyensis*** LUNDBLAD, 1949 (Anobiidae)

Diese Pochkäfer leben, wie die oben erwähnten Schienen- und Prachtkäfer, als Larven in trockenem Holz und waren hier ebenfalls eher Zufallsfunde in der Flugfalle am Höllenberg. Beide Arten werden nur sehr selten nachgewiesen. *O. brunneus* fand sich mit je einem Exemplar Anfang Juli 2011, Anfang Juni 2012 und zwei Exemplaren Ende Juli 2013. Ein Einzeltier von *X. fibyensis* wurde Anfang Juni 2012 nachgewiesen.

Rhyssemus germanus (LINNAEUS, 1767), ***Diastictus vulneratus*** (STURM, 1805), ***Pleurophorus caesus*** (CREUTZER, 1796) (Scarabaeidae)

Alle drei Arten sind als Larven auf offene, sandige Böden angewiesen, und fanden sich am Höllenberg zahlreich zwischen März und Juli, mit Schwerpunkt im April und Mai. Nur *P. caesus* konnte darüber hinaus auf den Kirschflächen gefunden werden. Alle drei Arten sind auch bei NIEHUIS (1987) für das Gebiet genannte, werden aber allgemein nur selten gefangen. *Diastictus vulneratus* ist bisher aus der Pfalz und Hessen, nicht aber aus dem Rheinland belegt (www.colkat.de). Die beiden anderen Arten sind aus dem Rheinland mit wenigen Einzelfunden dokumentiert.

Maladera holosericea (SCOPOLI, 1772) (Scarabaeidae)

Am Höllenberg, wo sie bis auf einen Zufallsfund (?) auf einer Kirschfläche, ausschließlich vorkam, ist dieser Blatthornkäfer in allen drei Jahren über den gesamten Erfassungszeitraum eine der häufigsten Käferarten (Abbildung 67). Eine Anzahl an Funden wird auch bei NIEHUIS (1987) angegeben, darüber hinaus ist die Art nur mit wenigen Nachweisen aus dem Rheinland belegt (KOCH 1968, 1974).

Ochodaeus chrysomeloides (SCHRANK, 1781) (Scarabaeidae)

Dieser systematisch isoliert stehende Blatthornkäfer ist aus dem Rheinland bisher nicht bekannt. Die pontisch-mediterrane Art steht im mittleren Deutschland an der Westgrenze der Verbreitung. KOCH (1968) erwähnt nur ein Exemplar aus der Coll. HEINEMANN, das ohne Fundort ist. In Deutschland ist die Art seit 1950 nur aus Baden, der Pfalz, Brandenburg, Sachsen-Anhalt und Thüringen (KÖHLER & KLAUSNITZER 1998; www.colkat.de) nachgewiesen, aus Hessen, Sachsen und Bayern, von wo sie beschrieben wurde (Ingolstadt), nur mit alten Nachweisen. Das einzige Tier unserer Untersuchung fand sich in der zweiten Aprilhälfte 2012 am Höllenberg. Die xero- und psammophile Art, deren Larvalentwicklung vermutlich an unterirdischen Pilzen erfolgt (KOCH 1989-1992), dürfte hier in einer der wenigen Populationen im westlichen Deutschland vorkommen.

Oxythyrea funesta (PODA, 1761) (Scarabaeidae)

NIEHUIS (1987) meldet Funde von 1904 und 1958 von angrenzenden Mainzer Gebieten. Dieser Rosenkäfer breitet sich aktuell über den Oberrheingraben nach Norden aus und dürfte in naher Zukunft in Deutschland allgemein verbreitet sein (vgl. NIEHUIS 2013). Das einzige Exemplar in unserer Untersuchung fand sich im Mai 2011 in der Flugfalle auf einer Apfelanbaufläche.

Galeruca interrupta ILLIGER, 1802 (Chrysomelidae)

Aus vielen Gebieten Deutschlands liegen nur alte Nachweise vor. So vermerkt NIEHUIS (1987) auch aus dem Raum Mainz nur zwei Funde von 1867 und 1904. Aus dem Rheinland gibt es auch nur vier alte Nachweise (KOCH 1968). Das einzige Exemplar fand sich Ende Mai 2012 am Höllenberg zusammen mit einigen *G. tanaceti* (LINNAEUS, 1758). Die Schwesterart war in allen Jahren am Höllenberg ab Mai häufiger zu finden. In den Frühjahren zudem teils massenhaft als Larven in den Bodenfallen.

Longitarsus dorsalis (FABRICIUS, 1781) (Chrysomelidae)

Bei NIEHUIS (1987) noch nicht vermerkt, ist dieser Flohkäfer in den letzten 20 Jahren viel häufiger geworden und mittlerweile von offenen Ruderalflächen entlang des Rheines bis zum Niederrhein bekannt (z. B. WAGNER 2002, BRENNER 2003), wo der Käfer auf verschiedenen *Senecio*-Arten lebt. Im Frühjahr fand sich dieser Flohkäfer in Anzahl auf den Apfel- und Kirschflächen, es gab aber keinen Nachweis vom Höllenberg.

Sphenophorus striatopunctatus (GOEZE, 1777) (Curculionidae)

Aus dem Gebiet liegt nach NIEHUIS (1987) nur ein Nachweis durch VON HEYDEN aus dem Jahr 1904 vor (vgl. aber auch BRENNER (2003) für die hessischen Bereiche des Rhein-Main-Gebiets). In unserer Erfassung fanden

sich acht Exemplare in allen drei Jahren im April/Mai ausschließlich auf den Apfelanbauflächen in Rheinnähe. Die Art profitiert offenbar auch von der Klimaerwärmung und ist mittlerweile im Oberrheingraben weit verbreitet (www.colkat.de). Im Rheinland gibt es wenige ältere Nachweise, jüngst einen weiteren aus Koblenz (Schmidtenhöhe, eigene Erfassung TH. WAGNER).

8.7. Fazit

Die Besonderheiten der Laufkäferfauna des Höllenbergs wurden bereits eindrucksvoll von LUDEWIG & EISENBEIS (1992) und LUDEWIG (1993) herausgestellt. Nur auf angrenzenden extensiv bewirtschafteten Flächen fanden sich vergleichbare Habitate, die einer Sanddünen-Rumpfgemeinschaft Lebensraum boten. Daher handelt es sich um ein wichtiges Trittsteinbiotop der stark gefährdeten pleistozänen Kalkflugsande (HAGEBÖLLING & BRECHTEL 1990). Die herausragende Bedeutung wird durch unsere – auf die gesamte Käferfauna ausgeweitete – Untersuchung bestätigt. Überraschend ist, dass die voneinander weit entfernten Kulturlflächen, die sich auch hinsichtlich Bodentyp und Klima am stärksten unterscheiden, eine höhere Übereinstimmung der Käferfauna zeigen als das räumlich etwa mittig gelegene Naturschutzgebiet (Abbildung 69). Der Höllenberg und die Kirschflächen sind beide durch Sandböden geprägt, ein Aspekt der am Höllenberg allerdings deutlich stärker hervorsteht. In der intensiv genutzten Kulturlandschaft sind diese Habitatspezialisten jedoch nicht mehr überlebensfähig. Es erstaunt vielmehr, wie viele Arten trotz des Pestizideinsatzes in den intensiv genutzten Apfel- und Kirschkulturen, wie sie in unserer Arbeit untersucht wurden, überhaupt überleben können.

Neben der Bodenfauna wurden Käfer anderer Straten wenig erfasst. Die in jedem Gebiet ausgebrachte Flugfalle ermöglichte nur eine oberflächliche Erfassung der flugaktiven Käfer. Die Einzelfunde zeigen aber auch hier eine Menge seltener Arten, vor allem unter der Totholzkäfern am Höllenberg. Bei einer umfangreicheren Erfassung der Käferfauna mit einem breiteren Methodenspektrum, dürfte dort noch eine Menge seltener, faunistisch bemerkenswerter und bedrohter Arten zu finden sein. Die Bedeutung des Höllenbergs als überregional wichtiges Trittsteinbiotop der Lebensgemeinschaften von Binnensanddünen kann auch mit Blick auf die gesamte Käferfauna mit großem Nachdruck bestätigt werden.

8.8. Danksagung

Eine Ausnahmegenehmigung für den Fang der Arthropoden mit Fallen wurde dankenswerter Weise von der SGD Süd erstellt. Ulrich SINSCH danken wir für die Projektbetreuung und mannigfache Unterstützung. Für die Überprüfung einiger Käferbelege und die große Hilfe bei der Auswertung der Daten durch Nutzung seiner enormen Datenbank über Käferbelege im Rheinland sei Frank KÖHLER herzlich gedankt.

9. Allgemeine Diskussion

Die zentrale Aufgabenstellung dieser Untersuchung war die ökologische Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen. Um die speziellen Effekte zusätzlicher Störung durch Kulturschutzeinrichtungen auf das bestehende Faktorengefüge der lokalen Vogel-Biozönose in diesem Agrarökosystem nachzuweisen, wurde zunächst der Einfluss der intensiven Landnutzung ohne Kulturschutzeinrichtungen ermittelt. In diesem Teil der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse bezüglich der in der allgemeinen Einführung genannten Arbeitshypothesen dargestellt und diskutiert sowie in Zusammenhang gebracht. Begonnen wird mit der Erfassungsmethodik der lokalen Vogel-Biozönose. Hierauf folgen der Einfluss der Landnutzungsintensität auf die Biozönose sowie der zusätzliche Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen. Diese biozönotische Risikoanalyse war auf die Parameter fokussiert, welche die jeweilige gesamte Gilde und ihr Verhalten beschreiben. Da die drei untersuchten Gilden unabhängig von ihrer speziellen Artenzusammensetzung in jedem Agrarökosystem „Obstkultur“ vorkommen, sind die Ergebnisse und Schlussfolgerungen auf andere Obstanbaugebiete in Deutschland und Mitteleuropa übertragbar, solange diese Regionen ähnliche Rahmenbedingungen aufweisen. Artspezifische Ergebnisse können im Gegensatz zu den biozönotischen nicht unkritisch in andere Regionen übertragen werden.

9.1. Einfluss der Methodik auf die Erfassung der Vogel-Biozönose

Im ersten Untersuchungsjahr wurden zur Ermittlung der lokalen Vogel-Biozönose parallel zwei Methoden eingesetzt, ein wöchentliches visuelles Monitoring durch einen Beobachter sowie ein tägliches akustisches Monitoring durch ein automatisches Aufnahmegerät. Die Ergebnisse bestätigten die Hypothese (1), dass die geschätzte Diversität der lokalen Vogel-Biozönose auf allen Untersuchungsflächen unabhängig von der Erfassungsmethode ist. Die einjährige rein akustische Erfassung der Avifauna zeigte einen Vorteil bei der Detektionsmöglichkeit von selten auf den Untersuchungsflächen vorkommenden Vogelarten, was die dreijährige visuelle Erfassung jedoch kompensieren konnte, wie die Annäherung der Artenzahlen für die jeweiligen Untersuchungsflächen bestätigte. Die visuell erfassten Diversitäts- und Abundanzparameter ergaben zuverlässige Schätzwerte für die lokale Vogel-Biozönose, während die sehr zeitaufwändige Auswertung der akustischen Aufnahmen lediglich Vorteile bei der Detektion seltener Arten aufwies. Da seltene Arten in Untersuchungen mit biozönotischem Ansatz keine wesentliche Rolle spielen, wurde für die Risikoanalyse zum Einsatz von Landnutzung und Kulturschutzeinrichtungen in allen Untersuchungsjahren nur die visuell erfassten Daten der lokale Vogel-Biozönose berücksichtigt.

9.2. Einfluss der intensiven Landnutzung in Obstkulturen

Die untersuchten Intensivobstkulturen unterschieden sich von der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg durch eine signifikant geringere Diversität der insektivoren Vögel und Käfer, während sich die Individuenabundanzen der drei untersuchten Gilden sowie die Trockenbiomasse der Arthropoden nicht zwischen den Untersuchungsflächen unterschieden. Damit bestätigten die Ergebnisse zumindest hinsichtlich der insektivoren Vögel die Hypothese (2), dass die intensive Landnutzung in konventionell bewirtschafteten Obstkulturen im Vergleich zu unbewirtschafteten Streuobstflächen zur Verringerung der Diversität der lokalen Vogel-Biozönose führt. Es ist davon auszugehen, dass die untersuchte naturnahe Kontrollfläche im Randbereich des NSG Höllenberg aufgrund ihrer direkten Nähe zur Autobahn und der anthropogenen Naherholung geringere Diversitäts- und Abundanzwerte aufwies als ein wirklich störungsarmes naturnahes Gebiet (RIFFELL et al. 1996, REIJNEN & FOPPEN 1997). Der biozönotische Ansatz dieser Risikoanalyse zum Einfluss von intensiver Landnutzung in Obstkulturen bestätigte mit der nachgewiesenen verminderten Diversität von in den Obstkulturen nahrungssuchenden und brütenden Vögeln ähnliche Untersuchungen (BENTON et al. 2002, BATARY et al. 2011, HORAK et al. 2013). Als Ursachen hierfür werden ein geringerer Strukturreichtum der Intensivobstkulturen sowie der Einsatz von Pestiziden angesehen (GENGHINI et al. 2006, SIMON et al. 2010, UNTERHOLZNER et al. 2010a, 2010b, BOUVIER et al. 2011, CHIRON et al. 2014). Die negative Beeinflussung der Diversität, nicht aber der Abundanz in Agrarökosystemen aufgrund von Strukturarmut betrifft neben Vögeln auch andere Tiergruppen (BATARY et al. 2011). Die Gesamtabundanz

einer Biozönose kann gleich bleiben, wenn Individuen robuster Arten die auf eine Habitatveränderung empfindlich reagierenden Arten in einer Biozönose ersetzen.

Landwirtschaftlich intensiv genutzte Flächen weisen eine Armut an ökologischen Nischen auf, welche negativ mit der Diversität der Biozönose korreliert ist (GEIGER et al. 2010, HORAK et al. 2013). Eine höhere Habitat-Heterogenität geht einher mit mehr ökologischen Nischen und bietet somit vielfältigere Einnischungsmöglichkeiten für mehr Arten in diesem Habitat (KAJTOCH 2017). Die vorliegenden Ergebnisse zur Diversität deuten auf die größte Nischenvielfalt der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg hin, auf eine mittlere für den Altbestand der Apfelkulturen und auf die geringste Nischenvielfalt in der Neuanpflanzung der Kirschkulturen. Dies passt zu Baumalter, Pflanzendiversität und Randstrukturen der Untersuchungsflächen. Bei insektivoren Vögeln hängt die Anzahl der Arten in den Obstkulturen auch vom Abstand zu möglichen Brutplätzen ab (SÖDERSTRÖM & PÄRT 2000), da die meisten Arten eher kleine Reviere besetzen (WINK 2014). Fehlende Brutmöglichkeiten aufgrund von zu jungen Bäumen und Strukturarmut in Intensivobstkulturen führt zur Verringerung der Vogeldiversität, wie die Ergebnisse dieser Untersuchung gezeigt haben. Andere Studien belegten anhand geringer Anzahlen an Brutvogelarten in konventionellen Obstkulturen (STEINBORN 1984, 1991, TRAUTMANN et al. 2000, MARIOTTI et al. 2007) ebenfalls den auf solchen Flächen erheblichen Mangel an Brutplätzen. Eine kalifornische Studie in biologisch bewirtschafteten Weinkulturen konnte zeigen, dass Diversität und Abundanz von insektivoren Vögeln auf Flächen mit neu installierten Nistkästen signifikant anstiegen (JEDLICKA et al. 2011).

Eine nachhaltige Förderung von Biodiversität ist aus ökologischer Sicht sehr zu befürworten. Je größer die Vielfalt an Pflanzen und Tieren in Agrarökosystemen wie Obstkulturen ist, desto geringer ist zum Beispiel die Gefahr, dass sich einzelne Schädlinge stark vermehren und die Kulturen nachhaltig schädigen (MARTIN & ALLGAIER 2012). Hier greift die biologische Schädlingsregulation als Ökosystemdienstleistung. Die Gesamtdiversität der Gilde ist dabei ein Indikator für die Verteilung einer Ökosystemdienstleistung über verschiedene Arten mit derselben ökologischen Funktion, während die Abundanz der Gildemitglieder ein Indikator für die Intensität einer Ökosystemdienstleistung ist (SCHWARTZ et al. 2000). Da in der vorliegenden Untersuchung die Abundanz der Arten aller Gilden auf den Untersuchungsflächen nicht von der Intensität der Landnutzung betroffen gewesen ist, kann angenommen werden, dass die landwirtschaftlich erwünschte Ökosystemdienstleistung der Schädlingsregulation in den Intensivobstkulturen auch von weniger Arten im gleichen Ausmaß wie auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg erbracht wurde.

Der bedeutendste Unterschied des Agrarökosystems „Intensivobstkultur“ zum naturnahen Ökosystem „Streuobstfläche“ besteht in der strukturell bedingten Nischenarmut sowie dem Einsatz von Pestiziden. Die Ergebnisse dieser Risikoanalyse zur Arthropoden-Trockenbiomasse widerlegten jedoch die Hypothese (3), dass der Einsatz von Pestiziden in Obstkulturen die Biomasse der lokalen Arthropoden-Biozönose und demzufolge das Nahrungsangebot für die lokale Vogel-Biozönose reduziert. Mögliche Gründe für den nicht nachweisbaren Effekt der Pestizidbehandlungen in den Obstkulturen auf die Trockenbiomasse der Arthropoden könnten vor allem eine rasche Wiederbesiedlung durch Arthropoden aus den Randbereichen der Flächen, expositionsgeschütztere Bodenarthropoden oder Resistenzbildungen gewesen sein (YAHNER 1988, BOGYA & MARKÓ 1999, BÖRNER 2009, TOWNSEND et al. 2009). Aufgrund der vergleichbar hohen Trockenbiomasse sowie der ähnlichen Gruppenspektren der Arthropoden auf allen Untersuchungsflächen, fanden zumindest die Generalisten unter Vögeln ausreichend Nahrung in intensiv bewirtschafteten Obstkulturen, was auch deren hohe Abundanzwerte belegten.

9.3. Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen

Diese biozönotische Risikoanalyse zum Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau zeigte, dass Hagelschutznetze andere Effekte als Folienüberdachungen verursachen können und dass die drei repräsentativen Gilden dieses Agrarökosystems unterschiedlich reagierten. Für beide untersuchten Kulturschutzeinrichtungen ergaben sich keine signifikanten Effekte auf die Gilde der Greifvögel oder auf die Arthropoden-Trockenbiomasse. Für die Gilde der insektivoren Vögel wurden für das langjährig etablierte Hagelschutznetz der Apfelkultur signifikant negative Effekte nachgewiesen: Eine zusätzliche Verminderung der Diversität, nicht aber der Abundanz. Für die neuinstallierte Folien-Netz-Überdachung der Kirschkulturen konnte in der zweijährigen Untersuchungszeit kein derartiger Effekt auf die Diversität sowie ebenfalls kein

Effekt auf die Abundanz der insektivoren Vögel nachgewiesen werden. Beide Kulturschutzeinrichtungen zeigten negative Effekte auf die Verhaltensweisen der Kategorie Fortpflanzung dieser Gilde; die Folienüberdachung beeinflusste zudem zusätzlich die Verhaltensweisen der Kategorie Nahrungssuche der insektivoren Vögel negativ. Demzufolge könnte die landwirtschaftlich erwünschte Ökosystemdienstleistung der Schädlingsregulation durch insektivore Vögel in der überdachten Kirschkultur trotz unveränderter Gesamtabundanz der Arten verringert gewesen sein. Für die mit Hagelnetz überdachte Apfelkultur kann dagegen angenommen werden, dass weniger insektivore Vogelarten eine gleichwertige Schädlingsreduktion erbrachten, weil sich die Gilde hier in ihrer Gesamtabundanz der Arten nicht zwischen Versuchs- und Kontrollfläche unterschied sowie kein Effekt auf ihr Nahrungssuchverhalten vorlag.

Die Untersuchungsergebnisse der Risikoanalyse zum Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen sowie die regelmäßig beobachtete Nutzung der Kulturschutzeinrichtungen als Sitzwarte widerlegten die Hypothese (4), dass die Überdachung von Obstkulturen zur Vermeidung dieser Flächen von Vögeln führt und Habitatverlust für die lokale Vogel-Biozönose bedeutet. Die Durchlässigkeit und Kompensation von überdachten Kulturflächen hängt allerdings auch vom Anteil der umgebenden offenen Kulturen ab, da bei vielen benachbarten Überdachungen in einem Gebiet kumulative Effekte zu erwarten sind. So wurde in Italien für Buchfink und Singdrossel ein negativer Einfluss von Hagelschutznetzen bereits ab einer überdachten Gesamtfläche von acht bis neun Prozent nachgewiesen (BRAMBILLA et al. 2013, BRAMBILLA et al. 2015). Eine Anbausituation wie in Süditalien (PICUNO et al. 2011) ist weder ästhetisch erstrebenswert noch folgenlos für Biozönose und Ökosystem, weil positiv wirkende Randeffekte stark eingeschränkt werden (PORENSKY & YOUNG 2013). Kulturschutzeinrichtungen sollten demzufolge je nach Größe mindestens eine ausgesparte Netz- oder Folienbahn in der Flächenmitte als zusätzlichen Durchlass für Vögel (und Insekten) aufweisen. Des Weiteren sollten sie nicht seitlich verschlossen werden, weil dann die Flächen als Habitat für Vögel unzugänglich wären und Habitatverlust immer weitreichende ökologische und genetische Konsequenzen verursacht (SIH et al. 2000). Damit würde diese Gilde der lokalen Biozönose des Agrarökosystems entzogen und die erwünschte Ökosystemdienstleistung der Schädlingsregulation durch insektivore Vögel verhindert.

9.4. Ökologische Risikobewertung von Kulturschutzeinrichtungen

Die Ergebnisse dieser ökologischen Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen im Obstanbau zeigen, dass kleine Folien-Netz-überdachte Kirschkulturen mindestens initial einen erheblichen Einfluss auf das Verhalten der insektivoren Vögel haben, nicht aber auf Diversität und Gesamtabundanz dieser Gilde. Ob es sich hierbei um einen langfristigen Effekt handelt, kann ohne weitere Untersuchungen nicht abschließend beurteilt werden. Große Netz-überdachte Apfelkulturen haben langfristig nachweisbare negative Effekte auf die Diversität der insektivoren Vogelgilde, welche über die negativen Folgen der intensiven Landnutzung in Obstkulturen hinausgehen. Die Ökosystemdienstleistung der Schädlingsregulation durch insektivore Vögel ist solange gewährleistet, wie Brutmöglichkeiten für die häufigeren Arten auf den Obstanbauflächen oder in der Nähe vorhanden sind. Negative Effekte auf die Gilde der Greifvögel sowie die Trockenbiomasse der Arthropoden in den Obstkulturen sind von Hagelschutznetzen und Folien-Netz-Überdachungen nicht zu erwarten. Diese ökologischen Befunde gelten ohne Einschränkung nur für solche Kulturschutzeinrichtungen, die in ihrer Fläche nicht umfangreicher als die untersuchten sind und welche zudem großräumig von nicht überdachten Kulturen oder naturnahen Flächen umgeben sind sowie außerdem die beschriebenen Durchlassmöglichkeiten aufweisen.

