



universität
wien

MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

Vogelgemeinschaften und Biotopausstattung in Weinbaulandschaften der
Thermenlinie (BP Wienerwald / NÖ)

verfasst von/ submitted by

Alexander Schmied, BSc

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of

Master of Science (MSc)

Wien, 2016 / Vienna, 2016

Studienkennzahl lt. Studienblatt /
degree programme code as it appears on
the student record sheet:

A 066 879

Studienrichtung lt. Studienblatt /
degree programme as it appears on
the student record sheet:

Naturschutz- und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrбка



Lebensregion

Biosphärenpark

Wienerwald

Der Druck der vorliegenden Arbeit wurde vom Biosphärenpark Wienerwald Management unterstützt.

Inhaltsverzeichnis

Vorwort	1
1. Einleitung	2
1.1 Zielsetzung	4
1.2. Gebietsbeschreibung	5
1.2.1 Der Wienerwald	5
1.2.2 Biosphärenpark Wienerwald	6
1.2.3 Das Offenland und Kulturlandschaft im Biosphärenpark Wienerwald	6
1.2.4 Entwicklung der Kleinteiligkeit in der Kulturlandschaft der Thermenregion	8
1.2.5 Lage	8
1.2.6 Geologie der Thermenlinie	8
1.2.7 Klima und Vegetation der Thermenlinie	9
1.2.8 Anthropogen beeinflusste Vegetation und Weingärten	11
1.2.8 Fauna der Thermenlinie	12
2. Material und Methoden	12
2.1. Auswahl der Untersuchungsflächen	12
2.2. Beschreibung der Untersuchungsflächen	15
2.3. Brutvogelkartierung	37
2.4. Die Reviere	37
2.4.1. Ermittlung und Übertragung der Reviergrößen	37
2.4.2. Generieren der Absenzpunkte	39
2.5. Farmland Bird Index (FBI)	39
2.6. Selektive Biotopkartierung	41
2.6.1. Grundlegendes	42
2.6.2. Erhebung im Gelände	42
2.7. Erhebung der Weingärten anhand von diversen Faktoren und der Bewirtschaftungsintensität	47
2.8. Anwendung von landscape metrics für die Charakterisierung der Quadranten auf Landschaftsebene	50
3. Ergebnisse	53
3.1. Brutvögel	53
3.1.1. Diversitäts Indizes	62

3.2. Biotopkartierung	63
3.2.1. Deskriptive Ergebnisse.....	63
3.2.2 Selektive Biotopkartierung.....	69
3.2.3 Auswertung der Strukturmerkmale	75
3.2.4 Auswertung der Bedeutung, wertbestimmende Merkmale.....	76
3.2.5 Auswertung der Merkmale "Pflege/Management"	77
3.2.6 Auswertung der Merkmale der Gefährdung/Beeinträchtigung	79
3.3 Ergebnisse der Erhebung der Weingärten	81
3.4. Ergebnisse der landscape metrics der Untersuchungsflächen.....	86
3.5.Synoptische Auswertung	87
3.5.1. Diversity indices	87
3.5.2. Zusammenhang „Biotopausstattung und ausgewählte Farmland Birds“	90
4. Diskussion	106
4.1 Methodenkritischer Aspekt	106
4.2. Ergebnisdiskussion.....	109
4.2.1. Diskussion der deskriptiven Ergebnisse der Biotopkartierung	109
4.2.2. Parameter der selektiven Biotopkartierung.....	110
4.2.3. Erhebung der Weingärten	114
4.2.4. Bestandsrückgang von Offenlandvögeln	117
4.2.5. Regressionsanalysen.....	118
4.3. Gebietscharakteristische Leitarten.....	121
4.3.1. Biotopausstattung der Feldlerchenreviere	121
4.3.2. Biotopausstattung der Goldammerreviere	121
4.3.3. Biotopausstattung der Neuntöterreviere	122
4.3.4. Biotopausstattung der Stieglitzreviere	122
4.3.5. Heidelerche in den Weingärten	123
5. Fazit.....	125
6. Literaturverzeichnis	128
7. Tabellenverzeichnis	134
8. Abbildungsverzeichnis	135
9. Datenverzeichnis	141
10. Anhang	142
10.1. Zusammenfassung	142

10.2. Formblätter	144
10.3. Regressionsanalysen	147
10.4. Biotopkartierung der einzelnen Quadranten.....	148
10.5. Biotoptypenkatalog	169
10.6. Abbildungen	173

Verfasserverzeichnis

Vorwort	Bialek & Schmied
1. Einleitung	Schmied
1.1 Zielsetzung	Bialek & Schmied
1.2. Gebietsbeschreibung	Bialek & Schmied
1.2.1 Der Wienerwald.....	Schmied
1.2.2 Biosphärenpark Wienerwald	Schmied
1.2.3 Das Offenland und Kulturlandschaft im Biosphärenpark Wienerwald	Bialek
1.2.4 Entwicklung der Kleinteiligkeit in der Kulturlandschaft der Thermenregion	Bialek
1.2.5 Lage.....	Schmied
1.2.6 Geologie der Thermenlinie	Bialek
1.2.7 Klima und Vegetation der Thermenlinie.....	Bialek
1.2.8 Anthropogen beeinflusste Vegetation und Weingärten	Bialek
1.2.8 Fauna der Thermenlinie	Schmied
2. Material und Methoden	Bialek & Schmied
2.1. Auswahl der Untersuchungsflächen.....	Schmied
2.2. Beschreibung der Untersuchungsflächen.....	Bialek & Schmied
2.3. Brutvogelkartierung	Schmied
2.4. Die Reviere.....	Schmied
2.4.1.Ermittlung und Übertragung der Reviergrößen.....	Schmied
2.4.2. Generieren der Absenzpunkte.....	Schmied
2.5. Farmland Bird Index (FBI)	Schmied
2.6. Selektive Biotopkartierung	Bialek
2.6.1. Grundlegendes	Bialek
2.6.2. Erhebung im Gelände	Bialek
2.7. Erhebung der Weingärten.....	Bialek
2.8. Anwendung von landscape metrics für die Charakterisierung der Quadranten auf Landschaftsebene	Bialek
3. Ergebnisse	Bialek & Schmied
3.1. Brutvögel	Schmied
3.1.1. Diversitäts Indizes	Schmied
3.2. Biotopkartierung	Bialek

3.2.1. Deskriptive Ergebnisse.....	Bialek
3.2.2 Selektive Biotopkartierung.....	Bialek
3.2.3 Auswertung der Strukturmerkmale	Bialek
3.2.4 Auswertung der Bedeutung, wertbestimmende Merkmale.....	Bialek
3.2.5 Auswertung der Merkmale "Pflege/Management"	Bialek
3.2.6 Auswertung der Merkmale der Gefährdung/Beeinträchtigung	Bialek
3.3 Ergebnisse der Erhebung der Weingärten	Bialek
3.4. Ergebnisse der landscape metrics der Untersuchungsflächen.....	Bialek
3.5.Synoptische Auswertung	Schmied
3.5.1. Diversity indices	Schmied
3.5.2. Zusammenhang „Biotopausstattung und ausgewählte Farmland Birds“	Schmied
4. Diskussion	Bialek & Schmied
4.1 Methodenkritischer Aspekt	Bialek & Schmied
4.2. Ergebnisdiskussion.....	Bialek & Schmied
4.2.1. Diskussion der deskriptiven Ergebnisse der Biotopkartierung	Bialek
4.2.2. Parameter der selektiven Biotopkartierung.....	Bialek
4.2.3. Erhebung der Weingärten	Bialek
4.2.4. Bestandsrückgang von Offenlandvögeln	Schmied
4.2.5. Regressionsanalysen.....	Schmied
4.3. Gebietscharakteristische Leitarten.....	Schmied
4.3.1. Biotopausstattung der Feldlerchenreviere	Schmied
4.3.2. Biotopausstattung der Goldammerreviere	Schmied
4.3.3. Biotopausstattung der Neuntöterreviere	Schmied
4.3.4. Biotopausstattung der Stieglitzreviere	Schmied
4.3.5. Heidelerche in den Weingärten	Schmied
5. Fazit.....	Bialek & Schmied

Vorwort

Die vorliegende wissenschaftliche Arbeit wurde in Zusammenarbeit von Christoph Bialek und Alexander Schmied verfasst. Die Biotopkartierung wurde von Christoph Bialek vorgenommen, die Brutvogelkartierung führte Alexander Schmied durch. Der schriftliche Teil dieser Arbeit wurde gleichmäßig unter den beiden Autoren aufgeteilt und der jeweilige Verfasser ist am Anfang von jedem Kapitel und jeder Überschrift, sowie im Verfasserverzeichnis angeführt. Für die Vorauswahl der Probeflächen wurde eine im Jahr 2008 in Auftrag gegebene Biotopkartierung des Biosphärenparks Wienerwald herangezogen, für die Arbeiten in ArcGIS wurden eine Basemap und Orthofotos der Region von der Universität Wien zur Verfügung gestellt.

Unser Dank gilt dem Betreuer dieser Arbeit Dr. Thomas Wrbka, der uns bei der Themenfindung durch Berücksichtigung der Interessen und der Nähe zu den Wohnorten bereitwillig entgegengekommen ist. Besonders dankbar sind wir für die tatkräftige Unterstützung durch unsere Helfer im Feld, Dr. Norbert Sauberer und Dr. Georg Bieringer, die kurzerhand ihre Freizeit für unsere Fragen und Probleme geopfert haben. Ohne der Unterstützung des Biosphärenparks Wienerwald und insbesondere durch die Hilfe von MMag. Irene Drozdowski und Philipp Friedrich wäre die Recherche zum betreffenden Gebiet nur erschwert vorangeschritten.

Hiermit wird festgehalten, dass die wissenschaftliche Arbeit selbstständig verfasst wurde und die verwendete Literatur sowie alle anderen Quellen im Literaturverzeichnis angeführt sind.

1. Einleitung

Alexander Schmied

Der Wiener Raum war schon seit seiner ersten Besiedlung durch den Menschen im fünften Jahrtausend vor Christus einem ständigen Wandel unterworfen. Zu dieser Zeit bedeckte eine annähernd geschlossene Waldfläche die Region. Waldfreie Standorte waren vermutlich die Ausnahme. Erst durch die Besiedlung der ersten jungsteinzeitlichen Bevölkerung und durch ihr Wirken, wurden die geschlossenen Waldbereiche zunehmend zurückgedrängt.

Die vorteilhafte Lage Wiens an der Donau, die zahlreichen Quellen der Wienerwaldbäche, die als Trinkwasser genutzt werden konnten, sowie die günstigen Klima- und Bodenbedingungen wurden von den Römern schnell erkannt und bildeten die Grundlage für die Errichtung von größeren dauerhaften Siedlungen. (GRÜNWEIS & WRBKA 2011)

Mit dem Einsetzen der industriellen Revolution im 19. Jahrhundert wurde die artenreiche, traditionelle Kulturlandschaft aufgrund des steigenden Bevölkerungsdrucks in Siedlungsnähe durch eine Ausweitung des Stadtgebiets versiegelt, beziehungsweise im Umland durch großflächige, ausgeräumte Agrarlandschaft ersetzt. Traditionelle Kulturlandschaft wurde somit auf Bereiche und Regionen zurückgedrängt, die aufgrund der Steilheit ihres Geländes für landwirtschaftliche Maschinen nicht nutzbar waren und eine Intensivierung nicht möglich machten. Gerade in diesen Gebieten konnte sich durch jahrhundertelanger, wenn nicht Jahrtausende langer sanfter und störungsarmer Bewirtschaftung eine imposante Vielfalt an Arten und Lebensräumen entwickeln (GRÜNWEIS & WRBKA 2011). Doch diese Bereiche hoher Biodiversität liegen fragmentiert in intensiv genutzter Landwirtschaft. Die Folgen intensiver Landwirtschaft konnten INGER et al. (2015) aufzeigen. Sie stellten einen alarmierenden Rückgang weit verbreiteter Vogelarten in Europa in den letzten 30 Jahren fest. Während viele Weingartenfluren im Wiener Stadtgebiet dem steigenden Druck durch die wachsende Bevölkerung wichen, konnten die Weingärten entlang der Thermenlinie, obgleich auch hier die Bevölkerungsdichte spürbar zunahm, dennoch bewahrt werden. Ihr günstiger Standort vor den Toren Wiens, die eigenständigen Rebsorten und vor allem die Tatsache, dass sich viele Lesehöfe und Weingärten im Besitz von Klöstern in Passau, Melk, Lilienfeld oder Heiligenkreuz befinden, sicherte den Erhalt dieser. (GRÜNWEIS & WRBKA 2011)

Diese seit Jahrhunderten bestehende Kulturlandschaft beherbergt eine Vielzahl an Faunenelementen, die auf diesen Lebensraum angewiesen sind. Durch die Gründung des Biosphärenparks Wienerwald im Jahr 2005 und die begleitenden Schutzmaßnahmen wurde sichergestellt, dass die wirtschaftliche Nutzung dieser Region nicht auf Kosten der Natur oder

nachfolgender Generationen geht. (ARGE WIENERWALD 2002) Das Management des Biosphärenparks berät die Grundbesitzer über die Möglichkeiten nachhaltiger Nutzung. Neben der Schutzgebietskategorie eines Biosphärenparks steht die Thermenlinie auch unter dem Schutz der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (Richtlinie 92/43/EWG) sowie der Vogelschutz-Richtlinie (Richtlinie 2009/147/EG), der Europäischen Union. Das Gebiet "Wienerwald-Thermenregion" ist somit auch als Natura-2000 Gebiet (Europaschutzgebiet) ausgewiesen. Der Schwerpunkt dieser Schutzsysteme ist der Erhalt gefährdeter und bedrohter Arten und Lebensräume. Im ersten Anhang der Vogelschutzrichtlinie sind Arten enthalten, die aufgrund ihrer geringen Bestände besonders schutzbedürftig sind und für die Schutzgebiete auszuweisen sind.

Durch diese Schutzmaßnahmen werden aber Allerwärtsarten wie die Feldlerche oder das Rebhuhn nicht ausreichend geschützt, da sie enorm auf naturverträgliche Landnutzung angewiesen sind (DIEBOLD 2009). TEUFELBAUER (2010) und INGER et al. (2015) konnten einen solchen Rückgang gewöhnlicher Arten in den letzten Jahrzehnten nachweisen.

Das Problem, das sich daraus ergibt, liegt in der Bedeutung die weltweit häufig verbreitete Arten für die ecosystem functions und ecosystem services darstellen (SEKERCIOGLU 2010). Es ist in der Ökologie weithin bekannt, dass eine kleine Anzahl an Arten weit verbreitet ist, wohingegen der Großteil der Arten weitaus weniger häufig ist. Die wenigen dominanten Arten übernehmen eine wichtige Rolle der ecosystem functions, während den anderen Arten eine versichernde Funktion für disturbance durch Klimawandel oder ähnlichem zukommt. (HOBBS et al. 2007, HOOPER et al. 2005) Ein Rückgang dieser Arten bedeutet einen erheblichen Verlust für das Ökosystem. (INGER et al. 2015)

Ein solcher Rückgang ist auch in der Avifauna der Agrarlandschaft zu vernehmen.

Vögel zeichnen sich durch ihre hohe Mobilität aus. Ihr großflächiger Aktionsradius verdeutlicht die Notwendigkeit von entsprechend umfassenden Schutzgebieten und die Vernetzung eben dieser, sowie der Verzahnung von mehreren Schutzsystemen wie Schutzgebiete und ÖPUL-Flächen (Österreichisches Programm für umweltgerechte Landwirtschaft). WRBKA et al. (2005) unterstrichen die Vorteile von kleinteiliger Landschaft gegenüber einer ausgeräumten. So stehen dem arbeitswirtschaftlichen Nachteil, der einer kleinteiligen Landschaft inhärent ist, viele ökologische Vorteile eines dichten Biotopverbundes aus Ackerrainen und Hecken, die zahlreichen Nützlingen Rückzugsorte bieten und somit eine nachhaltige Bewirtschaftung fördern, gegenüber. Eine strukturreiche Landschaft bietet eine größere Fülle an Ressourcen mit einem dementsprechend hohen Potential an ökologischen Nischen (WALZ 2011). MICHEL & WALZ (2012) gehen davon aus, dass extensiv genutzte, unfragmentierte und

abwechslungsreich strukturierte Landschaften eine höhere Artenzahl beherbergen, als eine intensiv genutzte, zerschnittene und ausgeräumte Landschaft. Entscheidend hierbei sind die Randlinien, da sie sich als Übergangszonen der abiotischen Faktoren durch ein erhöhtes Angebot von ökologischen Nischen auszeichnen.

Vice versa eignen sich Vögel also im besonderen Maße als Indikatoren für die wissenschaftliche Evaluation von Schutzmaßnahmen auf landwirtschaftlichen Flächen, da sie rasch auf Veränderungen reagieren, ihre Reviere ein großes Gebiet abdecken und artspezifische Anforderungen an ihren Lebensraum stellen (DIEBOLD 2009).

Diese Masterarbeit soll Zusammenhänge zwischen Indikatorarten und ihren Habitaten aufzeigen. Mit Hilfe einer aktuellen Biotopkartierung der Kulturlandschaft und der umfassenden Erhebung von Strukturelementen, sowie einer Brutvogelerhebung soll gezeigt werden, ob und in welchem Ausmaß die bereits angewandten Umweltmaßnahmen zur Biodiversität in der Weinbaulandschaft beitragen und/ oder den Status quo aufzeigen.

1.1 Zielsetzung

Christoph Bialek & Alexander Schmied

Im Rahmen dieser Arbeit wurden ornithologische und landschafts-/vegetationsökologische Kernfragen formuliert.

Landschafts- und Vegetationsökologie:

- Welche Biotope kommen vor und gibt es Unterschiede zwischen kleinteiligen und ausgeräumten Untersuchungsflächen?
- Gibt es Unterschiede in der Qualität der Biotope (Strukturmerkmale, Pflege/Management,...)?
- Welche Eigenschaften haben die Weingärten im Untersuchungsgebiet hinsichtlich ihrer „Naturverträglichkeit“ der Weingartennutzung?

Ornithologie:

- Wie beeinflussen landwirtschaftlich nicht genutzte Landschaftselemente und Randlinienstrukturen das Vorkommen von Farmland Birds in der Weinbaulandschaft?
- Gibt es Unterschiede in der Vogeldiversität zwischen kleinteiligen und ausgeräumten Flächen?
- Wie wirkt sich naturverträgliche Weingartennutzung auf die Vogelwelt aus?

1.2. Gebietsbeschreibung

1.2.1 Der Wienerwald

Alexander Schmied

Der Wienerwald stellt den nordöstlichsten Ausläufer der Alpen dar und ist das größte zusammenhängende Laubwaldgebiet in Mitteleuropa. Klimatisch und biogeographisch lässt sich der Wienerwald als Übergangszone zwischen der mitteleuropäischen und der pannonischen Region einstufen. (SAUBERER et al. 2007)

Grundsätzlich unterscheidet sich die Geologie des Wienerwaldes in zwei Bereiche: Im Norden und Westen befindet sich der Flyschwienerwald, in der Flyschzone trifft man auf kalkarmen Mergel und Tonschiefer mit Sandsteineinlagerungen. Durch die enge Verzahnung von wasserdurchlässigen und wasserundurchlässigen Gesteinsschichten entsteht auf engem Raum eine mosaikartige Anordnung von unterschiedlichen Wiesentypen. Im Süden, im Kalkwienerwald dominiert Dolomitgestein, hier findet man Kalk und Karbonat. Die Vegetation lässt sich hier dem Pannonikum zuordnen. (FISCHER et al. 2011)

Die Böden im Kalkwienerwald bestehen aus flachgründigen Humusschichten. Das Zusammenspiel aus wasserdurchlässigen Bodenschichten und pannonischen Klima ergeben, dass sich entlang der Thermenlinie vermehrt Trocken- und Halbtrockenrasen befinden. Die Grenze zwischen Flyschwienerwald und Kalkwienerwald beginnt nördlich von Kalksburg und verläuft westlich zwischen den Tälern der Reichen und der Dürren Liesing. Durch diese geologischen Besonderheiten ergibt sich auch die außergewöhnliche Vielfalt der Region, neben

über 20 verschiedenen Waldtypen tragen auch Trockenbiotope wie Trockenrasen, Federgras- sowie Waldsteppen zur Diversität im Wienerwald bei. (MEKIS & PETER 2013)

1.2.2 Biosphärenpark Wienerwald

Alexander Schmied

Die Diversität an Gesteinsformen und Klimatypen, sowie an Lebensräumen und Arten unterstreichen die naturschutzfachliche Bedeutung des Wienerwaldes. Durch die Lage am Rande der Millionenstadt Wien stellten sich bei der Findung der passenden Schutzgebietskategorie für den Wienerwald besondere Anforderungen, insbesondere da dieses Gebiet schon lange im Spannungsfeld zwischen zunehmenden Nutzungsdruck und Naturschutzbemühungen stand. Erklärtes Ziel war es den Wienerwald auch für zukünftige Generationen als Naherholungsgebiet zu erhalten, ohne die vielfältigen Nutzungsansprüche einzuschränken. Im Oktober 2002 stand fest, dass sich das Biosphärenparkkonzept als die passende Schutzkategorie für den Wienerwald eignete.

Seit 2005 gilt der Wienerwald als Biosphärenreservat. Als Teil des Man and Biosphere Programms (MAB-Programm) der UNESCO soll ein Biosphärenpark ein Gleichgewicht schaffen zwischen dem Schutz der biologischen Vielfalt, der Förderung der wirtschaftlichen und sozialen Entwicklung und der Bewahrung der jeweiligen kulturellen Werte.

Als Biosphärenpark gliedert sich das Wienerwald-Gebiet in drei Zonen, eine Entwicklungszone, eine Pflegezone und eine Kernzone. Letztere beinhaltet ausschließlich Waldflächen die dezentral über das gesamte Gebiet verteilt sind und unter strengem Schutz stehen. Im Gegensatz zur Kernzone von Nationalparks, ist eine Nutzung der Wege innerhalb Biosphärenpark-Kernzonen erlaubt.

Der Großteil des Biosphärenparks liegt in 51 niederösterreichischen Gemeinden, den sieben Wiener Gemeindebezirken kommen 17% des Schutzgebiets zu. Insgesamt umfasst der Biosphärenpark Wienerwald eine Fläche von 105.645 Hektar. (LOISKANDL & MRKVICKA 2011)

1.2.3 Das Offenland und Kulturlandschaft im Biosphärenpark Wienerwald

Christoph Bialek

Unter dem Begriff "Offenland" versteht man ein Gebiet, welches keine Bewaldung aufweist und außerhalb vom Siedlungsgebiet liegt. Das Offenland besteht aus offenen Flächen wie z.B.

Wiesen, Weiden, Äcker, Weingärten, Brachen und kleinräumigen Landschaftselementen wie z.B. Hecken, Gebüsche, Feldgehölze, Raine, Böschungen und auch Gewässer und deren Begleitvegetation. (ARGE WIENERWALD 2002)

Unterteilt wird es in primäres und sekundäres Offenland. Das primäre Offenland besteht aus naturnahen, anthropogen nicht beeinflussten Teilen, wie z.B. primäre Fels-Trockenrasen oder Flachmoore, die im Gebiet der Thermenregion sehr selten, kleinräumig aber doch vorhanden sind. Das sind z.B. Flächen, die auch ohne menschlichen Einfluss offen bleiben, da sie entweder so trocken und flachgründig sind, dass sie keine waldartige Vegetation ausbilden können. Das primäre Offenland kann aber auch eine so feuchte Fläche sein (z.B. ein Flachmoor), dass hier ebenfalls keine großräumige, gehölzartige Vegetation aufgrund von zu hoher Feuchtigkeit entstehen kann.

Das sekundäre Offenland beinhaltet die Kulturlandschaft mit z.B. Wiesen, Weiden und Weingärten. Diese Landschaft wurde anthropogen stark geprägt durch verschiedene Nutzungsformen. Durch diese Nutzungsformen entstand aber auch im Laufe der Jahrhunderte eine relativ hohe Landschaftsvielfalt im Gebiet.

Generell spricht man gleichzeitig auch vom Rückgang der Biodiversität in Kulturlandschaften. Fast die Hälfte der Arten der Roten Liste kommt in Kulturlandschaften und landwirtschaftlichen Biotopen vor (KORNECK & SUKOPP 1988).