Bei der Risikobewertung ist zu bedenken, dass intensiv bewirtschaftete Obstkulturen bereits ohne den Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen zu einer Verarmung der lokalen Biozönose führen. Folglich sollte aus ökologischer Sicht vor der Errichtung von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen verlässlich abgewogen werden, ob der zusätzliche Verlust an Biodiversität durch die Verbesserung von Flächenstrukturen kompensierbar ist (SIMON et al. 2010, UNTERHOLZNER et al. 2010b). Eine hohe lokale Biodiversität ermöglicht einem Agrarökosystem notwendige Anpassungen an Veränderungen, wie anthropogene Störungen, Klimawandel oder auftretende Krankheitserreger (BEHRENS 2018). Je vielfältiger ein Ökosystem ist, desto flexibler und widerstandsfähiger ist es auch. Dagegen können Ökosysteme mit geringer lokaler Biodiversität bei zu starken (anthropogenen) Veränderungen irreversibel gestört und geschädigt werden.

Abschließend bleibt anzumerken, dass die Abundanzanalysen der häufig auf den Untersuchungsflächen vorkommenden Arten der insektivoren Vögel belegten, dass Arten dieser Gilde abweichend auf Landnutzungsintensität oder Kulturschutzeinrichtungen reagieren können. Eine feinere Unterteilung dieser Nahrungsgilde unter Berücksichtigung der zur Nahrungssuche genutzten Mikrohabitate, könnte zu einem differenzierteren Ergebnis führen. Insgesamt ist gerade auch im Hinblick auf den zunehmenden weltweiten Einsatz von Schutzüberdachungen weitere wissenschaftliche Forschung zum ökologischen Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen in Agrarökosystemen notwendig. Besonders die in dieser Untersuchung aufgezeigten unterschiedlichen Effekte von Hagelschutznetzen und Folienüberdachungen sowie ihr Einfluss auf das Fortpflanzungsverhalten insektivorer Vögel sollten in gleichalten Obstkulturen mit äquivalenten Brutmöglichkeiten validiert werden.

10. Zusammenfassung

Veränderungen in dem komplexen Wirkungsgefüge eines Agrarökosystems können erhebliche Auswirkungen auf die lokale Biozönose zur Folge haben. Die Überdachung von Obstkulturen mit Netzen oder Folien zum Schutz vor Hagel und Regen stellt eine solche Veränderung dar. Im Rahmen dieser Dissertation wurde anhand einer biozönotischen Risikoanalyse der Einfluss intensiver Landnutzung in Obstkulturen sowie der Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf die drei Gilden tagaktive Greifvögel, insektivore Vögel und Arthropoden untersucht. Greifvögel, insektivore Vögel und räuberische Arthropoden üben als Prädatoren wichtige Regulationsfunktionen im Nahrungsnetz eines Ökosystems aus. Arthropoden stellen zudem eine wichtige Nahrungsressource dar. Arten aller drei Gilden gelten als Bioindikatoren für Veränderungen im Ökosystem. Phytophage Arthropoden können landwirtschaftlich genutzte Monokulturen erheblich schädigen, weshalb die konventionelle Landwirtschaft zur gezielten Tötung solcher Schädlinge Insektizide einsetzt. Pestizidbehandlungen haben allerdings oft auch Auswirkungen auf viele Nützlinge und andere Organismen im Agrarökosystem.

Die visuelle Erfassung beider Vogelgilden sowie das Fangen der Arthropoden mit Boden- und Flugfallen erfolgte von März bis Juli in den Jahren 2011-2013 auf fünf Untersuchungsflächen im rheinland-pfälzischen Obstanbaugebiet Mainz-Bingen. Es wurden zwei benachbarte Apfelkulturen (eine Kontrollfläche und eine Versuchsfläche mit Hagelschutznetz) und zwei benachbarte Kirschkulturen (eine Kontrollfläche und eine Versuchsfläche ab 2012 mit Folien-Netz-Überdachung) sowie eine nahegelegene Streuobstfläche im lokalen NSG Höllenberg als naturnahe Kontrollfläche untersucht. Zusätzlich wurden im ersten Untersuchungsjahr vom 15. März bis 28. Juli 2011 auf allen Flächen die Ergebnisse einer täglichen automatischen akustischen Erfassung durch ein Stereo-Aufnahmegerät („Songmeter 2“, Wildlife Acoustics) mit denen einer wöchentlichen rein visuellen Erfassung der Vögel verglichen. Es gab keine signifikanten Unterschiede in Detektionseffizienz und Arterfassung der Avifauna zwischen beiden Methoden. Die lokale α -Diversität nach Simpson unterschied sich ebenfalls nicht signifikant zwischen beiden Methoden. Das akustische Monitoring detektierte mehr seltene (=weniger als zehn Funde im Untersuchungszeitraum) Vogelarten; 29% der Arten wurden ausschließlich akustisch nachgewiesen und knapp 13% ausschließlich visuell. Sieben Vogelarten unterschieden sich signifikant in ihrer ermittelten Abundanz zwischen beiden Methoden: Bachstelze, Feldlerche, Mauersegler und die Greifvögel Mäusebussard und Turmfalke waren besser bzw. der Schwarzmilan ausschließlich mit dem visuellen Monitoring zu erfassen, während der Fasan ausschließlich durch das akustische Monitoring nachgewiesen werden konnte. Für die Abundanzschätzung von 48 Vogelarten war es unerheblich, ob sie akustisch oder visuell erfasst wurden. Da seltene Arten bei biozönotischen Untersuchungen keine wesentliche Rolle spielen und die Auswertung der Akustikaufnahmen sehr zeitaufwändig war, wurden für die Risikoanalyse nur die visuell ermittelten Daten berücksichtigt.

Für die Greifvogel-Gilde wurden sechs Arten nachgewiesen, fünf auf der Kirschkontrollfläche und jeweils vier Arten auf den anderen Flächen. Die drei häufigsten Arten waren Mäusebussard, Turmfalke und Schwarzmilan. Greifvögel wurden im Luftraum der Flächen oder auf Sitzwarten wie Zäunen, Pfählen, Bäumen und Kulturschutzeinrichtungen bei der Nahrungssuche oder beim Revierverhalten beobachtet. Es konnte kein Einfluss der Landnutzung auf Greifvögel aufgezeigt werden, Diversität und Abundanz unterschieden sich nicht zwischen den Obstkulturen und der naturnahen Streuobstfläche im NSG. Ein Einfluss von Kulturschutzeinrichtungen auf Greifvögel konnte ebenfalls nicht nachgewiesen werden, die überdachten Flächen wurden genauso oft frequentiert wie die Kontrollflächen. Greifvögel überflogen innerhalb ihrer großen Aktionsräume auch die überdachten Obstkulturen zur Nahrungssuche und wurden weiterhin bei der Ansitzjagd am Rand der Versuchsflächen gesichtet. Zudem wurde der Turmfalke beim Ansitzen unter der Folien-Netz-Überdachung der Kirschkultur sowie beim Fressen auf dieser Überdachung sitzend beobachtet. Für die Insektivoren-Gilde wurden 52 Vogelarten nachgewiesen. Die Streuobstfläche im NSG wies die höchste Artenzahl von 40 auf, gefolgt von der Apfelkontrollfläche mit 27 Arten. Die Apfelversuchsfläche wies dagegen eine geringere Artenzahl von 19 auf, während die Artenzahlen beider Kirschkulturen mit 19 und 18 annähernd gleich gewesen sind. Die zehn häufigsten Arten waren in Reihenfolge ihrer Abundanz Kohlmeise, Star, Rabenkrähe, Amsel, Mauersegler, Bachstelze, Blaumeise, Buchfink, Feldlerche und Stieglitz. Insektivore Vögel wurden überwiegend nahrungssuchend am Boden und in Bäumen der Flächen oder beim Revierverhalten wie Singen, Rufen und Vigilanz auf Sitzwarten Zäunen,

Pfählen sowie Kulturschutzeinrichtungen beobachtet. Die intensive Landnutzung der Obstkulturen führte im Vergleich zur naturnahen Streuobstfläche im NSG sowohl auf der Apfel- als auch auf der Kirschkontrollfläche zu einer hochsignifikant geringeren monatlichen Vogelartenzahl. Eine signifikant niedrigere Abundanz der insektivoren Vögel wies jedoch nur die Kirschkontrollfläche auf. Es wurden negative Effekte der intensiven Landnutzung auf die monatliche Abundanz von Gartenrotschwanz, Amsel und Blaumeise nachgewiesen, welche in den Obstkulturen hochsignifikant seltener beobachtet wurden. Der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen führte lediglich beim Hagelschutznetz zu einer zusätzlichen signifikanten Verringerung der monatlichen Vogelartenzahl. Die Folien-Netz-Kombination zeigte keinen signifikanten Einfluss auf die Vogeldiversität. Die Gesamtabundanz der Insektivoren-Gilde blieb in beiden Obstkulturen von Kulturschutzeinrichtungen unbeeinflusst. Abundanzen einzelner Arten zeigten jedoch abweichende Ergebnisse: Die Ringeltaube wurde unter dem Hagelschutznetz der Apfelkultur im Vergleich zur Kontrollfläche gar nicht beobachtet. Die Kohlmeise kam unter der Folien-Netz-Überdachung der Kirschkultur signifikant seltener vor, während der Wiedehopf hier etwa zehnmal häufiger vorkam als auf der Kirschkontrollfläche und der Streuobstfläche im NSG Höllenberg. Entscheidender Faktor für die starke Nutzung der Kirschkulturen waren für den Wiedehopf die vorhandenen vegetationsfreien Bodenbereiche, in denen diese Art bevorzugt nach Nahrungsinsekten sucht. Störungen durch die bei Wind laut flatternde Folienüberdachung auf darunter nahrungssuchende Wiedehopfe wurden nicht beobachtet.

Für die Arthropoden-Gilde wurden 185963 Individuen aus 18 Gruppen gefangen. Der Großteil von 79% dieser Individuen ließ sich Springschwänzen, Ameisen, Zweiflüglern oder Käfern zuordnen. Weitere 20% verteilten sich auf Webspinnen, Asseln, Hautflügler, Milben, Doppelfüßer, Weberknechte, Schnabelkerfe und Ohrwürmer. Die restlichen sechs Arthropodengruppen stellten den restlichen Individuenanteil von 0,9%. Hinsichtlich der determinierten 12910 Käfer-Imagines aus 403 Arten waren Artenzahl, Diversität sowie Anzahl seltener Arten und Habitatspezialisten sandiger Lebensräume in allen drei Untersuchungsjahren auf der naturnahen Streuobstfläche im NSG Höllenberg am höchsten. Die über Bodenfallen ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse lag je nach Fläche bei 9 bis 26 Gramm pro Jahr und die über Flugfallen ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse bei 0,6 bis 4,8 Gramm pro Jahr. Obwohl im Mittel jährlich 5,8 Pestizidbehandlungen in den Kirschkulturen sowie 14,6 Behandlungen in den Apfelkulturen durchgeführt wurden und Insektizide dabei anteilig bis zu 57% ausmachten, konnte kein Einfluss der intensiven Landnutzung mit dem Einsatz von Pestiziden auf die Arthropoden-Trockenbiomasse nachgewiesen werden. Kulturschutzeinrichtungen zeigten ebenfalls keinen Einfluss auf die Arthropoden-Trockenbiomasse.

Diese biozönotische Risikoanalyse belegt, dass der Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen zumindest bei Hagelschutznetzen langfristig nachweisbare negative Effekte auf die Diversität von insektivoren Vögeln bewirken kann, welche über die vorhandenen negativen Folgen der intensiven Landnutzung in Obstkulturen hinausgehen. Da intensiv bewirtschaftete Obstkulturen bereits ohne Kulturschutzeinrichtungen zu einer Verarmung der lokalen Biozönose führen, sollte aus ökologischer Sicht vor der Errichtung von Kulturschutzeinrichtungen verlässlich abgewogen werden, ob der zusätzliche Verlust an Biodiversität durch die Verbesserung von Flächenstrukturen der Obstkulturen kompensierbar ist.

11. Abstract

Changes in the complex structure of an agro-ecosystem can cause substantial impact on the local biocenosis. Covering orchards with nets or plastic sheets to protect them against hail and rain is such a change. With a biocenotic risk analysis this doctoral thesis investigated the influence of intensive land use in conventional orchards and the influence of anti-hail nets or plastic sheets on the three guilds diurnal raptors, insectivorous birds and arthropods. Raptors, insectivorous birds and predatory arthropods are main modulators within the food-web of an ecosystem. Additionally, arthropods represent an important food source. Species of all three guilds are considered as bioindicators of ecosystem changes. Phytophagous arthropods can significantly damage agricultural monocultures, which is why conventional agriculture uses insecticides to kill such pests. However, pesticide treatments often have an impact on many beneficial species and other organisms in the agro-ecosystem.

The visual survey of both bird guilds as well as the collection of arthropods by pitfall and flight-interception-traps took place from 2011 to 2013 respectively from March to July on five study sites in the Rhineland-Palatinate fruit growing area "Mainz-Bingen". Study sites were two adjacent apple orchards (one control site and one trial site covered with an anti-hail net) and two adjacent cherry orchards (one control site and one covered with a foil-net combination from 2012), as well as a nearby semi-natural area with several fruit trees in the nature reserve "Höllenberg". In addition, the results of a daily acoustic bird survey by an autonomous recording device ("Songmeter 2", Wildlife Acoustics) were compared to those of a weekly visual bird survey from March 15 to July 28 in 2011. There were no significant differences in detection efficiency and species detection between the two methods. Local α -diversity according to Simpson also did not differ significantly between the methods. The acoustic monitoring detected more rare species (=less than ten findings during study period); 29% of all bird species were exclusively detected acoustically and 13% only visually. Seven species differed significantly in their estimated abundance between the two methods: White Wagtail, Eurasian Skylark, Common Swift and the birds of prey, Common Buzzard and Common Kestrel were better or in case of the Black Kite exclusively detected by the visual monitoring, while the Common Pheasant could only be detected by acoustic survey. For the abundance estimation of 48 bird species, it was negligible whether they were acoustically or visually determined. Since rare species do not play a substantial role in biocenotic investigations and the analysis of the acoustic recordings was very time-consuming, only the visually determined data were taken into account for further analysis.

Regarding the raptor guild, six species were detected in total with a maximum of five species in the control cherry orchard and respectively four species at all other study sites. The three most abundant species were Common Buzzard, Common Kestrel and Black Kite. Birds of prey were observed in the air space over study sites or perching on fences, piles, trees and anti-hail coverings showing mainly hunting or territorial behavior. There was no influence of land use on birds of prey, as their diversity and abundance did not differ between orchards and the semi-natural area in the nature reserve. Likewise, there was no influence of anti-hail coverings, as the covered areas were frequented as often as the control areas. Within their large home ranges raptors flew over covered orchards during foraging and did also sit-and-wait hunting on the edges of the covered areas. In addition, the Kestrel was observed during sit-and-wait hunting under the foil-net combination cover of the cherry orchard and sitting on top of the covering while feeding. Regarding the insectivorous guild, 52 bird species have been detected in total. The semi-natural area in the nature reserve had the highest number of species of 40, followed by the control apple orchard with 27 species. In contrast, the trial apple orchard had a lower number of species of 19, while the species numbers of both cherry orchards were approximately the same at 19 and 18. The ten most abundant species in order of abundance were Great Tit, European Starling, Carrion Crow, Blackbird, Common Swift, White Wagtail, Blue Tit, Chaffinch, Eurasian Skylark and European Goldfinch. Observed insectivorous birds were mainly foraging on the ground and in trees or were showing territorial behavior such as singing, calling and vigilance while perching on fences, piles and anti-hail coverings. The intensive land use of orchards resulted in a highly significant reduction of monthly bird species number in both control areas compared to the semi-natural area in the nature reserve. However, significantly lower abundance of insectivorous birds was only found in the control cherry orchard. Negative effects of intensive land use on monthly abundance of Redstart, Blackbird and Blue Tit were detected. These three species were observed significantly less often in orchards.

Abstract

Only the use of anti-hail netting in the apple orchard resulted in an additional significant reduction of the monthly bird number. The foil-net combination of the cherry orchard showed no significant influence on bird diversity. The total abundance of the insectivorous guild remained unaffected for both anti-hail coverings. Abundances of individual species, however, showed different results: The Common Wood-pigeon was never observed under the anti-hail netting of the apple orchard compared to the control apple orchard. The Great Tit was found significantly less often under the foil-net combination cover of the cherry orchard, while the Hoopoe was observed ten times more often in the covered orchard than in the nature reserve and in the unprotected control orchard. Vegetation-free sandy areas in the cherry orchards attracted Hoopoes, because of their easy accessible ground-dwelling insect prey. Disturbance of foraging hoopoes on the ground due to the noise produced by wind-induced chattering of the foil-net combination was never observed.

Regarding the arthropod guild, 185963 individuals allocated to 18 groups were caught. The majority of 79% of these individuals were assigned to springtails, ants, dipterans or beetles. Further 20% were distributed on spiders, woodlice, hymenopterans, mites, diplopods, harvestmen, bugs and earwigs. The remaining six arthropod groups accounted for the rest 0.9% of all individuals. In total 12910 adult beetles that could be allocated to 403 species were collected. Number of species, diversity, number of rare species and species ecologically restricted to sandy soils were highest in the nature reserve in all three years studied. Depending on the study site, the arthropod dry biomass collected by pitfall trapping was between 9 and 26 grams per year and the arthropod dry biomass collected by flight-interception trapping was between 0.6 and 4.8 grams per year. Although mean annually pesticide treatments were 5.8 for cherry orchards and 14.6 for apple orchards along with an insecticides-ratio up to 57%, no influence of intensive land use on the arthropod dry biomass could be found. Anti-hail coverings showed no influence on arthropod dry biomass, too.

This biocenotic risk analysis shows that the use of anti-hail coverings, especially anti-hail nets, can cause negative long-term effects on the diversity of insectivorous birds, which exceed the existing negative impact of intensive land use in orchards. Intensively cultivated orchards without any coverings already led to an impoverishment of the local biocenosis. From an ecological point of view, it should be fairly considered whether the additional loss of biodiversity could be compensated by improving the habitat structures of orchards prior to the establishment of anti-hail coverings.

12. Literaturverzeichnis

- Acevedo M. A. & Villanueva-Rivera L. J. (2006) Using Automated Digital Recording Systems as Effective Tools for the Monitoring of Birds and Amphibians. Wildlife Society Bulletin 34(No. 1): 211-214.
- Achtziger R., Nigmann U., Richert E. & Scholze W. (1999) Ökologische Untersuchungen zur Erfolgskontrolle und naturschutzfachlichen Bewertung von Streuobstbeständen - Durchführungskonzept und erste Ergebnisse. Bay LfU 150: 227-243.
- Alaphilippe A., Capowiez Y., Severac G., Simon S., Saudreau M., Caruso S. & Vergnani S. (2016) Codling moth exclusion netting: an overview of French and Italian experiences. IOBC-WPRS Bull 112: 31-35.
- Alldredge M. W., Simons T. R. & Pollock K. H. (2007) Factors Affecting Aural Detections of Songbirds. Ecological Applications 17(3): 948-955.
- Alquezar R. D. & Machado R. B. (2015) Comparisons Between Autonomous Acoustic Recordings and Avian Point Counts in Open Woodland Savanna. The Wilson Journal of Ornithology 127(4): 712-723.
- Ambos R. & Kandler O. (1987) Einführung in die Naturlandschaft. – 1-28 in: J. H. (Hrsg.) Jungbluth Der Mainzer Sand – Beiträge zur Monographie des Naturschutzgebietes Mainzer Sand und seiner näheren Umgebung: 608. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv, Mainz. 25.
- Andersen A. N. & Majer J. D. (2004) Ants show the way Down Under: invertebrates as bioindicators in land management. Frontiers in Ecology and the Environment 2(6): 291-298.
- Andretzke H., Schikore T. & Schröder K. (2005) Artensteckbriefe in: Südbeck (Hrsg.) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 135-695. Mugler Druck-Service, Radolfzell.
- Askham L. R. (1990) Effect of artificial perches and nests in attracting raptors to orchards. Proceedings of the Fourteenth Vertebrate Pest Conference 1990, University of Nebraska - Lincoln.
- Avgin S. S. & Luff M. L. (2010) Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators of human impact. Munis Entomology & Zoology 5(1): 209-215.
- Baab G. & Steinbauer L. (2009) Hagelschutznetze in: W. Dierend (Hrsg.) Kulturschutzeinrichtungen im Obstbau: 38-61. Ulmer, Stuttgart. 1. Auflage.
- Baiamonte I., Raffo A., Nardo N., Moneta E., Peparaiio M., D'Aloise A., Kelderer M., Casera C. & Paoletti F. (2016) Effect of the use of anti - hail nets on codling moth (Cydia pomonella) and organoleptic quality of apple (cv. Braeburn) grown in Alto Adige Region (northern Italy). Journal of the Science of Food and Agriculture 96(6): 2025-2032.

- Balmer M. (2009) Regenschutzsysteme für Steinobst und Strauchbeeren in: W. Dierend (Hrsg.) Kulturschutzeinrichtungen im Obstbau: 62-74. Ulmer, Stuttgart. 1. Auflage.
- Balmer M., Kunz A. & Blanke M. (2005) Verfrühung von Süßkirschen unter geschlossener Folie. Erwerbs-Obstbau 47(4): 78-86.
- Barbaro L., Couzi L., Bretagnolle V., Nezan J. & Vetillard F. (2008) Multi-scale habitat selection and foraging ecology of the eurasian hoopoe (*Upupa epops*) in pine plantations. Biodiversity and Conservation 17(5): 1073-1087.
- Batary P., Andras B., Kleijn D. & Tschardt T. (2011) Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences 278(1713): 1894-1902.
- Battisti A., Bernardi M. & Ghiraldo C. (2000) Predation by the hoopoe (*Upupa epops*) on pupae of *Thaumetopoea pytiocampa* and the likely influence on other natural enemies. BioControl 45: 311-323.
- Baxter T. S. H. [Lakehead University] (1999) Foraging time activity study of breeding songbirds in a successional white spruce community. Ontario, Canada, 87 S.
- Beck N. (1994) Reliefentwicklung im nördlichen Rheinhessen unter besonderer Berücksichtigung der periglazialen Glacis- und Pedimentbildung. Forschungen zur deutschen Landeskunde 237. Trier.
- Behrens M. Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen, Kassel. Ökosystemleistungen - Vielfalt lohnt sich. <https://www.llh.hessen.de/umwelt/biodiversitaet/oekosystemleistungen/> - letzter Zugriff 02.2018.
- Benton T. G., Bryant D. M., Cole L. & Crick H. Q. (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: a historical study over three decades. Journal of Applied Ecology 39(4): 673-687.
- Berberich W. [Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht] (2009) Flächenstatistische Angaben zu den Obstanbauflächen in Rheinland-Pfalz. Rheinland-Pfalz, 5 S.
- Bergmann H.-H., Helb H.-W. & Baumann S. (2008) Die Stimmen der Vögel Europas. 474 Vogelportraits mit 914 Rufen und Gesängen auf 2.200 Sonagrammen. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bergmann M. & Krüger T. (2015) Aktuelle Brutzeitvorkommen des Wiedehopfs *Upupa epops* in Geestlandschaften Nordwest-Niedersachsens. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 44: 57-66.
- Berthold (1976) Methoden der Bestandserfassung. Journal für Ornithologie 117(1): 1-69.

- Bitz A. & Folz H.-G. (1984) Letzte Kalkflugsanddünen vor der Vernichtung. Ornithologie u. Naturschutz in Rheinland-Pfalz 3(3): 315- 338.
- Bitz A. & Folz H.-G. (1987) Wirbeltiere auf dem Mainzer Sand und seiner Umgebung. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 25: 539-558.
- Blumstein D. T., Mennill D. J., Clemins P., Girod L., Yao K., Patricelli G., Deppe J. L., Krakauer A. H., Clark C., Cortopassi K. A., Hanser S. F., McCowan B., Ali A. M. & Kirschel A. N. G. (2011) Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: applications, technological considerations and prospectus. Journal of Applied Ecology 48(3): 758-767.
- BMELV [Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz] (2009) Die deutsche Landwirtschaft. Leistungen in Daten und Fakten. Publikationsverband der Bundesregierung, Rostock, 40 S.
- Bogya S. & Markó V. (1999) Effect of pest management systems on ground-dwelling spider assemblages in an apple orchard in Hungary. Agriculture, Ecosystems & Environment 73(1): 7-18.
- Börner H. (2009) Pflanzenkrankheiten und Pflanzenschutz. Springer-Verlag, Heidelberg. 8. Auflage: 689.
- Børve J., Meland M., Sekse L. & Stensvand A. (2003) Plastic covering to reduce sweet cherry fruit cracking affects fungal fruit decay. V International Cherry Symposium 795, The American Phytopathological Society.
- Boschert M. (2005) Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997 bis 2003. Vogelwelt 126: 1-51.
- Bouvier J. C., Ricci B., Agerberg J. & Lavigne C. (2011) Apple orchard pest control strategies affect bird communities in southeastern France. Environmental Toxicology and Chemistry 30(1): 212-219.
- Brambilla M., Assandri G., Martino G., Bogliani G. & Pedrini P. (2015) The importance of residual habitats and crop management for the conservation of birds breeding in intensive orchards. Ecological Research 30(4): 597-604.
- Brambilla M., Martino G. & Pedrini P. (2013) Changes in song thrush *Turdus philomelos* density and habitat association in apple orchards during the breeding season. Ardeola 60(1): 73-83.
- Brechtel F. (1987) Konzeptionelle Überlegungen zu einem Biotopsystem "Rheinhessische Flugsande" unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes "Mainzer Sand". Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 25: 559-582.
- Breitenfeld J. (2013) Obstanbau 2012. Statistische Monatshefte Rheinland-Pfalz. Statistisches Landesamt Rheinland-Pfalz, Bad Ems. 6/2013: 526-533.

- Brenner U. (2003) Käferfunde des Jahres 2000 aus Hessen. 11. Bericht der Arbeitsgemeinschaft hessischer Koleopterologen. Hessische Faunistische Briefe 22(3/4): 37-71. Darmstadt.
- Buchanan K. L. (2000) Stress and the evolution of condition-dependent signals. Trends in Ecology & Evolution 15(4): 156-160.
- Buckland S. T. (2006) Point Transect Surveys For Songbirds: Robust Methodologies. The Auk 123: 345-357.
- Butet A., Michel N., Rantier Y., Comor V., Hubert-Moy L., Nabucet J. & Delettre Y. (2010) Responses of common buzzard (*Buteo buteo*) and Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*) to land use changes in agricultural landscapes of Western France. Agriculture, Ecosystems & Environment 138(3): 152-159.
- Casagrande S., Nieder L., Di Minin E., La Fata I. & Csermely D. (2008) Habitat utilization and prey selection of the kestrel *Falco tinnunculus* in relation to small mammal abundance. Italian Journal of Zoology 75(4): 401-409.
- Castellano S., Scarascia Mugnozza G., Russo G., Briassoulis D., Mistrotis A., Hemming S. & Waaijenberg D. (2008) Design and use criteria of netting systems for agricultural production in Italy. Journal of Agricultural Engineering 39(3): 31-42.
- Celis-Murillo A., Deppe J. L. & Allen M. F. (2009) Using soundscape recordings to estimate bird species abundance, richness and composition. Journal of Field Ornithology 80(No. 1): 64-78.
- Celis-Murillo A., Deppe J. L. & Ward M. P. (2012) Effectiveness and utility of acoustic recordings for surveying tropical birds. Journal of Field Ornithology 83(2): 166-179.
- Chiron F., Chargé R., Julliard R., Jiguet F. & Muratet A. (2014) Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. Agriculture, Ecosystems & Environment 185: 153-160.
- Chouinard G., Firlej A. & Cormier D. (2016) Going beyond sprays and killing agents: Exclusion, sterilization and disruption for insect pest control in pome and stone fruit orchards. Scientia Horticulturae 208: 13-27.
- Chouinard G., Veilleux J., Pelletier F., Larose M., Phillion V. & Cormier D. (2017) Impact of exclusion netting row covers on arthropod presence and crop damage to 'Honeycrisp' apple trees in North America: A five-year study. Crop Protection 98(Supplement C): 248-254.
- Colwell R. K. (2006) Estimate S: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. University of Connecticut, USA.
- Colwell R. K. & Coddington J. A. (1994) Estimating Terrestrial Biodiversity through Extrapolation. Philosophical Transactions: Biological Sciences 345(1311): 101-118.

- Cross J., Fountain M., MarkÓ V. & Nagy C. (2015) Arthropod ecosystem services in apple orchards and their economic benefits. *Ecological Entomology* 40: 82-96.
- Danzl A. (2006) Bemerkenswerter Wiedehopf-Brutnachweis (*Upupa epops* LINNAEUS 1758: *Upupidae*) in einer Kabeltrommel bei Silz / Tirol im Frühjahr 2005. *Veröffentlichungen des Tiroler Landesmuseums Ferdinandeum* 86: 37-42.
- Dauber J. & Eisenbeis G. (1996) Die Ameisenfauna (Hymenoptera: Formicidae) des Höllenbergs bei Mainz. *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 34: 139-154.
- Dettner K. (2003) Insekten als Nahrungsquelle, Abwehrmechanismen in: W. Peters (Hrsg.) *Lehrbuch der Entomologie*: 555-599. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 2. Auflage.
- Dettner K. & Peters W. (2003) Übersicht über die Vielfalt der Insekten in: W. Peters (Hrsg.) *Lehrbuch der Entomologie*: 753-887. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 2. Auflage.
- Dettner K. & Zwölfer H. (2003) Biologische, chemische und biotechnische Schädlingbekämpfung in: W. Peters (Hrsg.) *Lehrbuch der Entomologie*: 671-699. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg. 2. Auflage.
- Dierauer H. & Kupferschmidt C. [Forschungsinstitut für Biologischen Landbau (FiBL)] (2011) Krähen abwehren im Biofeld. CH-5070 Frick, 4 S.
- Dierend W. (2009a) Einleitung in: W. Dierend (Hrsg.) *Kulturschutzeinrichtungen im Obstbau*: 8-9. Ulmer, Stuttgart. 1. Auflage.
- Dierend W. (2009b) Probleme des Obstanbaus im Freiland in: W. Dierend (Hrsg.) *Kulturschutzeinrichtungen im Obstbau*: 10-26. Ulmer, Stuttgart. 1. Auflage.
- Dierend W. (2009c) Vogelschutznetze in: W. Dierend (Hrsg.) *Kulturschutzeinrichtungen im Obstbau*: 96-98. Ulmer, Stuttgart. 1. Auflage.
- Dierend W., Baab G., Balmer M., Bertram A., Linnemannstöns L. & Steinbauer L. (2009) Kulturschutzeinrichtungen im Obstbau. 1. Auflage. Ulmer, Stuttgart.
- Dierschke V. (2007) Welcher Vogel ist das? 1. Auflage. Kosmos-Verlag, Stuttgart.
- Digby A., Towsey M., Bell B. D., Teal P. D. & Giuggioli L. (2013) A practical comparison of manual and autonomous methods for acoustic monitoring. *Methods in Ecology and Evolution* 4(7): 675-683.
- DLR Dienstleistungszentren Ländlicher Raum, Rheinland-Pfalz. Agrarmeteorologie Rheinland-Pfalz. www.wetter.rlp.de - letzter Zugriff 21.01.2015.

- Ehrnsberger R. (1993) Bodenmesofauna und Naturschutz : Bedeutung und Auswirkungen von anthropogenen Massnahmen : mit 45 Tabellen. Informationen zu Naturschutz und Landschaftspflege in Nordwestdeutschland. Bd. 6. Günter Runge, Cloppenburg.
- Elise J. G. L. & Rodgers A. R. (1997) Differences in Home-Range Size Computed in Commonly Used Software Programs. Wildlife Society Bulletin (1973-2006) 25(3): 721-729.
- Epstein D., Zack R., Brunner J., Gut L. & Brown J. (2000) Effects of broad-spectrum insecticides on epigeal arthropod biodiversity in Pacific Northwest apple orchards. Environmental Entomology 29(2): 340-348.
- Essl F. & Rabitsch W. (2013) Biodiversität und Klimawandel. Auswirkungen und Handlungsoptionen für den Naturschutz in Mitteleuropa. Hrsg. Springer Spektrum, Heidelberg. 1. Auflage: 458.
- Eurostat [Environment Statistics - Eurostat] (2007) The use of plant protection products in the European Union, Data 1992-2003. Statistical Books. Office for Official Publications of the European Communities. Luxembourg, 222 S.
- Fackelmann C. (2012) Vogel- und Säugetierverluste an einem Teilstück der Bundesautobahn 8 im Jahres- und Streckenverlauf. Zeitschrift bayerischer und baden-württembergischer Ornithologen 51(1): 1-20.
- Fournier J. & Arlettaz R. (2001) Food provision to nestlings in the Hoopoe *Upupa epops*: implications for the conservation of a small endangered population in the Swiss Alps. Ibis 143(1): 2-10.
- Freude H., Harde K.-W. & Lohse G. A. (1965-1987) Die Käfer Mitteleuropas. Goecke & Evers Verlag, Krefeld.
- Frommolt K.-H. (2013) Akustische Mustererkennung von Tierstimmen und deren Nutzung für Monitoringaufgaben im Interesse des Naturschutzes. Lecture Notes in Informatics P-220: 2880-2891.
- Frommolt K.-H. (2017) Information obtained from long-term acoustic recordings: applying bioacoustic techniques for monitoring wetland birds during breeding season. Journal of Ornithology.
- Frommolt K.-H., Hüppop O., Bardeli R., Hill R., Koch M., Tauchert K.-H. & Specht R. (2012) Automatisierte Methoden der Erfassung von Rufen und Gesängen in der avifaunistischen Feldforschung. Vogelwarte 50: 65-78.
- Frommolt K.-H. & Tauchert K.-H. [Museum für Naturkunde - Leibniz-Institut für Evolutions- und Biodiversitätsforschung an der Humboldt-Universität zu Berlin] (2011) Akustisches Monitoring von Brutvögeln auf Wiedervernässungsflächen in der Peenetal-Landschaft. Abschlussbericht. Berlin, S.

- Frommolt K.-H. & Tauchert K.-H. (2014) Applying bioacoustic methods for long-term monitoring of a nocturnal wetland bird. *Ecological Informatics* 21: 4-12.
- Frommolt K.-H., Tauchert K. H. & Koch M. (2008) Advantages and disadvantages of acoustic monitoring of birds – realistic scenarios for automated bioacoustic monitoring in a densely populated region. *Computational bioacoustics for assessing biodiversity. Proceedings of the international expert meeting on IT-based detection of bioacoustical patterns, December 7th until December 10th, 2007 at the International Academy for Nature Conservation (INA), Isle of Vilm, Germany, BfN-Skripten 2008.*
- Gamauf A. (1996) Mindestanforderungen an ornithologische Untersuchungen. *Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum* 9: 325-340.
- Garthwaite D., Barker I., Ridley L., Mace A., Parrish G., MacArthur R. & Lu Y. [National Statistics] (2016) Orchards in the United Kingdom 2016. Pesticide usage survey report. York, UK, 68 S.
- Gaston K. J. (2010) Valuing Common Species. *Science* 327(5962): 154-155.
- Gaston K. J. (2012) The importance of being rare. *Nature* 487(7405): 46-47.
- Geiger F., Bengtsson J., Berendse F., Weisser W. W., Emmerson M., Morales M. B., Ceryngier P., Liira J., Tschardt T. & Winqvist C. (2010) Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic and Applied Ecology* 11(2): 97-105.
- Geiser R. (1998) Rote Liste der Käfer Deutschlands. *Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz. Bonn-Bad Godesberg* 55: 168-230.
- Genghini M., Gellini S. & Gustin M. (2006) Organic and integrated agriculture: the effects on bird communities in orchard farms in northern Italy. *Biodiversity & Conservation* 15(9): 3077-3094.
- Giulivo C., Ramina A., Girolami V. & Masutti L. (1970) Researches on plastic net protection against hail. 1. Effects on the behaviour of honeybees on apple trees. *Rivista di Ortoflorofruitticoltura Italiana*(No. 6): 3-13.
- Gotelli N. J. & Colwell R. K. (2001) Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecology Letters* 4(4): 379-391.
- Gradwohl J. & Greenberg R. (1982) The Effect of a Single Species of Avian Predator on the Arthropods of Aerial Leaf Litter. *Ecology* 63(2): 581-583.
- Greenslade P. J. M. (1964) Pitfall trapping as a method for studying populations of Carabidae (Coleoptera). *The Journal of Animal Ecology*: 301-310.
- Grüll A., Groß J. & Steiner J. (2008) Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes, *Upupa epops* Linnaeus 1758, im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Egretta* 49: 6–18.

- Grüll A., Karner-Ranner E. & Groß J. (2014) Verbreitung, Population und Bruthabitate des Wiedehopfes, *Upupa epops* (Linnaeus 1758) im Burgenland von 1981 bis 2010. Egretta 53: 42–63.
- Grunewald K. & Bastian O. (2013) Werte und Leistungen der Natur für den Menschen in: Ökosystemdienstleistungen: 26-32. Springer-Verlag, Heidelberg. 1. Auflage.
- Haberl V. W. (1995) Zum Beutespektrum des Mäusebussards, *Buteo buteo* (Accipitridae), im Waldviertel (Niederösterreich). Reptilia 8: 4.
- Hagebölling R. & Brechtel F. [Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz] (1990) Pflege- und Entwicklungsplan für die Kalkflugsandgebiete Mainz-Ingelheim. Oppenheim, 31 S.
- Halfwerk W., Holleman L. J. M., Lessells C. M. & Slabbekoorn H. (2011) Negative impact of traffic noise on avian reproductive success. Journal of Applied Ecology 48(1): 210-219.
- Hallmann C. A., Sorg M., Jongejans E., Siepel H., Hofland N., Schwan H., Stenmans W., Müller A., Sumser H., Hörren T., Goulson D. & de Kroon H. (2017) More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. Plos One 12(10): e0185809.
- Handsack D. M. [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (2013) Apfelanbau unter Hagelnetz. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden, 60 S.
- Haselmeyer J. & Quinn J. S. (2000) A Comparison of Point Counts and Sound Recording as Bird Survey Methods in Amazonian Southeast Peru. The Condor 102(No. 4): 887-893.
- Hobson K. A., Rempel R. S., Greenwood H., Turnbull B. & Van Wilgenburg S. L. (2002) Acoustic surveys of birds using electronic recordings: new potential from an omnidirectional microphone system. Wildlife Society Bulletin 30(3): 709-720.
- Hohmann U. (1995) Untersuchungen zur Raumnutzung und zur Brutbiologie des Mäusebussards (*Buteo buteo*) im Westen Schleswig-Holsteins. Corax 16: 94-104.
- Höllgärtner M. (2012) Unveröffentlichte Grundlagenkarte zum Bewirtschaftungsplan: FFH 5914-303 - Rheinniederung Mainz-Bingen, VSG 6013-401 - Rheinaue Bingen-Ingelheim. Struktur- und Genehmigungsdirektion (SGD) Süd.
- Holzhüter T. (2012) Wie überleben Mäusebussarde (*Buteo buteo*) die Intensivierung der Agrarlandschaft? Am Beispiel einer Probefläche im Raum Westensee westlich von Kiel. Corax 22: 97-107.
- Horak J., Peltanova A., Podavkova A., Safarova L., Bogusch P., Romportl D. & Zasadil P. (2013) Biodiversity responses to land use in traditional fruit orchards of a rural agricultural landscape. Agriculture, Ecosystems & Environment 178: 71-77.

- Horion A. (1941) Faunistik der Deutschen Käfer. Band I. A. Feyel. Krefeld, Düsseldorf.
- Horion A. (1963) Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Band IX - 1. Teil. A. Feyel, Überlingen.
- Horion A. (1965) Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Band IX - 2. Teil. A. Feyel, Überlingen.
- Horion A. (1967) Faunistik der Mitteleuropäischen Käfer. Band IX - 3. Teil. A. Feyel, Überlingen.
- Horion A. (1969) Neunter Nachtrag zum Verzeichnis der mitteleuropäischen Käfer. Entomologische Blätter 65(1): 1-47. Krefeld.
- Hutto R. L. & Stutzman R. J. (2009) Humans versus autonomous recording units: a comparison of point-count results. Journal of Field Ornithology 80(4): 387-398.
- Jedicke E. (1999) Zeitliche Dynamik in Avizönosen der Kulturlandschaft. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29: 373-380.
- Jedlicka J. A., Greenberg R. & Letourneau D. K. (2011) Avian Conservation Practices Strengthen Ecosystem Services in California Vineyards. Plos One 6(11): e27347.
- Jenni-Eiermann S., Almasi B., Müller C., Schmid B., Roulin A. & Jenni L. (2014) Die Modulation der Stressantwort bei Vögeln und ihre Bedeutung für den Naturschutz. Ornithol. Beob. 111(2): 107-120.
- Kajtoch Ł. (2017) The importance of traditional orchards for breeding birds: The preliminary study on Central European example. Acta Oecologica 78: 53-60.
- Kandler O. (1977) Das Klima des Rhein-Main-Nahe-Raumes. Mainz und der Rhein-Main-Nahe-Raum. Festschrift zum 41. Deutschen Geographentag vom 30. Mai – 2. Juni 1977 in Mainz. Mainz.
- Kappeler P. M. (2012) Verhaltensbiologie. 3. Auflage. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Kati V. I. & Sekercioglu C. H. (2006) Diversity, ecological structure, and conservation of the landbird community of Dadia reserve, Greece. Diversity and Distributions 12: 620-629.
- Keller (1977) Verordnung über das Landschaftsschutzgebiet "Rheinhessisches Rheingebiet". Bezirksregierung Rheinhessen-Pfalz, Neustadt an der Weinstraße.
- Kiechle H. (1961) Die soziale Regulation der Wassersammeltätigkeit im Bienenstaat und deren physiologische Grundlage. Zeitschrift für vergleichende Physiologie 45(2): 154-192.
- Kinzelbach R. (1962) Zur Vogelwelt des Mainzer Sandes. Zeitschrift Rheinische Naturforschende Gesellschaft 2(1): 33-34.

- Klausnitzer B. & Lucht W. H. (1998) Die Käfer Mitteleuropas. Supplementband 4. Gustav Fischer, Jena.
- Klingbeil B. T. & Willig M. R. (2015) Bird biodiversity assessments in temperate forest: the value of point count versus acoustic monitoring protocols. PeerJ 3: e973.
- Koch K. (1968) Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana-Beihefte 13: 1-382. Bonn.
- Koch K. (1974) Erster Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana 126: 191-265. Bonn.
- Koch K. (1978) Zweiter Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana 131: 228-261. Bonn.
- Koch K. (1989-1992) Die Käfer Mitteleuropas. Ökologie. Band 1-3. Goecke & Evers, Krefeld.
- Koch K. (1990) Dritter Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz. Teil I: Carabidae – Scaphidiidae. Decheniana 143: 307-339. Bonn.
- Koch K. (1992) Dritter Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz. Teil II: Staphylinidae – Byrrhidae. Decheniana 145: 32-92. Bonn.
- Koch K. (1993) Dritter Nachtrag zur Käferfauna der Rheinprovinz. Teil III: Ostomidae – Scolytidae. Decheniana 146: 203-271. Bonn.
- Köhler F. & Klausnitzer B. (1998) Verzeichnis der Käfer Deutschlands. Entomologische Nachrichten und Berichte Beiheft 4: 1-185. Dresden.
- Kolbe M. & Nicolai B. (2017) Der Rotmilan *Milvus milvus* und andere Greifvögel (Accipitridae) im nordöstlichen Harzvorland - Situation 2016. Ornithol. Jber. Mus. Heineanum 34: 1-22.
- Korpimäki E. (1985) Prey choice strategies of the kestrel *Falco tinnunculus* in relation to available small mammals and other Finnish birds of prey. Annales Zoologici Fennici 22(1): 91-104.
- Kostrzewa A. (2008) Nahrungswahl von Mäusebussard *Buteo buteo* und Habicht *Accipiter gentilis* – eine Metaanalyse rheinischer und europäischer Daten der letzten hundert Jahre. Charadrius 44: 1-18.
- Krieghoff D. G. [Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie] (2013) Süßkirschenanbau mit Regenschutzüberdachung. Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden, 35 S.
- Kristin A. (2001) Family Upupidae (Hoopoe) in: J. del Hoyo, A. Elliott, J. Sargatal (eds) Handbook of the birds of the world, vol. 6, Mousebirds to Hornbills. Lynx Edicions, Barcelona.
- Kross S. M., Tyljanakis J. M. & Nelson X. J. (2012) Effects of introducing threatened falcons into vineyards on abundance of passeriformes and bird damage to grapes. Conserv Biol 26(1): 142-149.