Es ist auch bekannt, dass ebenfalls die Hälfte der schutzwürdigen Landschaften, traditionell genutzte Kulturlandschaften, wie etwa weinbaudominierte Hangzonen Ostösterreichs oder grünlandgeprägte Seebeckenlandschaften, sind. In beiden Typengruppen hat das Jahrhunderte lange Zusammenleben von Mensch und Natur eine hohe Lebensraumvielfalt geschaffen, die, aufgrund der oft schwierigen lokalen Bedingungen, auch bis heute erhalten geblieben ist. (WRBKA et al. 2005)

Es gibt zahlreiche alte Studien über das Thema „Kulturlandschaften“. Viele solche Studien befassen sich mit dem allgemeinen Begriff der Kulturlandschaften und sind zum Teil überregionale Studien. Der aktuelle Wissensbedarf besteht aber in differenzierten und räumlich-expliziten Untersuchungen, die von dem regionalen Zusammenhang zwischen „Landschaftsstruktur“ und „Biodiversität“ handeln. Vergleiche zwischen unterschiedlichen Landschaftsgebieten werden ebenfalls immer öfters vorgenommen. Deswegen sollte ein größerer Fokus auf regionalisierte Studien gelegt werden, was auch in dieser Arbeit behandelt wurde. Das ist ebenfalls ein Grund für die Motivation und die Analysen dieser Arbeit.

1.2.4 Entwicklung der Kleinteiligkeit in der Kulturlandschaft der Thermenregion

Christoph Bialek

Durch die meist südexponierte Hanglage entlang der Thermenlinie, erfolgte wie bereits erwähnt, schon in der Frühzeit eine weinbauliche Nutzung. Im Laufe der Jahrhunderte entstanden aus sozialen und wirtschaftlichen Gründen, die sich auf die Grundbesitzgrenzen und -strukturen auswirkten, sehr kleinen Parzellen. Verbunden mit den Steilhängen, dem hügeligen Gelände und der damit verbundenen Erosionsgefahr, konnte sich ein derartiges Mosaik der Kulturlandschaft bilden. Viele Parzellen wurden dann im Laufe der Zeit aufgegeben, überwuchert und teilweise wieder aufgenommen. Es entstanden Heckenstrukturen, Böschungen, Raine, Trockenflächen, Grasstreifen, Trockenmauern und Lesesteinhaufen. Das Resultat ist eine Kombination von naturnaher Kultivierung, Nutzungsaufgabe und -wiederaufnahme und Verbuschung. (WRBKA & GRÜNWEIS 2010).

1.2.5 Lage

Alexander Schmied

Für die vorliegende Arbeit wurde das Weinbaugebiet südlich von Wien entlang der Thermenlinie untersucht. Diese stellt die Abrisskante der Nördlichen Kalkalpen zum östlich gelegenen Wiener Becken dar. Als Teil des Biosphärenparks Wienerwald liegen die Untersuchungsgebiete in der Thermenregion Wienerwald. Die Weinbaulandschaft zwischen Bad Vöslau im Süden und Kalksburg (Wien) als nördlichstes Untersuchungsgebiet wurden für die Brutvogelerhebung und die Biotopkartierung im Frühjahr und Sommer 2015 aufgesucht. Die Untersuchungsgebiete liegen in den Gemeinden Bad Vöslau (Ortsteil Gainfarn und Großau), Baden, Pfaffstätten, Traiskirchen, Gumpoldskirchen, Perchtoldsdorf und im Wiener Bezirk Liesing.

1.2.6 Geologie der Thermenlinie

Christoph Bialek

Der Untergrund des Wiener Beckens, durch das sich die Thermenlinie erstreckt, besteht aus verschiedenen alpinen Zonen, die hier in die Tiefe fallen (Grauwacken-, Kalk- und Flyschzone). Deswegen wird die Thermenlinie auch oft als Störungs- oder Bruchzone bezeichnet. Die Thermenlinie ist unterteilt in verschiedenen Brüchen (z.B. Badener Bruch, Eichkogler Bruch)

und ist eine zusammenfassende Bezeichnung für diese Bruchzone im südlichen Wiener Becken. Aufgrund dieser Störungen kann mineralreiches, heißes Wasser von sehr tiefen Lagen zur Oberfläche strömen. Die Störungszone begrenzt sich jedoch nicht nur auf das Wiener Becken, sondern sie verläuft noch weiter nördlich bis nach Südmähren (Tschechische Republik), wo es auch einige Quellaustritte gibt. Aufgrund der tektonisch aktiven Lage kommt es im südlichen Wiener Becken mit relativ hoher Häufigkeit auch zu Erdbeben. (KÜPPER 1951)

Das Wiener Becken besteht aus marinen, brackischen und fluvatilen Bodenschichten. Sand, Kalk und Konglomerate (z.B.: Vöslauer Konglomerat) befinden sich an den Gebirgsrändern. Tegel (Tone) befinden sich hingegen in der Beckenmitte. (KÖBER 1926)

An den Hängen haben sich über den Schwemmlandschichten und dem Verwitterungsmaterial schwere, lehmige und sandige Böden gebildet. Die drei Wichtigsten im Gebiet sind Tschernosem (Schwarzerde), Braunerde und Pararendzina, die sich zum Teil gut für den Weinbau eignen.

1.2.7 Klima und Vegetation der Thermenlinie

Christoph Bialek

Das Wiener Becken hat im Gegensatz zum Wienerwald selbst, schon einen Einfluss des pannonischen Klimas. Es ist eine Übergangszone vom westlich liegenden alpinen Klima zum östlich liegenden pannonischen Klima. Das pannonische Klima ist geprägt von kälteren Wintern und wärmeren Sommern, also von größeren Jahresamplituden. Im Durchschnitt liegt die Amplitude zwischen den Mittelwerten der Extremmonate bei etwa 20 °C bis 22 °C. Zusätzlich hält sich der Jahresniederschlag meist unter 800 mm. Die Niederschläge fallen auch an weniger als 110 bis sogar 100 Tagen im Jahr. (ZWITTKOVITS 1983)

Dieser Klimaeinfluss begünstigt das Wiener Becken und die Thermenregion und macht das Gebiet wesentlich trockener als die östlichen Areale im Wienerwald und den Voralpen.

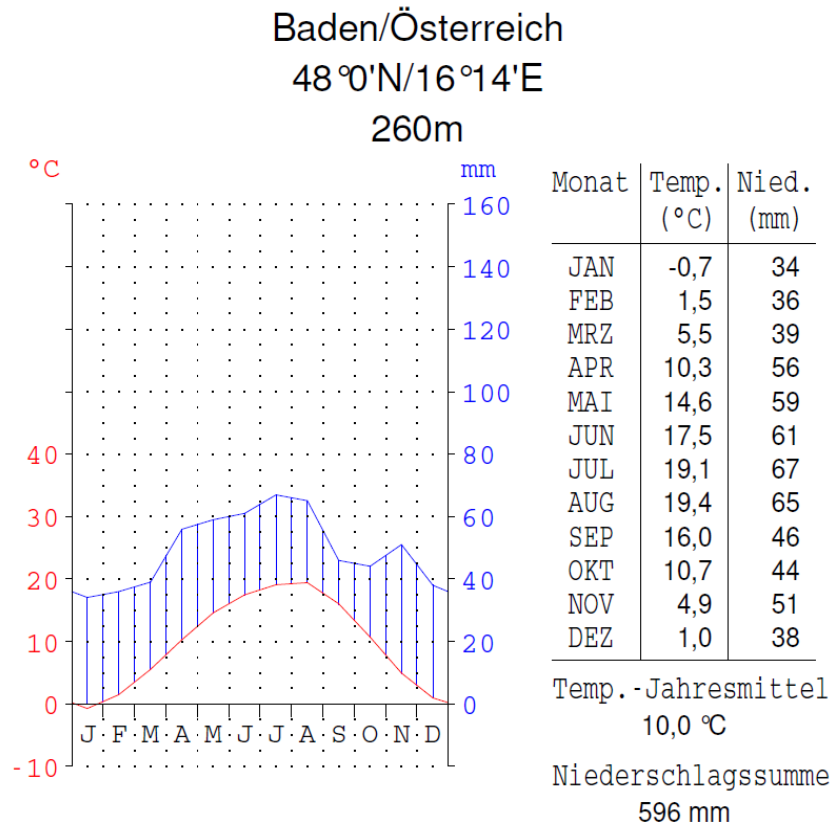


Abbildung 1: Klimadiagramm von Baden bei Wien stellvertretend für die Thermenregion (Daten: ZAMG)

In Abb.1 sieht man, dass die Jahresniederschlagssumme in Baden nur 596 mm beträgt. Theoretisch ist die Grenze für die Ausbildung eines geschlossenen Waldes bei ca. 600 mm Jahresniederschlag. (GRABHERR 1997) Dies zeigt, dass hier schon das pannonische Klima einen Einfluss auf das Gebiet hat.

Die Vegetation der Thermenlinie ist an manchen Flecken viel trockener als im östlich liegenden Wienerwald. Diese Reste beinhalten Halbtrocken- und Trockenrasen und andere Trockenvegetationen. Solche Flecken werden immer seltener im Gebiet. Abgesehen vom Trockenland gibt es zahlreiche trockene Glatthaferwiesen (*Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum*), Weiden und Weingärten. Die angrenzende Kulturlandschaft ist teilweise extensiv genutzt und bietet einer Reihe von gefährdeten Arten einen Lebensraum. Auch die Lage der Thermenregion im biogeographischen Übergangsbereich ist verantwortlich für die relativ hohe Artenvielfalt. Besonders hervorzuheben ist das Vorkommen der Heidelerche an den Waldrändern und Hängen der Thermenregion.

1.2.8 Anthropogen beeinflusste Vegetation und Weingärten

Christoph Bialek

In der Thermenregion befinden sich die meisten landwirtschaftlich nutzbaren Flächen eher im flachen Gelände oder im unteren Hangbereich. Weingärten besitzen meist eine Segetal- und/oder Grasvegetation. Von Bewässerung wird meist abgesehen und der Pestizideinsatz gestaltet sich als relativ moderat. In dieser Arbeit wird auf die Bewässerung und den Pestizideinsatz noch näher eingegangen.

Zwischen den Weingärten, die im Gebiet den Hauptanteil der Kulturlandschaft bilden, befinden sich aber auch mehr oder weniger naturnahe Privat- und Obstgärten. Besonders hoch ist die Anzahl der Strukturelemente und Kleinbiotope wie z.B. Lesesteinhaufen. An Kleinbiotopen sind im Untersuchungsgebiet vertreten: Hecken, Feldgehölze, Feldraine und Böschungen, sowie Einzelbäume und einzelne Mähwiesen, Weiden und Brachen in unterschiedlichen Alters- und Sukzessionsstadien. Brachflächen bilden den größten Anteil der nicht landwirtschaftlich genutzten Fläche. Diese Flächen haben ein hohes Potential, bei entsprechenden Klima- und Bodenvoraussetzungen, auch eine Trocken- Halbtrockenrasengesellschaft zu entwickeln. (ZINÖCKER 1992, ELLENBERG 1996 und MEKIS & Peter 2013)

1.2.8 Fauna der Thermenlinie

Alexander Schmied

Der Wienerwald ist durch seine enge Verzahnung von geologischen Untergründen im Nord-Süd-Verlauf, seinem Wechsel von klimatischen Bedingungen im West-Ost-Gefälle und durch die unterschiedlichen Bodenschichten stark geprägt (SAUBERER et al. 2007, Fischer et al. 2011). Die Thermenlinie stellt den östlichen Grenzraum des Wienerwaldes dar, ihr Boden ist geprägt durch Karbonatgestein und das Klima ist vorwiegend pannonisch geprägt. (KÜPPER 1951, ZWITTKOVITS 1983)

Dadurch bietet die Thermenlinie eine Nord-Süd-orientierte Migrationsroute für thermophile submediterrane Arten. In diesem Gebiet finden sich Reptilien wie Smaragdeidechse, *Lacerta viridis*, Zauneidechse, *Lacerta agilis*, und Äskulapnatter, *Zamenis longissimus*. Insekten wie die Sandbienen, *Adrena sp.*, nützen die offenen Böden zum Bau ihrer Brutröhren. Die blütenreichen Wiesen bieten Lepidopteren wie dem Schachbrett, *Melanargia galathea*, dem Kleinen Wiesenvögelchen, *Coenonympha pamphilus*, dem Kleinen Perlmutterfalter, *Issoria lathonia*, und dem Hauhechel-Bläuling, *Polyommatus icarus*, adäquate Habitate. Hervorzuheben ist auch, dass die Thermenregion eines der bedeutendsten Brutvorkommen der Heidelerche in Österreich darstellt. (DVORAK et al. 2009)

2. Material und Methoden

2.1. Auswahl der Untersuchungsflächen

Alexander Schmied

Bei vorliegender Arbeit handelt es sich um eine Stichprobenerhebung der Landschaft und der darin enthaltenen Brutvögel. Es wurde ein geschichtetes einfaches Stichprobenverfahren gewählt, dabei wird die Grundgesamtheit, also alle Quadranten, in Teilgesamtheiten, sogenannten „Schichten“, in unserem Fall Themen der Landschaft, unterteilt. Daraus wurden dann unabhängige Stichproben gezogen. Ziel dieses geschichteten einfachen Stichprobenverfahrens war die Repräsentativität der Stichproben für das gesamte Thermengebiet. (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2013)

Das ausgewählte Gebiet der Biosphärenparkregion umfasste insgesamt 33x51 Quadranten zu je 25 ha. Zur Unterteilung der Quadranten wurde in ArcGIS ein "fishnet" mit 500 x 500 m über die Orthofotos gelegt. Um die Auswirkungen der Themen der Landschaft auf die brütende Avifauna zu untersuchen, wurde die Landschaft in drei Kategorien unterteilt. Dafür wurde die bereits bestehende Biotopkartierung aus dem Projekt "Weinbaulandschaften an der Thermenlinie" des Biosphärenparks Wienerwald (2008) verwendet und die Lebensräume in die Themen Wald, Siedlung und Landwirtschaft eingeteilt. Die so entstandenen Quadranten wurden dann im ArcGIS in die vier Gruppen Landwirtschaft (L), Landwirtschaft und Siedlung (LS), Landwirtschaft und Wald (LW) sowie Landwirtschaft, Wald und Siedlung (LWS) eingeteilt. Flächen mit einem geringeren Anteil an landwirtschaftlichen Flächen als 50% der Gesamtfläche, also weniger als 12,5 ha, wurden im sampling design nicht berücksichtigt.

Die Flächen wurden dann mittels der vorhandenen Biotopkartierung des BPWW anhand von Verhältnis von "unfarmed features" (nicht bewirtschaftete Landschaftselemente) zur Gesamtfläche von 500 x 500 m in *kleinteilig* und *ausgeräumt* unterteilt (L_k, L_a, LS_k, LS_a, LW_k, LW_a) unterteilt. Unter "unfarmed features" fielen Ackerraine, Böschungen, Säume, Lesesteinhaufen, Steinriegel, Hecken, Einzelbäume, Trocken- und Halbtrockenrasen und Brachen. Als Schwellenwert für "Kleinteiligkeit" wurde der Literaturwert von mindestens 10% „unfarmed features“ pro Quadrant gewählt. Anfangs wurde der Schwellenwert bei 5% definiert. Da sich aber dieser Wert als unpraktisch erwies, weil fast alle Quadranten mit diesem Schwellenwert als „ausgeräumt“ bezeichnet wurden, wurde die 10%- Marke herangezogen.

Aufgrund der geringen Anzahl an Flächen die alle drei, von uns definierten, Themen enthielten (LWS), wurde in dieser Gruppe auf eine Unterteilung in *kleinteilig* und *ausgeräumt* verzichtet. Aus den Flächen, der insgesamt sieben Gruppen, wurden dann zufällig drei Probeflächen ausgewählt (Abb.2). Die in Tabelle 1 enthaltenen 21 Flächen wurden per Zufallsgenerator ausgewählt.

Tabelle 1: Bezeichnung der Probeflächen

Landwirtschaft ausgeräumt	L_a_7	L_a_18	L_a_19
Landwirtschaft kleinteilig	L_k_14	L_k_40	L_k_43

Landwirtschaft & Siedlung ausgeräumt	LS_a_9	LS_a_33	LS_a_70
Landwirtschaft & Siedlung kleinteilig	LS_k_11	LS_k_50	LS_k_73
Landwirtschaft, Siedlung & Wald	LSW_1	LSW_4	LSW_5
Landwirtschaft & Wald ausgeräumt	LW_a_3	LW_a_8	LW_a_14
Landwirtschaft & Wald kleinteilig	LW_k_10	LW_k_17	LW_k_18

			ausgeräumt (a)							
		L		S			W			
L_a_18	L_a_19	L_a_7		LS_a_33	LS_a_9	LS_a_70		LW_a_8	LW_a_3	LW_a_14
			kleinteilig (k)							
		L		S			W			
L_k_43	L_k_14	L_k_40		LS_k_11	LS_k_50	LS_k_73		LW_k_10	LW_k_18	LW_k_17
			L-S-W							
				LSW_1	LSW_5	LSW_4				

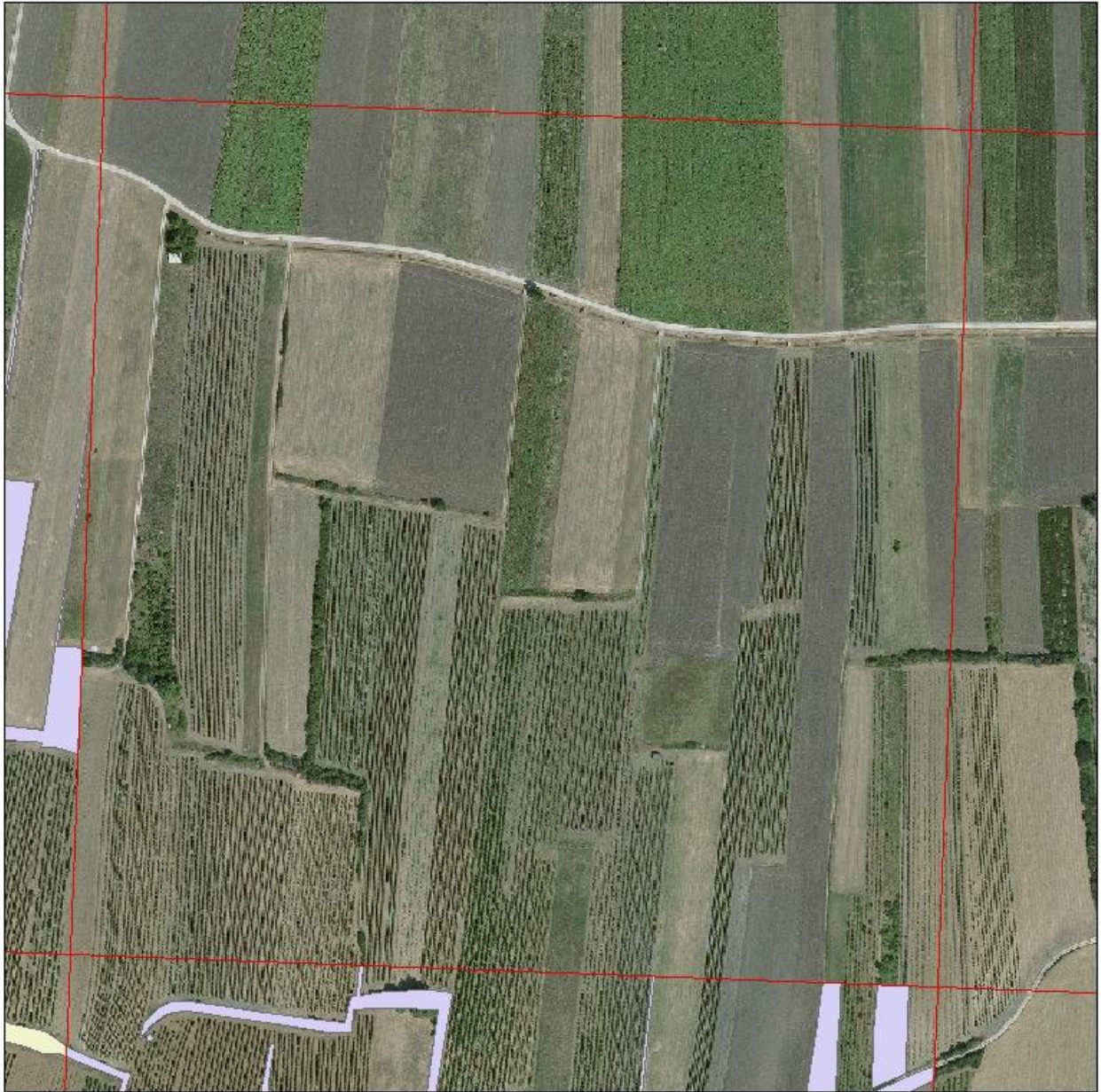
Abbildung 2: Übersicht aller Untersuchungsflächen mit ihrer thematischen Zugehörigkeit. L = Landwirtschaft, W = Waldanteil, S = Siedlungsanteil

2.2. Beschreibung der Untersuchungsflächen

Probeflächen 7, 11, 14 und 9 südlich von Gainfarn/Bad Vöslau

Alexander Schmied

Das Untersuchungsgebiet südlich von Bad Vöslau/ Gainfarn besteht zum größten Teil aus landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen. An den Güterweg schließt sich ein Teich an, der für fischereiwirtschaftliche Zwecke genutzt wird, umsäumt von einem kleinen Wald. In diesem Gebiet finden sich einige Brachen sowie eine Baumreihe die als Relikt einer Streuobstwiese verblieben ist. Neben Weingärten trifft man auch auf ein eingezäuntes Gebiet in dem Blaufichten, *Picea pungens*, angepflanzt wurden.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft ausgeräumt Probefläche 7
L_a_7



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 3: Quadrant L_a_7 südlich Gainfarn



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung kleinteilig Probefläche 11
LS_k_11



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 4: Quadrant LS_k_11



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft kleinteilig Probefläche 14
L_k_14



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 5: Quadrant L_k_14



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung ausgeräumt Probefläche 9
LS_a_9



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 6: Quadrant LS_a_9

Probeflächen 18 und 19 nördlich von Großau/Bad Vöslau

Christoph Bialek

Diese Probeflächen enthalten weiträumige Ackerflächen und Intensivwiesen. Quer durch die Flächen verläuft ein begradigter Bach mit einer Baumreihe als Ufervegetation.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft ausgeräumt Probefläche 18
L_a_18



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 7: Quadrant L_a_18



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft ausgeräumt Probefläche 19
L_a_19



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 8: Quadrant L_a_19

Probefläche 10 westlich von Gainfarn/ Bad Vöslau:

Christoph Bialek

Diese interessante Fläche hat Anteil am Wienerwald und besitzt einen strukturreichen Waldrand mit einigen Halbtrockenrasenelementen. Diese Halbtrockenrasen sind aber akut durch Verbuschung gefährdet. Des Weiteren befinden sich zwischen den Weingärten immer wieder komplexe Heckenstrukturen.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Wald kleinteilig Probefläche 10
LW_k_10



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 9: Quadrant LW_k_10

Probefläche 1 Ort Großau/ Bad Vöslau:

Christoph Bialek

Folgende Fläche enthält fast das gesamte Ortsgebiet von Großau und auch ein Stück Waldgebiet im Südwesten. Der Ort Großau ist von naturnahen Gärten und Bauernhöfen geprägt. Umgeben ist der Ort von Ackerflächen und Wiesen.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft, Siedlung & Wald Probefläche 1
LSW_1



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 10: Quadrant LSW_1

Probefläche 3 südlich von Großau/ Bad Vöslau:

Christoph Bialek

Die Landschaft dieser Probefläche wurde nur von Norden bis hin zum zentralen Feldweg aufgenommen, da hier die Grenze der Biotopkartierung des BPWW herrschte. Abgesehen von Äckern und einigen wenigen Hecken auf dem gesamten Quadranten, befindet sich im Osten der Fläche eine kleinräumige, naturnahe Landschaft. Diese umfasst Baumhecken, Baumreihen, Böschungen und dazwischen artenreiche Wiesen.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Wald ausgeräumt Probefläche 3
LW_a_3



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 11: Quadrant LW_a_3

Probefläche 8 nördlich von Großau/ Bad Vöslau:

Christoph Bialek

Den größten Anteil in dieser Fläche besitzen Äcker, das Waldgebiet im Nordosten und das relativ großräumige Feldgehölz im Süden. Ebenfalls auf dieser Fläche ist ein begradigter Bach der teilweise eine kleinräumige Auenlandschaft aufweist, aber auch einige Robinienbestände enthält.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Wald ausgeräumt Probefläche 8
LW_a_8



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 12: Quadrant LW_a_8

Probefläche 14 nord- westlich von Großau/ Bad Vöslau:

Christoph Bialek

Fläche 14 enthält großräumige Äcker, die mehr als die Hälfte der Fläche ausmachen. Im Norden der Fläche befinden sich zwei Wiesen, die floristisch interessant sind. Diese Wiesen sind jedoch im Prinzip jagdlich gesperrt, da hier ein Jagd-Schießplatz angelegt ist. Im Nordosten der Fläche beginnt der Wienerwald und dort befindet sich sogar schon der Beginn einer Kernzone des BPWW.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Wald ausgeräumt Probefläche 14
LW_a_14



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 13: Quadrant LW_a_14

Probefläche 33 südlich von Baden:

Christoph Bialek

Folgende Fläche bei Baden ist geprägt von weitläufigen Ackerflächen (Raps) und von Weinbaulandschaft. Kleine Gräben durchziehen das Gebiet, die aber zu den Erhebungszeitpunkten weitestgehend ausgetrocknet waren. Östlich dieser Fläche grenzt das Gelände der, nicht mehr in Betrieb stehenden, Martinek- Kaserne Baden an.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung ausgeräumt Probefläche 33
LS_a_33



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 14: Quadrant LS_a_33

Probefläche 17 westlich von Pfaffstätten:

Christoph Bialek

Diese Fläche enthält relativ viel Waldgebiet. Das Offenland besteht hauptsächlich aus Weinbau, durchzogen von Böschungen und Hecken. Im Waldgebiet selbst befinden sich noch zwei Lichtungen, die man als Halbtrockenrasen bezeichnen kann.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Wald kleinteilig Probefläche 17
LW_k_17



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 15: Quadrant LW_k_17

Probefläche 18 nord- westlich von Pfaffstätten (Naturschutzgebiet Glaslauterriegel-Heferlberg)

Christoph Bialek

Diese Probefläche ist mit Abstand eine der interessantesten. Hier befindet sich ein Teil des Naturschutzgebietes “Glaslauterriegel-Heferlberg”, welches aus einem Mosaik von beweideten Halbtrockenrasen, Waldflächen und Heckenkomplexen besteht.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Wald kleinteilig Probefläche 18
LW_k_18



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 16: Quadrant LW_k_18

Probefläche 40 westlich von Traiskirchen:

Christoph Bialek

Die folgende Fläche ist von Weinbaulandschaft geprägt. Im Nordosten der Fläche befinden sich einige Heckenkomplexe auf einem Hügel. Auf der Spitze des Hügels liegt die Urbanuskapelle.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft kleinteilig Probefläche 40
L_k_40



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 17: Quadrant L_k_40

Probefläche 43 westlich von Traiskirchen:

Christoph Bialek

Diese Fläche ist ebenfalls von Weingärten geprägt. Im Zentrum der Fläche befindet sich eine Holunderplantage und im Süden eine Geländekuppe. Auf dieser Kuppe liegt ein Feldgehölz aus Flaumeichen und eine Lichtung, die einen besonderen Halbtrockenrasen beinhaltet.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft kleinteilig Probefläche 43
L_k_43



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 18: Quadrant L_k_43

Probefläche 50 westlich von Traiskirchen:

Christoph Bialek

Im Südosten dieser Probefläche befindet sich der Wiener Neustädter Kanal, der als Biotoptyp "Kanal/ Künstliches Gerinne" definiert wurde. Nebenbei befindet sich im Zentrum der Fläche eine Pferderanch, im Süden eine Gartensiedlung und dazwischen eine Weinbaulandschaft.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung kleinteilig Probefläche 50
LS_k_50



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 19: Quadrant LS_k_50

Probefläche 4 nord- westlich von Gumpoldskirchen:

Christoph Bialek

Im Südosten der Probefläche befindet sich das Siedlungsgebiet von Gumpoldskirchen. Diese Probefläche ist sehr hügelig und beinhaltet relativ viele Weingärten, Heckenstrukturen und vereinzelt auch Halbtrockenrasenflächen. Im Nordwesten der Fläche befindet sich der aufgelassene Steinbruch von Gumpoldskirchen. Die Halbtrockenrasen im Westen der Fläche sind bereits zur Gänze verschwunden und zu Waldfläche geworden.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft, Siedlung & Wald Probefläche 4
LSW_4



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 20: Quadrant LSW_4

Probefläche 5 nördlich von Gumpoldskirchen:

Christoph Bialek

Folgende Fläche ist dominiert vom Weinbau mit vereinzelt Einzelbäumen. Im Süden der Fläche befindet sich das Siedlungsgebiet von Gumpoldskirchen.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft, Siedlung & Wald Probefläche 5
LSW_5



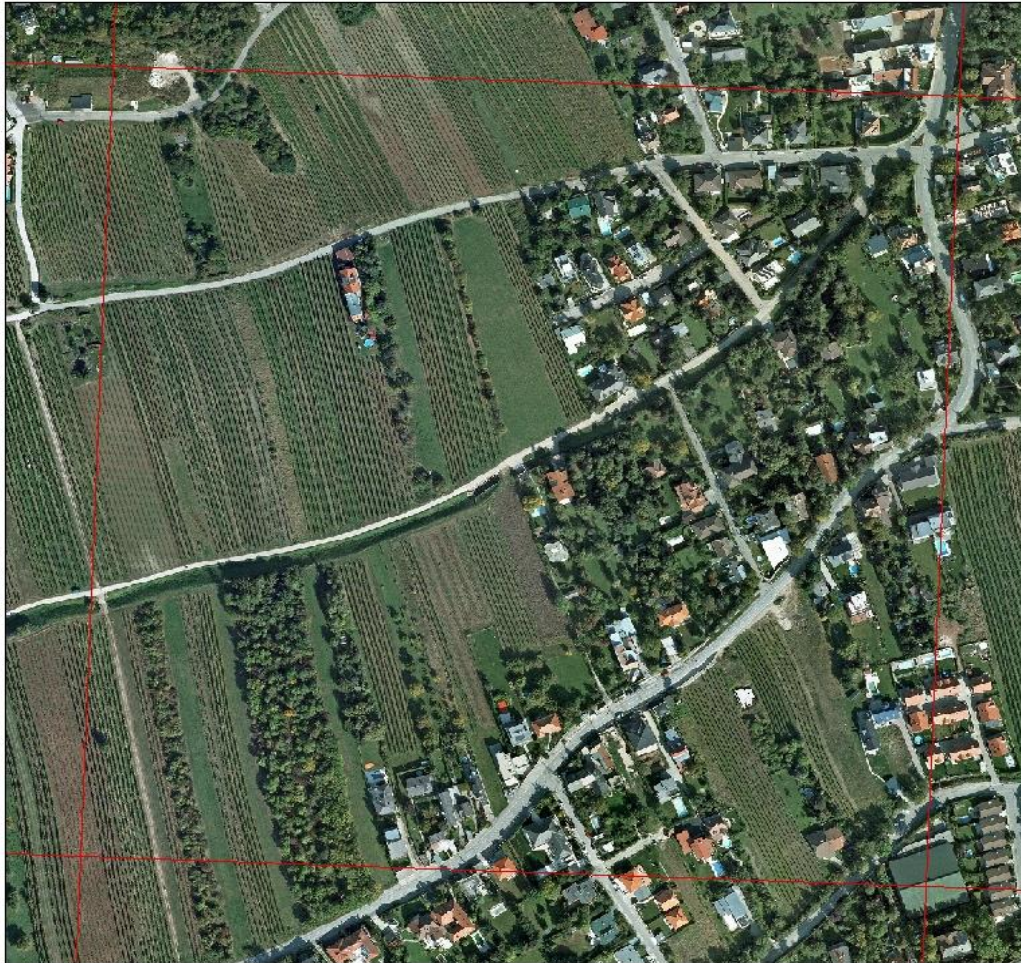
© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 21: Quadrant LSW_5

Probefläche 70 Perchtoldsdorf

Christoph Bialek

Diese Probefläche am Rande von Perchtoldsdorf beinhaltet Weingärten, Wiesen und einige Naturgärten. Sie wird von einem begradigten Bach durchzogen.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung ausgeräumt Probefläche 70
LS_a_70



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 22: Quadrant LS_a_70

Probefläche 73 Kalksburg/Wien

Christoph Bialek

Folgende Fläche in Kalksburg enthält Siedlungsgebiet, den Friedhof Kalksburg, relativ große Feldgehölze und Weingärten. Im westlichen Teil der Probefläche befindet sich ein eindrucksvoller Trespen-Halbtrockenrasen.



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung kleinteilig Probefläche 73
LS_k_73



© Alexander Schmied, BSc

Abbildung 23: Quadrant LS_k_73

2.3. Brutvogelkartierung

Alexander Schmied

Als Methode für die Erhebung der Brutvögel wurde die Linienkartierung gewählt. (SÜDBECK et al. 2005) Bei der Linienkartierung wurde jede Probefläche im Zeitraum von März bis Juli 2015 insgesamt viermal auf vorher festgelegten Strecken begangen. Die Erhebung der Brutvögel erfolgte anhand von direkten Nachweisen: akustisch sowie visuell. Berücksichtigt wurden dabei Reviergesänge, Rufe, sowie auch Sichtungen von Tieren. Auf Durchzug befindliche Individuen oder Trupps wurden nicht in die Erhebung aufgenommen. Die Begehung der Flächen wurde vormittags, 3-5 Probeflächen, und am späten Nachmittag, 2-3 Probeflächen, durchgeführt um die Hauptaktivität des Reviergesangs abzudecken. In den Mittagsstunden wurden, wenn möglich, keine Erhebungen durchgeführt, da die Gesangsaktivität hier am niedrigsten ist (mündl. Mitteilung N. Sauberer). Aus demselben Grund wurde bei Regen oder starkem Wind auf eine Begehung verzichtet. Daraus erklärt sich die zweiwöchige Pause Ende März, hier wütete das Sturmtief "MIKE" und anschließend das Tief "NIKLAS" über Österreich. Für die Erhebungen wurden durchschnittlich 30-45 Minuten aufgewendet, abhängig von der Zugänglichkeit der Gebiete. Die so erhobenen Brutvögel wurden auf den Orthofotos der Probeflächen eingetragen und mit den von BirdLife empfohlenen Atlascodes für den Brutvogelatlas versehen (s= Gesang, r=Ruf, f= Altvogel mit Futter im Schnabel und P= Paar). Für die spätere Visualisierung im ArcGIS wurden die Reviergrenzen anhand der benachbarten Artgenossen abgeschätzt und auf den Orthofotos vorab eingezeichnet.

2.4. Die Reviere

Alexander Schmied

2.4.1. Ermittlung und Übertragung der Reviergrößen

Die Ergebnisse der Orthofotos wurden anschließend in eine Basemap in ArcGIS übertragen, dabei steht jeder point feature für ein gesichtetes Individuum (Abb.24). Im Anschluss konnte mit dem Berechnen der unterschiedlichen Reviergrößen fortgesetzt werden. Hierfür wurde auf Literaturwerte für Reviergrößen der betroffenen Vogelarten aus dem Handbuch der Vögel Mitteleuropas (BAUER & BLOTZHEIM, 2001) zurückgegriffen. Die daraus errechneten Mittelwerte wurden für die Visualisierung in ArcGIS herangezogen. Die entsprechenden

Reviergrößen wurden als Buffer über die Einzelpunkte der betroffenen Art der Revierkartierung gelegt. Um die unterschiedlichen Bedürfnisse der Individuen zu berücksichtigen, wurden für jede Art eigene Reviergrößen ermittelt (Abb. 25). Die Reviergrößen wurden später für die Ermittlung der Biotopausstattung herangezogen.

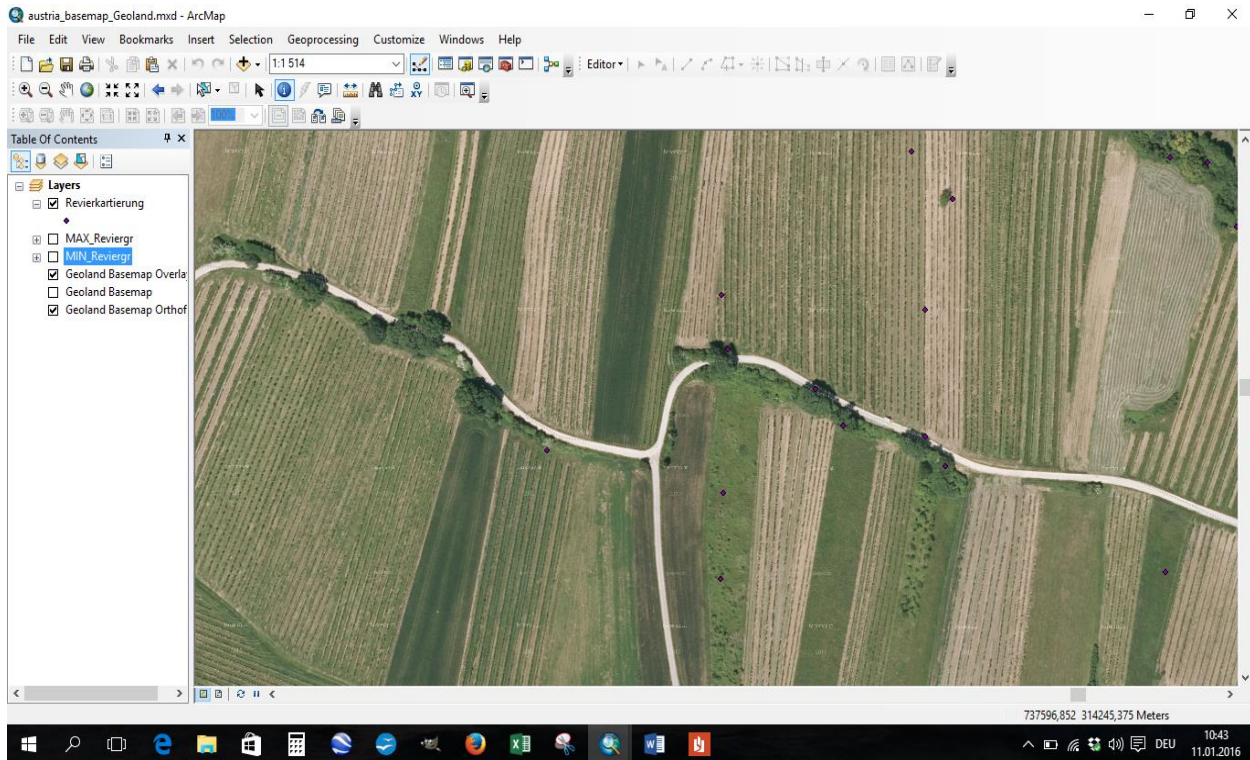


Abbildung 24: Ausschnitt Gainfarn, violette Einzelpunkte (point features) stehen für je ein nachgewiesenes Individuum

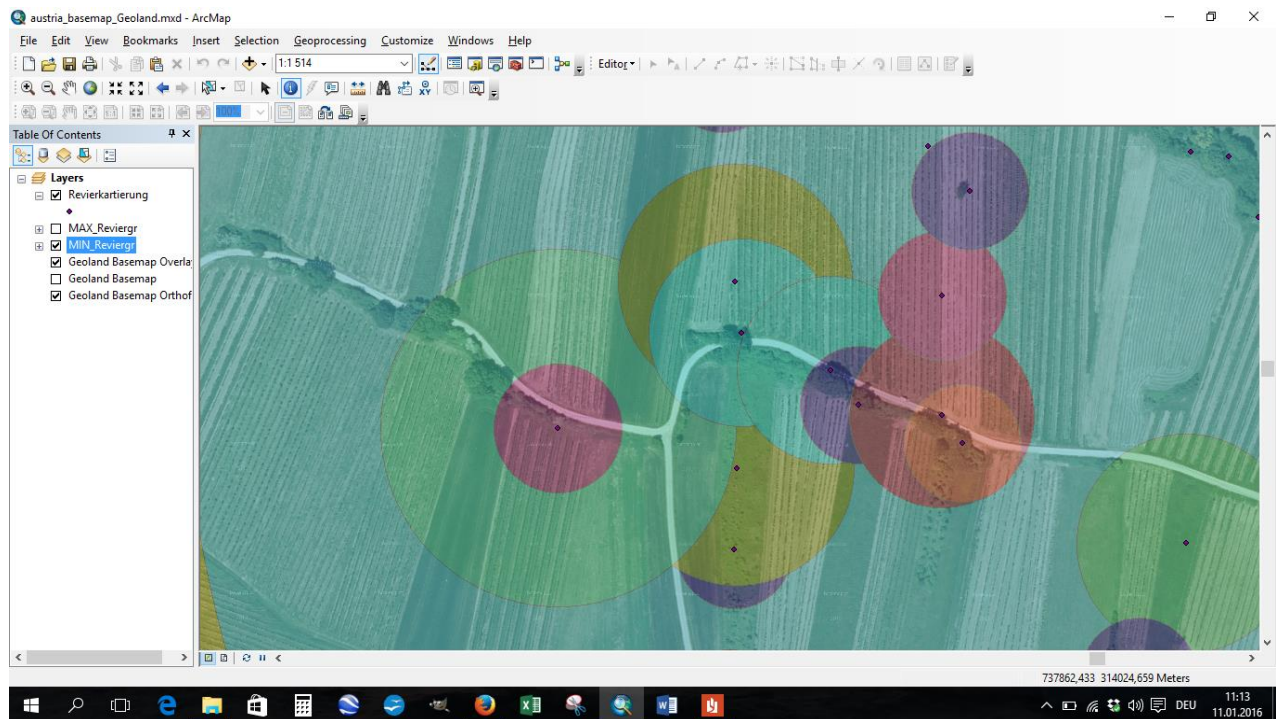


Abbildung 25: Ausschnitt Gainfarn, die Reviergrößen für die einzelnen Arten wurden mittels buffer visualisiert, zu sehen sind unter anderem die Reviere für Goldammer, Stieglitz, Neuntöter und Kohlmeise

2.4.2. Generieren der Absenzzpunkte

Für die Ermittlung der Absenzzpunkte wurde ein Raster über das Untersuchungsgebiet gelegt. Dabei wurde für jede Art eine spezifische Zellgröße gewählt, die der zuvor ermittelten Reviergröße entsprach. Rasterzellen die keinen Nachweis eines Reviers enthielten wurden als Absenzzreviere definiert. Diese bildeten die Grundgesamtheit. Daraus wurden die Stichproben gezogen, die Anzahl entsprach der Anzahl der Präsenzzpunkte.

2.5. Farmland Bird Index (FBI)

Der Indikator "Biodiversität: Bestand der Feldvögel" im Folgenden als Farmland Bird Index oder FBI bezeichnet, dient unter den Mitgliedsstaaten der Europäischen Union als verpflichtender Indikator der Achse 2 der Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums (Verordnung (EG) Nr. 1974/2006) und setzt sich aus den Bestandstrends typischer Kulturlandvögel zusammen. Die Zusammensetzung dieses Index soll durch die unterschiedlichen Lebensraumansprüche, der darin enthaltenen Vogelarten, die verschiedenen Nischen und Lebensräume innerhalb des

Kulturlands weitgehend abdecken. (EUROPÄISCHE KOMMISSION 2006, FRÜHAUF & TEUFELBAUER 2018)

Dadurch lässt sich der FBI für die Gesamtheit der Kulturlandlebensräume heranziehen. Um die Aussagekraft des FBI für die ländliche Entwicklung innerhalb Österreichs zu gewährleisten, musste eine österreich-spezifische Artenliste mit typischen Kulturlandvögeln erstellt werden. Im Jahr 2007 wurden Frühauf und Teufelbauer vom Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (BMFLUW) mit der Bereitstellung eines österreichischen Indikators “Biodiversität: Bestand der Feldvögel” beauftragt. Dabei wurden Arten die in Österreich nicht bzw. nur selten auftreten aus dem Index gestrichen (Tab. 2). (FRÜHAUF & TEUFELBAUER 2008)

Tabelle 2: Der österreichische FBI setzt sich aus folgenden 22 Vogelarten zusammen, fettgedruckt sind die Arten die für diese Arbeit relevant bzw. präsent waren

Turmfalke	<i>Falco tinnunculus</i>
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>
Turteltaube	<i>Streptopelia turtur</i>
Wendehals	<i>Jynx torquilla</i>
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>
Baumpieper	<i>Anthus trivialis</i>
Bergpieper	<i>Anthus spinoletta</i>
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>
Steinschmätzer	<i>Oenanthe oenanthe</i>
Wacholderdrossel	<i>Turdus pilaris</i>
Sumpfrohrsänger	<i>Acrocephalus palustris</i>
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>

Star	<i>Sturnus vulgaris</i>
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>
Graumammer	<i>Emberiza calandra</i>

2.6. Selektive Biotopkartierung

Christoph Bialek

Die Datenerhebung erstreckte sich von März 2015 bis einschließlich Oktober 2015 im Gebiet des Biosphärenparks Wienerwald. Wie oben beschrieben, bestand das Untersuchungsgebiet aus 21 Quadranten zu je 25 ha, die wiederum in verschiedene Klassen unterteilt worden sind. Die Quadranten erstreckten sich von Wien (Kalksburg), über Perchtoldsdorf, Gumpoldskirchen und Pfaffstätten bis nach Baden und Bad Vöslau. Die Orthofotos wurden von der Universität Wien zur Verfügung gestellt und mit der Biotopkartierung des Biosphärenparks Wienerwald von 2008 kombiniert. Die bestehende Biotopkartierung wurde somit aktualisiert, ergänzt und auch teilweise neu bearbeitet.

Die Kartierung wurde mit den Orthofotos der Universität Wien, der Biotopkartierung mit den bestehenden Biotopen von 2008, transparenten Folien als Zeichnungsträger und wasserfesten Stiften zum Bearbeiten durchgeführt. Die Biotope wurden mit dem Formblatt Biotopkartierung (Erhebungsbogen für Biotope, Universität Wien, siehe Abb. 73 & 74), welches eine Beschreibung des Biotoptyps und weitere Merkmale und Parameter wie z.B. Strukturmerkmale, wertbestimmende Merkmale zum Bearbeiten enthielt, erhoben. Als Grundlage für die Auswahl des Biotoptyps wurde die Kartierungsanleitung und Biotoptypenkatalog "Kartierung der Offenlandhabitate im BP Wr. Wald" von Dr. Wrbká und Mag. Staudinger herangezogen. Des Weiteren wurde zur Ortsauffindung die mobile Applikation Google Maps verwendet. Anschließend wurden die aufgenommenen Biotope in ArcGIS 10.3.1 und zusätzlich noch in eine Microsoft Access Datenbank eingetragen.

2.6.1. Grundlegendes

Der Begriff Biotop ist heute sehr gebräuchlich, jedoch gibt es eine Fülle von verschiedenen Arten von Biotopen, die sich durch eine unterschiedliche Artenzusammensetzung differenzieren. Für das Monitoring und für die Naturschutzplanung ist eine Biotopkartierung notwendig. Eine Typenbildung ist unerlässlich und ist ein Standard dafür, wie ähnlich Ökosysteme sein müssen. (WITTIG & NIETSCH 2014)

Eine Biotopkartierung ist eine biologisch-ökologische, systematische Inventarisierung von Biotopen und deren Beschreibung und naturschutzfachliche Bewertung, die in einem speziellen Untersuchungsgebiet durchgeführt wird. Miteinbezogen werden die Qualität und der Zustand des jeweiligen Biotops. Die so gewonnenen Erkenntnisse stellen unentbehrliche Grundlagen für räumliche Planungen, wie zum Beispiel die Ausweisung von Schutzgebieten und Biotopverbundsystemen, dar. (WINKLER & WRBKA 1995)

2.6.2. Erhebung im Gelände

Neben der selektiven Biotopkartierung wurden die Biotope auch hinsichtlich ihres Zustandes mit verschiedenen wertbestimmenden Merkmalen analysiert. Eine selektive Biotopkartierung bezieht sich nicht flächendeckend auf das Untersuchungsgebiet, sondern beschreibt einzelne naturschutzfachlich interessante Biotope, wie z.B. diverse Gehölze oder Trockenstandorte. Somit wurden z.B. Ackerflächen und Intensivwiesen nicht als eigene Biotope aufgenommen. Eine Aktualisierung der Quadranten, hinsichtlich ihrer Lage und dem Vorhandensein von z.B.: Äckern und Intensivwiesen, wurde jedoch trotzdem durchgenommen und bearbeitet. Mit der Aufnahme der Biotope innerhalb der selektiven Biotopkartierung gingen folgende Merkmale und Punkte einher:

Biotoptyp

Die Erhebung erfolgte aus dem Biotoptypenkatalog "Kartierung der Offenlandhabitats im BP Wr. Wald" von Mag. Staudinger (AVL) und Dr. Wrбка (Universität Wien). In diesem Katalog sind 131 Biotoptypen unter folgenden Kategorien aufgelistet:

- Gewässer
- Feuchtgrünland
- Grünland frischer Standorte
- Grünland trockener Standorte
- Acker, Raine und Ruderalfluren
- Kleingehölze, Gebüsche
- Geomorphologisch geprägte Biototypen
- Technisch geprägte und Siedlungs- Biototypen

Insgesamt konnten 57 Biototypen aus diesem Katalog im gesamten Untersuchungsgebiet kartiert werden (siehe Tabelle 3). Davon wären 13 mögliche FFH- Lebensraumtypen.