- Lambert K. T. A. & McDonald P. G. (2014) A low-cost, yet simple and highly repeatable system for acoustically surveying cryptic species. *Austral Ecology* 39(7): 779-785.
- Lang G. A. (2009a) Growing sweet cherries under plastic covers and tunnels: physiological aspects and practical considerations. VI International Cherry Symposium.
- Lang G. A. (2009b) High Tunnel Tree Fruit Production: The Final Frontier? *Horttechnology* 19(1): 50-55.
- LANIS Ministerium für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz (MUEEF), Mainz. Landschaftsinformationssystem der Naturschutzverwaltung Rheinland-Pfalz. <http://www.naturschutz.rlp.de/> - *letzter Zugriff 03.07.2017*.
- Lauterbach M. (2009) Vögel als Indikatoren für die Nachhaltigkeit. *LWF aktuell* 69: 36-39.
- Laver P. N. & Kelly M. J. (2008) A Critical Review of Home Range Studies. *Journal of Wildlife Management* 72(1): 290-298.
- Leach E. C., Burwell C. J., Ashton L. A., Jones D. N. & Kitching R. L. (2016) Comparison of point counts and automated acoustic monitoring: detecting birds in a rainforest biodiversity survey. *Emu* 116(3): 305.
- Lehmhus J. & Niepold F. (2013) New finds of the click beetle *Agriotes sordidus* (Illiger, 1807) and an overview on its current distribution in Germany. *Journal für Kulturpflanzen* 65: 309-314. Stuttgart.
- Lehnert J. (1986) Der Wiedehopf (*Upupa epops*) in Rheinland-Pfalz - Artenschutzprojekt, Bericht 1985/86. Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz, Oppenheim, 122 S.
- Lehnert J. (1987) Situation und Schutz des Wiedehopfes – *Upupa epops* – in Rheinland-Pfalz. Festschrift der Vogelschutzwarte Frankfurt: 33-41.
- Lehnert J. (2000-2012) Unveröffentlichter Vogelbestand 2000 bis 2012 - Landeseigene Naturschutzflächen im NSG "Höllenberg", Landkreis Mainz-Bingen, Verbandsgemeinde Heidesheim, "Am mittleren Heuweg", Flur 22. Heidesheim.
- Lehnert J. (2001) Aktuelle Bestandssituation von Arten der Vogelschutzrichtlinie 79/40 EWG - Gebietsvorschlag 6014-401 'Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim' (unveröff. Expertise).
- Leyer I. & Wesche K. (2007) Multivariate Statistik in der Ökologie. korrigierter Nachdruck 2008. Springer-Verlag, Heidelberg.
- LGB Landesamt für Geologie und Bergbau, Rheinland-Pfalz. Großmaßstäbige Karten zu Bodeneigenschaften und -funktionen auf Grundlage der Bodenschätzung (BFD 5 L). <http://www.lgb-rlp.de/bodenkarten.html> - *letzter Zugriff 09.10.2013*.

- Lindell C., Eaton R. A., Howard P. H., Roels S. M. & Shave M. E. (2018) Enhancing agricultural landscapes to increase crop pest reduction by vertebrates. Agriculture, Ecosystems & Environment 257: 1-11.
- Lohse G. A. & Lucht W. H. (Hrsg.) (1989-1994) Die Käfer Mitteleuropas. Supplementbände 1-3. Goecke & Evers, Krefeld.
- Lübke-Al Hussein M. (2004) Mehnjährige vergleichende Untersuchungen zu Laufkäfergemeinschaften (Coleoptera: Carabidae) eines großflächigen Feldes und eines Feldrains. Archives of Phytopathology and Plant Protection 37: 41-57. London.
- Ludewig H. H. (1993) Zur Kenntnis der Laufkäfer (Coleoptera: Carabidae) verschiedener Kulturflächen von Mainz. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 31: 349-360.
- Ludewig H. H. & Eisenbeis G. (1992) Die Laufkäferfauna (Carabidae: Coleoptera) des Höllenbergs bei Mainz. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 30: 243-266.
- Ludy C. (2007) Prey selection of orb-web spiders (Araneidae) on field margins. Agriculture, Ecosystems & Environment 119(3): 368-372.
- LUWG [Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz] (2010a) (Bearbeiter: Thomas Wolf, Ludwig Simon und Dr. Walter Berberich): Naturschutzfachliche Aspekte, Hinweise und Empfehlungen zur Berücksichtigung von avifaunistischen und fledermausrelevanten Schwerpunkträumen im Zuge der Standortkonzeption für die Windenergienutzung im Bereich der Region Rheinhessen-Nahe. Fachgutachten zur Identifizierung von konfliktarmen Räumen sowie zur Empfehlung von Ausschlussflächen für Windenergienutzung. Erstellt für die Planungsgemeinschaft Rheinhessen-Nahe. Mainz, 52 S.
- LUWG [Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht] (2010b) VSG 6014-401 „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“. Rheinland-Pfalz, 4 S.
- Majer J. D., Orabi G. & Bisevac L. (2007) Ants (Hymenoptera: Formicidae) pass the bioindicator scorecard. Myrmecological News 10: 69-76.
- Malten A. (2001) Opiliones (Weberknechte) in: W. H. O. Dorow, G. Flechtner & J.-P. Kopelke Naturwaldreservate in Hessen Schönbusche Zoologische Untersuchungen 1990-1992: 133-156. Hessen-Forst: Forsteinrichtung, Information, Versuchswesen & Forschungsinstitut Senckenberg, Gießen, Frankfurt am Main. 6.
- Mariotti L., Drahorad W., Gasser E. & Tagliavini M. (2007) Die Besiedelung von Nistkästen und die Biologie der Nutzvögel im Obstbau. Obstbau Weinbau 2007(6): 204-207.
- Martens H. [Niedersächsische Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen] (2007) Diplopoden auf extensiv bewirtschafteten Ackerflächen. Göttingen, 128 S.

- Martín-Vivaldi M., Palomino J. J. & Soler M. (1998) Song structure in the Hoopoe (*Upupa epops*) - Strophe length reflects male condition. Journal of Ornithology 139: 287-296.
- Martín-Vivaldi M., Palomino J. J. & Soler M. (1999a) Function of song in the Hoopoe *Upupa epops*. Bird Study 46(1): 104-111.
- Martín-Vivaldi M., Palomino J. J., Soler M. & Soler J. J. (1999b) Determinants of reproductive success in the Hoopoe *Upupa epops*, a hole-nesting non-passerine bird with asynchronous hatching. Bird Study 46: 205-216.
- Martin K. & Allgaier C. (2012) Ökologie der Biozönosen. 2. Auflage. Springer-Verlag, Heidelberg.
- Martinez N., Jenni L., Wyss E. & Zbinden N. (2010) Habitat structure versus food abundance: the importance of sparse vegetation for the common redstart *Phoenicurus phoenicurus*. Journal of Ornithology 151(2): 297-307.
- Masman D., Daan S. & Dijkstra C. (1988) Time Allocation in the Kestrel (*Falco tinnunculus*), and the Principle of Energy Minimization. Journal of Animal Ecology 57(2): 411-432.
- Maus C. & Ausmeier F. (1999) *Aleochara (Heterochara) spissicornis* Erichson, 1839 in Südbaden – ein Wiederfund für Südwestdeutschland nach über 50 Jahren (Coleoptera: Staphilinidae). Mitteilungen des Entomologischen Vereins Stuttgart 34: 135-138. Stuttgart.
- McCaskill M. R., McClymont L., Goodwin I., Green S. & Partington D. L. (2016) How hail netting reduces apple fruit surface temperature: A microclimate and modelling study. Agricultural and Forest Meteorology 226: 148-160.
- Mennill D. J., Battiston M., Wilson D. R., Foote J. R. & Doucet S. M. (2012) Field test of an affordable, portable, wireless microphone array for spatial monitoring of animal ecology and behaviour. Methods in Ecology and Evolution 3(4): 704-712.
- Meyburg B.-U. & Meyburg C. (2009) GPS-Satelliten-Telemetrie bei einem adulten Schwarzmilan (*Milvus migrans*): Aufenthaltsraum während der Brutzeit, Zug und Überwinterung. Populationsökologie Greifvogel und Eulenarten 6: 311-352.
- Mols C. M. M. & Visser M. E. (2002) Great tits can reduce caterpillar damage in apple orchards. Journal of Applied Ecology 39(6): 888-899.
- Mühlenberg M. (1993) Freilandökologie. 3. Auflage. UTB für Wissenschaft, Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg; Wiesbaden.
- Mühlethaler E. & Schaad M. (2010) Aktionsplan Wiedehopf Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach und Zürich. Umwelt-Vollzug Nr. 1030, 65 S.
- Nentwig W., Bacher S., Beierkuhnlein C., Brandl R. & Grabherr G. (2004) Ökologie. 1. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.

- Nentwig W., Bacher S. & Brandl R. (2011) Ökologie kompakt. 3. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Newton I. (1980) The role of food in limiting bird numbers. *Ardea* 68(1): 11-30.
- Nichols J. D., Boulonier T., Hines J. E., Pollock K. H. & Sauer J. R. (1998) Inference Methods for Spatial Variation in Species Richness and Community Composition When Not All Species Are Detected. *Conservation Biology* 12(6): 1390-1398.
- Niehuis M. (1987) Die Käferfauna (Insecta: Coleoptera) der Flugsandgebiete bei Mainz (NSG Mainzer Sand und Gonsenheimer Wald). *Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv* 25: 409-524.
- Niehuis M. (2013) Der Trauer-Rosenkäfer – *Oxythyrea funesta* (Poda, 1761) in Rheinland-Pfalz und im Saarland – ein Zwischenbericht (Coleoptera: Scarabaeidae: Cetoniinae). *Fauna und Flora in Rheinland-Pfalz* 12(3): 1015-1020. Landau.
- Nuhlíčková S., Krištín A., Degma P. & Hoi H. (2016) Variability in nestling diet of European hoopoes: annual and sampling effect. *Folia Zool.* 65(3): 189–199.
- Nyffeler M. (1999) Prey Selection of Spiders in the Field. *The Journal of Arachnology* 27(1): 317-324.
- Nyffeler M. & Benz G. (1987) Spiders in natural pest control: A review. *Journal of Applied Entomology* 103(1 - 5): 321-339.
- Oehlschlaeger S. (2004) Wiedehopf (*Upupa epops*) in: K. Gedeon, A. Mitschke & C. Sudfeldt (Hrsg.) *Brutvögel in Deutschland: 26-27*. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland. Mugler Druck-Service, Hohenstein-Ernstthal.
- Oehlschlaeger S. & Ryslavý T. (2002) Brutbiologie des Wiedehopfes *Upupa epops* auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen bei Jüterbog, Brandenburg. *Vogelwelt* 123: 171-188.
- ornitho.de Dachverband Deutscher Avifaunisten, Deutschland. Vögel in Deutschland - Beobachtungen: Letzte 7 Tage in RLP Mainz-Bingen. http://www.ornitho.de/index.php?m_id=5&sp_DOffset=7 - letzter Zugriff 06.2012.
- Paz A., Jareño D., Arroyo L., Viñuela J., Arroyo B., Mougeot F., Luque-Larena J. J. & Fargallo J. A. (2013) Avian predators as a biological control system of common vole (*Microtus arvalis*) populations in north-western Spain: experimental set-up and preliminary results. *Pest Management Science* 69(3): 444-450.
- Peery M. Z. (2000) Factors Affecting Interspecies Variation in Home-range Size of Raptors. *The Auk* 117(2): 511-517.

- Pfeiffer T. & Meyburg B.-U. (2015) GPS tracking of Red Kites (*Milvus milvus*) reveals fledgling number is negatively correlated with home range size. Journal of Ornithology 156(4): 963-975.
- Picuno P., Tortora A. & Capobianco R. L. (2011) Analysis of plasticulture landscapes in Southern Italy through remote sensing and solid modelling techniques. Landscape and Urban Planning 100(1-2): 45-56.
- Porensky L. M. & Young T. P. (2013) Edge-Effect Interactions in Fragmented and Patchy Landscapes. Conservation Biology 27(3): 509-519.
- Preiss E., Martin J.-L. & Debussche M. (1997) Rural depopulation and recent landscape changes in a Mediterranean region: Consequences to the breeding avifauna. Landscape Ecology 12(1): 51-61.
- Pühringer N. (2007) Artenschutzprojekt Wiedehopf (*Upupa epops*) in Oberösterreich und aktuelle Bestandssituation 2005 – 2007 - Endbericht 2007. Amt der OÖ. Landesregierung - Abteilung Naturschutz, Scharnstein, 48 S.
- Rehsteiner U. (1996) Siedlungsdichte und Habitatansprüche des Wiedehopfs *Upupa epops* in Extremadura (Spanien). Ornithol Beob 93: 277-287.
- Reijnen R. & Foppen R. (1997) Disturbance by traffic of breeding birds. Biodiversity and Conservation 6: 567-581.
- Rieder I. [Universität Wien] (2011) Brutbiologie, Nahrung und Habitatnutzung des Wiedehopfs (*Upupa epops*) in Kärnten. Diplomarbeit, 34 S.
- Riffell S. K., Gutzwiller K. J. & Anderson S. H. (1996) Does repeated human intrusion cause cumulative declines in avian richness and abundance? Ecological Applications 6(2): 492-505.
- Rodriguez A., Gasc A., Pavoine S., Grandcolas P., Gaucher P. & Sueur J. (2014) Temporal and spatial variability of animal sound within a neotropical forest. Ecological Informatics 21: 133-143.
- Root R. B. (1967) The Niche Exploitation Pattern of the Blue-Gray Gnatcatcher. Ecological Monographs 37(4): 317-350.
- Rösner S. & Isselbacher T. [Landesamt für Umweltschutz und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz] (2003) Gutachten zur Abwehr von Vögeln in der Landwirtschaft in Rheinland-Pfalz. Marburg, 1-117 S.
- Roßberg D. (2013) Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln in der Praxis im Jahr 2011. Journal für Kulturpflanzen 65(4): 141-151.
- Roßberg D. & Harzer U. (2015) Erhebungen zur Anwendung von Pflanzenschutzmitteln im Apfelanbau. Journal für Kulturpflanzen 67(3): 85-91.

- Roth T. & Weber D. (2008) Top predators as indicators for species richness? Prey species are just as useful. Journal of Applied Ecology 45(3): 987-991.
- Rubauskis E., Skrīvele M., Ruisa S. & Feldmane D. (2013) Effects of Voen Cover on the Growth and Yield of two Sweet Cherry Cultivars. Proceedings of the Latvian Academy of Sciences , Section B 67(2): 157-161.
- Rund R. (1995) Rechtsverordnung über das Naturschutzgebiet "Höllenberg". Stadt Mainz & Landkreis Mainz-Bingen, Neustadt an der Weinstraße.
- Sachteleben J. (1993) Jagdstrategie und Habitatnutzung bei Mäusebussard *Buteo buteo* und Turmfalke *Falco tinnunculus* – Konkurrenzvermeidung zweier Greifvogelarten. Orn. Anz. 32: 37-43.
- Sauphanor B. & Dirwimmer C. [Institut National de la Recherche Agronomique] (2009) Ecophyto R&D. Vers des systèmes de culture économes en produits phytosanitaires. Volet 1. Tome IV: Analyse comparative de différents systèmes en arboriculture fruitière. d. l. é. Le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'aménagement du territoire & Le Ministère de l'agriculture et de la pêche, France, 49 S.
- Sauphanor B., Severac G., Maugin S., Toubon J. F. & Capowiez Y. (2012) Exclusion netting may alter reproduction of the codling moth (*Cydia pomonella*) and prevent associated fruit damage to apple orchards. Entomologia Experimentalis et Applicata 145(2): 134-142.
- Scarascia-Mugnozza G., Sica C. & Russo G. (2011) Plastic materials in European agriculture: actual use and perspectives. Journal of Agricultural Engineering 3: 15-28.
- Schaefer M. (2012) Wörterbuch der Ökologie. 5. Auflage. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Schaub M., Martinez N., Tagmann-Ioset A., Weisshaupt N., Maurer M. L., Reichlin T. S., Abadi F., Zbinden N., Jenni L. & Arlettaz R. (2010) Patches of bare ground as a staple commodity for declining ground-foraging insectivorous farmland birds. Plos One 5(10): e13115.
- Schaub M., Reichlin T. S., Abadi F., Kery M., Jenni L. & Arlettaz R. (2012) The demographic drivers of local population dynamics in two rare migratory birds. Oecologia 168(1): 97-108.
- Schawaller W. (1972) Beitrag zur Coleopterenfauna der Mainzer Umgebung einschließlich des Großen Sandes. Mainzer Naturwiss. Archiv 11: 49-60.
- Scheuern J. (1977/78) Untersuchungen über die bodenbewohnenden Käfer des Naturschutzgebietes „Mainzer Sand“ und des Gonsenheimer Waldes (Insecta: Coleoptera). Mainzer Naturwiss. Archiv 16: 191-229.

- Schmid B., Tam-Dafond L., Jenni-Eiermann S., Arlettaz R., Schaub M. & Jenni L. (2013) Modulation of the adrenocortical response to acute stress with respect to brood value, reproductive success and survival in the Eurasian hoopoe. *Oecologia* 173(1): 33-44.
- Schmid H. [Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz & Schweizerische Vogelwarte Sempach] (2000) Nistkästen für Höhlenbrüter. Merkblätter für die Vogelschutzpraxis. 4 S.
- Schmid H. Schweizerische Vogelwarte Sempach, Nistkästen für Höhlenbrüter. <http://www.vogelwarte.ch/> - *letzter Zugriff 20.05.2017*.
- Schmitz-Eiberger M. A. & Blanke M. M. (2012) Bioactive components in forced sweet cherry fruit (*Prunus avium* L.), antioxidative capacity and allergenic potential as dependent on cultivation under cover. *LWT - Food Science and Technology* 46(2): 388-392.
- Schulte, Simon L. & Störger L. (2003) VSG 6014-401 „Dünen- und Sandgebiet Mainz-Ingelheim“. W. u. G. Landesamt für Umwelt.
- Schulz H.-J. (2011) Collembola - Springschwänze in: Exkursionsfauna von Deutschland: Band 2 Wirbellose: Insekten: 45-53. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Schumann H. (2011) Diptera - Zweiflügler in: Exkursionsfauna von Deutschland: Band 2 Wirbellose: Insekten: 832-932. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Schumann R., Steinwarz D., Brune J., Kranz J., Skibbe A. & Zegula T. (2007) Reviererfassung von Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *M. migrans* im Jahre 2005 im Rhein-Sieg-Kreis. *Charadrius* 43(1): 13-21.
- Schwartz M. W., Brigham C. A., Hoeksema J. D., Lyons K. G., Mills M. H. & van Mantgem P. J. (2000) Linking biodiversity to ecosystem function: implications for conservation ecology. *Oecologia* 122(3): 297-305.
- Schwarz M. (2014) Bienen, Wespen und Ameisen – eine Übersicht über heimische Hautflügler (Hymenoptera) sowie praktische Tipps für angehende Hymenopterologen. *Entomologica Austriaca* 21: 153-207.
- Sedláček O., Vokurková J., Ferenc M., Djomo E. N., Albrecht T. & Hořák D. (2015) A comparison of point counts with a new acoustic sampling method: a case study of a bird community from the montane forests of Mount Cameroon. *Ostrich* 86(3): 213-220.
- Seeley T. D. (1997) Regulation des Wassersammelns in: Honigbienen: Im Mikrokosmos des Bienenstocks: 275-304. Birkhäuser Basel, Basel.
- Seifert B. (1986) Vergleichende Untersuchungen zur Habitatwahl von Ameisen (Hymenoptera: Formicidae) im mittleren und südlichen Teil der DDR. *Abh. Ber. Naturkundemus. Görlitz* 59(5): 001-124.

- Shave M. E. & Lindell C. A. (2017) Occupancy modeling reveals territory-level effects of nest boxes on the presence, colonization, and persistence of a declining raptor in a fruit-growing region. Plos One 12(10): e0185701.
- Sidie-Slettedahl A. M., Jensen K. C., Johnson R. R., Arnold T. W., Austin J. E. & Stafford J. D. (2015) Evaluation of autonomous recording units for detecting 3 species of secretive marsh birds. Wildlife Society Bulletin 39(3): 626-634.
- Sih A., Jonsson B. G. & Luikart G. (2000) Habitat loss: ecological, evolutionary and genetic consequences. Trends in Ecology & Evolution 15(4): 132-134.
- Simberloff D. & Dayan T. (1991) The guild concept and the structure of ecological communities. Annual review of ecology and systematics 22(1): 115-143.
- Simon L., Braun M., Grunwald T., Heyne K.-H., Isselbacher T. & Werner M. (2014) Rote Liste der Brutvögel in Rheinland-Pfalz. Ministerium für Umwelt, Landwirtschaft, Ernährung, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, Mainz, 52 S.
- Simon L. & Störger L. Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht, Rheinland-Pfalz. Artenschutzprojekt "Wiedehopf". <https://lfu.rlp.de/de/naturschutz/arten-und-biotopschutz/artenschutzprojekte/voegel/wiedehopf/> - letzter Zugriff 18.04.2017.
- Simon S., Bouvier J.-C., Debras J.-F. & Sauphanor B. (2010) Biodiversity and pest management in orchard systems. A review. Agronomy for sustainable development 30(1): 139-152.
- Söderström B. & Pärt T. (2000) Influence of landscape scale on farmland birds breeding in semi - natural pastures. Conservation Biology 14(2): 522-533.
- Solomakhin A. A. & Blanke M. M. (2007) Overcoming adverse effects of hailnets on fruit quality and microclimate in an apple orchard. Journal of the Science of Food and Agriculture 87(14): 2625-2637.
- Stahmer J., Häfele P., Irmscher K., Kaufmann J., Mies J., Regehr A., Sallinger H. & Wagner T. (2014) Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen (Insecta: Coleoptera). Mainzer Naturwiss. Archiv 51: 319-355.
- Stahmer J. & Sinsch U. (2017) Raumnutzung des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Mainzer Sand – ein störungsempfindlicher Habitatspezialist in Obstkulturen? Mainzer Naturwiss. Archiv 54: 261-278.
- Stange C. & Havelka P. (2003) Brutbestand, Höhlenkonkurrenz, Reproduktion und Nahrungsökologie des Wiedehopfes *Upupa epops* in Südbaden. Vogelwelt 124: 25-34.
- Steinborn G. (1984) Obstanlagen - Biotope für die Vogelwelt. Obstbau 1984: 329-332.
- Steinborn G. (1986) Raubzeug dezimiert die Vogelwelt in Obstanlagen. Landbote 1986: 457-460.

- Steinborn G. (1991) Entwicklung der Brutvogelvorkommen in Obstanlagen - Erschreckende Bilanz im Jahre 1990. Landbote 1991: 16-18.
- Südbeck P., Andretzke H., Fischer S., Gedeon K., T. Schikore, Schröder K. & Sudfeldt C. Hrsg. (2005) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. 1. Auflage (Nachdruck 2012). Mugler Druck-Service, Radolfzell.
- Südbeck P., Bauer H.-G., Boschert M., Boye P. & Knief W. (2009) Rote Liste und Gesamtartenliste der Brutvögel (Aves) Deutschlands. Naturschutz und Biologische Vielfalt 70(1): 159-227.
- Sundell J., Huitu O., Henttonen H., Kaikusalo A., Korpimäki E., Pietiäinen H., Saurola P. & Hanski I. (2004) Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. Journal of Animal Ecology 73(1): 167-178.
- Sutter E. (1946) Das Abwehrverhalten nestjunger Wiedehopfe. Ornithol. Beob. 4: 72-81.
- Swift M. J., Izac A.-M. N. & van Noordwijk M. (2004) Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? Agriculture, Ecosystems & Environment 104(1): 113-134.
- Tagmann-loseit A., Schaub M., Reichlin T. S., Weisshaupt N. & Arlettaz R. (2012) Bare ground as a crucial habitat feature for a rare terrestrially foraging farmland bird of Central Europe. Acta Oecologica-International Journal of Ecology 39: 25-32.
- Tasin M., Demaria D., Ryne C., Cesano A., Galliano A., Anfora G., Ioriatti C. & Alma A. (2008) Effect of anti-hail nets on *Cydia pomonella* behavior in apple orchards. Entomologia Experimentalis et Applicata 129(1): 32-36.
- Townsend C. R. (2007) Ecological Applications: toward a sustainable world. Blackwell Publishing, Oxford.
- Townsend C. R., Begon M. & Harper J. L. (2009) Ökologie. Übersetzung der 3. englischen Auflage. Springer-Verlag, Heidelberg. 2. Auflage: 622.
- Trautmann M. (2006) Zusammenstellung wichtiger Daten bezüglich der Nutzung künstlicher Nisthilfen (Nistkästen) für höhlenbrütende Singvögel in Obstanlagen. Pressemitteilung. Landwirtschaftsamt - Übergebietsliche Beratung Pflanzenschutz Obstbau am Kompetenzzentrum Obstbau Bodensee-Bavendorf, Bavendorf.
- Trautmann M., Lange E. & Epp P. (2000) Hagelschutznetze und Vogelleben. Einfluss von Hagelschutznetzen auf den Bruterfolg höhlenbrütender Singvogelarten. Obstbau Weinbau 25(3): 163-164.
- Trautmann S. (2011) Unveröffentlichte Artenliste der Monitoringprobefläche rp102 Wackernheim-Neuland, Status zwischen 2004 und 2010. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.

- Trautmann S. (2013) Vogelarten der Agrarlandschaft als Bioindikatoren für landwirtschaftliche Gebiete. Julius-Kühn-Archiv(442): 18.
- Trautner J., Müller-Motzfeld G. & Bräunicke M. (1997) Rote Liste der Sandlaufkäfer und Laufkäfer Deutschlands (Coleoptera: Cincindelidae et Carabidae). 2. Fassung, Stand Dezember 1996. Naturschutz und Landschaftsplanung: 261-273. Stuttgart.
- Tröltzsch P. & Neuling E. (2013) Die Brutvögel großflächiger Photovoltaikanlagen in Brandenburg. Vogelwelt 134: 155–179.
- Tulis F., Slobodník R., Langraf V., Noga M., Krumpálová Z., Šustek Z. & Krištín A. (2017) Diet composition of syntopically breeding falcon species *Falco vespertinus* and *Falco tinnunculus* in south-western Slovakia. Slovak Raptor Journal 11(1): 15-30.
- Uhl H., Pühringer N., Steiner H. & Weißmair W. (2005) Grundlagen für einen Maßnahmenplan zur Erhaltung und Förderung besonders gefährdeter Brutvogelarten in OÖ - Bericht zu 73 ausgewählten Vogelarten. Projekt im Auftrag des Amtes der OÖ Landesregierung - Naturschutzabteilung, Linz, 184 S.
- Unterholzner L., Gasser E. & Drahorad W. (2010a) Die Vogelwelt im Südtiroler Obstbau aus der Sicht der Biodiversität. Obstbau Weinbau 2010(4): 149-151.
- Unterholzner L., Gasser E. & Drahorad W. (2010b) Die Vogelwelt im Südtiroler Obstbau aus der Sicht der Biodiversität, Teil II. Obstbau Weinbau 2010(5): 193-195.
- Vaissiere B., Morison N., Crete X., Ferre G., Matti M. & Vilain J. (2000) Effects of nets against hail on honeybees and the pollination of apple trees. Arboriculture fruitiere(544): 19-25.
- Vandewalle M., de Bello F., Berg M. P., Bolger T., Dolédec S., Dubs F., Feld C. K., Harrington R., Harrison P. A., Lavorel S., da Silva P. M., Moretti M., Niemelä J., Santos P., Sattler T., Sousa J. P., Sykes M. T., Vanbergen A. J. & Woodcock B. A. (2010) Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. Biodiversity and Conservation 19(10): 2921-2947.
- Venier L. A., Holmes S. B., Holborn G. W., McIlwrick K. A. & Brown G. (2012) Evaluation of an automated recording device for monitoring forest birds. Wildlife Society Bulletin 36(1): 30-39.
- Vogrin M. (2011) Overlooked traditional orchards: their importance for breeding birds. Studia Universitatis Babeş-Bolyai, Biologia LVI(1): 3-9.
- Volkmar C., Wetzel T., Lübke-Al Hussein M., Jany D. & Richter L. (1999) Mehrfährige Untersuchungen zur epigäischen Fauna in zwei Fruchtfolgerotationen mit unterschiedlichen Pflanzenschutzintensitäten. Archives of Phytopathology and Plant Protection 32: 365-394. London.

- Vowinkel K. (2017) Die Avizönose einer Streuobstwiese am Schönbuch: Ergebnisse einer Siedlungsdichte-Untersuchung 2016 im Vergleich mit 1993. Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 33: 45-57.
- VSW & LUWG [Staatliche Vogelschutzbehörde für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland & Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz] (2012) Naturschutzfachlicher Rahmen zum Ausbau der Windenergienutzung in Rheinland-Pfalz - Artenschutz (Vögel, Fledermäuse) und NATURA 2000-Gebiete. Gutachten im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Landwirtschaft, Verbraucherschutz, Weinbau und Forsten Rheinland-Pfalz, Frankfurt am Main/Mainz, 145 S.
- Wagner T. (2002) Zur Käferfauna (Coleoptera) einer Kiesgrube im Neuwieder Becken. Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Rheinischer Koleopterologen 12(2): 45-63. Bonn.
- Walz J. (2008) Aktionsraumnutzung und Territorialverhalten von Rot- und Schwarzmilanpaaren (*Milvus milvus*, *M. migrans*) bei Neuansiedlungen in Horstnähe. Ornithol. Jh. Bad.-Württ 24: 21-38.
- Weber M. (2011) Starke Bestandszunahme und hohe Siedlungsdichte des Wiedehopfes (*Upupa epops*) in der Vorbergzone des nördlichen Ortenaukreises. Naturschutz südl. Oberrhein 6: 43-49.
- Weber M. & Eisenbeis G. (1992) Die Spinnenfauna (Arachnida: Araneae) des Höllenbergs bei Mainz. Mainzer Naturwissenschaftliches Archiv 16: 267-284.
- Weisshaupt N., Arlettaz R., Reichlin T. S., Tagmann - Ioset A. & Schaub M. (2011) Habitat selection by foraging Wrynecks *Jynx torquilla* during the breeding season: identifying the optimal habitat profile. Bird Study 58(2): 111-119.
- Wenzel E. (2001) *Aleochara bellonata* KRÁSA, 1922 – neu für die Bundesrepublik (Insecta, Coleoptera, Staphylinidae). Coleo 2: 32-34. Radevormwald.
- Wetzel T., Volkmar C., Lübke-Al Hussein M., Jany D. & Richter L. (1997) Zahlreiche „Rote-Liste-Arten“ epigäischer Raubarthropoden auf großen Agrarflächen Mitteldeutschlands. Archives of Phytopathology and Plant Protection 31: 165-183. London.
- Wetzel T., Volkmar C., Lübke - Al Hussein M., Drews F. W., Jany D. & Richter L. (2000) Mit dem integrierten Pflanzenschutz ins neue Jahrtausend. Archives of Phytopathology & Plant Protection 33(4): 299-327.
- Whelan C. J., Wenny D. G. & Marquis R. J. (2008) Ecosystem Services Provided by Birds. Annals of the New York Academy of Sciences 1134(1): 25-60.
- White P. S. & Jentsch A. (2001) The Search for Generality in Studies of Disturbance and Ecosystem Dynamics in: K. Esser, U. Lüttge, J. W. Kadereit & W. Beyschlag Progress in Botany: Genetics Physiology Systematics Ecology: 399-450. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

- Wiacek J. & Polak M. (2008) Bird community breeding in apple orchards of central Poland in relation to some habitat and management features. Pol J Environ Sci 17: 951-956.
- Widén P. (1994) Habitat Quality for Raptors: A Field Experiment. Journal of Avian Biology 25(3): 219-223.
- Wimmer J., Towsey M., Roe P. & Williamson I. (2013) Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness. Ecological Applications 23(6): 1419-1428.
- Wink M. (2014) Ornithologie für Einsteiger. Springer Spektrum. 1. Auflage. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.
- Wink U. (2010) Rotmilan *Milvus milvus* und Schwarzmilan *M. migrans* zwischen Ammer und Lech: Bestandsentwicklung und Brutbiologie. Ornithol. Anz 49: 174-192.
- Yahner R. H. (1988) Changes in wildlife communities near edges. Conservation Biology 2(4): 333-339.
- Zechner L. (1997) Vergleich der Brutvogelbestände einer Streuobstwiese und einer Intensivobstanlage im Oststeirischen Hügelland. Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich 8(2): 33-40.
- Zingg S., Arlettaz R. & Schaub M. (2010) Nestbox design influences territory occupancy and reproduction in a declining, secondary cavity-breeding bird. Ardea 98(1): 67-75.
- Zulka K. P. (1996) Methodisches Design für die Erfassung und Bewertung von Arthropodenbeständen und Arthropodenlebensräumen am Beispiel der Laufkäferfauna (Coleoptera, Carabidae). Wiss. Mitt. Niederösterreich. Landesmuseum 9: 341 -363.
- Zwart M. C., Baker A., McGowan P. J. & Whittingham M. J. (2014) The use of automated bioacoustic recorders to replace human wildlife surveys: an example using nightjars. Plos One 9(7): e102770.

13. Anhang

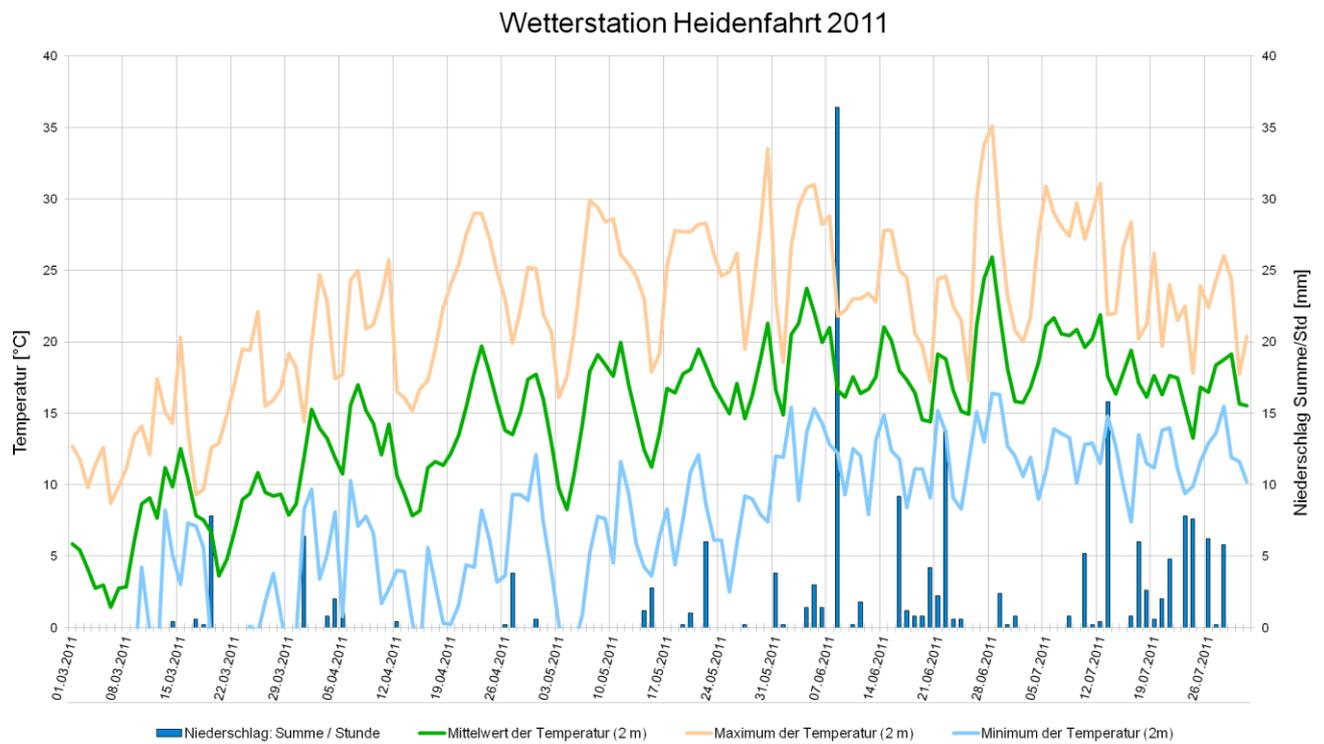


Abbildung 74: Mittelwert, Maximum und Minimum der Temperatur in 2 m Höhe und Niederschlagssumme pro Stunde der Wetterstation Heidenfahrt für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2011

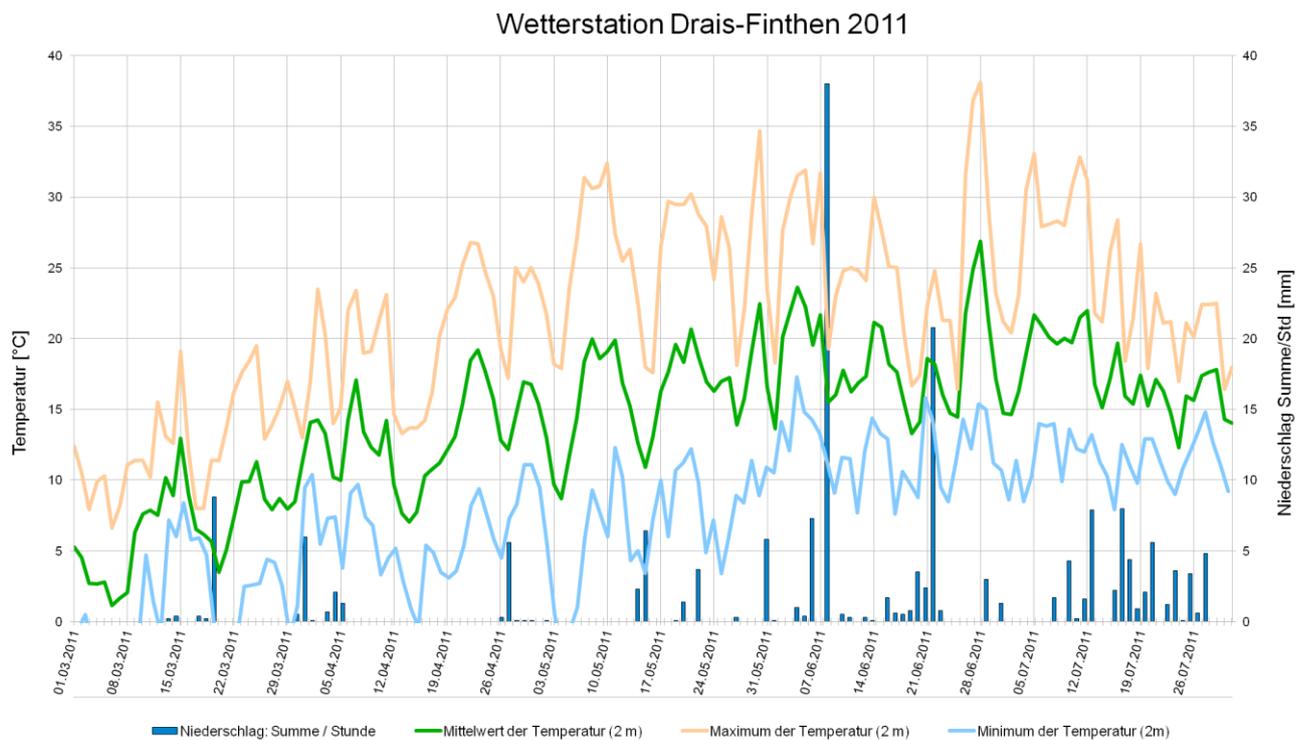


Abbildung 75: Mittelwert, Maximum und Minimum der Temperatur in 2 m Höhe und Niederschlagssumme pro Stunde der Wetterstation Drais-Finthen für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2011

Wetterstation Heidenfahrt 2012

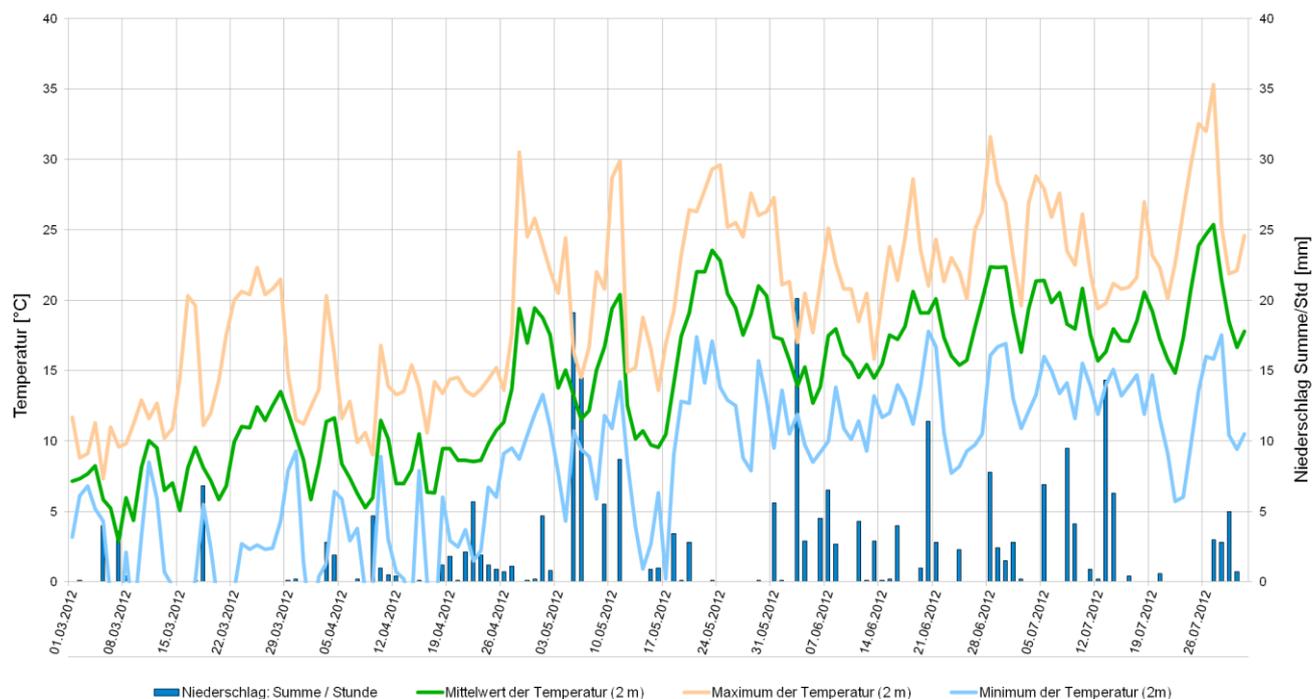


Abbildung 76: Mittelwert, Maximum und Minimum der Temperatur in 2 m Höhe und Niederschlagssumme pro Stunde der Wetterstation Heidenfahrt für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2012

Wetterstation Drais-Finthen 2012

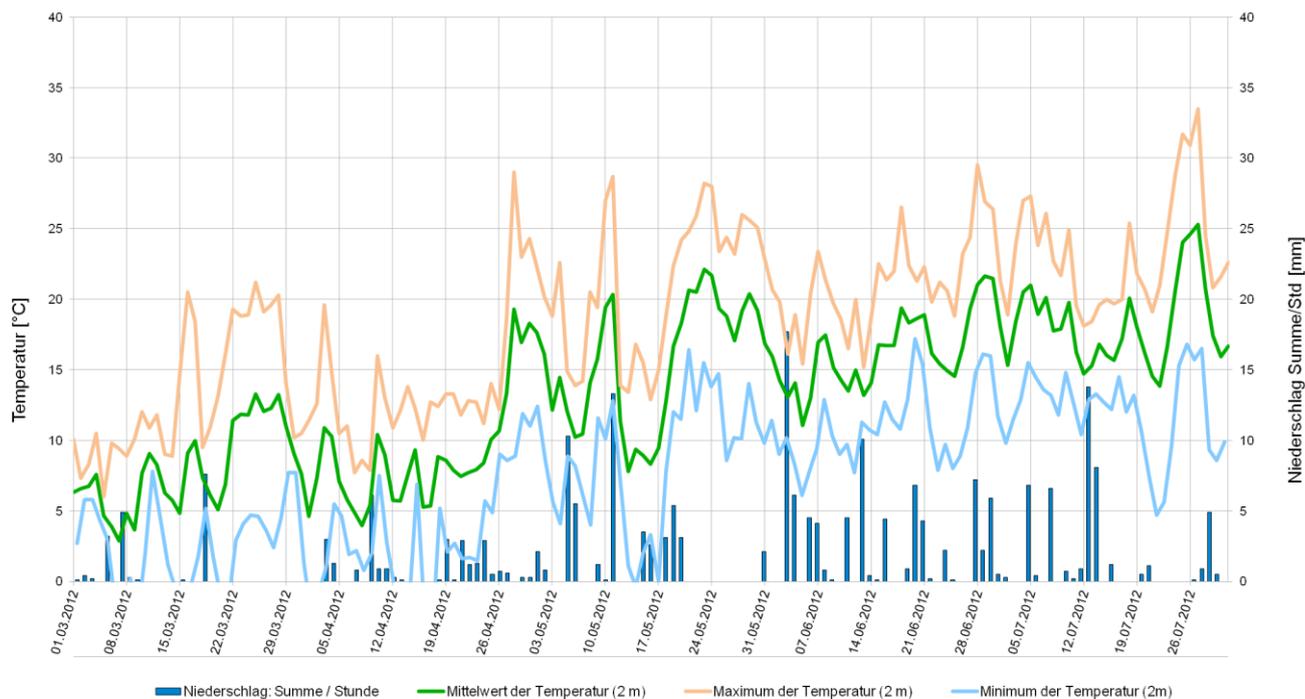


Abbildung 77: Mittelwert, Maximum und Minimum der Temperatur in 2 m Höhe und Niederschlagssumme pro Stunde der Wetterstation Drais-Finthen für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2012