Tabelle 3: Liste der im Untersuchungsgebiet erhobenen Biototypen und möglicher FFH-Lebensraumtyp

Biototyp	Nummer	FFH-LRT
GEWÄSSER		
Kanal / Künstliches Gerinne	7	
Begradigter, regulierter Bach	8	event. 3260
Kleines Gerinne / Grabengewässer	9	event. 6430
Meso- bis eutropher Weiher und meso- bis eutropher naturnaher Teich tieferer Lagen	12	event. 3150
Versiegelter Teich und Tümpel	16	
FEUCHTGRÜNLAND		
Schilfröhricht an Gewässern	29	
Ruderales Schilfröhricht an anthropogen bedingten Standorten	30	
Gedüngte feuchte Fettwiesen (Kohl- und Bachkratzdistelwiesen)	41	
Gehölzfreies bis gehölzarmes Schilfröhricht und verschifte Brachen von Feuchtstandorten	47	
Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des nährstoffreichen Feucht- und Nassgrünlandes	48	
Sonstige Neophytenflur	52	

GRÜNLAND FRISCHER STANDORTE		
Trockene Glatthaferwiesen	54	6510
Wechselfeuchte Glatthaferwiese (<i>Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum</i>)	55	6510
Glatthafer-Fettwiese (<i>Pastinaco-Arrhenatheretum</i>)	56	6510
Gehölzfreie bis gehölzarme Grünlandbrache des frischen Wirtschaftsgrünlandes	58	
Gehölzreiche Grünlandbrache des frischen Wirtschaftsgrünlandes	59	
Intensivwiese	60	
Acker/ Weingartenbrache mit halbruderalem Wiesencharakter	61	
Acker- und Weingartenbrachen auf nährstoffarmen Standorten mit Trockenwiesenelementen	62	
Basenreiche Magerweide	66	
Intensivweide	67	
GRÜNLAND TROCKENER STANDORTE		
Fels-Trockenrasen	72	6190
Steppenrasen	73	6240
Trockene Trespenwiesen	74	6210
Wechseltrockene Trespenwiesen	75	6210
Beweidete Halbtrockenrasen	76	6210
Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes	77	6210
Trocken-warmer Waldsaum	79	
ÄCKER, RAINE und RUDERALFLUREN		
Ackerraine und Ruderalfluren	80	
Strauch- und Gestrüppreiche Böschungen	85	

Spontanvegetation ruderaler Offenflächen	86	
Acker	87	
Weingarten	88	
KLEINGEHÖLZE, GEBÜSCHE		
Artenarme, nitrophile Gebüsche und Hecken	90	
Artenreiche Hecken und Gebüsche	91	
Feuchtgebüsche	92	
Neophyten-Gehölz	93	
Robinien-Gehölz	94	
Baumhecken	95	
Naturferne Baumhecken und Windschutzstreifen	96	
Baumreihen und Alleen	97	
Weichholzdominierter Ufergehölzstreifen	98	91E0
Naturferne Ufergehölzstreifen	100	
Landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume	101	
Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten	102	
Feldgehölz aus standortsfremden Baumarten	103	
Streuobstbestand	104	
Intensiv-Obstbaumbestand und Fruchtstrauchkulturen	105	
Christbaumkulturen und Baumschulen	106	
Sukzessionsgehölze	108	
GEOMORPHOLOGISCH GEPRÄGTE BIOTOPTYPEN		

Steinwall, Lesesteinriegel, Trockenmauer	113
TECHNISCH GEPRÄGTE UND SIEDLUNGS- BIOTOPTYPEN	
Stillgelegter Steinbruch	117
Freizeit- und Sportanlage	119
Gehölz- und strukturreicher Garten, Park	120
Gehölz- und strukturarmer Garten, Park	121
Scher- und Trittrasen	123
Friedhof	124
Unbefestigte Freifläche	125
Befestigte Freifläche	126
Bauernhof, Einzelhaus, Kleingebäude, Scheunen, Speichergebäude	127
Einzel- und Reihenhausbauung, geschlossene Siedlung, Gewerbe- und Industriegebäude	128
Deponien und Kompostieranlage, Kläranlagen	129
Bahntrasse	130
Straßen und Wege	131

Strukturmerkmale

Die Strukturmerkmale eines Biotops wurden mithilfe von 56 verschiedenen Eigenschaften aufgenommen. Zu diesen Eigenschaften gehörten geologische, organische, aber auch anorganische Strukturen. Zu den organischen Strukturen zählen vorwiegend „Vertikalstrukturen“, also alle Arten von Baum- Strauch und Krautschichten.

Neben Alt- und Totholz dominieren in der Kulturlandschaft allerdings Strukturen und Biotope, die durch Mitwirkung des Menschen geschaffen wurden. Dies können Stapelplätze für das

winterliche Brennholz sein oder ein kleines Gebüsch hinter dem Haus, das eben das Holz liefert. (HUPKE 2015)

Diese Habitatparameter dienen des Weiteren um Rückschlüsse über die Fauna zu machen. Vor allem bei den Strukturmerkmalen "Hecke" oder "Baumschicht ausgebildet". Diese Merkmale würden sich positiv auf z.B. die Vogelwelt auswirken.

Bedeutung, wertbestimmende Merkmale

Die unter der Kategorie Bedeutung, wertbestimmende Merkmale liegenden Parameter zeigen die ökologische Wertigkeit und die naturschutzfachliche Relevanz auf. Insgesamt standen 27 Punkte zur Auswahl, wie z.B. "Rückzugsfunktion allg.", "Prägung des Landschaftsbildes" oder "erhaltenswerter Altbaumbestand".

Pflege/Management

Bei jedem Biotop wurde der aktuelle Ist-Zustand beschrieben, bezüglich der Pflege oder dem Management der Landnutzung. Nebenbei wurde ebenfalls der Soll-Zustand hinsichtlich der Pflege oder dem Management im Hinblick auf die naturschutzfachlichen Erfordernisse beschrieben. Es standen insgesamt 60 Punkte zur Auswahl.

Gefährdung/Beeinträchtigung

Zusätzlich wurde die aktuelle und/oder potentielle Gefährdung durch innere oder äußere Einflüsse notiert. Hierbei zählten z.B. eine starke Verbuschung oder die potentielle Zerschneidung des Biotops durch den Straßenbau. Insgesamt standen hier 42 Faktoren zur Wahl.

2.7. Erhebung der Weingärten anhand von diversen Faktoren und der Bewirtschaftungsintensität

Christoph Bialek

Neben der selektiven Biotopkartierung in den ausgewählten Quadranten, wurden auch alle Weingärten überprüft, um mögliche Abhängigkeiten der Vogelfauna beobachten zu können. Genauer gesagt, wurde die Bewirtschaftungsintensität mithilfe verschiedener Parametern und

Eigenschaften beobachtet. Eine weitere Fragestellung lautete, ob die Weingartenmatrix Auswirkungen auf die Biotopqualität und die Vogelwelt hat. Es wurde versucht einzelne Weingartenkomplexe aufzunehmen und sie mit folgenden Eigenschaften zu charakterisieren.

Alter

Hier wurde bei jedem einheitlichen Weingartenkomplex das Alter angegeben. Hierfür wurden die Stämme der Weinreben auf ihre Dicke untersucht und 3 Altersklassen definiert. Sehr dicke und alte Weinreben wurden als "alt" bezeichnet und sehr junge, bzw. frisch gepflanzte Reben wurden als "jung" beschrieben. Die restlichen Weinreben wurden als "mittel" definiert. Um im Zweifelsfall zwischen "alt" und "mittel" zu unterscheiden, wurde mit der Hand der Stamm der Rebe umfasst. Konnte man mit der Hand nicht den ganzen Umfang des Stammes umgreifen, so wurden die Reben als "alt" bezeichnet. In der Regel spricht man ab ca. 40 Jahren von einer alten Weinrebe.

Vegetation

Des Weiteren wurde die Vegetation aufgenommen und die häufigsten Arten notiert, die sich in den Weingärten befanden. Zuerst wurde analysiert, ob überhaupt Vegetation vorhanden ist und danach welche Arten vorkamen.

Mahd, Häckselung und Mulchung

Ebenfalls wurde notiert, ob es zu dem Zeitpunkt sichtbar gewesen ist, dass der Weingarten gemäht wird, oder ob er hochwüchsige Vegetation enthielt. Ob die Flächen gehäckselt und/oder gemulcht worden sind wurde auch analysiert.

Bewässerung

Jeder Weingarten wurde auf Bewässerung kontrolliert. Bewässerungsanlagen und Wasserschläuche waren gut sichtbar und konnten gut notiert werden.

Alternierende Reihen

Gut erkennbar war auch, ob die Reihen im Weingarten alternierend waren. Es wurde notiert, ob der gesamte Weingarten eine einheitliche Bodenbearbeitung aufwies, oder ob die Reihen alternieren. Das heißt z.B. dass eine Reihe umgebrochen, oder gemulcht wurde und die nächste Reihe eine Vegetation enthielt.

Bearbeitung

Hier wurde der Zeitpunkt der Bearbeitung der Reihen in den Weingärten beobachtet. Es konnte nur der ungefähre Zeitpunkt der letzten Bearbeitung festgestellt werden. Unterschieden wurde zwischen "frisch" und "alt". Wenn eindeutig zu beobachten war, dass z.B. die Vegetation vor kurzem gemäht wurde, dann wurde die Bearbeitung als "frisch" notiert.

Pestizideinsatz

Im letzten Punkt wurde untersucht, ob eindeutig sichtbar war, dass der Weingarten mit Pestiziden behandelt wurde. Dieser Punkt ist nicht als komplett verlässlich anzusehen, weil hier der Zeitpunkt der Erhebung ausschlaggebend ist. Man konnte nur das Vorhandensein der Pestizide aufnehmen, wenn eindeutige Spuren in den Weingärten sichtbar waren. Weingärten ohne sichtbaren Spuren wurden mit "nein" aufgenommen. Jedoch besteht die Möglichkeit, dass diese Weingärten zu einem späteren Zeitpunkt auch mit Pestizide behandelt werden.

Das überdurchschnittliche Vorkommen der Acker-Winde (*Convolvulus arvensis*) wurde als ein Indiz genommen, um eventuellen Pestizideinsatz aufzunehmen. Neben der Acker-Winde gibt es auch noch weitere Arten, wie z.B. die Pfeilkresse (*Lepidium draba*) und das Kletten-Labkraut (*Galium aparine*), die als besonders ausdauernde Pflanzen bezeichnet werden können und die ebenfalls relativ schnell diverse Resistenzen gegenüber Herbiziden bilden können. (PÖTTER & KLOPFER 1990)

2.8. Anwendung von landscape metrics für die Charakterisierung der Quadranten auf Landschaftsebene

Christoph Bialek

Landscape metrics ist eine gängige Methode in der Landschaftsökologie um die gesamte Struktur einer definierten Landschaft zu quantifizieren. Die Interpretation der landscape metrics und deren ökologischen Hintergründe, benötigt konsequentes Wissen über die zu analysierende Landschaft.

Es können diverse Berechnungen durchgeführt werden. Im Prinzip wird die räumliche Beziehung zwischen den „patches“ und der „matrix“ auf Landschaftsebene analysiert. Diese Berechnungen repräsentieren, dass ökologische Prozesse und/ oder Organismen von der Lage und den Biotoptypen der „patches“, abhängig sind.

Beispielsweise kann die Populationsdynamik von Arten, mit geringer räumlicher Ausbreitung, von der Ausbreitung von passenden Biotoptypen abhängig sein.

Bei der Berechnung von landscape metrics ist es sehr wichtig, dass der Bearbeiter vollstes Verständnis über die zu analysierende Landschaft besitzt und sich über die ökologischen Prozesse und Hintergründe der Landschaft im Klaren sein muss. (McGARIGAL & MARKS 1994)

Es wurden 6 metrics ausgewählt um die einzelnen Quadranten zu analysieren.

Selbstverständlich gibt es eine große Anzahl von verschiedensten metrics, die man verwenden kann. Für diese Arbeit wurden die für die Untersuchungsflächen am praktischsten und aussagekräftigsten metrics für die Analyse verwendet. Es wurde der Ansatz von SCHINDLER et al. (2008) beachtet und für die Untersuchungsflächen modifiziert, indem man folgende metrics ausgewählt hat.

Die Polygone der Biotope wurden innerhalb jedes Quadranten in ArcMap (Patch Analyst) analysiert und folgende 6 Werte wurden errechnet:

- SDI (Shannon Diversity Index)
- SEI (Shannon Evenness Index)
- MSI (Mean Shape Index)
- MPFD (Mean Patch Fractal Dimension)
- MPE (Mean Patch Edge)

-MPS (Mean Patch Size)

SDI (Shannon Diversity Index)

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Abbildung 26: Formel für Shannon Diversity Index

Um neben der deskriptiven Darstellung der Kartierungsergebnisse auch ein Maß der relativen Diversität der Landschaftselemente und Biotope für die weitere Bewertung zu erhalten, wurde der „Shannon’s Diversity Index“ berechnet. So kann man die relative Diversität der einzelnen Biotope auf Landschaftsebene berechnen. Der Wert ist gleich 0, wenn nur ein Biotop in der Landschaft existiert und steigt mit der Anzahl an unterschiedlichen Landschaftselementen oder Veränderungen der Flächenverhältnisse der Landschaftselemente (McGARIGAL & MARKS 1994).

Des Weiteren repräsentiert der Shannon’s Diversity Index den Gehalt von Informationen pro Element und gibt den Reichtum von Landschaftselementen/ Biotopen wieder (LAUSCH 2000).

HERBST (2007) beschreibt sogar den Shannon’s Diversity Index als durchaus aussagekräftig bei der Landschaftsbewertung der Vielfalt der Biotope, der Kleinteiligkeit und des Strukturreichtums.

SEI (Shannon Evenness Index)

Der Shannon Evenness Index gibt die Ausgewogenheit, also die Äquität, der Biotoptypen einer Fläche an. Er ist niedrig, wenn die Ausbreitung der Biotoptypen niedrig ist und steigt, je gleichmäßiger und ausgewogener die Typen in der Fläche verbreitet sind.

MSI (Mean Shape Index)

Der Mean Shape Index gibt an wie komplex alle Patches der Biotope einer Fläche sind. Wenn alle Patches rund sind, würde der MSI 1 entsprechen. Je höher die Irregularität der Patches der Biotope ist, desto höher ist der MSI. MOSER et al. (2002) beschreibt einen Index für

Komplexizität (NSCB), der jeden „Vertex“, also Punkt des shapes, zählt. Hier wird auch generell auf die Komplexizität der shapes eingegangen und diskutiert. Die shape complexity muss nicht immer mit der Diversität korrelieren, da z.B. ausgedehnte Wälder eine geringe Komplexizität besitzen können, aber eine hohe Diversität. Das Konzept ist nicht auf alle Landschaften perfekt anwendbar. Vor allem in anthropogen beeinflussten Landschaften muss der Index nicht immer mit der Diversität korrelieren.

MPFD (Mean patch Fractal Dimension)

Die Mean Patch Fractal Dimension ist ebenfalls ein Maß für die Komplexität der Patches der Biotope einer Fläche. Der MPFD entspricht 1, wenn die Umfänge der Patches der Biotope einfach gestaltet sind. Je komplexer die Umfänge, desto höher ist der MPFD- Wert (maximal 2).

MPE (Mean Patch Edge)

MPE gibt den durchschnittlichen Umfang pro Patch in einer Fläche an. Die MPE ist der Quotient aus den Gesamtumfängen der Patches und der Gesamtanzahl der Patches einer Fläche. Die Einheit ist Meter.

MPS (Mean Patch Size)

Die MPS beschreibt die durchschnittliche Größe der Biotope (Patches) innerhalb eines Quadranten. Die Einheit ist Hektar.

3. Ergebnisse

3.1. Brutvögel

Alexander Schmied

Insgesamt wurden bei der Revierkartierung im Frühjahr und Sommer 2015, 53 Arten beobachtet, darunter befanden sich auch Durchzügler wie Steinschmätzer (*Oenanthe oenanthe*), Braunkehlchen (*Saxicola rubetra*) und Raubwürger (*Lanius excubitor*), die für nachfolgende Analysen aber nicht berücksichtigt wurden.

Bei der Berechnung der Reviergrößen wurden die Greifvögel Mäusebussard (*Buteo buteo*), Sperber (*Accipiter nisus*) und Turmfalke (*Falco tinnunculus*) aus der Visualisierung ausgeschlossen. Eine Analyse der Raumnutzung wäre hier sinnvoller, würde jedoch das Ausmaß der Masterarbeit übersteigen.

Arten wie Misteldrossel (*Turdus viscivorus*), Ringeltaube (*Columba palumbus*) und Wintergoldhähnchen (*Regulus regulus*), die nicht vorwiegend im Offenland zu finden sind, dennoch aber bei der Revierkartierung aufgrund ihrer Präferenz für Waldränder aufgenommen wurden, sind in eine eigene Gruppe, die Waldrandgruppe eingestuft (Tab. 5).

Tabelle 4: Auflistung der 40 beobachteten Arten im Untersuchungsgebiet im Biosphärenpark Wienerwald unterteilt in ihre Familien und den Ordnungen. Den Großteil machen die Passeriformes mit 80% der insgesamt beobachteten Arten aus

Ordnung	Familie	Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname
Columbiformes	Columbidae	<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube
		<i>Streptopelia decaocto</i>	Türkentaube
Cuculiformes	Cuculidae	<i>Cuculus canorus</i>	Kuckuck
Galliformes	Phasianidae	<i>Coturnix coturnix</i>	Wachtel
		<i>Perdix perdix</i>	Rebhuhn
Passeriformes	Alaudidae	<i>Alauda arvensis</i>	Feldlerche
		<i>Lullula arborea</i>	Heidelerche
	Corvidae	<i>Pica pica</i>	Elster
	Emberizidae	<i>Emberiza citrinella</i>	Goldammer

	Fringilidae	<i>Carduelis cannabina</i>	Bluthänfling
		<i>Carduelis carduelis</i>	Stieglitz
		<i>Chloris chloris</i>	Grünfink
		<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kernbeißer
		<i>Fringilla coelebs</i>	Buchfink
		<i>Serinus serinus</i>	Girlitz
	Laniidae	<i>Lanius collurio</i>	Neuntöter
	Motacilidae	<i>Motacilla alba</i>	Bachstelze
	Oriolidae	<i>Oriolus oriolus</i>	Pirol
	Paridae	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Blaumeise
		<i>Parus major</i>	Kohlmeise
		<i>Periparus ater</i>	Tannenmeise
		<i>Poecile palustris</i>	Sumpfmeise
	Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	Haussperling
		<i>Passer montanus</i>	Feldsperling
	Sittidae	<i>Sitta europaea</i>	Kleiber
	Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	Star
	Sylviidae	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	Schilfrohrsänger
		<i>Phylloscopus collybita</i>	Zilpzalp
		<i>Regulus regulus</i>	Wintergoldhähnchen
		<i>Sylvia atricapilla</i>	Mönchsgrasmücke
		<i>Sylvia communis</i>	Dorngrasmücke

	Turdidae	<i>Erithacus rubecula</i>	Rotkehlchen
		<i>Phoenicurus ochruros</i>	Hausrotschwanz
		<i>Saxicola rubicola</i>	Schwarzkehlchen
		<i>Turdus merula</i>	Amsel
		<i>Turdus philomelos</i>	Singdrossel
		<i>Turdus viscivorus</i>	Misteldrossel
Piciformes	Picidae	<i>Dendrocopos major</i>	Buntspecht
		<i>Dendrocopos syriacus</i>	Blutspecht
		<i>Picus viridis</i>	Grünspecht

Tabelle 5: Waldrandgruppe: Enthält Arten die aufgrund ihrer Präferenz für Waldrandstrukturen bei der Revierkartierung auch im Offenland anzutreffen waren

Wissenschaftlicher Artname	Deutscher Artname
<i>Columba palumbus</i>	Ringeltaube
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Kernbeißer
<i>Oriolus oriolus</i>	Pirol
<i>Periparus ater</i>	Tannenmeise
<i>Poecile palustris</i>	Sumpfmeise
<i>Sitta europaea</i>	Kleiber
<i>Phylloscopus collybita</i>	Zilpzalp
<i>Regulus regulus</i>	Wintergoldhähnchen
<i>Turdus philomelos</i>	Singdrossel
<i>Turdus viscivorus</i>	Misteldrossel

Für die weiteren Analysen wurden 40 Vogelarten genauer untersucht, diese sind der Tabelle 4 zu entnehmen. Eine erste Analyse der Abundanzen zeigt, dass der überwiegende Anteil der beobachteten Arten den Passeriformes zuzuordnen ist, in absoluten Zahlen machen die Singvögel 32 Arten aus. Die Piciformes stellen mit 3 Arten, 7%, die zweitgrößte Familie dar. Bei den Columbiformes und Galliformes konnten im gesamten Untersuchungsgebiet jeweils nur 2 Arten beobachtet werden. Die kleinste Familie war die der Cuculiformes, hier konnte nur 1 Art nachgewiesen, der Kuckuck, *Cuculus canorus*. (Abb. 27)

Unter Berücksichtigung der erhobenen Individuenzahlen pro Art stellen die Passeriformes mit 97%, das entspricht 703 Einzelbeobachtungen, den Großteil der in dieser Arbeit erhobenen Brutvögel dar. Die Familie der Spechte nimmt in dieser Analyse nur noch 4% der Gesamtheit mit 28 Sichtungen ein. Bei den Columbiformes und Galliformes konnte aufgrund der Arten noch keine Unterscheidung getroffen werden. Durch den Einfluss der Individuenzahlen zeigt sich, dass die Columbiformes mit 14 Individuen stärker vertreten waren, als die Galliformes, bei letzteren wurden nur 10 Individuen erhoben. Am schwächsten, mit nur 0,4% der Gesamtanzahl, ist die Familie der Cuculiformes vertreten, hier wurden lediglich 3 Individuen derselben Art, Kuckuck (*Cuculus canorus*) im Untersuchungsgebiet gefunden (Abb. 28).