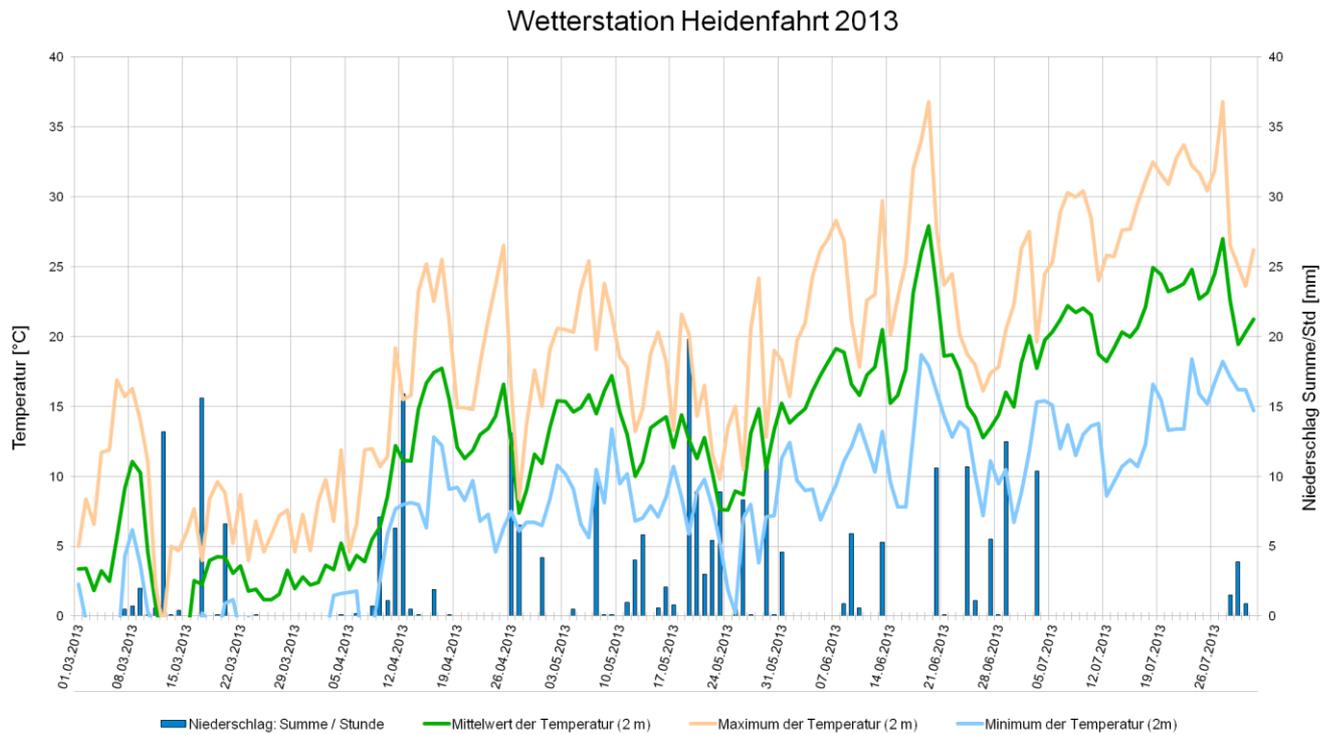


Abbildung 78: Mittelwert, Maximum und Minimum der Temperatur in 2 m Höhe und Niederschlagssumme pro Stunde der Wetterstation Heidenfahrt für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2013

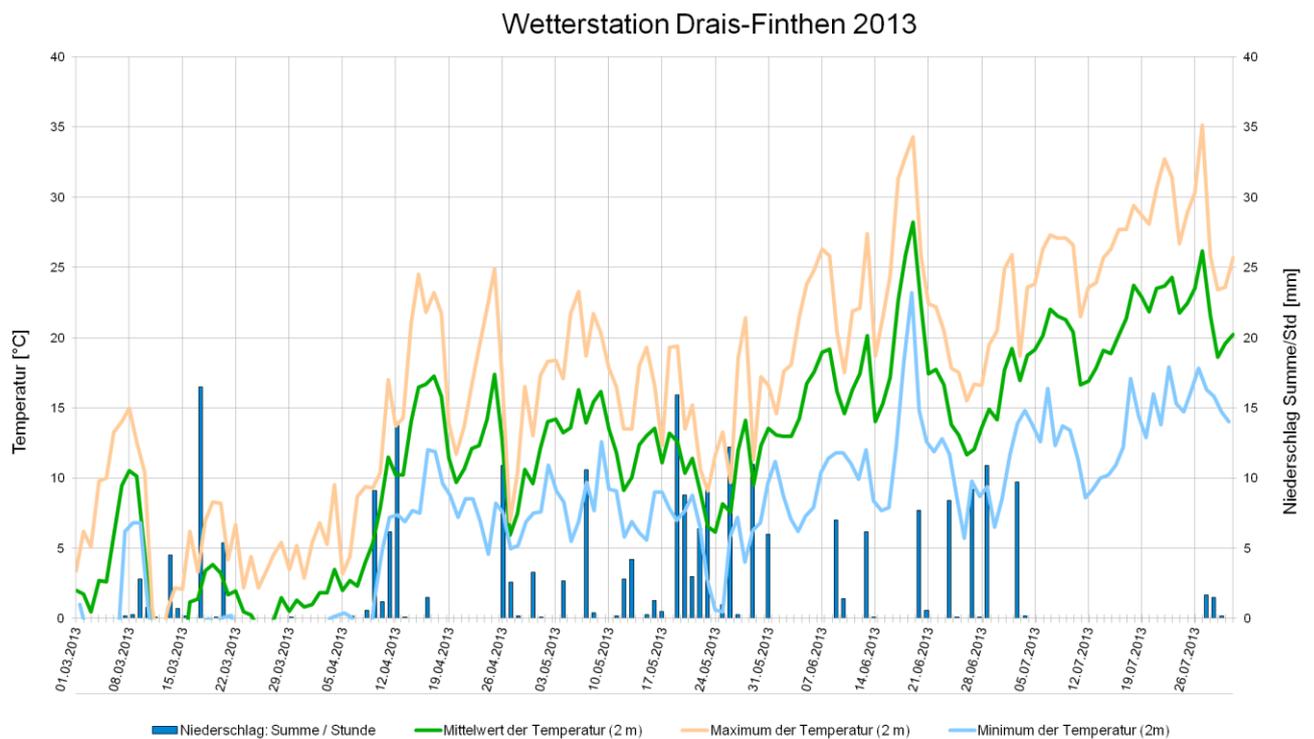


Abbildung 79: Mittelwert, Maximum und Minimum der Temperatur in 2 m Höhe und Niederschlagssumme pro Stunde der Wetterstation Drais-Finthen für den Untersuchungszeitraum im Jahr 2013

Digitaler Anhang (CD-ROM)

Kapitel 3

Tabelle 3.1: Akustisch und visuell ermittelte Abundanzen der Vogelarten im Jahr 2011. Sortierung nach Familien: Greifvögel, Spechte, Glatt- und Raufußhühner, Tauben, Singvögel und „weitere“.

Tabelle 3.2: Akustisch und visuell ermittelte Abundanzen der Vogelarten im Untersuchungsgebiet von März bis Juli 2011. Sortierung nach Abundanz.

Kapitel 7

Tabelle 7.1: Über Bodenfallen ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse [g] der untersuchten Flächen im Untersuchungszeitraum 2011-2013

Tabelle 7.2: Über Flugfallen ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse [g] der untersuchten Flächen im Untersuchungszeitraum 2011-2013

Tabelle 7.3: Pestizidbehandlungen in den untersuchten Apfelkulturen der Jahre 2011-2013

Tabelle 7.4: Pestizidbehandlungen in den untersuchten Kirschkulturen der Jahre 2011-2013

Kapitel 8

Tabelle 8.1: Systematische Liste der Käfer (nach KÖHLER & KLAUSNITZER 1998, www.colkat.de) mit Individuenzahlen pro Erfassungseinheit.

14. Danksagung

Zuallererst möchte ich mich ganz besonders herzlich bei Prof. Dr. Ulrich SINSCH bedanken.

- Dafür, dass er mir die Möglichkeit gegeben hat diese Freilanduntersuchung durchzuführen.
- Für die stets entspannte, motivierende und konstruktive Zusammenarbeit.
- Und für seine über die Jahre anhaltende verlässliche Betreuung und Unterstützung.

Bei apl. Prof. Dr. Thomas WAGNER bedanke ich mich ebenfalls ganz herzlich für die entomologische Betreuung meiner Dissertation, die allseits nette Zusammenarbeit und seine freundschaftliche Art.

Petra HÄFELE, Katrin IRMSCHER, Jonas KAUFMANN, Judith MIES, Annette REGEHR und Hendrik SALLINGER danke ich für ihre bemerkenswert engagierte Freiland- und Laborarbeit zur Erfassung der Arthropoden sowie für die Überlassung ihrer Daten.

Der Abteilung Biologie des Institutes für Integrierte Naturwissenschaften der Universität Koblenz-Landau danke ich für die angenehme Arbeitsatmosphäre während meiner Beschäftigungszeit.

Vera SCHMIDT und Gundolf SCHRENK aus der Abteilung Naturschutz und nachhaltige Entwicklung des damaligen Ministeriums für Umwelt, Energie, Ernährung und Forsten Rheinland-Pfalz danke ich für die angenehme Projektbegleitung. Bei den Landwirten der Kirschkulturen, Sven und Lothar SCHMITT sowie Björn HOCHHAUS, und bei den Landwirten der Apfelkulturen, Thomas GOBS und Klaus DIEHL, möchte ich mich ausdrücklich für die gute Zusammenarbeit und Kooperation während der Freilanduntersuchungen bedanken. Dem Biotopbetreuer des NSG Höllenberg Jürgen LEHNERT danke ich für seine Informationen zum NSG sowie für seine Daten zum lokalen Vogelbestand. Bei Sven TRAUTMANN vom Dachverband Deutscher Avifaunisten bedanke ich mich ebenfalls für die Bereitstellung von Vogel-Monitoring-Daten. Des Weiteren gilt mein Dank Dieter FELDNER von der Landwirtschaftskammer Rheinland-Pfalz und Peter HILSENDEGEN aus der Abteilung Gartenbau der Dienstleistungszentren Ländlicher Raum Rheinland-Pfalz für die Unterstützung vor Ort. Eine Ausnahmegenehmigung für die Fahrten in das NSG Höllenberg und den Fallenfang der Arthropoden wurde dankenswerter Weise von der SGD Süd erstellt.

Mein besonders großer Dank geht an meine treuen und stets zuverlässigen Korrekturleser:

- Dr. Rainer RIESENBERG, für die über die Jahre beständige kurzfristige Durchsicht mit den vielen hilfreichen Anregungen!
- Dr. Melanie RECKERT, für das genaue Korrigieren bis ins kleinste Detail und den Blick auf die richtigen Zeiten!
- Dr. Maximilian DEHLING, für seine gefürchtet kritischen, aber geschätzten fachlichen Korrekturen und Späßchen!

Ihr habt damit vorzüglich zur Abrundung meines Werkes beigetragen.

Meinen „KOBLENZER MÄDELS“ Caro, Claudia, Mel und Max danke ich ganz herzlich für ihren langjährigen, umfangreichen, emotionalen Beistand sowie ihre Motivationshilfe und die beharrliche Fortschrittsabfrage.

Nicht zuletzt bin ich meinem Partner PATRICK und meiner ganzen Familie für all ihre Unterstützung sowie die vielen Tage, die sie auf mich verzichtet haben, sehr dankbar; insbesondere auch meinem Sohn BENJAMIN für jede extra Stunde, die er geschlafen oder gespielt hat, so dass ich schreiben konnte. ♥

Digitaler Anhang zur Dissertation „Ökologische Risikoanalyse zum Einsatz von Kulturschutzeinrichtungen in Obstkulturen – Eine Untersuchung der lokalen Vogel-Biozönose“

Kapitel 3: Bioakustisches Monitoring als Alternative zur visuellen Avifauna-Erfassung

Tabelle 3.1: Akustisch und visuell ermittelte Abundanzen der Vogelarten im Jahr 2011. Sortierung nach: Greifvögel, Spechte, Glatt- und Raufußhühner, Tauben, Singvögel und „weitere“ – signifikante Abundanzunterschiede sind mit * markiert und fett formatiert.

| Art | akustisch | visuell |
|------------------------------|--------------|---------------|
| <i>Buteo buteo</i> * | 7.78 | 777.5 |
| <i>Circus aeruginosus</i> | 0 | 40 |
| <i>Falco tinnunculus</i> * | 41.67 | 463.75 |
| <i>Milvus migrans</i> * | 0 | 261.36 |
| <i>Milvus milvus</i> | 0 | 8.34 |
| <i>Dendrocopos major</i> | 3.33 | 0 |
| <i>Picus canus</i> | 0 | 10 |
| <i>Picus viridis</i> | 13.89 | 18.4 |
| <i>Coturnix coturnix</i> | 1.67 | 0 |
| <i>Phasianus colchicus</i> * | 7.78 | 0 |
| <i>Columba palumbus</i> | 11.11 | 94.3 |
| <i>Streptopelia turtur</i> | 8.33 | 0 |
| <i>Aegithalos caudatus</i> | 0 | 10 |
| <i>Alauda arvensis</i> * | 72.72 | 575.3 |
| <i>Carduelis cannabina</i> | 0.56 | 0 |
| <i>Carduelis carduelis</i> | 9.44 | 104.48 |
| <i>Carduelis chloris</i> | 2.78 | 25 |
| <i>Corvus corone</i> | 163.89 | 111.8 |
| <i>Delichon urbicum</i> | 0.56 | 374.5 |
| <i>Emberizia citrinella</i> | 1.67 | 0 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | 25.56 | 0 |
| <i>Fringilla coelebs</i> | 192.22 | 96.59 |
| <i>Garrulus glandarius</i> | 14.44 | 50.2 |
| <i>Hippolais icterina</i> | 1.67 | 0 |
| <i>Luscinia megarhynchos</i> | 2.78 | 0 |
| <i>Motacilla alba</i> * | 2.22 | 337.8 |
| <i>Motacilla flava</i> | 75 | 287.9 |
| <i>Oriolus oriolus</i> | 1.11 | 0 |
| <i>Periparus ater</i> | 0 | 8.4 |
| <i>Cyanistes caeruleus</i> | 21.67 | 61.8 |
| <i>Parus major</i> | 148.33 | 541.39 |
| <i>Passer domesticus</i> | 1.11 | 0 |
| <i>Passer montanus</i> | 3.33 | 60 |

| | | |
|-----------------------------------|-------------|--------------|
| <i>Phoenicurus ochruros</i> | 1.11 | 8.4 |
| <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 9.44 | 95.2 |
| <i>Phylloscopus collybita</i> | 71.67 | 16.8 |
| <i>Phylloscopus trochilus</i> | 1.11 | 0 |
| <i>Pica pica</i> | 5.55 | 15 |
| <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | 0 | 16.8 |
| <i>Regulus ignicapillus</i> | 0.56 | 0 |
| <i>Regulus regulus</i> | 1.67 | 0 |
| <i>Serinus serinus</i> | 19.44 | 20 |
| <i>Sitta europaea</i> | 2.78 | 10 |
| <i>Sturnus vulgaris</i> | 10 | 166.6 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | 98.33 | 7.5 |
| <i>Sylvia borin</i> | 1.67 | 10 |
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 1.67 | 0 |
| <i>Turdus merula</i> | 121.11 | 193.4 |
| <i>Turdus philomelos</i> | 10 | 10 |
| <i>Turdus pilaris</i> | 77.22 | 189.5 |
| <i>Turdus viscivorus</i> | 2.78 | 71.4 |
| <i>Apus apus*</i> | 0.56 | 768.9 |
| <i>Cuculus canorus</i> | 16.67 | 48.75 |
| <i>Chroicocephalus ridibundus</i> | 0.56 | 0 |
| <i>Upupa epops</i> | 10 | 10 |

Tabelle 3.2: Akustisch und visuell ermittelte Abundanzen der Vogelarten im Untersuchungsgebiet von März bis Juli 2011. Sortierung nach Abundanz. Akustik N/Monat = Funde x 400/720, Visuell N/Monat = Funde/Beobachtungstage*30. Gelb markiert sind die Arten mit einer Abundanz von mindestens Zehn.

| N/Monat Σ Mrz-Jul | akustisch | visuell | N/Monat Σ Mrz-Jul |
|--------------------------|-------------------------------|----------------------------|--------------------------|
| 192.22 | <i>Fringilla coelebs</i> | <i>Buteo buteo</i> | 777.50 |
| 163.89 | <i>Corvus corone</i> | <i>Apus apus</i> | 768.90 |
| 148.33 | <i>Parus major</i> | <i>Alauda arvensis</i> | 575.30 |
| 121.11 | <i>Turdus merula</i> | <i>Parus major</i> | 541.39 |
| 98.33 | <i>Sylvia atricapilla</i> | <i>Falco tinnunculus</i> | 463.75 |
| 77.22 | <i>Turdus pilaris</i> | <i>Delichon urbicum</i> | 374.50 |
| 75.00 | <i>Motacilla flava</i> | <i>Motacilla alba</i> | 337.80 |
| 72.72 | <i>Alauda arvensis</i> | <i>Motacilla flava</i> | 287.90 |
| 71.67 | <i>Phylloscopus collybita</i> | <i>Milvus migrans</i> | 261.36 |
| 41.67 | <i>Falco tinnunculus</i> | <i>Turdus merula</i> | 193.40 |
| 25.56 | <i>Erithacus rubecula</i> | <i>Turdus pilaris</i> | 189.50 |
| 21.67 | <i>Parus caeruleus</i> | <i>Sturnus vulgaris</i> | 166.60 |
| 19.44 | <i>Serinus serinus</i> | <i>Corvus corone</i> | 111.80 |
| 16.67 | <i>Cuculus canorus</i> | <i>Carduelis carduelis</i> | 104.48 |

| | | | |
|--------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------|
| 14.44 | <i>Garrulus glandarius</i> | <i>Fringilla coelebs</i> | 96.59 |
| 13.89 | <i>Picus viridis</i> | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | 95.20 |
| 11.11 | <i>Columba palumbus</i> | <i>Columba palumbus</i> | 94.30 |
| 10.00 | <i>Turdus philomelos</i> | <i>Turdus viscivorus</i> | 71.40 |
| 10.00 | <i>Sturnus vulgaris</i> | <i>Parus caeruleus</i> | 61.80 |
| 10.00 | <i>Upupa epops</i> | <i>Passer montanus</i> | 60.00 |
| 9.44 | <i>Carduelis carduelis</i> | <i>Garrulus glandarius</i> | 50.20 |
| 9.44 | <i>Phoenicurus phoenicurus</i> | <i>Cuculus canorus</i> | 48.75 |
| 8.33 | <i>Streptopelia turtur</i> | <i>Circus aeruginosus</i> | 40.00 |
| 7.78 | <i>Phasianus colchicus</i> | <i>Carduelis chloris</i> | 25.00 |
| 7.78 | <i>Buteo buteo</i> | <i>Serinus serinus</i> | 20.00 |
| 5.55 | <i>Pica pica</i> | <i>Picus viridis</i> | 18.40 |
| 3.33 | <i>Dendrocopus major</i> | <i>Phylloscopus collybita</i> | 16.80 |
| 3.33 | <i>Passer montanus</i> | <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | 16.80 |
| 2.78 | <i>Carduelis chloris</i> | <i>Pica pica</i> | 15.00 |
| 2.78 | <i>Luscinia megarhynchos</i> | <i>Aegithalos caudatus</i> | 10.00 |
| 2.78 | <i>Turdus viscivorus</i> | <i>Picus canus</i> | 10.00 |
| 2.78 | <i>Sitta europaea</i> | <i>Sitta europaea</i> | 10.00 |
| 2.22 | <i>Motacilla alba</i> | <i>Sylvia borin</i> | 10.00 |
| 1.67 | <i>Coturnix coturnix</i> | <i>Turdus philomelos</i> | 10.00 |
| 1.67 | <i>Emberizia citrinella</i> | <i>Upupa epops</i> | 10.00 |
| 1.67 | <i>Regulus regulus</i> | <i>Parus ater</i> | 8.40 |
| 1.67 | <i>Sylvia borin</i> | <i>Phoenicurus ochruros</i> | 8.40 |
| 1.67 | <i>Troglodytes troglodytes</i> | <i>Milvus milvus</i> | 8.34 |
| 1.67 | <i>Hippolais icterina</i> | <i>Sylvia atricapilla</i> | 7.50 |
| 1.11 | <i>Oriolus oriolus</i> | <i>Carduelis cannabina</i> | 0.00 |
| 1.11 | <i>Passer domesticus</i> | <i>Coturnix coturnix</i> | 0.00 |
| 1.11 | <i>Phoenicurus ochruros</i> | <i>Dendrocopus major</i> | 0.00 |
| 1.11 | <i>Phylloscopus trochilus</i> | <i>Emberizia citrinella</i> | 0.00 |
| 0.56 | <i>Apus apus</i> | <i>Erithacus rubecula</i> | 0.00 |
| 0.56 | <i>Carduelis cannabina</i> | <i>Hippolais icterina</i> | 0.00 |
| 0.56 | <i>Delichon urbicum</i> | <i>Larus ridibundus</i> | 0.00 |
| 0.56 | <i>Larus ridibundus</i> | <i>Luscinia megarhynchos</i> | 0.00 |
| 0.56 | <i>Regulus ignicapillus</i> | <i>Oriolus oriolus</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Aegithalos caudatus</i> | <i>Passer domesticus</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Circus aeruginosus</i> | <i>Phasianus colchicus</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Milvus migrans</i> | <i>Phylloscopus trochilus</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Milvus milvus</i> | <i>Regulus ignicapillus</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Parus ater</i> | <i>Regulus regulus</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Picus canus</i> | <i>Streptopelia turtur</i> | 0.00 |
| 0.00 | <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | <i>Troglodytes troglodytes</i> | 0.00 |

Kapitel 7: Einfluss von intensivem Obstanbau und Kulturschutzeinrichtungen auf Arthropoden