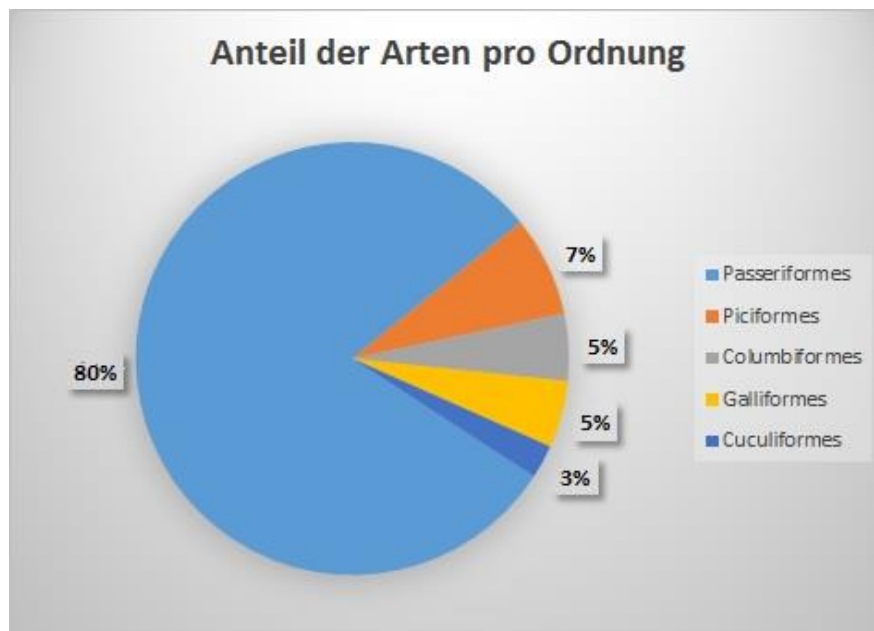


Abbildung 27: Den überwiegenden Anteil an beobachteten Arten machen die Passeriformes mit 80% der Gesamtreviere aus. Die restlichen 20% der gefundenen Reviere teilen sich auf die Piciformes (7%), die Columbiformes (5%), die Galliformes (5%) und die Cuculiformes (3%) auf

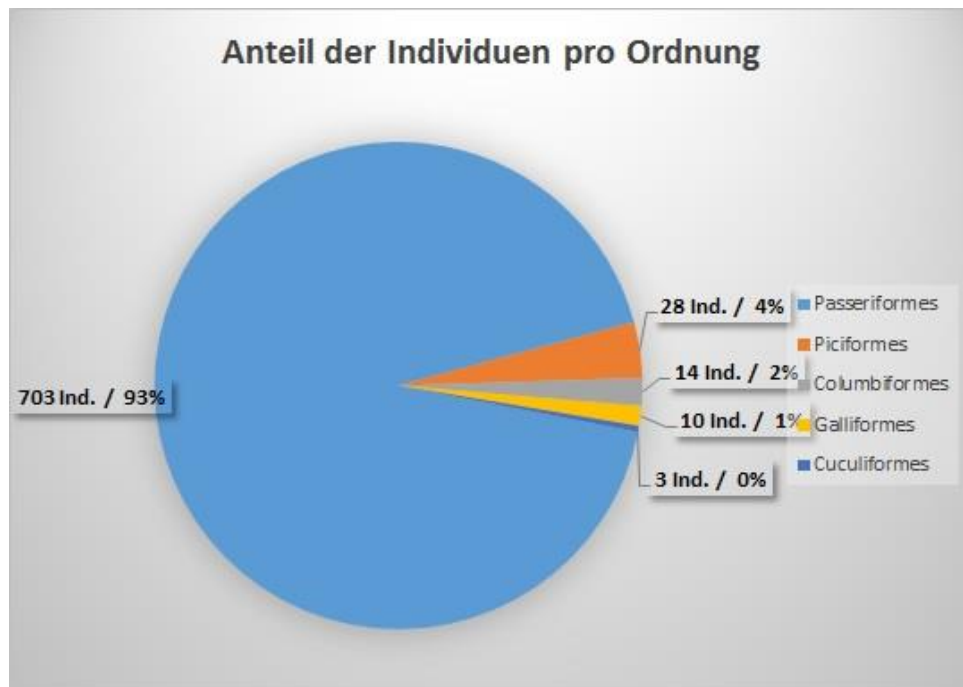


Abbildung 28: Ausgehend von den Individuenzahlen (n=758) machen die Passeriformes (92,7%) mit Abstand die größte Familie im Offenland des Biosphärenparks Wienerwald dar. Den Rest teilen sich die Piciformes mit 3,7%, die Columbiformes mit 1,9%, die Galliformes mit 1,3% und die Cuculiformes mit 0,4% der insgesamt 758 beobachteten Individuen

Einzig die Ordnung der Passeriformes lässt eine weitere Unterteilung in 13 Familien zu. Dabei sind die Vertreter der Fringidae und der Turdidae mit jeweils 6 Arten am häufigsten repräsentiert. 4 Arten sind der Familie der Sylviidae zuzuordnen und 5 Arten der Familie der Paridae. Bei den Alaudidae und den Passeridae konnten lediglich zwei Arten im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden. Bei den übrigen vorgefundenen Familien ließ sich jeweils nur eine Art nachweisen.

Das Paraphylum der Non-Passeriformes enthält die Familien der Piciformes, Columbiformes, Galliformes und Cuculiformes und besteht aus 8 unterschiedlichen Arten. (Abb.29)

Integriert man auch hier die Individuenzahlen pro Art ändern sich die Abundanzen wie folgt (Abb. 30). Die Turdidae weisen die größte Anzahl mit 148 Individuen in 6 Arten auf.

Ausschlaggebend waren hier die Amseln, *Turdus merula*, mit 80 potentiellen Revieren. Mit nur 4 Arten aber 137 Individuen sind die Paridae die zweithäufigste Familie. In dieser Familie findet sich auch die häufigste Brutvogelart dieser Arbeit. Mit 119 Nachweisen ist die Kohlmeise, *Parus major*, der am öftesten angetroffene Brutvogel im Untersuchungsgebiet der Brutsaison 2015 (Tab. 6).

Die Fringilidae folgen an dritter Stelle mit 111 Individuen, in dieser Familie waren drei der sechs vorgefundenen Arten häufiger vertreten als ihre anderen Familienmitglieder. Stieglitz, *Carduelis carduelis*, Buchfink, *Fringilla coelebs*, und Grünfink, *Chloris chloris* sind mit 36, 35 und 21 Individuen maßgeblich am hohen Vorkommen der Fringilidae beteiligt. Die 98 Individuen der Alaudidae setzen sich aus 74 Feldlerchen, *Alauda arvensis*, und 24 Heidelerchen, *Lullula arborea*, zusammen.

Die nächst kleinere Familie ist die der Emberizidae, die nur aus 1 Art besteht. Die Goldammer, *Emberiza citrinella*, ist mit 81 Nachweisen der zweithäufigste Brutvogel im Arbeitsgebiet. Die Sylviidae tragen mit 70 Einzeltieren nicht minder am Ausmaß der Passeriformes bei. Einen Großteil der Sylviidae machen die Mönchsgrasmücken, *Sylvia atricapilla*, mit 54 Individuen aus. Aber auch Seltenheiten wie 4 Schilfrohrsänger, *Acrocephalus schoenobaenus*, oder die einmalig angetroffene Dorngrasmücke, *Sylvia communis*, tragen zur hohen Diversität der Passeriformes bei.



Abbildung 29: Gegenüberstellung von Passeriformes, unterteilt in Familien, und den paraphyletischen Non-Passeriformes. Die Familien enthalten die im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Arten ohne Bezug auf die Individuenzahlen

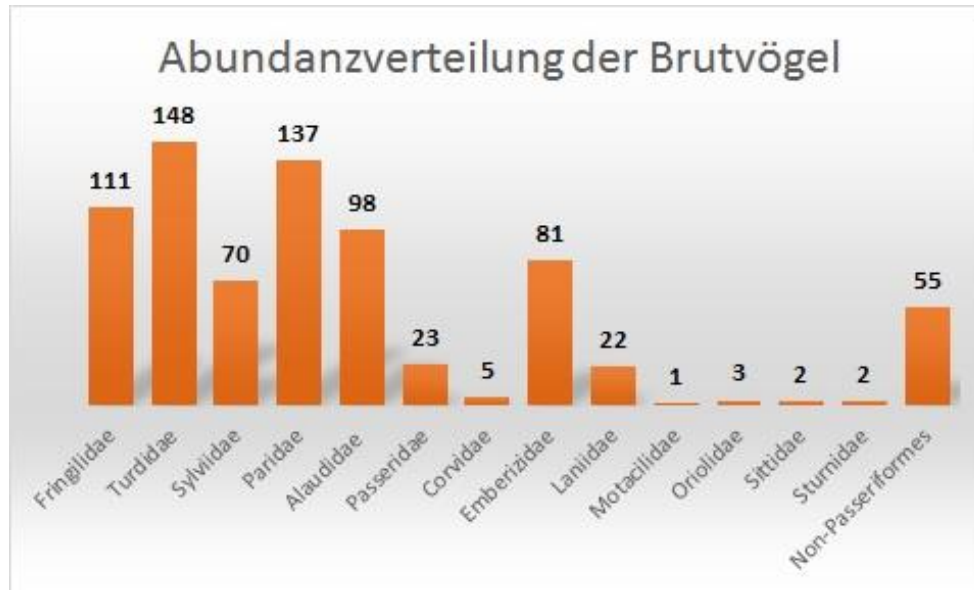


Abbildung 30: Unter Berücksichtigung der Individuenzahlen stellen die Turdidae die größte Familie dar, gefolgt von den Paridae und den Fringilidae. Die paraphyletische Gruppe der Non-Passeriformes beinhaltet 55 Individuen die sich in 8 Arten und in 4 Familien gliedern lassen

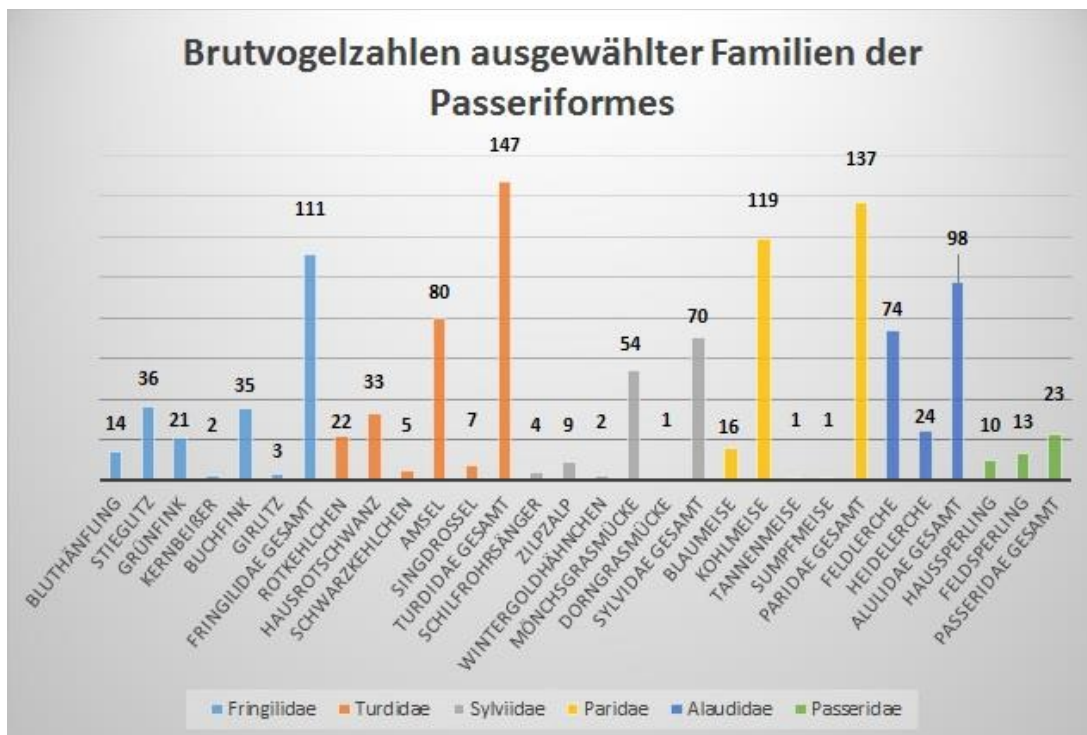


Abbildung 31: Verteilung der Individuen über die Arten innerhalb ihrer Familien. Dargestellt sind nur Familien der Ordnung Passeriformes, die aus mehreren Arten bestehen. Nicht dargestellt sind alle Ordnungen die nur aus einer Familie bestehen bzw. Familien die nur aus einer Art bestehen

Bevor eine Verknüpfung der Biotopkartierungsdaten mit den Daten der Brutvogelkartierung erfolgte, wurde noch eine allgemeine Analyse durchgeführt um die Abundanzen der Reviere festzustellen. Tabelle 6 ist zu entnehmen, dass mit 119 potentiellen Revieren die Kohlmeise, *Parus major*, der häufigste Brutvogel im Untersuchungsgebiet war. An zweiter Stelle folgt die Goldammer, *Emberiza citrinella*, als einziger Vertreter ihrer Familie mit 81 potentiellen Revieren und auf Platz 3 landet die Amsel, *Turdus merula*, mit 80 Revieren. Arten bei denen weniger als 10 Individuen im Gebiet aufgenommen wurden, bedürfen einer genaueren Untersuchung. In diese Ausreißer-Gruppe, fallen Arten der Waldrandgruppe, siehe Tabelle 5. Neben den Waldrandarten kommen aber auch seltene Arten vor, die in Ihrem Lebensraum auf die Weinbaulandschaft und ihre begleitende extensive Landwirtschaft angewiesen sind, wie das Rebhuhn, *Perdix perdix* und die Wachtel, *Coturnix coturnix*, beziehungsweise auf Siedlungsnähe beschränkt sind wie Türkentaube, *Streptopelia decaocto*, Elster, *Pica pica*, Girlitz, *Serius serius*, und Bachstelze, *Motacilla alba*. Die verbleibenden Arten Schwarzkehlchen, *Saxicola rubicola*, Schilfrohrsänger, *Acrocephalus schoenobaenus*, Blutspecht, *Dendrocopos syriacus*, und Dorngrasmücke, *Sylvia communis*, sind auf gewisse Strukturen und Landschaftselemente angewiesen, die nur in geringem Ausmaß vertreten waren.

Tabelle 6: Auflistung der Spezies nach ihrer Häufigkeit

Deutscher Artname	wissenschaftlicher Artname	potentielle Reviere
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	119
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	81
Amsel	<i>Turdus merula</i>	80
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	74
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	54
Stieglitz	<i>Carduelis carduelis</i>	36
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	35
Hausrotschwanz	<i>Phoenicurus ochruros</i>	33
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	24
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	22

Rotkehlchen	<i>Erithacus rubecula</i>	22
Grünfink	<i>Chloris chloris</i>	21
Blaumeise	<i>Cyanistes caeruleus</i>	16
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	16
Bluthänfling	<i>Carduelis cannabina</i>	14
Feldsperling	<i>Passer montanus</i>	13
Buntspecht	<i>Dendrocopos major</i>	10
Hausesperling	<i>Passer domesticus</i>	10
Zilpzalp	<i>Phylloscopus collybita</i>	9
Türkentaube	<i>Streptopelia decaocto</i>	8
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	7
Singdrossel	<i>Turdus philomelos</i>	7
Ringeltaube	<i>Columba palumbus</i>	6
Elster	<i>Pica pica</i>	5
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola rubicola</i>	5
Schilfrohsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	4
Girlitz	<i>Serinus serinus</i>	3
Kuckuck	<i>Cuculus canorus</i>	3
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	3
Wachtel	<i>Coturnix coturnix</i>	3
Blutspecht	<i>Dendrocopos syriacus</i>	2
Kernbeißer	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	2
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	2
Star	<i>Sturnus vulgaris</i>	2
Wintergoldhähnchen	<i>Regulus regulus</i>	2

Bachstelze	<i>Motacilla alba</i>	1
Dorngrasmücke	<i>Sylvia communis</i>	1
Misteldrossel	<i>Turdus viscivorus</i>	1
Sumpfmeise	<i>Poecile palustris</i>	1
Tannenmeise	<i>Periparus ater</i>	1

3.1.1. Diversitäts Indizes

Alexander Schmied

Für die einzelnen Untersuchungsflächen wurden die Artanzahl (species richness) sowie die Individuenzahlen aufgenommen und ein Shannon Diversity Index (SDI) berechnet. Der durchschnittliche Mittelwert für den SDI lag bei 2,12. Der höchste SDI (2,43) wurde im Quadrant LW_a_8 bei Großau gefunden. Der kleinste SDI mit nur 1,52 wurde südlich von Gainfarn im Quadrant L_a_7 erhoben, dieser Quadrant wurde bei der ersten Analyse anhand der NUAFs bereits als ausgeräumt klassifiziert.

Im Mittel wurden auf den Untersuchungsflächen 13,29 Vogelarten gefunden. Der Quadrant LW_k_17 in Pfaffstätten war mit 20 gefundenen Vogelarten die artenreichste Untersuchungsfläche. Die Fläche L_a_7 südlich von Gainfarn hatte nicht nur den kleinsten SDI sondern war mit 6 Vogelarten auch die artenärmste Untersuchungsfläche (Tab. 7).

Tabelle 7: Auflistung der Untersuchungsflächen und der dazugehörigen Species richness sowie der Shannon diversity indices, angeordnet nach dem höchsten Artenreichtum. Der höchste und der niedrigste Wert für den SDI sind hervorgehoben

Untersuchungsfläche	Species richness	SDI Birds
LW_k_17	20	2,167623385
LS_k_50	18	2,3117967
LS_a_9	18	2,202943223
LW_a_14	18	1,967980407
LSW_5	17	2,23623313

LW_k_18	16	2,245048751
LSW_1	15	2,299426504
LS_a_70	15	2,271388253
LS_k_73	15	2,269165398
LSW_4	15	2,199590867
LW_a_8	14	2,433851955
L_k_14	13	2,242741296
LW_k_10	12	2,118962429
L_k_40	11	2,245158872
LS_a_33	11	2,18287973
LW_a_3	11	2,12734057
LS_k_11	11	2,097849232
L_a_18	9	1,822456687
L_k_43	8	1,956187468
L_a_19	6	1,649988681
L_a_7	6	1,524707393

3.2. Biotopkartierung

Christoph Bialek

3.2.1. Deskriptive Ergebnisse

Im Zuge der Biotopkartierung wurden 21 Quadranten zu je 25 ha bearbeitet. Neben den landwirtschaftlich genutzten Flächen enthielten 6 Quadranten Wald, 6 Quadranten Siedlung und 3 Quadranten beides. Quadranten die lediglich aus Siedlung und/oder Wald bestanden, wurden nicht bearbeitet, da es in dieser Arbeit nur um das Offenland geht. Die Flächenanteile von Wald und Siedlung wurden in den folgenden Grafiken nicht einberechnet.

Abb. 32 zeigt, dass der größte Flächenanteil im Offenland die Ackerflächen für sich beanspruchen, gefolgt vom Weinbau und den Grasland-Ökosystemen. Im Grasland sind alle Acker- und Weingartenbrachen, Intensivwiesen, aber auch trockene Flächen, wie z.B. trockene Glatthaferwiesen und Trockenrasen enthalten. Der Anteil der Gehölze beträgt 6,43%. Hier sind alle Gebüsche, Baum- und Strauchhecken, gestrüppreiche Böschungen und Feldgehölze enthalten. 4,28% macht die befestigte und versiegelte Fläche aus. Hier sind alle Straßen, Parkplätze und versiegelte Flächen enthalten. Den größten Anteil hier besitzen die Straßen. Gewässer sind mit 0,32% dargestellt. Sie waren im Untersuchungsgebiet relativ selten.

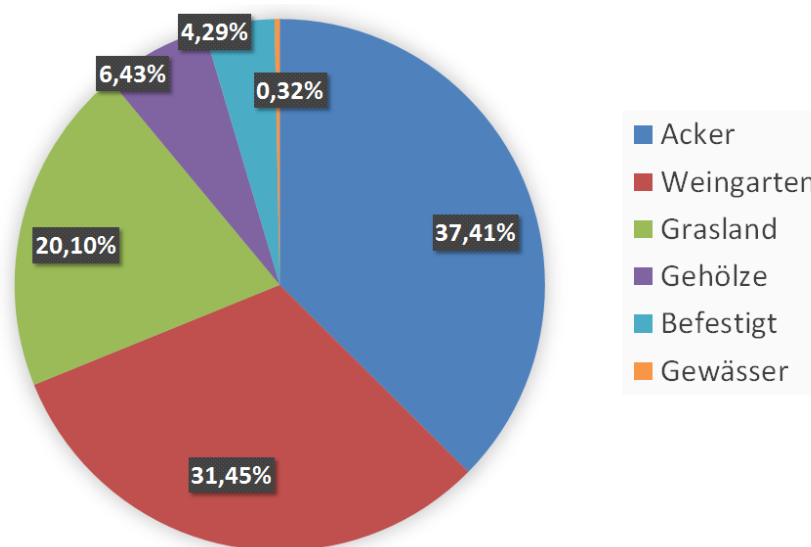


Abbildung 32: Flächenanteile der zusammengefassten Biotoptypen in der gesamten Aufnahmefläche

In Abb.33 sind die Anteile der Biotoptypen innerhalb der Gehölze dargestellt. Der gesamte Flächenanteil aller Gehölze im gesamten Untersuchungsgebiet beträgt 6,43%. Die größten Anteile innerhalb der Gehölze haben die Biotoptypen "gehölz- oder struktureicher Garten oder Park" mit 30,25%, "Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten" mit 24,82% und "Baumhecken" mit 14,61%. Insgesamt wurden 22 verschiedene Biotoptypen definiert, die als Gehölze zusammengefügt worden sind. Neophytengehölze wurden ebenfalls kartiert. Deren Flächenanteil innerhalb der Gehölze entspricht 0,55%, das entspricht 1 522 m². Hier sind Robinien- und Götterbaumbestände aufgenommen worden. Allerdings gibt es einige Flächen und Biotope im gesamten Untersuchungsgebiet, die Neophyten enthalten. In diesem Diagramm sind nur die Neophyten-Biotope einbezogen worden.

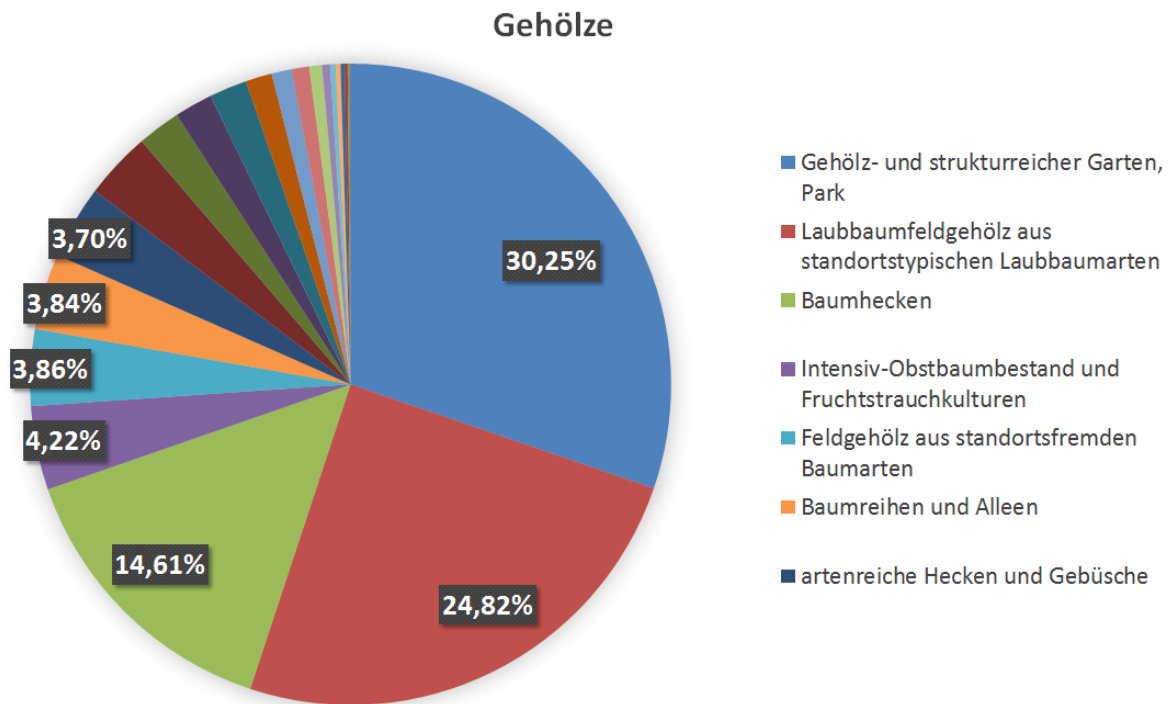


Abbildung 33: . Flächenanteile der Biotypen innerhalb der Gehölze. Die Biotypen unter 3,70% sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende enthalten

Die nächste Grafik stellt die Flächenanteile der Biotypen innerhalb des Graslands dar (Abb. 34). Der gesamte Flächenanteil aller Grasland-Biotope im gesamten Untersuchungsgebiet beträgt 20,15%. Insgesamt wurden 25 verschiedene Grasland-Biotypen erhoben. Mit 36,74% haben die Acker- und Weingartenbrachen den größten Anteil im Grasland. Die Intensivwiesen machen 29,92% und die Ackerraine und Ruderalfluren 12,8% aus. Innerhalb der Ackerraine und Ruderalfluren wurden alle Raine, Böschungen und sonstige Ruderalflächen zusammengezählt. Wenn man alle trockenen Biotope zusammenzählt (Trockene Glatthaferwiesen, beweidete Halbtrockenrasen, Fels-Trockenrasen, Steppenrasen, Trockene Trespenwiesen, Brachen des Halbtrocken- und Trockengrünlandes und wechseltrockene Trespenwiesen), so erhält man einen Flächenanteil von 9,67%.

Grasland- Ökosysteme

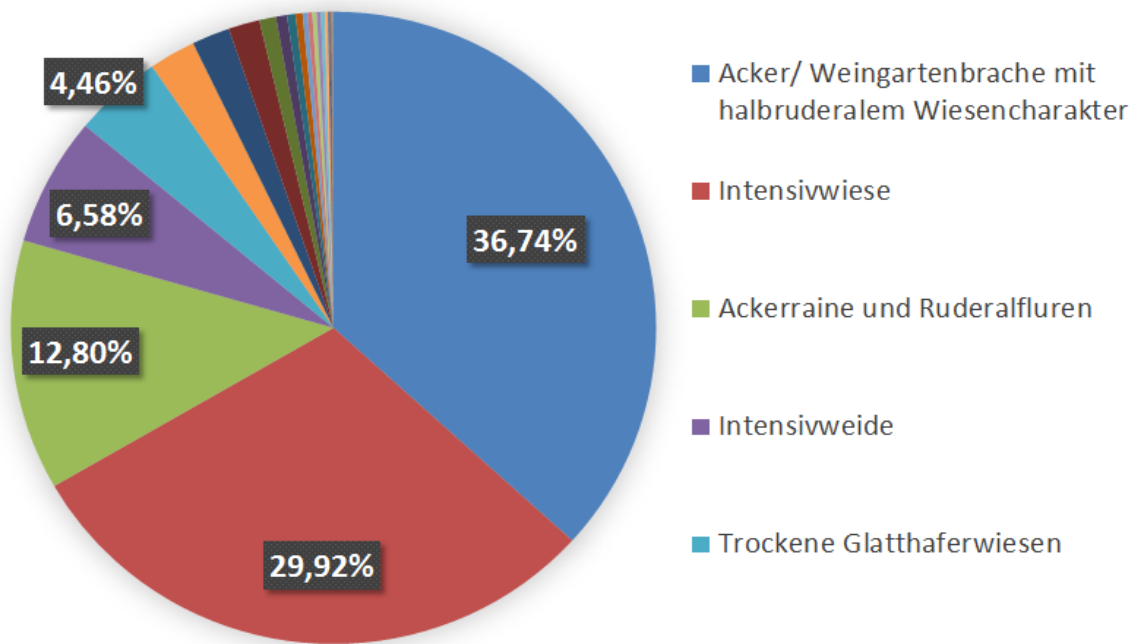


Abbildung 34: Flächenanteile der Grasland- Biotypen. Die Biotypen unter 4,46% sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende enthalten

Die Grafik in Abb. 35 zeigt die Flächenanteile der befestigten und versiegelten Flächen. Diese Flächen machen 4,28% des gesamten Untersuchungsgebietes aus. Insgesamt wurden 9 verschiedene Biotoptypen mit befestigter Fläche kartiert. Der größte Anteil der Flächen innerhalb der befestigten Flächen beinhaltet die Straßen und Wege mit 63,6%. Deponien stellen mit 14,64% den zweitgrößten Anteil dar. Einzelhäuser beinhalten 7,74% der Fläche aller befestigten Flächen.

In Abb. 36 sind alle Biotoptypen der Gewässer dargestellt. Der gesamte Anteil aller Gewässer innerhalb des Untersuchungsgebietes beträgt 0,32%. Insgesamt wurden 9 verschiedene Gewässer- Biotoptypen kartiert. Den größten Flächenanteil innerhalb der Gewässer hat der Biotyp "Kleines Gerinne/ Grabengewässer". Viele der Probeflächen sind mit Gewässergräben im Offenland ausgestattet. Mit 20,33% besitzt der Biotyp "Meso- bis eutropher Weiher und meso- bis eutropher naturnaher Teich tieferer Lagen" den zweitgrößten Anteil

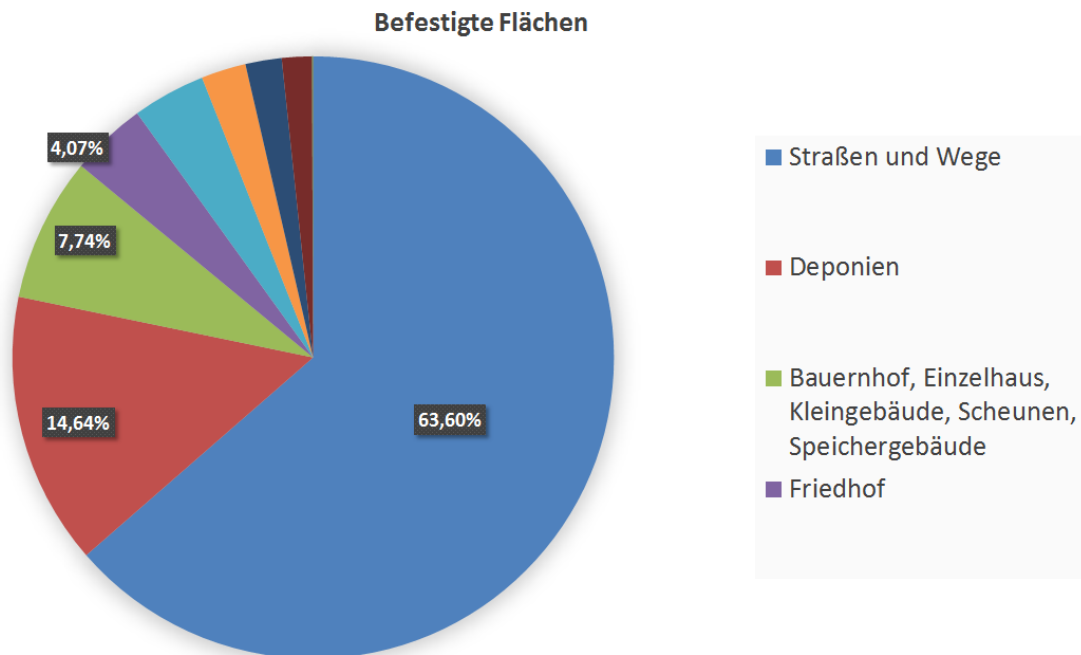


Abbildung 35: Flächenanteile innerhalb der befestigten Freiflächen. Die "Biotoptypen" unter 4,07% sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende enthalten

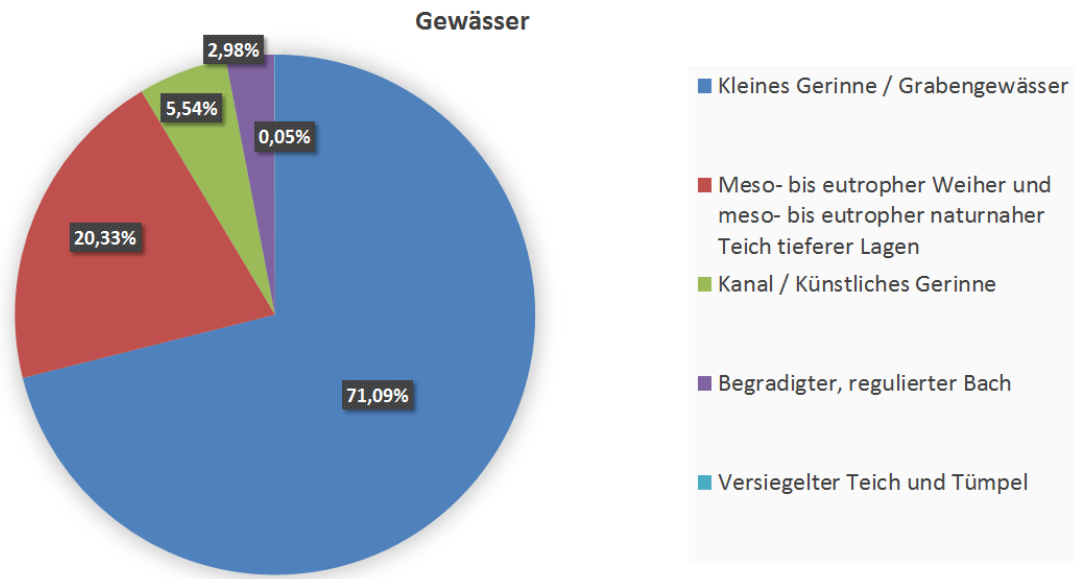


Abbildung 36: Flächenanteile innerhalb der Gewässer-Biotop

3.2.2 Selektive Biotopkartierung

Hier werden die Ergebnisse der Biotopkartierung dargestellt. Es konnten 52 verschiedene Biotoptypen mit insgesamt 326 Biotopen im Untersuchungsgebiet aufgenommen werden. Das entspricht einer Fläche von 432.856,51 m² (43,28 ha).

In Abb. 37 wird die Fläche der zusammenfassten Biotoptypen und die jeweilige Fläche dargestellt. Den größten Anteil (21,55 ha) der gesamten Fläche und die höchste Anzahl der erhobenen Biotop (207) beinhalten Gehölz-Biotop. Es wurden insgesamt 86 Grasland-Biotop mit einer Fläche von 19,52 ha kartiert. Die Fläche der aufgenommenen Gewässer-Biotop enthielt

1,33 ha und es konnten davon 31 Biotop erhoben werden. Es wurden auch 2 anthropogen geprägte Biotop aufgenommen mit einer zusammengefassten Fläche von 0,87 ha. Die Abbildung 37 zeigt, dass die Gehölze eher kleinflächiger als die Grasland- Biotop sind.

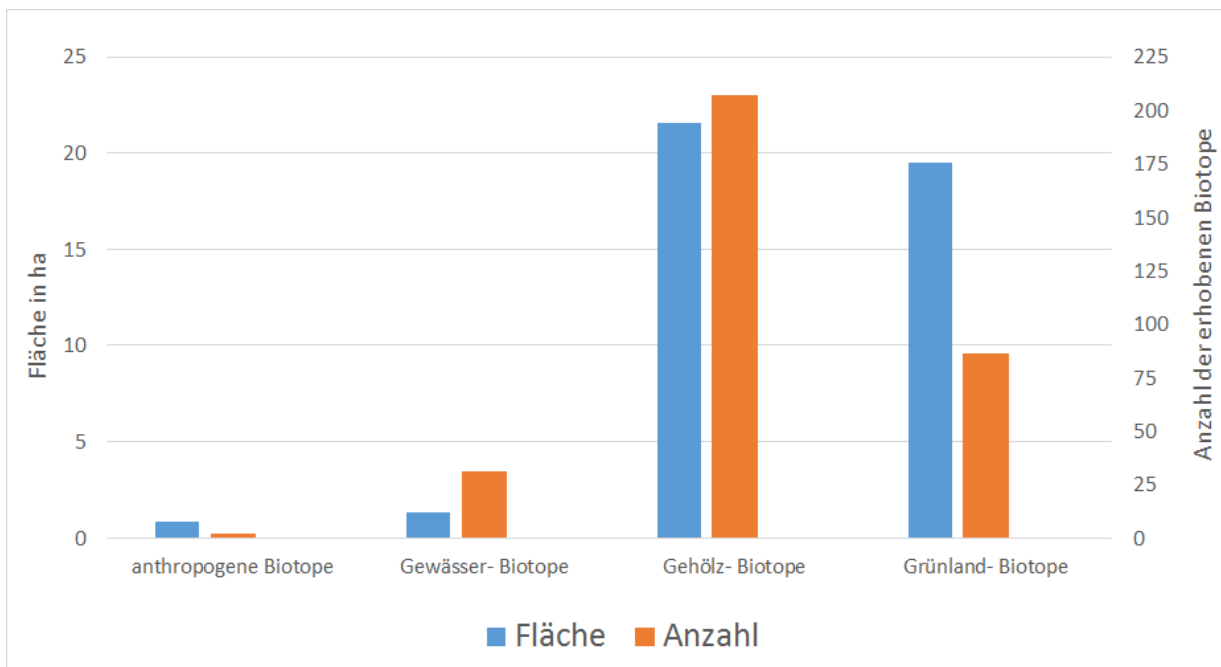


Abbildung 37: Fläche der selektiv kartierten Biotop und deren Anzahl

Folgendes Diagramm (Abb. 38) zeigt den Mittelwert und die Standardabweichung der jeweiligen Biotoptyp-Gruppen. Der Mittelwert der Flächen der Gewässer-Biotop (431,61

m²) ist ähnlicher mit ihrer Standardabweichung (475,39 m²) als der Mittelwert der Grasland- oder Gehölz-Biotope mit ihrer jeweiligen Standardabweichung. Bei den Gehölz-Biotopen beträgt der Mittelwert 1.028,81 m² und die Standardabweichung 1.827,7 m². Bei den Grasland-Biotopen ist die Streuung noch höher. Der Mittelwert der Grasland-Biotope beträgt 2.323,88 m² und die Standardabweichung beträgt 5.436,63 m². Der Mittelwert der anthropogen beeinflussten Biotope (insgesamt 2 Biotope) beträgt 4.369,28 m² und die Standardabweichung liegt bei 3.109,18 m².

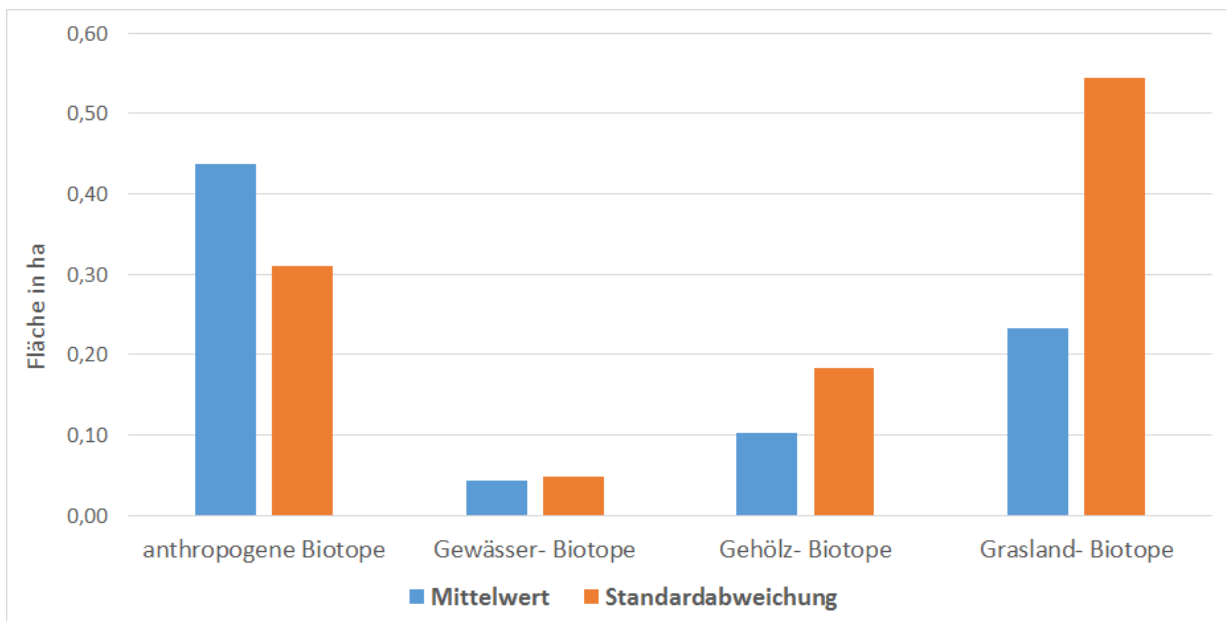


Abbildung 38: Vergleich von Mittelwert und Standardabweichung der Flächenanteile der selektiv erhobenen Biotoptypen

Um mögliche Unterschiede innerhalb der Grasland-Biotope zwischen dem trockenen und dem restlichen Grasland zu sehen, wurde ein weiteres Diagramm mit dem Mittelwert und der Standardabweichung dargestellt. Der Mittelwert der Fläche des trockenen Graslandes beträgt 2.184,61 m² und die Standardabweichung liegt bei 4.390,73 m². Beim restlichen Grasland beträgt der Mittelwert der Fläche 2.550,62 m² und die Standardabweichung liegt bei 6.522,09 m².

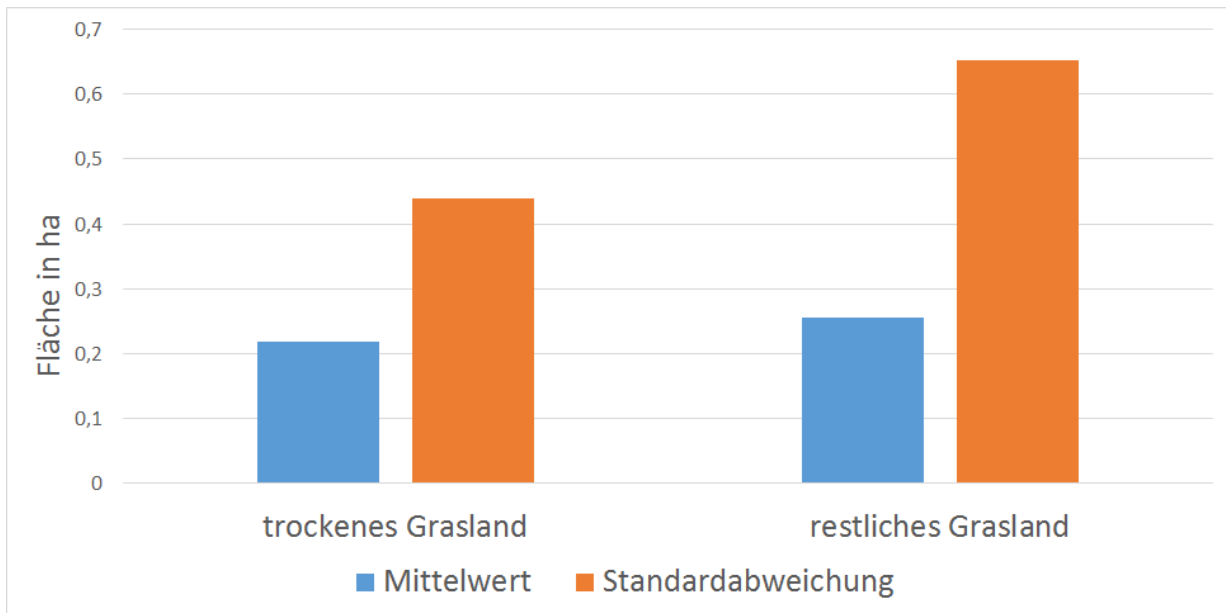


Abbildung 39: Mittelwert und Standardabweichung der selektiv erhobenen Flächen der trockenen und der restlichen Graslandschaft

Abb. 39 zeigt die Flächenanteile der selektiv erhobenen Gehölz-Biotopen. Es konnten 20 verschiedene Gehölz-Biotoptypen mit 207 Biotopen erhoben werden. Die Fläche der erhobenen Gehölze beträgt 21,55 ha, das entspricht 49,79 % der erhobenen Gesamtfläche. 30,47 % der Fläche der kartierten Gehölz-Biotope gehören zum Biototyp "Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten". 18,73 % beträgt der Flächenanteil der Baumhecken, 13,88 % der Fläche gehört zum Biototyp "Gehölz- und strukturreicher Garten, Park" und 5,4 % betragen der Flächenanteil des Intensiv-Obstbaumbestandes und Fruchtstrauchkulturen. Es konnten insgesamt 20 verschiedene Gehölz-Biotoptypen mit 207 Biotopen erhoben werden. 49,79 % der selektiv kartierten Fläche sind Gehölz-Biotope.

Gehölz- Biotope

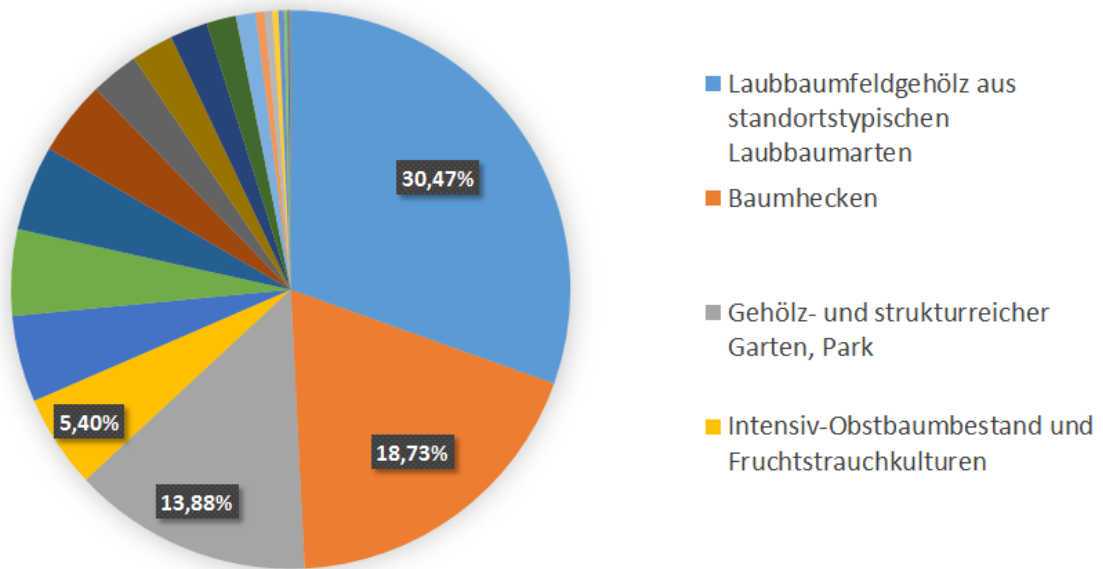


Abbildung 40: Flächenanteile der selektiv erhobenen Gehölz- Biotoptypen. Die Biotoptypen unter 5,4 % sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende abgebildet

Im folgenden Diagramm (Abb.40) sind die 7 häufigsten Biotoptypen innerhalb der Gehölze, die selektiv erhoben worden sind, dargestellt. Am häufigsten wurden 54 “Baumhecken”, 29 “landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume”, 26 “artenreiche Hecken und Gebüsche”, 25 “Laubbaumfeldgehölze aus standortstypischen Laubbaumarten”, 19 “Baumreihen und Alleen”, 16 artenarme, “nitrophile Gebüsche und Hecken” und 11 “gehölz- und strukturreiche Garten und Parks” selektiv aufgenommen.

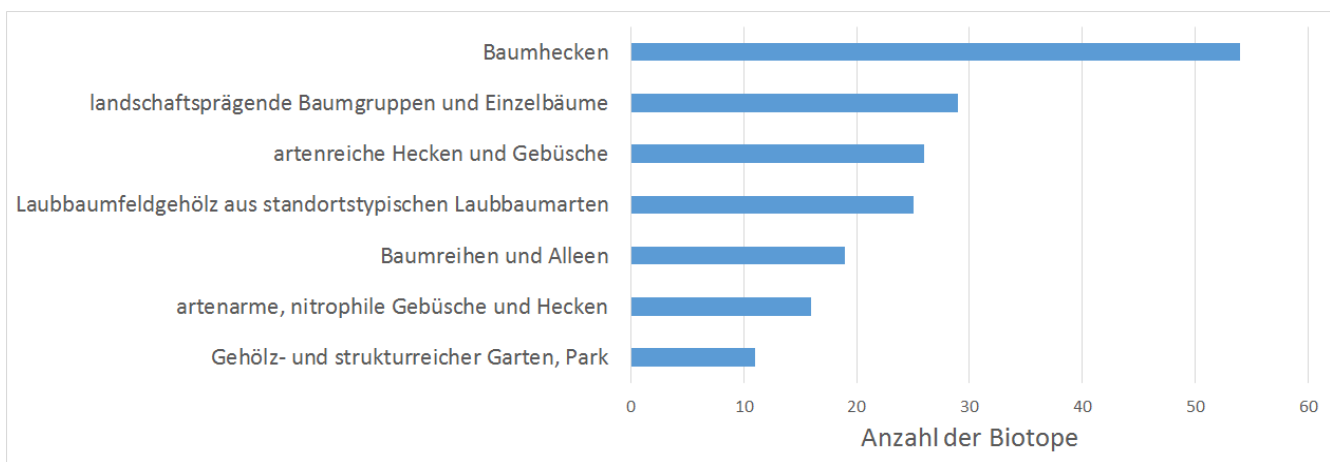


Abbildung 41: Darstellung der Anzahl der 7 häufigsten selektiv erhobenen Gehölz- Biotoptypen im Untersuchungsgebiet

Abb. 41 zeigt die Flächenanteile der selektiv erhobenen Grasland-Ökosysteme. Es konnten 25 verschiedene Biotoptypen des Graslandes mit 86 einzelnen Biotopen erhoben werden. Diese entsprechen mit einer Fläche von 19,52 ha, 45,10% der Gesamtfläche aller kartierten Biotope. Die größten Flächen innerhalb des Graslands, die kartiert wurden, sind die "Intensivweiden" mit 21,55%. Die zweitgrößten Flächen (20,46 %) sind die "beweideten Halbtrockenrasen". 19,73 % der Fläche der kartierten Grasland- Ökosysteme beinhalten die "trockenen Glatthaferwiesen" und 10,34% die "Glatthafer- Fettwiesen". "Fels- Trockenrasen" liegen bei 6,94% und "Acker-/ Weingartenbrachen mit halbruderalem Wiesencharakter" bei 5,17 %.