Tabelle 7.1: Über Bodenfallen ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse [g] der untersuchten Flächen im Untersuchungszeitraum 2011-2013

| Fangzeitraum | NSG | AK | AV | KK | KV |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 28.02. - 14.03.11 | 0,049 | 0,401 | 0,254 | 0,310 | 0,235 |
| 15.03. - 28.03.11 | 0,459 | 1,877 | 1,489 | 1,625 | 1,079 |
| 29.03. - 11.04.11 | 2,816 | 3,763 | 2,876 | 4,081 | 3,561 |
| 12.04. - 27.04.11 | 3,627 | 1,778 | 0,996 | 1,819 | 2,927 |
| 28.04. - 09.05.11 | 2,622 | 0,685 | 1,318 | 0,904 | 0,892 |
| 10.05. - 23.05.11 | 2,188 | 0,956 | 1,262 | 1,302 | 1,117 |
| 24.05. - 06.06.11 | 2,634 | 1,009 | 1,187 | 1,185 | 0,901 |
| 07.06. - 20.06.11 | 1,634 | 0,492 | 0,654 | 0,823 | 0,771 |
| 21.06. - 03.07.11 | 1,834 | 1,641 | 1,218 | 1,189 | 1,217 |
| 04.07. - 18.07.11 | 2,011 | 1,681 | 1,937 | 1,672 | 1,006 |
| 05.03. - 21.03.12 | 0,355 | 1,917 | 1,917 | 1,917 | 1,917 |
| 22.03. - 04.04.12 | 1,138 | 4,252 | 4,252 | 4,252 | 4,252 |
| 05.04. - 19.04.12 | 0,467 | 4,473 | 4,473 | 4,473 | 4,473 |
| 20.04. - 02.05.12 | 1,866 | 3,150 | 3,150 | 3,150 | 3,150 |
| 03.05. - 16.05.12 | 0,915 | 1,793 | 1,793 | 1,793 | 1,793 |
| 17.05. - 30.05.12 | 0,993 | 3,708 | 3,708 | 3,708 | 3,708 |
| 31.05. - 16.06.12 | 1,616 | 0,769 | 0,769 | 0,769 | 0,769 |
| 17.06. - 27.06.12 | 0,473 | 1,871 | 1,871 | 1,871 | 1,871 |
| 28.06. - 11.07.12 | 0,766 | 2,323 | 2,323 | 2,323 | 2,323 |
| 12.07. - 25.07.12 | 0,575 | 1,464 | 1,464 | 1,464 | 1,464 |
| 21.03. - 03.04.13 | 0,049 | 0,071 | 0,131 | 0,040 | 0,057 |
| 04.04. - 17.04.13 | 0,914 | 2,822 | 2,074 | 3,386 | 1,217 |
| 18.04. - 01.05.13 | 1,220 | 2,812 | 1,262 | 3,768 | 1,990 |
| 02.05. - 14.05.13 | 0,974 | 1,182 | 0,976 | 1,960 | 1,520 |
| 15.05. - 28.05.13 | 1,143 | 3,056 | 1,680 | 2,830 | 1,987 |

Tabelle 7.2: Über Flugfallen ermittelte Arthropoden-Trockenbiomasse [g] der untersuchten Flächen im Untersuchungszeitraum 2011-2013

| Fangzeitraum | NSG | AK | AV | KK | KV |
|-------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| 28.02. - 14.03.11 | 0,019 | 0,061 | 0,044 | 0,019 | 0,017 |
| 15.03. - 28.03.11 | 0,042 | 0,425 | 0,170 | 0,477 | 0,196 |
| 29.03. - 11.04.11 | 0,034 | 0,116 | 0,335 | 0,208 | 0,161 |
| 12.04. - 27.04.11 | 0,096 | 0,232 | 0,108 | 0,349 | 0,259 |
| 28.04. - 09.05.11 | 0,092 | 0,241 | 0,061 | 0,174 | 0,155 |
| 10.05. - 23.05.11 | 0,143 | 0,248 | 0,157 | 0,139 | 0,075 |
| 24.05. - 06.06.11 | 0,401 | 0,129 | 0,219 | 0,353 | 0,304 |
| 07.06. - 20.06.11 | 0,256 | 0,468 | 0,095 | 0,196 | 0,421 |
| 21.06. - 03.07.11 | 0,366 | 0,209 | 0,206 | 0,196 | 0,229 |
| 04.07. - 18.07.11 | 0,017 | 0,280 | 0,050 | 0,382 | 0,350 |
| 05.03. - 21.03.12 | 0,440 | 0,128 | 0,076 | 0,229 | 0,440 |
| 22.03. - 04.04.12 | 0,531 | 0,229 | 0,165 | 0,057 | 1,352 |
| 05.04. - 19.04.12 | 0,271 | 0,082 | 0,035 | 0,272 | 0,194 |
| 20.04. - 02.05.12 | 0,188 | 0,218 | 0,086 | 0,238 | 0,058 |
| 03.05. - 16.05.12 | 0,501 | 0,167 | 0,086 | 0,643 | 0,317 |
| 17.05. - 30.05.12 | 0,133 | 0,113 | 0,076 | 0,308 | 0,156 |
| 31.05. - 16.06.12 | 0,084 | 0,042 | 0,049 | 0,100 | 0,320 |
| 17.06. - 27.06.12 | 0,145 | 0,171 | 0,029 | 0,240 | 0,385 |
| 28.06. - 11.07.12 | 0,411 | 0,002 | 0,111 | 0,365 | 0,092 |
| 12.07. - 25.07.12 | 0,335 | 0,013 | 0,001 | 0,363 | 0,414 |
| 21.03. - 03.04.13 | 0 | 0,001 | 0,074 | 0 | 0,006 |
| 04.04. - 17.04.13 | 0,032 | 0,170 | 0,084 | 0,133 | 0,314 |
| 18.04. - 01.05.13 | 0,116 | 0,147 | 0,103 | 0,673 | 0,800 |
| 02.05. - 14.05.13 | 0,191 | 0,078 | 0,034 | 0,466 | 0,895 |
| 15.05. - 28.05.13 | 0,123 | 0,231 | 0,077 | 0,456 | 0,083 |

Tabelle 7.3: Pestizidbehandlungen in den untersuchten Apfelkulturen der Jahre 2011-2013

| Fläche Spritzdatum | Zielgruppe | Mittel |
|-----------------------|--|--|
| AK | | |
| 26.03.11 | Schorf, Mehltau | Funguran, Kumulus |
| 01.04.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Kumulus |
| 02.04.11 | Blutlaus, rote Spinne | Pirimor, Para Sommer |
| 06.04.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 11.04.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 18.04.11 | Schorf, Mehltau, Apfelblütenstecher | Consist Plus, Calypso |
| 26.04.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 06.05.11 | Schorf, Mehltau, Apfelwickler, Apfelblattlaus | Consist Plus, Insegar, Pirimor |
| 14.05.11 | Schorf, Mehltau | Malvin, Topas |
| 25.05.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 09.06.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 24.06.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Score, Topas |
| 06.07.11 | Schorf, Mehltau, Apfelwickler | Consist Plus, Insegar |
| 22.07.11 | Schorf | Malvin |
| 24.03.12 | Schorf, Echte Mehltaupilze, Gallmilben | Delan, Naturen Netzschwefel |
| 02.04.12 | Unkraut | U 46 M-Fluid |
| 03.04.12 | Schorf, Echte Mehltaupilze, Gallmilben, Blattläuse, Apfelsägewespe | Delan, Naturen Netzschwefel, Calypso |
| 12.04.12 | Schorf | SYLLIT |
| 17.04.12 | Unkraut | Basta |
| 23.04.12 | Schorf | Consist Plus |
| 02.05.12 | Schorf, Blattläuse, Spinnmilben | Consist Plus, Pirimor Granulat, Kanemite SC |
| 09.05.12 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 21.05.12 | Schorf, Mehltau, Blattläuse | Delan, SCORE, Systhane, Pirimor Granulat |
| 22.05.12 | Unkraut | Roundup UltraMax |
| 25.05.12 | Apfelwickler | INSEGAR |
| 30.05.12 | Schorf, Mehltau, Apfelwickler | Delan, Topas, CORAGEN |
| 11.06.12 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 14.06.12 | Blattläuse, Netznittel | Teppeki, Break-Through |
| 24.06.12 | Schorf, Mehltau, Blattläuse, Apfelwickler, Netznittel | Delan, Systhane, Tepeki, CORAGEN, Break-Through |
| 05.07.12 | Schorf, Mehltau | Delan, Systhane |
| 14.07.12 | Schorf, Mehltau, Apfelwickler | Delan, Systhane, INSEGAR |
| 09.04.13 | Schorf, Mehltau | Delan, Kumulus |
| 12.04.13 | Schorf, Mehltau | Delan, Kumulus |
| 26.04.13 | Schorf, Mehltau | Delan, Systhane, Primor Granulat |
| 30.04.13 | Schorf, Mehltau | CHORUS, Delan, Systhane |
| 08.05.13 | Schorf, Mehltau, Blattläuse, Apfelsägewespe | Delan, Topas, Calypso |
| 15.05.13 | Schorf, Apfelblattlaus | Consist Plus, Primor Granulat |
| 22.05.13 | Schorf, Mehltau | Merpan 80 WDG, Topas |
| 27.05.13 | Minderung Berostung | GIBB PLUS |
| 03.06.13 | Schorf, Apfelblattlaus, Netznittel, Unkraut | Consist Plus, Primor Granulat, Break-Through, U 46 M-Fluid |
| 05.06.13 | Ausdünnungsmaßnahme | GLOBARYLL 100 |
| 08.06.13 | Mehltau, Apfelwickler | Topas, INSEGAR |
| 14.06.13 | Schorf, Apfelmehltau, Blattläuse an Triebspitzen | Delan, Systhane, Tepeki |
| 21.06.13 | Schorf, Apfelmehltau, Apfelwickler, Spinnmilben, Netznittel | Merpan, Systhane, CORAGEN, Vertimec, Break-Through |
| 05.07.13 | Schorf, echter Mehltau, Blattläuse | Delan, Luna Experience, Tepeki |
| 20.07.13 | Schorf, Schalenwickler | Consist Plus, STEWARD |
| 24.07.13 | Unkraut (je 1/3 der Fläche behandelt) | Basta, U 46 M-Fluid |

| | | |
|-----------|---|------------------------------------|
| AV | | |
| 29.03.11 | Schorf | Funguran |
| 04.04.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Netzschwefel |
| 11.04.11 | Schorf, Mehltau, mehliges Apfelblattlaus, Spinnmilben | Delan, Topas, Calypso, Kanemite SC |
| 17.04.11 | Triebstauchung | Regalis |
| 27.04.11 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 04.04.12 | Schorf, Mehltau, Blattläuse | Funguran, Netzschwefel, Calypso |
| 11.04.12 | Schorf, Mehltau | Delan, Netzschwefel |
| 23.04.12 | Schorf, Mehltau | Delan, Topas |
| 28.04.12 | Spinnmilben, Triebstauchung | Kanemite, Regalis |
| 07.05.12 | Schorf, Mehltau | Consist plus, Score |
| 08.05.12 | Triebstauchung | Regalis |
| 12.05.12 | Fruchtberostung | GIBB Plus |
| 19.05.12 | Schorf, Mehltau | Delan, Score, Topas |
| 22.05.12 | Fruchtausdünnung | Maxcel |
| 30.05.12 | Apfelwickler | Coragen |
| 16.06.12 | Rostmilben | Milbeknock |
| 15.04.13 | Apfelschorf | Funguran |
| 23.04.13 | Läuse | Teppeki |
| 25.04.13 | Schorf | Syllit SC 400 |
| 29.04.13 | Schorf | Delan, Chorus |
| 06.05.13 | Schorf, Mehltau, Rote Spinne | Consist plus, Kanemite SC |
| 13.05.13 | Schorf | Score, Malvin WG |
| 16.05.13 | Schorf, Mehltau, Läuse | Delan, Topas, Calypso |
| 21.05.13 | Schorf, Mehltau | Delan, Score, Topas |
| 24.05.13 | Schorf | Delan |
| 30.05.13 | Schorf | Malvin |
| 08.06.13 | Schorf, Mehltau, Apfelwickler | Malvin, Luna Experience, Insegra |
| 21.06.13 | Schorf, Mehltau, Apfelwickler | Malvin, Luna Experience, Coragen |

Tabelle 7.4: Pestizidbehandlungen in den untersuchten Kirschkulturen der Jahre 2011-2013

| Fläche | Spritzdatum | Zielgruppe | Mittel |
|--------------------|--------------------|--|----------------------|
| KK & KV | | | |
| | 28.03.11 | Schorf, Mehltau | Funguran |
| | 01.04.11 | Unkraut | Roundup |
| | 15.04.11 | Schorf, Mehltau | Systhane 20EW |
| | 05.05.11 | Insekten (Kirschfruchtfliege) | Perfektion |
| | 10.05.11 | Fungizid | Teldor |
| | 24.05.11 | Blattläuse | Insektizid |
| KK | | | |
| | 05.04.12 | Schorf, Mehltau | Flint |
| | 13.04.12 | Kleiner Frostspanner, Wicklerarten, freifressende Schmetterlingsraupen | Steward |
| | 25.04.12 | Schorf, Mehltau | Systhane 20EW |
| | 30.04.12 | Unkraut | Roundup |
| | 24.05.12 | Blattbräune, Spitzendürre, Sprühfleckenkrankheit | Signum |
| | 15.-18.05.12 | Mäuse | Zinkphosphid |
| | 05.06.12 | Blattläuse, Insekten | Dimethoat |
| | 05.05.13 | Schorf, Mehltau | Fungizid |
| | 12.05.13 | k.A. | Insektizid, Fungizid |
| | 19.05.13 | Schorf, Mehltau | Fungizid |
| | 03.06.13 | k.A. | Insektizid, Fungizid |
| | 21.06.13 | k.A. | Insektizid, Fungizid |
| | 03.07.13 | k.A. | Insektizid, Fungizid |

| | | |
|-----------|---|---------------------------|
| KV | | |
| 26.03.12 | Holz- & Rindenkrankheiten | Funguran |
| 20.04.12 | Monilia | Signum |
| 24.05.12 | Kirschfruchtfliege, Fruchtfäule, stabile Früchte (nur frühe Sorten) | Mospilan, Signum, Calcium |
| | Kirschfruchtfliege, Fruchtfäule (nur mittel-frühe Sorten) | Perfektion, Signum |
| 04.06.12 | Kirschfruchtfliege, Fruchtfäule (nur späte Sorten) | Perfektion, Signum |
| 14.06.12 | Kirschfruchtfliege, Fruchtfäule (nur mittel-späte Sorten) | Mospilan, Signum |
| 04.04.13 | Holz- & Rindenkrankheiten | Funguran |
| 29.04.13 | Monilia | Switch |
| 18.05.13 | Schrotschusskrankheit | Delan |
| 05.06.13 | Kirschfruchtfliege, Fruchtfäule | Perfektion, Signum |
| 18.06.13 | Kirschfruchtfliege, Fruchtfäule | Mospilan, Signum |
| 20.07.13 | Schorf, Schalenwickler | Consist Plus, STEWARD |
| 24.07.13 | Unkraut (je 1/3 der Fläche behandelt) | Basta, U 46 M-Fluid |

Kapitel 8: Die Käferfauna des Naturschutzgebiets „Höllenberg“ bei Heidesheim im Vergleich zu angrenzenden Obstkulturen

Tabelle 8.1: Systematische Liste der Käfer

(nach KÖHLER & KLAUSNITZER 1998, www.colkat.de) mit Individuenzahlen pro Erfassungseinheit.

RL98 = Einstufung in der Roten Liste (GEISER 1998); Koch = seltene Arten des Rheinlandes nach KOCH (1968 ff.), x = im gesamten Rheinland selten, s = nur in Süden selten, n = nur im Norden selten; Psammoph = Arten mit ökologischer Bindung zu Sandbiotopen, sd = allgemein Sandbewohner, teils eurotype Arten, ps = psammophil (stenotope Arten mit obligatorischer Bindung an Sandbiotope). AA, AB = Äpfelbauflächen, KA, KB = Kirschanbauflächen, NSG = Höllenberg; 11, 12 13, Erfassungsjahre von 2011–2013.