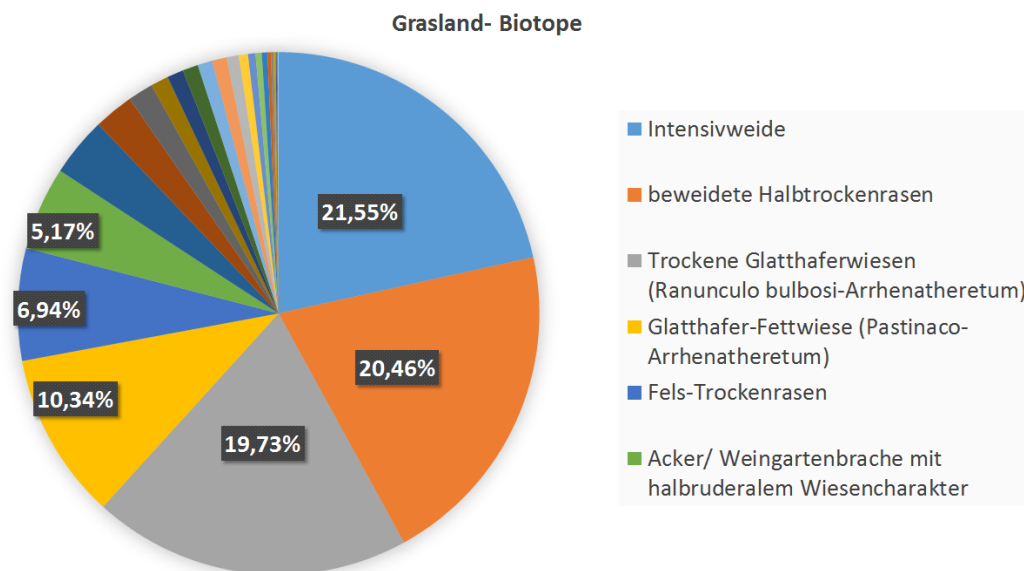


Abbildung 42: Flächenanteile der selektiv erhobenen Grasland- Biotoptypen. Die Biotoptypen unter 5,17 % sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende abgebildet

In Abb. 42 sind die 7 häufigsten erhobenen Grasland-Biotoptypen abgebildet. Am meisten wurden "trockene Glatthaferwiesen" erhoben (20). "Acker-/ Weingartenbrache mit halbruderalem Wiesencharakter" wurden 8-mal, "Fels- Trockenrasen" und "beweidete Halbtrockenrasen" 7-mal, "Intensivweiden" 6-mal und "trockene Trespenwiesen" und "gehölzfreie bis gehölzarme Brachflächen des Halbtrocken- und Trockengrünlandes" 5-mal erhoben. Insgesamt wurden 86 Grasland-Biotope erhoben

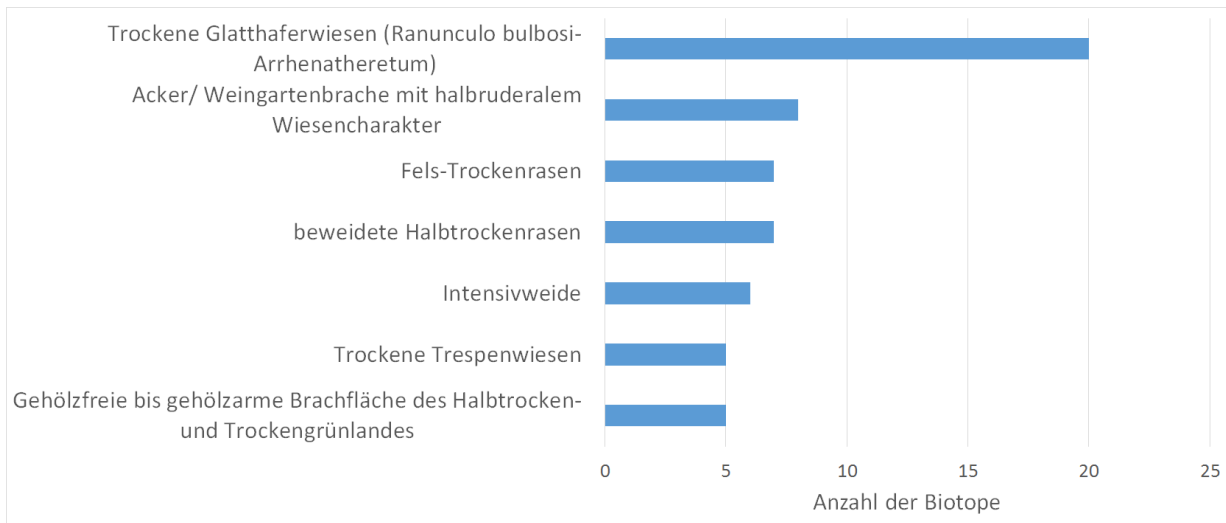


Abbildung 43: Darstellung Anzahl der 7 häufigsten, selektiv erhobenen Grasland- Biotoptypen im Untersuchungsgebiet

In der folgenden Grafik (Abb. 44) sind die Flächenanteile der selektiv erhobenen Gewässer-Biotope dargestellt. Es konnten 5 verschiedene Biotoptypen erhoben werden, mit insgesamt 31 Biotopen. Diese entsprechen mit einer Fläche von 1,33 ha, 3,09 % der Gesamtfläche der erhobenen Biotope. Den größten Anteil besitzt der Biotoptyp “Kleines Gerinne/ Grabengewässer” mit 70,77 %. der Biotoptyp “Meso- bis eutrophe Weiher und meso- bis eutrophe naturnahe Teiche tieferer Lagen” machen 20,56 %, “Kanäle/ künstliche Gerinne” machen 5,6 %, “begradigte, regulierte Bäche” machen 3,02 % und “versiegelte Teiche und Tümpel” machen 0,6 % aus.

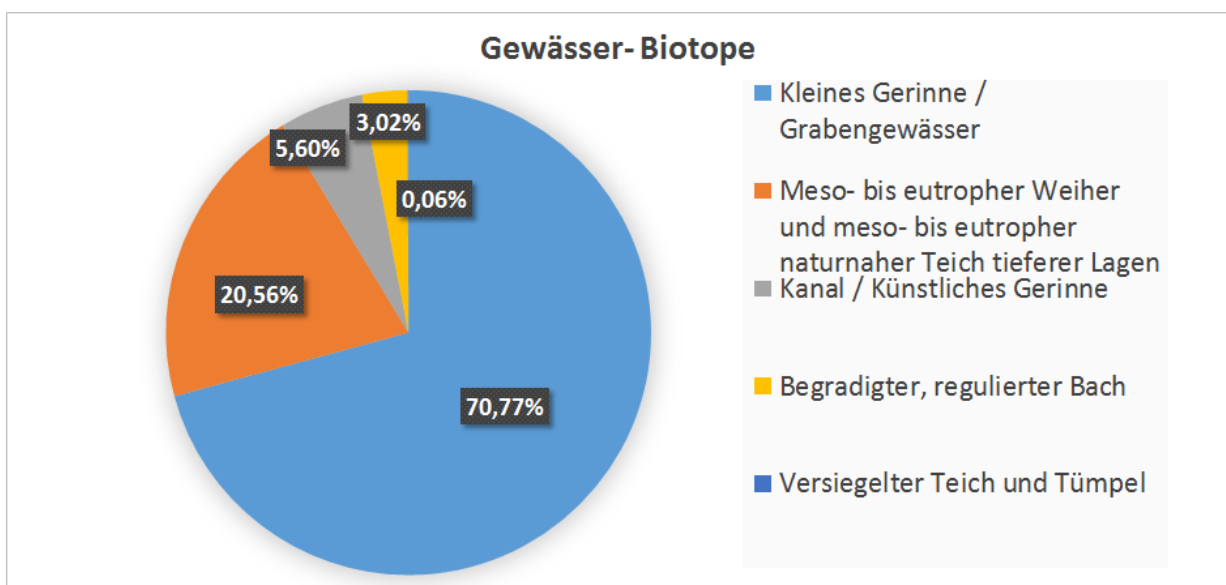


Abbildung 44: Flächenanteile der selektiv erhobenen Gewässer-Biotoptypen

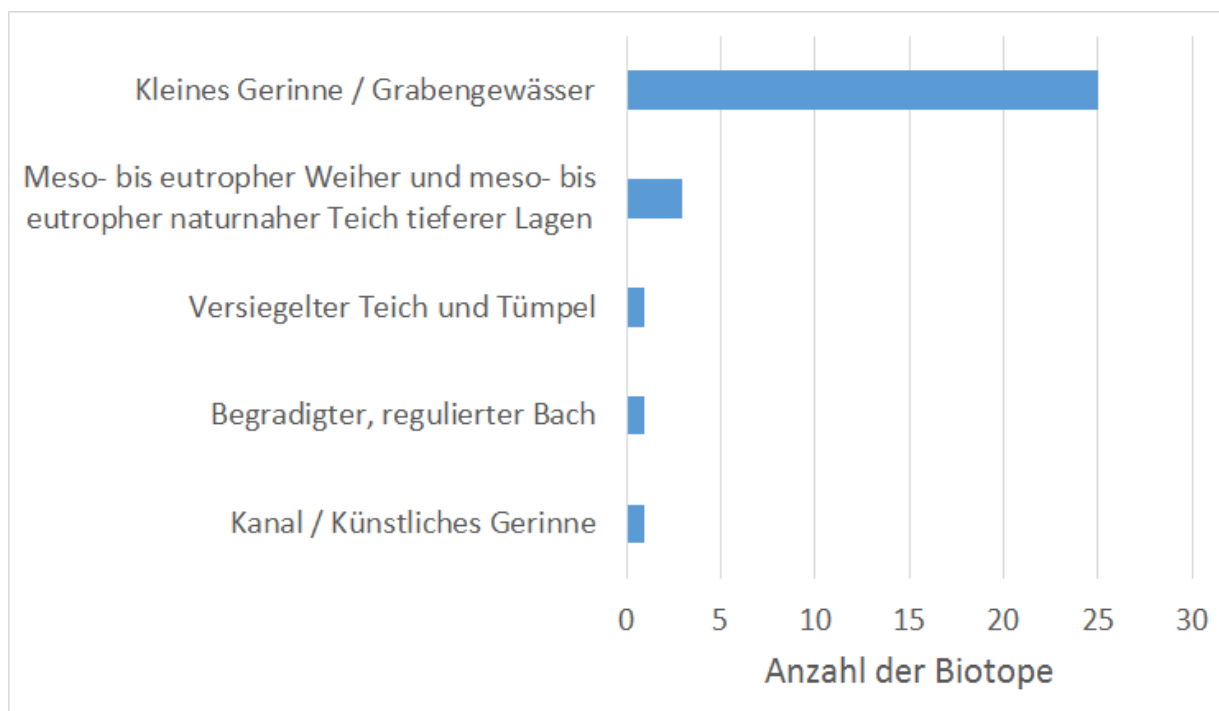


Abbildung 45: Darstellung der Anzahl der selektiv erhobenen Gewässer- Biotoptypen im Untersuchungsgebiet

Des Weiteren wurden auch 2 anthropogen beeinflusste Biotope erhoben. Einen Friedhof (Kalksburg, Wien) und eine Deponie. Die beiden Biotope machen zusammen 0,87 ha aus. Das entspricht 2,02 % der gesamten Fläche aller selektiv erhobenen Biotope.

3.2.3 Auswertung der Strukturmerkmale

Insgesamt konnten in den 326 selektiv erhobenen Flächen, 46 von 56 möglichen Strukturmerkmalen ausgewählt werden. Zusammengerechnet wurden in 21 Quadranten 1.175 Strukturmerkmale vergeben. In Abb.46 ist die Anzahl der vergebenen Strukturmerkmale in den verschiedenen Quadranten dargestellt. Es konnten in den 9 “kleinteiligen” Quadranten um 13,4 % mehr Strukturmerkmale (insgesamt 565) aufgenommen werden, als in den 9 “ausgeräumten” Quadranten (431). In den 6 Quadranten mit einem Waldanteil konnten um 11,2 % mehr Strukturmerkmale erhoben werden (414), als in den 6 Quadranten mit Siedlungsanteil (330). Die 3 häufigsten Strukturmerkmale, die vergeben worden sind, waren “Baumschicht ausgebildet” (149), “Gebüsch” (99) und “Hecke” (82).

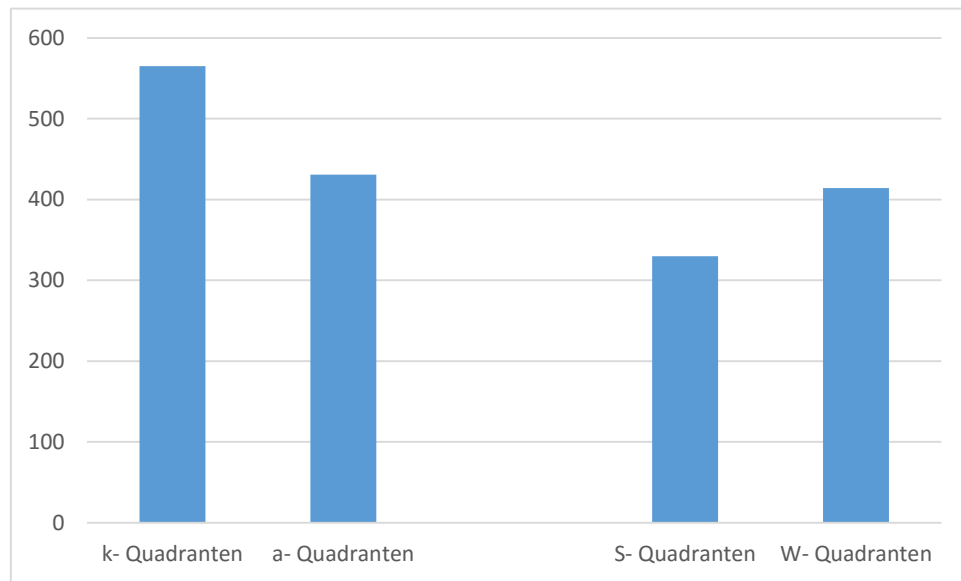


Abbildung 46: Vergleich der vergebenen Strukturmerkmale zwischen "kleinteiligen" Quadranten (k) und "ausgeräumten" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)

3.2.4 Auswertung der Bedeutung, wertbestimmende Merkmale

Insgesamt konnten in den 326 selektiv erhobenen Flächen, 25 von 27 möglichen wertbestimmende Merkmale ausgewählt werden. Zusammengerechnet wurden in 21 Quadranten, 1.093 wertbestimmende Merkmale vergeben. In Abb. 47 ist die Anzahl der vergebenen wertbestimmenden Merkmale in den verschiedenen Quadranten dargestellt. Es konnten in den 9 "kleinteiligen" Quadranten um 17 % mehr wertbestimmende Merkmale (insgesamt 542) aufgenommen werden, als in den 9 "ausgeräumten" Quadranten (386). In den 6 Quadranten mit einem Waldanteil konnten um 12 % mehr wertbestimmende Merkmale erhoben werden (398), als in den 6 Quadranten mit Siedlungsanteil (313). Die 3 häufigsten wertbestimmenden Merkmale, die vergeben worden sind, waren "Rückzugsfunktion allg." (218), "Prägung des Landschaftsbildes" (195) und "Vernetzungsfunktion" (145).

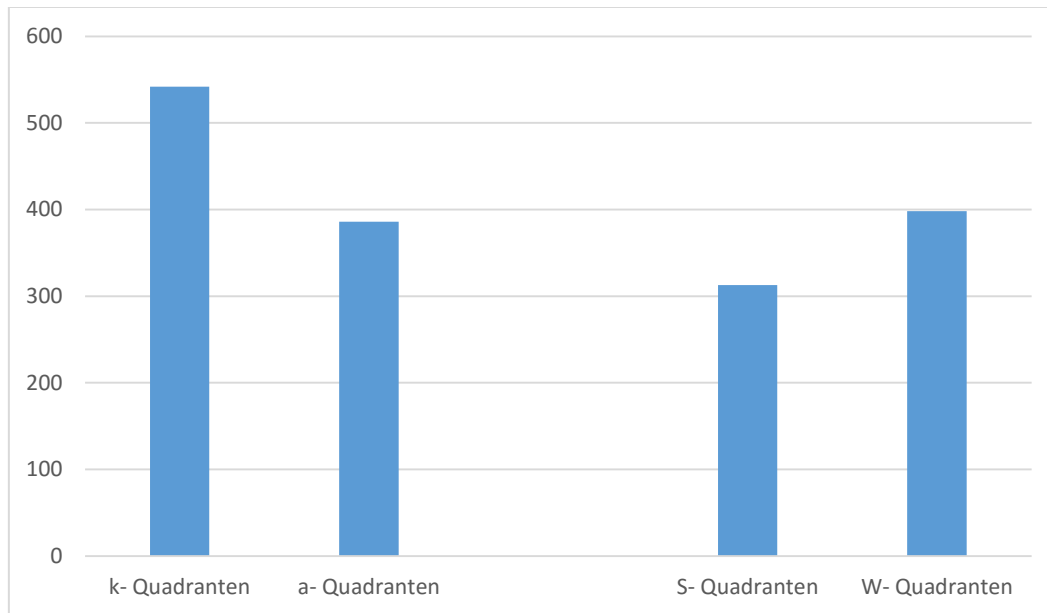


Abbildung 47: Vergleich der vergebenen wertbestimmenden Merkmale zwischen “kleinteilige” Quadranten (k) und “ausgeräumte” Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)

3.2.5 Auswertung der Merkmale “Pflege/Management”

IST- Zustand von Pflege/Management

Insgesamt konnten bei der Erhebung von der aktuellen Pflege bzw. des derzeitigen Managements 19 von 60 Merkmale erhoben werden. Zusammengerechnet wurden in 21 Quadranten 117 IST- Pflege/Management-Merkmale vergeben. In Abb.48 ist die Anzahl der vergebenen Merkmale in den verschiedenen Quadranten dargestellt. Es konnten in den 9 “kleinteiligen” Quadranten insgesamt 53 Merkmale aufgenommen werden und in den 9 “ausgeräumten” Quadranten 54. In den 6 Quadranten mit einem Waldanteil konnten um 13% mehr Pflege/Management-Merkmale erhoben werden (37), als in den 6 Quadranten mit Siedlungsanteil (28). Das häufigste Merkmal, welches gewählt worden ist, war “Beibehaltung der aktuellen Nutzung” (67- mal).

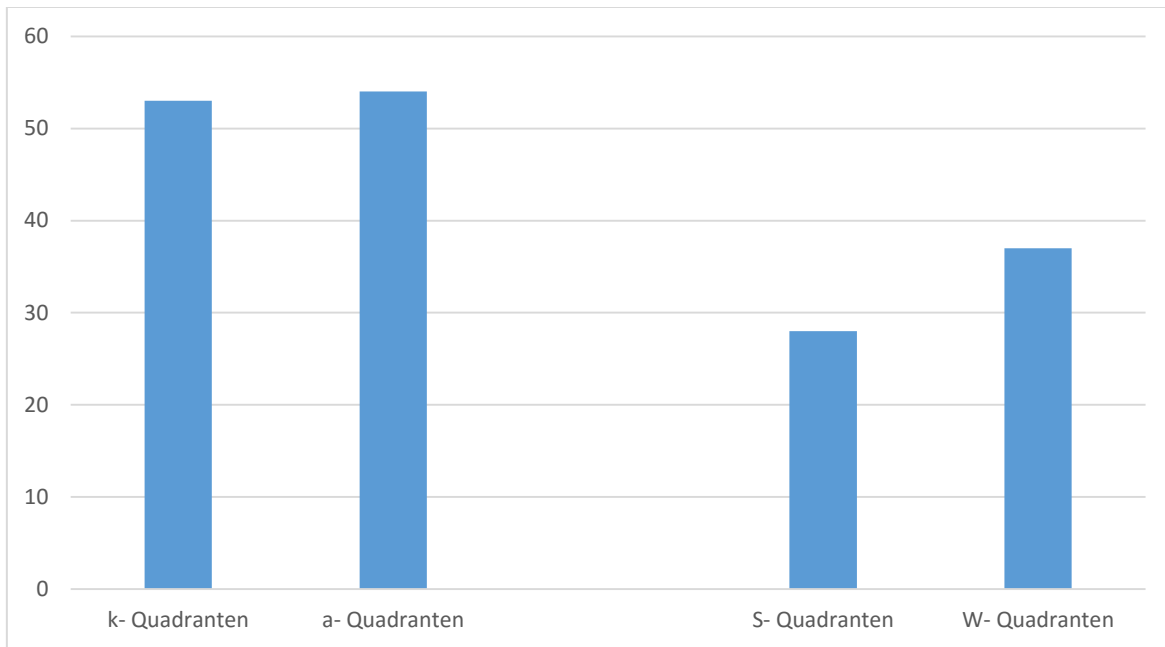


Abbildung 48: Vergleich der vergebenen IST- Pflege/Management- Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten(k) und "ausgeräumte" Quadranten(a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)

SOLL- Zustand von Pflege/Management

Als Ergänzung bzw. Kompensation zum IST- Zustand der Pflege, wurden für die selektiv kartierten Biotope, 43 der 60 Pflegemaßnahmen für das zukünftige Management als sinnvoll erachtet. Zusammengerechnet wurden in 21 Quadranten, 504 SOLL- Pflege/Management- Merkmale vergeben. In Abb. 49 ist die Anzahl der vergebenen Merkmale in den verschiedenen Quadranten dargestellt. Es konnten in den 9 "kleinteiligen" Quadranten insgesamt 216 Merkmale aufgenommen werden und in den 9 "ausgeräumten" Quadranten 210. In den 6 Quadranten mit einem Waldanteil konnten 157 erhoben werden und in den 6 Quadranten mit Siedlungsanteil 150. Das häufigste Merkmal, welches gewählt worden ist, war "Beibehaltung der aktuellen Nutzung" (67) und "Müll/Schutt entfernen" (54).

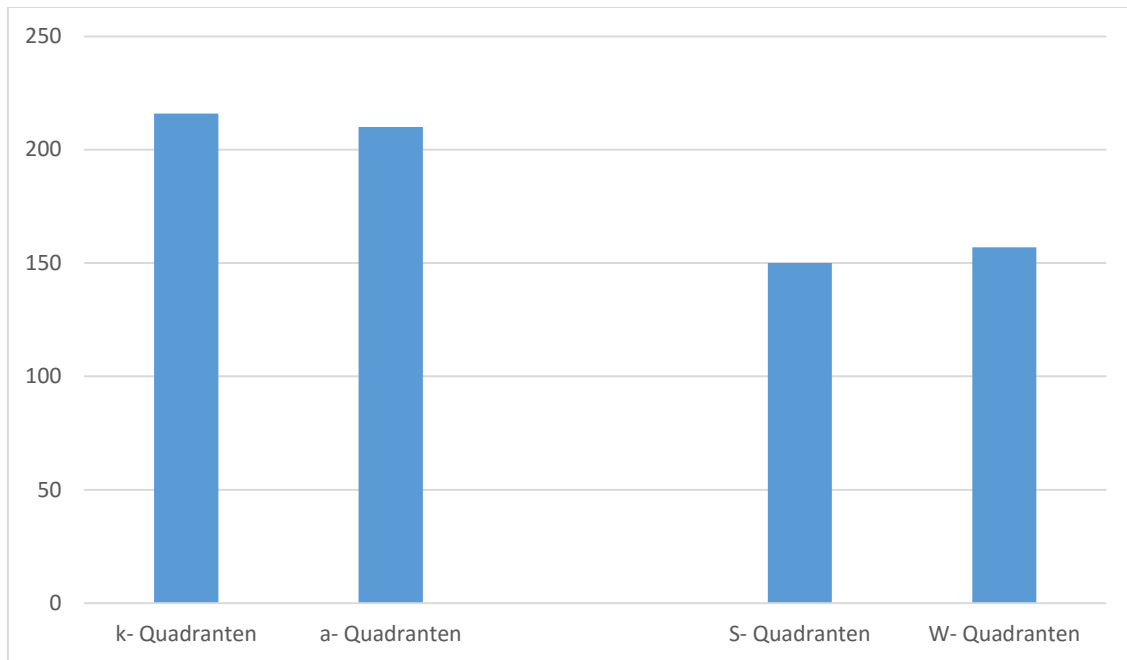


Abbildung 49: Vergleich der vergebenen SOLL- Pflege/Management- Merkmale zwischen “kleinteilige” Quadranten(k) und “ausgeräumte” Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)

3.2.6 Auswertung der Merkmale der Gefährdung/Beeinträchtigung

Aktuelle Gefährdung/Beeinträchtigung

Hinsichtlich der aktuellen Gefährdung/Beeinträchtigung konnten 17 von 42 Merkmale erfasst werden. Insgesamt konnten in den 21 Quadranten 152 Merkmale vergeben werden. In Abb. 50 ist die Anzahl der vergebenen Merkmale in den verschiedenen Quadranten dargestellt. Es konnten in den 9 “ausgeräumten” Quadranten um 16 % mehr Gefährdungsmerkmale (68) aufgenommen werden, als in den 9 “kleinteiligen” Quadranten (50). In den 6 Quadranten mit einem Waldanteil konnten 42 Merkmale erhoben werden und in den 6 Quadranten mit Siedlungsanteil 45. Die häufigsten Gefährdungsmerkmale, die vergeben worden sind, waren “Müll-/Schuttablagerung” (38) und “Verbuschung” (35).