| GATTUNG | ART | AUTOR | RL98 | KOCH | PSAMMOPH | AA 11 | AB 11 | KA 11 | KB 11 | NSG 11 | AA 12 | AB 12 | KA 12 | KB 12 | NSG 12 | AA 13 | AB 13 | KA 13 | KB 13 | NSG 13 | Summe |
|---------------|------------------|------------------|------|------|----------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|------------|
| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cicindela | campestris | L., 1758 | | | sd | 0 | 0 | 3 | 9 | 0 | 0 | 0 | 10 | 29 | 0 | 0 | 0 | 8 | 21 | 0 | 80 |
| Carabus | violaceus | L., 1758 | | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Leistus | spinibarbis | (F., 1775) | V | n | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Nebria | salina | Fairm.Lab., 1854 | | | sd | 96 | 22 | 3 | 3 | 0 | 10 | 15 | 0 | 0 | 0 | 54 | 14 | 2 | 0 | 0 | 219 |
| Notiophilus | aquaticus | (L., 1758) | V | | | 5 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 4 | 0 | 1 | 0 | 8 | 11 | 0 | 36 |
| Notiophilus | biguttatus | (F., 1779) | | | | 1 | 0 | 7 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 16 |
| Loricera | pilicomis | (F., 1775) | | | | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 7 |
| Brosicus | cephalotes | (L., 1758) | V | s | sd | 0 | 0 | 7 | 2 | 0 | 0 | 0 | 25 | 10 | 0 | 0 | 0 | 9 | 4 | 0 | 57 |
| Trechus | quadristriatus | (Schrk., 1781) | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 3 | 8 | 2 | 17 |
| Elaphropus | parvulus | (Dej., 1831) | | | sd | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| Bembidion | lampros | (Hbst., 1784) | | | sd | 9 | 16 | 37 | 60 | 0 | 3 | 1 | 9 | 9 | 0 | 2 | 9 | 14 | 23 | 0 | 192 |
| Bembidion | quadripustulatum | Serv., 1821 | V | | | 0 | 1 | 6 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 |
| Bembidion | obtusum | Serv., 1821 | | | | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Asaphidion | flavipes | (L., 1761) | | | sd | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Anisodactylus | binotatus | (F., 1787) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Parophonus | maculicornis | (Duft., 1812) | V | x | | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 1 | 10 |
| Harpalus | signaticornis | (Duft., 1812) | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Harpalus | froelichii | Sturm, 1818 | | x | ps | 0 | 0 | 2 | 0 | 23 | 3 | 2 | 3 | 2 | 22 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 66 |
| Harpalus | affinis | (Schrk., 1781) | | | | 10 | 51 | 12 | 28 | 17 | 35 | 90 | 106 | 105 | 24 | 62 | 55 | 65 | 131 | 0 | 791 |
| Harpalus | distinguendus | (Duft., 1812) | | | sd | 0 | 2 | 1 | 3 | 4 | 0 | 1 | 2 | 1 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 18 |
| Harpalus | smaragdinus | (Duft., 1812) | | s | ps | 1 | 0 | 0 | 1 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 19 | 33 |
| Harpalus | rubripes | (Duft., 1812) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 11 |
| Harpalus | honestus | (Duft., 1812) | | | | 14 | 38 | 94 | 162 | 28 | 3 | 40 | 145 | 238 | 11 | 7 | 8 | 27 | 33 | 5 | 853 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------|-----------------|-------------------|--|--|--------|---|---|----|----|---|----|----|----|----|---|----|----|---|----|----|-----|
| Omalium | rivulare | (Payk., 1789) | | | | 0 | 0 | 5 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 12 |
| Omalium | caesum | Grav., 1806 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Coprophilus | striatulus | (F., 1792) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Carpelimus | impressus | (Lacord., 1835) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| Carpelimus | pusillus | (Grav., 1802) | | | sd | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Oxytelus | piceus | (L., 1767) | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Anotylus | insecatus | (Grav., 1806) | | | sd | 5 | 2 | 3 | 3 | 0 | 5 | 6 | 2 | 20 | 0 | 44 | 6 | 9 | 7 | 0 | 112 |
| Anotylus | rugosus | (F., 1775) | | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Anotylus | sculpturatus | (Grav., 1806) | | | | 1 | 0 | 5 | 4 | 0 | 5 | 1 | 7 | 2 | 0 | 2 | 7 | 5 | 1 | 0 | 40 |
| Anotylus | nitidulus | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 7 |
| Anotylus | tetracarlinatus | (Block, 1799) | | | | 0 | 0 | 6 | 7 | 0 | 1 | 9 | 6 | 0 | 4 | 8 | 8 | 5 | 0 | 5 | 59 |
| Platystethus | alutaceus | Thoms., 1861 | | | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Platystethus | capito | Heer, 1839 | | | 3 x ps | 0 | 1 | 6 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 1 | 34 | 0 | 48 |
| Platystethus | spinus | Er., 1840 | | | 3 x | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Platystethus | nitens | (Sahlb., 1832) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Stenus | clavicornis | (Scop., 1763) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Stenus | ochropus | Kiesw., 1858 | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Medon | fuscus | (Mannh., 1830) | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Scopaeus | minutus | Er., 1840 | | | sd | 0 | 1 | 14 | 13 | 1 | 1 | 1 | 3 | 7 | 0 | 10 | 2 | 6 | 18 | 1 | 78 |
| Lathrobium | multipunctum | Grav., 1802 | | | | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| Lathrobium | fulvipenne | (Grav., 1806) | | | | 4 | 1 | 11 | 9 | 5 | 2 | 2 | 2 | 3 | 0 | 4 | 2 | 0 | 1 | 0 | 46 |
| Lathrobium | longulum | Grav., 1802 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Lathrobium | dilutum | Er., 1839 | | | 3 x sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Xantholinus | semirufus | (Rtt.)Steel, 1950 | | | x sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Xantholinus | laevigatus | Jac., 1847 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Xantholinus | linearis | (Ol., 1795) | | | sd | 1 | 6 | 0 | 0 | 5 | 4 | 2 | 1 | 4 | 0 | 3 | 2 | 0 | 0 | 9 | 37 |
| Xantholinus | gallicus | Coiff., 1962 | | | sd | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 8 | 6 | 26 |
| Othius | myrmecophilus | Kiesw., 1843 | | | | 3 | 7 | 3 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| Philonthus | concinus | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Philonthus | coruscus | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Philonthus | cognatus | Steph., 1832 | | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Philonthus | rotundicollis | (Menetr., 1832) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 5 |
| Philonthus | spermophili | Ganglb., 1897 | | | 3 sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 2 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 67 | 83 |
| Philonthus | carbonarius | (Grav., 1810) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Philonthus | nitidulus | (Grav., 1802) | | | x ps | 0 | 1 | 1 | 0 | 5 | 1 | 2 | 0 | 0 | 8 | 0 | 4 | 2 | 0 | 15 | 39 |
| Philonthus | lepidus | (Grav., 1802) | | | x ps | 0 | 1 | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 6 | 1 | 1 | 1 | 7 | 6 | 28 |
| Philonthus | micans | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| Rabigus | tenuis | (F., 1792) | | | x ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Gabrius | nigritulus | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Ontholestes | tessellatus | (Geoffr., 1785) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Platydracus | stercorarius | (Ol., 1795) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 5 |
| Ocypus | olens | (Müll., 1764) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ocypus | ophthalmicus | (Scop., 1763) | | | sd | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 15 |
| Ocypus | nero | (Fald., 1835) | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ocypus | brunnipes | (F., 1781) | | | n | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 3 | 0 | 4 |
| Ocypus | winkleri | (Bernh., 1906) | | | x sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Heterothops | dissimilis | (Grav., 1802) | | | x sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 5 | 1 | 7 | 0 | 0 | 0 | 18 |
| Quedius | ochripennis | (Menetr., 1832) | | | | 2 | 1 | 2 | 5 | 0 | 4 | 4 | 10 | 2 | 0 | 7 | 4 | 9 | 0 | 0 | 50 |
| Quedius | molochinus | (Grav., 1806) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Quedius | persimilis | Muls.Rey, 1875 | | | 2 x | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 |
| Quedius | boops | (Grav., 1802) | | | sd | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 6 |
| Mycetoporus | glaber | (Sperk, 1835) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Ischnosoma | splendidus | (Grav., 1806) | | | | 2 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Bolitobius | cingulata | Mannh., 1830 | | | s | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Tachyporus | nitidulus | (F., 1781) | | | | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10 | 12 | 2 | 7 | 4 | 82 | 11 | 7 | 2 | 1 | 141 |
| Tachyporus | solutus | Er., 1839 | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 1 | 0 | 7 |
| Tachyporus | hypnorum | (F., 1775) | | | | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 4 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 16 |
| Tachyporus | chrysomelinus | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Tachyporus | scitulus | Er., 1839 | | | s | 0 | 0 | 0 | 7 | 1 | 0 | 3 | 0 | 4 | 3 | 8 | 1 | 1 | 2 | 24 | 54 |
| Pronomaea | korgei | Lohse, 1974 | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------|--------------|------------------|---|---|----|----|---|----|-----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|------------|
| Oligota | pumilio | Kiesw., 1858 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 10 | 9 | 27 | 8 | 1 | 55 |
| Cypha | longicornis | (Payk., 1800) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Cordalia | obscura | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Callicerus | rigidicornis | (Er., 1839) | 3 | x | sd | 0 | 0 | 1 | 4 | 0 | 2 | 0 | 26 | 13 | 0 | 0 | 0 | 33 | 7 | 0 | 86 |
| Aloconota | gregaria | (Er., 1839) | | | | 0 | 0 | 3 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 9 |
| Enalodroma | hepatica | (Er., 1839) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Amischa | analis | (Grav., 1802) | | | | 1 | 9 | 21 | 14 | 15 | 6 | 9 | 9 | 9 | 15 | 6 | 8 | 5 | 3 | 3 | 133 |
| Amischa | nigrofusca | (Steph., 1832) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 3 |
| Ousipalia | caesula | (Er., 1839) | | x | ps | 0 | 0 | 1 | 3 | 5 | 0 | 1 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 2 | 1 | 9 | 30 |
| Geostiba | circellaris | (Grav., 1806) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Dinaraea | angustula | (Gyll., 1810) | | | | 3 | 0 | 7 | 8 | 0 | 4 | 12 | 0 | 5 | 1 | 21 | 0 | 2 | 1 | 0 | 64 |
| Plataraea | brunnea | (F., 1798) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| Liogluta | longiuscula | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Liogluta | microptera | Thoms., 1867 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| Atheta | inquinula | (Grav., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Atheta | aegra | (Heer, 1841) | | s | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 |
| Atheta | negligens | (Muls.Rey, 1873) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Atheta | oblita | (Er., 1839) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| Atheta | crassicornis | (F., 1792) | | | | 11 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 22 |
| Acrotona | exigua | (Er., 1837) | | x | ps | 1 | 1 | 2 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 8 | 7 | 3 | 7 | 3 | 0 | 0 | 52 |
| Drusilla | canaliculata | (F., 1787) | | | sd | 31 | 9 | 0 | 2 | 0 | 30 | 21 | 7 | 0 | 1 | 1 | 32 | 3 | 3 | 2 | 142 |
| Zyras | limbatus | (Payk., 1789) | | | sd | 13 | 1 | 0 | 17 | 0 | 16 | 1 | 19 | 1 | 1 | 37 | 19 | 2 | 5 | 4 | 136 |
| Lomechusa | emarginata | (Payk., 1789) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 |
| Dinarda | dentata | (Grav., 1806) | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Ilyobates | subopacus | Palm, 1935 | | x | | 1 | 0 | 1 | 4 | 0 | 1 | 0 | 5 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 22 | 0 | 36 |
| Ilyobates | propinquus | (Aube, 1850) | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 3 | 12 | 0 | 0 | 28 |
| Amarochara | forticornis | (Lacord., 1835) | 3 | x | sd | 1 | 7 | 12 | 10 | 2 | 3 | 0 | 30 | 7 | 0 | 1 | 2 | 27 | 1 | 0 | 103 |
| Oxypoda | opaca | (Grav., 1802) | | | | 0 | 1 | 3 | 0 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 3 | 15 |
| Oxypoda | brevicornis | (Steph., 1832) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 5 | 0 | 1 | 0 | 14 |
| Oxypoda | vicina | Kr., 1856 | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 1 | 1 | 14 | 28 |
| Oxypoda | togata | Er., 1837 | | x | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 5 |
| Oxypoda | brachyptera | (Steph., 1832) | | x | sd | 2 | 4 | 5 | 10 | 7 | 4 | 0 | 10 | 1 | 0 | 9 | 28 | 22 | 9 | 2 | 113 |
| Haploglossa | marginalis | (Grav., 1806) | 3 | n | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Aleochara | curtula | (Goeze, 1777) | | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10 |
| Aleochara | spissicornis | Er., 1839 | 2 | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 15 | 1 | 0 | 6 | 26 |
| Aleochara | sparsa | Heer, 1839 | | | | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 1 | 0 | 0 | 6 |
| Aleochara | ruficornis | Grav., 1802 | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Aleochara | bipustulata | (L., 1761) | | | | 1 | 4 | 2 | 1 | 0 | 6 | 11 | 16 | 15 | 4 | 1 | 6 | 2 | 1 | 3 | 73 |
| Amauronyx | maerkelii | (Aube, 1844) | 2 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 2 |
| Bythinus | macropalpus | Aubé, 1833 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Lampyris | noctiluca | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Cantharis | fusca | L., 1758 | | | sd | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 9 | 3 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 21 |
| Cantharis | pellucida | F., 1792 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Rhagonycha | fulva | (Scop., 1763) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Drilus | concolor | Ahr., 1812 | | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Charopus | flavipes | (Payk., 1798) | | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 |
| Malachius | bipustulatus | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Malachius | rubidus | Er., 1840 | 3 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Axinotarsus | marginalis | (Cast., 1840) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Dasytes | niger | (L., 1761) | | n | | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 22 |
| Dasytes | virens | (Marsh., 1802) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 13 | 22 |
| Dasytes | plumbeus | (Müll., 1776) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 7 |
| Dasytes | aeratus | Steph., 1830 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 15 |
| Thanasimus | formicarius | (L., 1758) | | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Trichodes | apiarius | (L., 1758) | | n | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 |
| Agriotes | acuminatus | (Steph., 1830) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| Agriotes | lineatus | (L., 1767) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Agriotes | sordidus | (Ill., 1807) | 2 | x | | 0 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 1 | 2 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 12 |
| Agriotes | sputator | (L., 1758) | | | | 1 | 3 | 4 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 0 | 15 |
| Adrastus | pallens | (F., 1792) | | | | 0 | 0 | 24 | 136 | 0 | 0 | 1 | 1 | 22 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 188 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------|-----------------|-----------------|---|---|----|---|---|----|---|----|---|---|---|---|----|----|----|----|----|----|---|---|-----|
| Melanotus | punctolineatus | (Pelerin, 1829) | | x | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | |
| Agrypnus | murina | (L., 1758) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 |
| Selatosomus | latus | (F., 1801) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Denticollis | linearis | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Hemicrepidius | hirtus | (Hbst., 1784) | | | | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Athous | haemorrhoidalis | (F., 1801) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Athous | vittatus | (F., 1792) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Athous | subfuscus | (Müll., 1767) | | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Athous | bicolor | (Goeze, 1777) | | | n | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Cardiophorus | ruficollis | (L., 1758) | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Cardiophorus | ebenus | (Germ., 1824) | 3 | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 8 |
| Eucnemis | capucina | Ahr., 1812 | 3 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | |
| Dromaeolus | barnabita | (Villa, 1838) | 2 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Hylis | olexai | Palm, 1955 | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Buprestis | octoguttata | L., 1758 | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Anthaxia | nitidula | (L., 1758) | | | n | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 4 | |
| Anthaxia | similis | Saund., 1871 | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Anthaxia | quadripunctata | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | |
| Dermestes | lanarius | Ill., 1802 | | | sd | 0 | 0 | 3 | 1 | 20 | 0 | 3 | 0 | 0 | 13 | 0 | 0 | 3 | 3 | 20 | | | 66 |
| Dermestes | undulatus | Brahm., 1790 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Trogoderma | glabrum | (Hbst., 1797) | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 3 | |
| Megatoma | undata | (L., 1758) | 3 | | sd | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Anthrenus | fuscus | Ol., 1789 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 |
| Simplocaria | semistriata | (F., 1794) | | | sd | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Lamprobyrrhulus | nitidus | (Schall., 1783) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Cytilus | sericeus | (Forst., 1771) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Byrrhus | pilula | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Cerylon | histeroides | (F., 1792) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Meligethes | aeneus | (F., 1775) | | | | 0 | 5 | 1 | 1 | 2 | 2 | 7 | 4 | 8 | 15 | 4 | 7 | 6 | 5 | 5 | | | 72 |
| Meligethes | ovatus | Sturm, 1845 | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 |
| Meligethes | nigrescens | Steph., 1830 | | | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Eपुरaea | unicolor | (Ol., 1790) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Amphotis | marginata | (F., 1781) | | | n | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Soronia | grisea | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Glischrochilus | quadrisignatus | (Say, 1835) | | | x | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Glischrochilus | quadripunctatus | (L., 1758) | | | | 0 | 1 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Monotoma | picipes | Hbst., 1793 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Silvanus | unidentatus | (F., 1792) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 3 |
| Dacne | bipustulata | (Thunb., 1781) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Cryptophagus | pilosus | Gyll., 1827 | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Antherophagus | nigricornis | (F., 1787) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Atomaria | fuscata | (Schönh., 1808) | | | | 1 | 2 | 5 | 2 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 | 1 | 1 | | | 21 |
| Atomaria | gutta | Newm., 1834 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Atomaria | testacea | Steph., 1830 | | | | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 2 | 5 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 |
| Atomaria | nigriventris | Steph., 1830 | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Atomaria | linearis | Steph., 1830 | | | | 0 | 1 | 2 | 7 | 1 | 1 | 3 | 6 | 0 | 5 | 0 | 4 | 1 | 2 | 2 | | | 35 |
| Ephistemus | reitteri | Casey, 1900 | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Olibrus | liquidus | Er, 1845 | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Olibrus | bicolor | (F., 1792) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Enicmus | transversus | (Ol., 1790) | | | | 2 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 2 | 0 | 1 | | | 11 |
| Cartodere | constricta | (Gyll., 1827) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Cartodere | nodifer | (Westw., 1839) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Corticaria | punctulata | Marsh., 1802 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Corticarina | fuscata | (Gyll., 1827) | | | | 1 | 6 | 15 | 9 | 10 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 14 | 46 | 31 | 11 | 21 | | | 165 |
| Corticinara | gibbosa | (Hbst., 1793) | | | | 0 | 3 | 3 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 23 | 9 | 2 | 10 | | | 62 |
| Berginus | tamarisci | Woll., 1854 | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Orthocerus | clavicornis | (L., 1758) | 3 | x | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 8 |
| Bitoma | crenata | (F., 1775) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 9 |
| Rhyzobius | chrysoloides | (Hbst., 1792) | | | | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Stethorus | punctillum | Weise, 1891 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|----------------------|-----------------|---|---|------|---|---|----|----|-----|---|---|----|----|----|---|---|---|----|-----|-----|-----|
| Platynaspis | luteorubra | (Goeze, 1777) | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 7 |
| Exochomus | quadripustulatus | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 |
| Hippodamia | variegata | (Goeze, 1777) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Coccinella | septempunctata | L., 1758 | | | | 0 | 1 | 15 | 4 | 2 | 1 | 0 | 5 | 3 | 5 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 38 |
| Harmonia | axyridis | (Pallas, 1773) | | x | | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Propylea | quatuordecimpunctata | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Halyzia | sedecimguttata | (L., 1758) | 3 | n | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Sulcacis | affinis | (Gyll., 1827) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Ennearthron | comutum | (Gyll., 1827) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Oligomerus | brunneus | (Ol., 1790) | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 4 |
| Anobium | nitidum | F., 1792 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Xyletinus | fibyensis | Lundblad, 1949 | 2 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Ptinus | rufipes | Ol., 1790 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Vincenzellus | ruficollis | (Panz., 1794) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 |
| Scraptia | fuscula | Müll., 1821 | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Anaspis | thoracica | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Anaspis | flava | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Notoxus | monoceros | (L., 1761) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Anthicus | antherinus | (L., 1761) | | | ps | 0 | 1 | 7 | 5 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 16 | 16 |
| Tomoxia | bucephala | Costa, 1854 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Mordella | brachyura | Muls., 1856 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 11 | 11 |
| Orchesia | undulata | Kr., 1853 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | 3 |
| Hymenalia | rufipes | (F., 1792) | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Gonodera | luperus | (Hbst., 1783) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Isomira | semiflava | (Küst., 1852) | | x | | 0 | 1 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 13 | 13 |
| Mycetochara | humeralis | (F., 1787) | 2 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 7 | 7 |
| Mycetochara | linearis | (Ill., 1794) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Cteniopus | flavus | (Scop., 1763) | 3 | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 2 |
| Crypticus | quisquilius | (L., 1761) | | | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | 0 | 0 | 0 | 0 | 30 | 0 | 0 | 0 | 0 | 17 | 63 | 63 |
| Pentaphyllus | testaceus | (Hellw., 1792) | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 3 |
| Geotrupes | stercorarius | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Onthophagus | ovatus | (L., 1767) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 3 | 67 | 2 | 3 | 78 | 29 | 94 | 0 | 0 | 0 | 3 | 65 | 344 | 344 |
| Onthophagus | nuchicornis | (L., 1758) | | | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 21 | 21 |
| Onthophagus | coenobita | (Hbst., 1783) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 6 | 6 |
| Ochodaeus | chrysolmoides | (Schrk., 1781) | 1 | x | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Oxyomus | sylvestris | (Scop., 1763) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Aphodius | distinctus | (Müll., 1776) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 2 | 5 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 12 | 12 |
| Aphodius | contaminatus | (Hbst., 1783) | | | s ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Aphodius | prodromus | (Brahm, 1790) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 4 | 4 |
| Aphodius | granarius | (L., 1767) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 4 | 4 |
| Rhyssenus | germanus | (L., 1767) | | x | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 66 | 0 | 0 | 0 | 0 | 58 | 128 | 128 |
| Diastictus | vulneratus | (Sturm, 1805) | 2 | x | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 51 | 0 | 0 | 0 | 1 | 51 | 0 | 0 | 0 | 0 | 116 | 219 | 219 |
| Pleurophorus | caesus | (Creutz., 1796) | 2 | x | ps | 0 | 0 | 1 | 23 | 12 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 44 | 44 |
| Serica | brunna | (L., 1758) | | | ps | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Maladera | holosericea | (Scop., 1772) | 3 | x | ps | 0 | 0 | 0 | 1 | 184 | 0 | 0 | 0 | 0 | 63 | 0 | 0 | 0 | 0 | 67 | 315 | 315 |
| Amphimallon | solstitiale | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 2 | 3 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 | 10 | 0 | 22 | 22 |
| Anomala | dubia | (Scop., 1763) | | | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 4 | 4 |
| Phyllopertha | horticola | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 9 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 12 | 12 |
| Oxythyrea | funesta | (Poda, 1761) | 2 | x | sd | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Valgus | hemipterus | (L., 1758) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 1 | 0 | 6 | 0 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | 18 | 18 |
| Trichius | sexualis | Bedel, 1906 | | | s | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 3 |
| Spondylis | buprestoides | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Dinoptera | collaris | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | 2 |
| Corymbia | fulva | (DeGeer, 1775) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Pyrrhidium | sanguineum | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Cryptocephalus | fulvus | Goeze, 1777 | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 |
| Chrysomela | vigintipunctata | Scop., 1763 | | | n | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Galeruca | tanaceti | (L., 1758) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 27 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 42 | 42 |
| Galeruca | interrupta | Ill., 1802 | 2 | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Phyllotreta | vitula | (Redt., 1849) | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 0 | 1 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 9 | 9 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|------------------|-----------------|---|---|----|----|----|----|---|-----|-----|-----|---|---|----|-----|-----|---|---|-----|------|
| Phyllotreta | atra | (F., 1775) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Phyllotreta | nigripes | (F., 1775) | | | | 0 | 1 | 2 | 0 | 3 | 0 | 3 | 3 | 2 | 1 | 1 | 15 | 4 | 4 | 1 | 40 |
| Longitarsus | tabidus | (F., 1775) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Longitarsus | pratensis | (Panz., 1794) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Longitarsus | ganglbaueri | Hktr., 1912 | | | sd | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 8 |
| Longitarsus | dorsalis | (F., 1781) | 2 | x | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 10 | 0 | 0 | 0 | 2 | 1 | 0 | 9 | 0 | 24 |
| Longitarsus | luridus | (Scop., 1763) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Longitarsus | anchusae | (Payk., 1799) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Altica | quercetorum | Foudr., 1860 | 3 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Crepidodera | plutus | (Latr., 1804) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Chaetocnema | hortensis | (Geoffr., 1785) | | | | 0 | 25 | 28 | 7 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 10 | 0 | 6 | 1 | 90 |
| Psylliodes | affinis | (Payk., 1799) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Psylliodes | chrysocephalus | (L., 1758) | | | sd | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Psylliodes | cupreus | (Koch, 1803) | | | s | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Hypocassida | subferruginea | (Schr., 1776) | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 7 |
| Tropideres | albirostris | (Hbst., 1783) | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Rhaphitropis | oxyacanthae | (Bris., 1863) | 2 | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Brachytarsus | nebulosus | (Forst., 1771) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Scolytus | rugulosus | (Müll., 1818) | | | | 0 | 0 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Scolytus | intricatus | (Ratz., 1837) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 |
| Hylurgops | palliatu | (Gyll., 1813) | | | | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Tomicus | minor | (Hartig, 1834) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Leperisinus | fraxini | (Panz., 1799) | | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Crypturgus | pusillus | (Gyll., 1813) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Xyleborus | saxeseni | (Ratz., 1837) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 4 |
| Platypus | cylindrus | (F., 1792) | 3 | n | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Caenorhinus | aequatus | (L., 1767) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Protapion | nigritarse | (Kirby, 1808) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Protapion | apricans | (Hbst., 1797) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Aizobius | sedii | (Germ., 1818) | | | n | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Catapion | pubescens | (Kirby, 1811) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| Ischnoptera | virens | (Hbst., 1797) | | | sd | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Holotrichapion | pisi | (F., 1801) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Oxystoma | pomonae | (F., 1798) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Otiorhynchus | raucus | (F., 1777) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Otiorhynchus | ovatus | (L., 1758) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 |
| Phyllobius | roboretanus | Gredl., 1882 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Phyllobius | oblongus | (L., 1758) | | | | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Phyllobius | pyri | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Trachyphloeus | scabriculus | (L., 1771) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 194 | 1 | 0 | 0 | 0 | 43 | 0 | 0 | 0 | 0 | 104 | 342 |
| Polydrusus | pallidus | Gyll., 1834 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | 11 |
| Polydrusus | sericeus | (Schall., 1783) | | | | 20 | 34 | 0 | 0 | 0 | 14 | 44 | 0 | 0 | 0 | 2 | 15 | 0 | 0 | 0 | 129 |
| Barypeithes | pellucidus | (Boh., 1834) | | | | 33 | 34 | 0 | 0 | 0 | 190 | 103 | 0 | 5 | 11 | 716 | 471 | 3 | 1 | 0 | 1567 |
| Philopedon | plagiatus | (Schall., 1783) | | | ps | 0 | 0 | 0 | 0 | 8 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 20 | 32 |
| Sitona | suturalis | Steph., 1831 | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Sitona | lepidus | Gyll., 1834 | | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 5 | 5 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 0 | 15 |
| Sitona | hispidulus | (F., 1777) | | | sd | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 | 3 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 3 | 2 | 18 |
| Sitona | humeralis | Steph., 1831 | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 1 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 10 |
| Tanymecus | palliatu | (F., 1787) | | | sd | 2 | 0 | 1 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 10 |
| Larinus | turbinatus | Gyll., 1836 | | | x | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Tychius | aureolus | Kiesw., 1851 | | | x | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Tychius | picrostris | (F., 1787) | | | sd | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 3 |
| Tychius | meliloti | Steph., 1831 | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 |
| Anthonomus | humeralis | (Panz., 1795) | | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 |
| Magdalis | ruficornis | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 |
| Alophus | triguttatus | (F., 1775) | | | sd | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| Hypera | arator | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 |
| Hypera | postica | (Gyll., 1813) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 |
| Limobius | borealis | (Payk., 1792) | | | | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Sphenophorus | striatopunctatus | (Goeze, 1777) | 2 | x | sd | 1 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 8 |

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------|----------------|----------------|---|---|----|-----|-----|-----|-----|------|-----|-----|-----|-----|------|------|------|-----|-----|------|-------|
| Baris | coerulescens | (Scop., 1763) | | x | 0 | 2 | 4 | 2 | 8 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 21 | |
| Rhinoncus | inconspectus | (Hbst., 1795) | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Rhinoncus | pericarpus | (L., 1758) | | | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | |
| Ceutorhynchus | contractus | (Marsh., 1802) | | | 0 | 0 | 0 | 2 | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16 | |
| Ceutorhynchus | erysimi | (F., 1787) | | | 0 | 2 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | 1 | 0 | 2 | 0 | 1 | 11 | |
| Ceutorhynchus | pallidactylus | (Marsh., 1802) | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Ceutorhynchus | napi | Gyll., 1837 | | n | 4 | 4 | 3 | 4 | 10 | 2 | 2 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 | 2 | 2 | 0 | 36 | |
| Ceutorhynchus | obstrictus | (Marsh., 1802) | | | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 3 | |
| Ceutorhynchus | resedae | (Marsh., 1802) | 3 | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | |
| Ceutorhynchus | floralis | (Payk., 1792) | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 3 | |
| Glocianus | punctiger | (Gyll., 1837) | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | |
| Microplontus | rugulosus | (Hbst., 1795) | | | sd | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Mogulones | asperifoliarum | (Gyll., 1813) | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | |
| Trichosirocalus | troglodytes | (F., 1787) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 | |
| Stenocarus | ruficornis | (Steph., 1831) | | | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | |
| Gymnetron | rostellum | (Hbst., 1795) | 3 | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 6 | |
| Gymnetron | asellus | (Grav., 1807) | | x | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 2 | 2 | |
| Gymnetron | tetrum | (F., 1792) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3 | 3 | |
| Cleopus | solani | (F., 1792) | | x | sd | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 11 | |
| Rhynchaenus | quercus | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 5 | |
| Rhynchaenus | fagi | (L., 1758) | | | | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 | 1 | |
| Summe Individuen | | | | | | 420 | 475 | 526 | 739 | 1456 | 607 | 727 | 774 | 729 | 1081 | 1410 | 1187 | 648 | 873 | 1260 | 12912 |
| Summe Arten | | | | | | 65 | 79 | 93 | 95 | 147 | 81 | 81 | 87 | 80 | 132 | 86 | 107 | 95 | 94 | 144 | 406 |