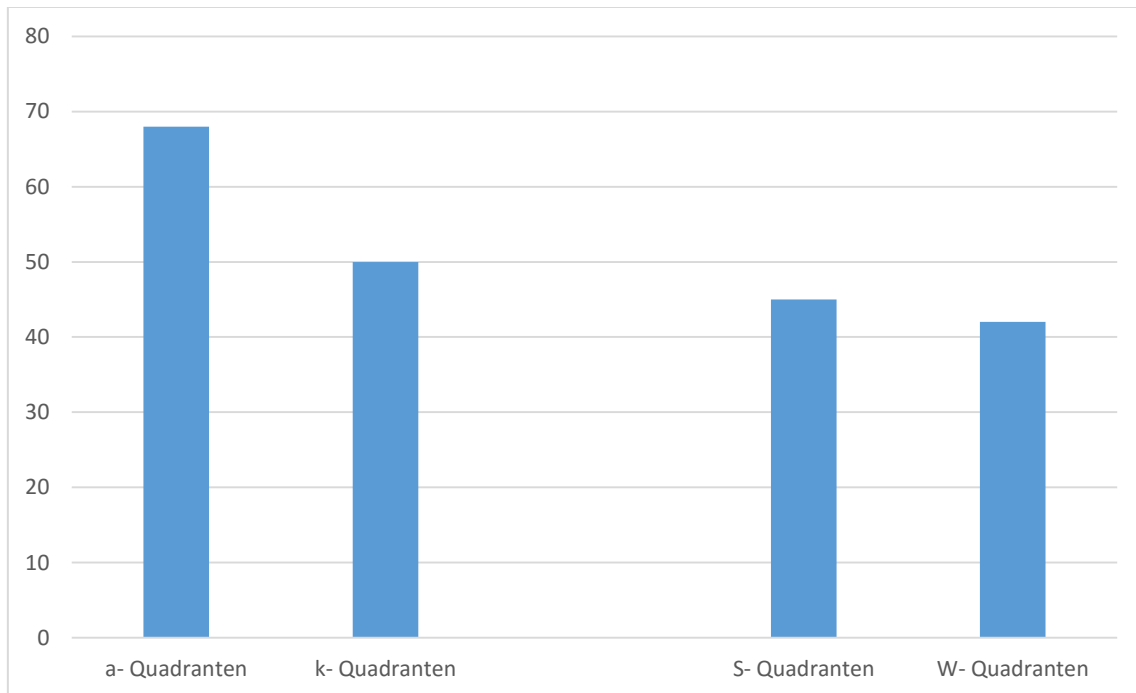


Abbildung 50: Vergleich der vergebenen aktuellen "Gefährdungs-/Beeinträchtigungs-" Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)

Potentielle Gefährdung/Beeinträchtigung

Hinsichtlich der potentiellen Gefährdung/Beeinträchtigung konnten 30 von 42 Merkmale erfasst werden. Insgesamt konnten in den 21 Quadranten 437 Merkmale vergeben werden. In Abb. 51 ist die Anzahl der vergebenen Merkmale in den verschiedenen Quadranten dargestellt. Es konnten in den 9 "kleinteiligen" Quadranten um 23,3 % mehr potentielle Gefährdungsmerkmale (233) aufgenommen werden, als in den 9 "ausgeräumten" Quadranten (145). In den 6 Quadranten mit einem Siedlungsanteil konnten um 17 % mehr Merkmale erhoben werden (156) als in den 6 Quadranten mit Waldanteil (111). Die häufigsten Gefährdungsmerkmale, die vergeben worden sind, waren "Eutrophierung" (104) und "Schutt-/Müllablagerung" (90).

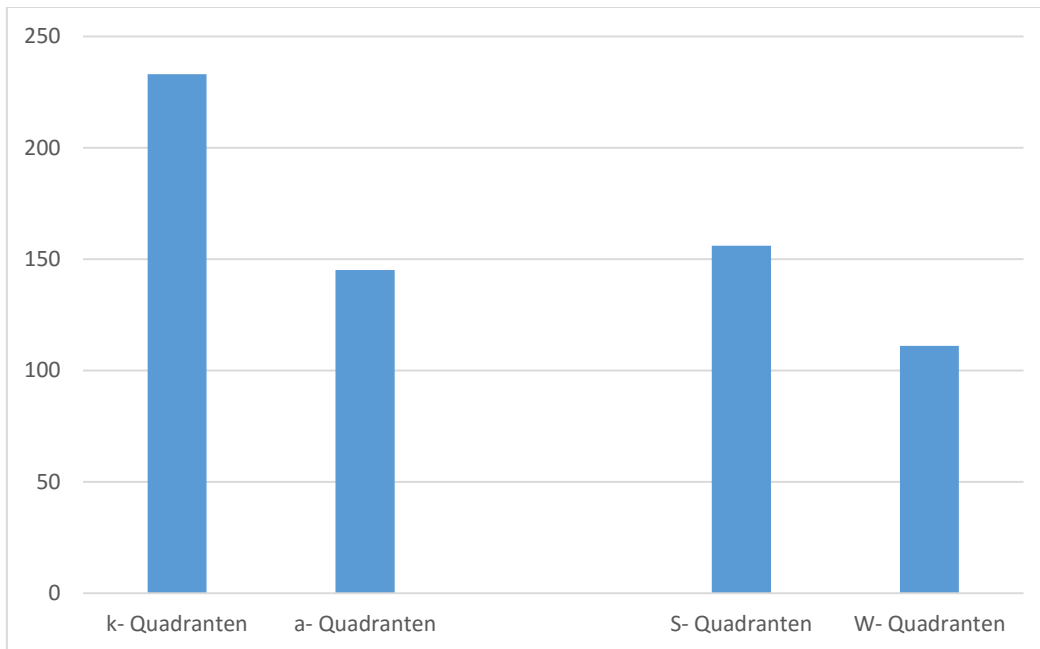


Abbildung 51: Vergleich der vergebenen potentiellen "Gefährdungs-/Beeinträchtigungs-" Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)

3.3 Ergebnisse der Erhebung der Weingärten

Christoph Bialek

Es wurden insgesamt 208 Weingarten- Komplexe mit einer Gesamtfläche von 130 ha näher untersucht. Dies entspricht 24,8 % des gesamten Untersuchungsgebiets (21 Quadranten zu je 25 ha). In den Weingärten wurden verschiedene Merkmale erhoben. Alter, Bewässerung, Pestizide, Alternierende Reihen, Mahd, Vegetation, Häckselung/ Mulchung und Alter der Bearbeitung. In Abb. 52 und Abb.75 ist die Auswertung der Untersuchung der Weingärten abzulesen. Es wurde der Prozentanteil von der Gesamtfläche und von der Gesamtanzahl der Weingärten ausgewertet.

Alter

Von den 208 erhobenen Weingärten wurden 157 als "mittel" definiert. Das entspricht 83 % der Gesamtfläche und 75,7 % der Gesamtanzahl der Weingärten. 9 von 208 wurden als "alt" definiert. Das entspricht 2 % der Gesamtfläche und 4,3 % der Gesamtanzahl der

Weingärten. 42 von 208 Weingärten wurden als "jung" definiert. Das entspricht 15 % der Gesamtfläche und 20 % der Gesamtanzahl der erhobenen Weingärten.

Bewässerung

165 von 208 erhobenen Weingärten wiesen keine Bewässerungssysteme auf. Das entspricht 78,8 % der Gesamtfläche und 79 % der Gesamtanzahl der Weingärten. 43 von 208 enthielten Bewässerungssysteme. Das entspricht 21,2 % der Gesamtfläche und 21 % der Gesamtanzahl der Weingärten. Knapp ein Viertel der aufgenommenen Weingärten im Untersuchungsgebiet wiesen solche Bewässerungsanlagen auf.

Pestizideinsatz

Von den 208 erhobenen Weingärten waren bei 20 Weingärten Pestizideinsatz sichtbar. Das entspricht 10 % der Gesamtfläche und 9,6 % der Gesamtanzahl der Weingärten. Bei 188 von 208 Weingärten war kein bzw. kein erkennbarer Pestizideinsatz ersichtlich. Das entspricht 90,5 % der Gesamtfläche und 90,4 % der Gesamtanzahl der Weingärten.

Alternierende Reihen

Bei 116 von 208 erhobenen Weingärten waren die Reihen zwischen den Weinreben nicht alternierend. Das entspricht 49,3 % der Gesamtfläche und 56 % der Gesamtanzahl der Weingärten. 92 Weingärten enthielten alternierende Reihen. Das entspricht 50,7 % der Gesamtfläche und 44 % der Gesamtanzahl der Weingärten. Dieser Punkt hielt sich die Waage im gesamten Untersuchungsgebiet. Das heißt, dass ca. die Hälfte der Weingärten alternierend war und die andere Hälfte keine solche Abwechslung aufwies.

Mahd

Von den 208 erhobenen Weingärten sind 137 zum Erhebungszeitpunkt gemäht worden. Das entspricht 72,7 % der Gesamtfläche und 66 % der Gesamtanzahl der Weingärten. Bei 141 war keine bzw. keine erkennbare Mahd ersichtlich. Das entspricht 27,3 % der Gesamtfläche und 34 % der Gesamtanzahl.

Vegetation

Bei 195 von 208 erhobenen Weingärten war Vegetation vorhanden. Das entspricht 93,7 % der Gesamtfläche und 94 % der Gesamtanzahl. Bei 13 Weingärten war keine Vegetation vorhanden. Das entspricht 6,3 % der Gesamtfläche und 6 % der Gesamtanzahl. Der Großteil der Weingärten enthielt Vegetation, nur in einigen war umgebrochener, vegetationsloser Boden vorhanden.

Häckselung/ Mulchung

Von den 208 erhobenen Weingärten sind 102 zum Erhebungszeitpunkt gehäckselt bzw. gemulcht worden. Das entspricht 53,8 % der Gesamtfläche und 49 % der Gesamtanzahl der Weingärten. Bei 106 Weingärten war keine bzw. keine erkennbare Häckselung/ Mulchung erkennbar. Das entspricht 46,2 % der Gesamtfläche und 51 % der Gesamtanzahl der Weingärten.

Alter der Bearbeitung

Bei 95 von 208 erhobenen Weingärten wurde die Bearbeitung des Bodens bzw. der Vegetation als "alt" bezeichnet. Das entspricht 45,4 % der Gesamtfläche und 47 % der Gesamtanzahl. Bei 64 Weingärten wurde die Bearbeitung als "frisch" definiert. Das entspricht 31 % der Gesamtfläche und 30 % der Gesamtanzahl. Bei 49 von 208 Weingärten war das Alter der Bearbeitung nicht eindeutig erkennbar. Das entspricht 23,6 % der Gesamtfläche und 23% der Gesamtanzahl der erhobenen Weingärten.

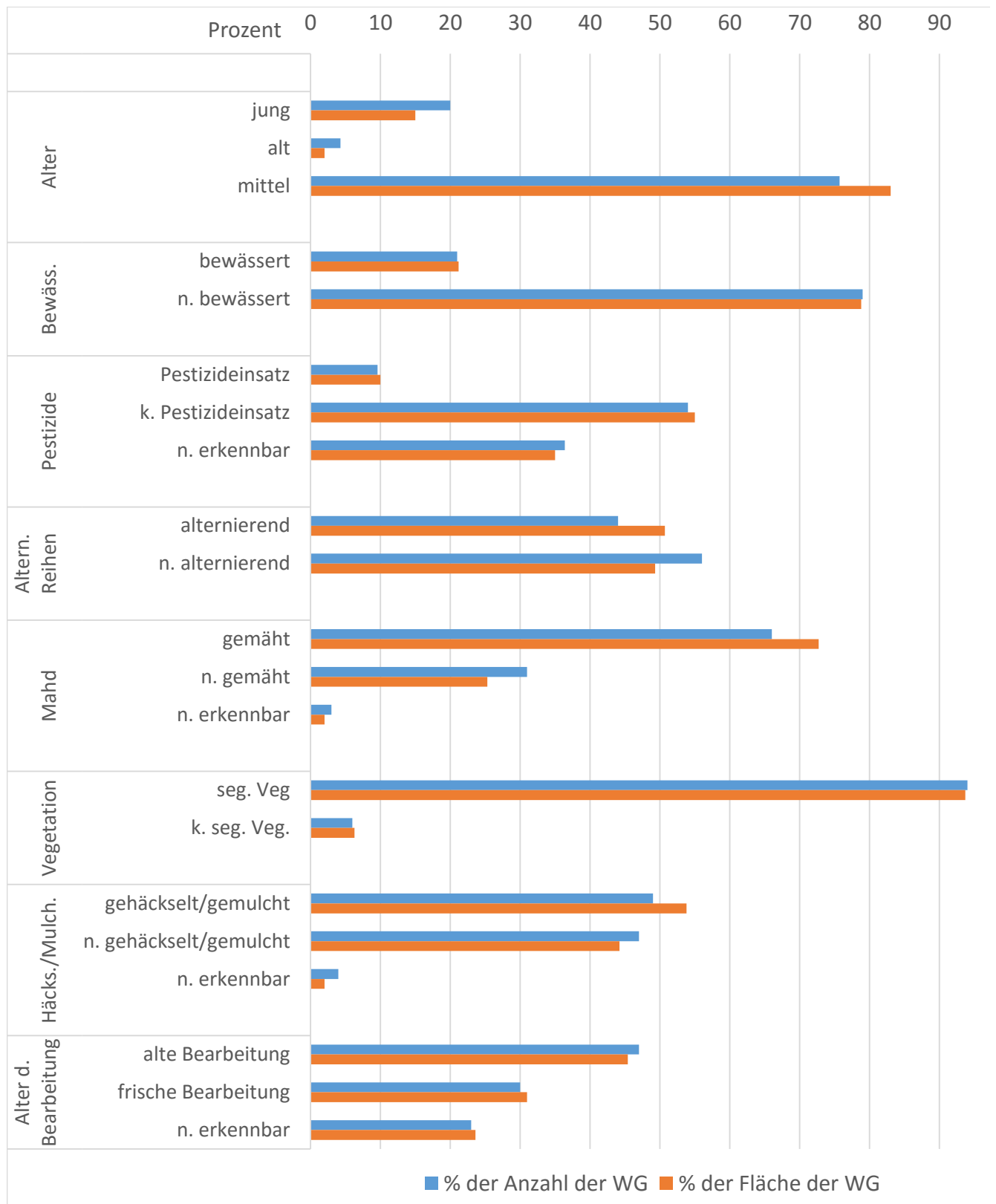


Abbildung 52: Darstellung der Weingärten, Blau: Prozent der Anzahl der Weingärten, Rot: Prozent der Fläche der Weingärten

3.4. Ergebnisse der landscape metrics der Untersuchungsflächen

Christoph Bialek

In Tabelle 8 sind die landscape metrics zu sehen, die für die verschiedenen Untersuchungsflächen ausgerechnet wurden. Die Tabelle ist nach der Größe des SDI Wertes für die Habitats geordnet. Es ist ersichtlich, dass LSW- Flächen und hauptsächlich kleinteilige Flächen einen hohen SDI Wert besitzen. Als Ausreißer kann die ausgeräumte Fläche LS_a_9 genannt werden. Dies kann dadurch begründet werden, dass obwohl sie sich in Siedlungsnähe befindet und als ausgeräumt bezeichnet ist, eine relativ hohe Biotop-Diversität, aufgrund von Feuchtbiotopen und diversen Gehölzen besitzt. Alle anderen Werte bleiben Großteils konstant und es ist kein Zusammenhang ersichtlich.

Tabelle 8: Ergebnisse der Auswertung der landscape metrics der Biotope. Fläche bezeichnet die einzelnen Quadranten des Untersuchungsgebietes. SDI Habitats (Shannon Diversity Index der Biotope), SEI (Shannon Evenness Index der Biotope), MSI (Mean Shape Index der Biotope), MPFD (Mean Fractal Dimension der Biotope), MPE (Mean Patch Edge der Biotope) und MPS (Mean Patch Size der Biotope)

Fläche	SDI Habitats	SEI	MSI	MPFD	MPE	MPS
LSW_4	2,188254	0,671636	5,388972	1,64943	155,771309	0,112665
LS_a_9	2,149846	0,667887	3,000294	1,686696	269,479036	0,177383
LW_k_18	2,042392	0,539717	2,934339	1,649034	139,227726	0,11365
LW_k_17	1,792932	0,608921	2,228013	1,735211	157,609785	0,131574
LS_k_50	1,771053	0,653996	4,964219	1,635536	290,812698	0,297666
LW_k_10	1,689466	0,55492	2,630241	1,704437	214,785921	0,165739
LS_k_73	1,649998	0,526232	4,690897	1,638125	154,260321	0,172389
LS_k_11	1,597149	0,57605	4,827877	1,637255	241,669472	0,193291
LS_a_70	1,586805	0,529688	3,244394	1,630682	284,021226	0,352113
LSW_5	1,543372	0,53397	6,452959	1,627845	174,54833	0,135215
LSW_1	1,503787	0,542376	2,76216	1,751281	226,059244	0,21589
L_k_43	1,469582	0,508441	4,727738	1,647166	277,851038	0,203141
L_a_7	1,410744	0,534564	3,478929	1,674088	271,917091	0,223214
L_k_14	1,250234	0,48743	3,873744	1,733252	505,786829	0,694432
L_a_19	1,153327	0,399024	3,307354	1,712648	259,034529	0,185187
LS_a_33	1,123595	0,39658	2,063082	1,726175	203,836105	0,258203
LW_a_3	1,006384	0,381342	3,610045	1,754582	221,370417	0,116348
LW_a_8	0,98427	0,347404	2,886193	1,76539	281,346526	0,391327
L_k_40	0,967624	0,341529	2,503414	1,675712	244,903705	0,192325
LW_a_14	0,92454	0,341404	4,127238	1,705356	317,859276	0,229493
L_a_18	0,686659	0,260191	3,66679	1,769976	274,589505	0,179001

3.5.Synoptische Auswertung

Alexander Schmied und Christoph Bialek

3.5.1. Diversity indices

Alexander Schmied

Für eine allgemeine Auswertung der Ergebnisse aus beiden Arbeiten wurde der Shannon Diversity Index (SDI) für die Biotope mit der species richness der Vögel auf den Untersuchungsflächen geplottet. Das Regressionsmodell zeigte einen positiven Zusammenhang ($p=0,02742$). (Abb. 53) Einzelne Untersuchungsflächen wichen dabei von der berechneten Regression stark ab. Flächen wie LW_a_8 hatten einen SDI von 0,984 und beherbergten dennoch 14 Arten.

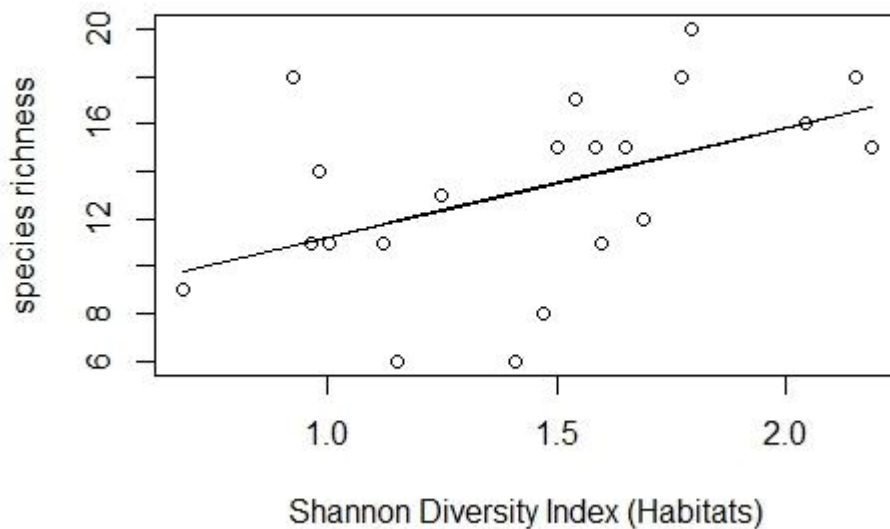


Abbildung 53: Regressionsmodell für den Shannon Diversity Index und die species richness auf allen Untersuchungsflächen, $p=0,02742$

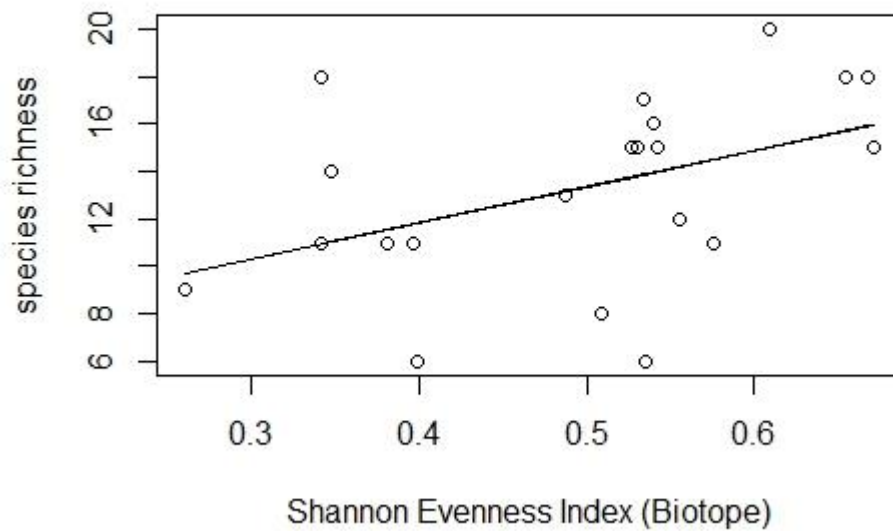


Abbildung 54: Regressionsmodell für species richness und Shannon Evenness Index der Untersuchungsflächen, $p=0,04282$

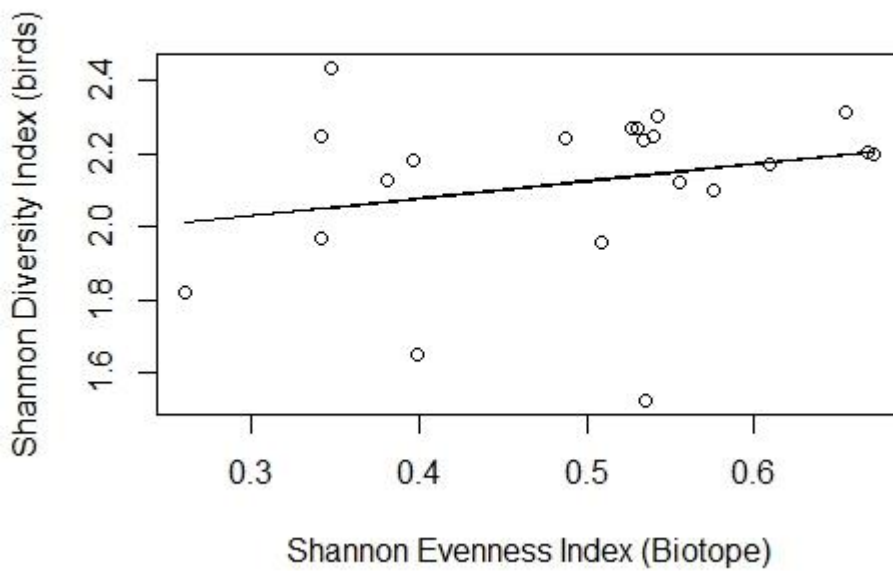


Abbildung 55: Regressionsmodell für SDI der Vögel und SEI der Biotope innerhalb der Untersuchungsflächen, $p=0,28$

Bei der Berechnung des Regressionsmodells konnte ein positiver Zusammenhang zwischen dem Artenreichtum und der Ausgewogenheit der Biotope pro

Untersuchungsfläche festgestellt werden ($p < 0,05$). Des Weiteren wurde der SDI für die Vögel mit dem Shannon Evenness Index der Biotope geplottet. Rein visuell lässt sich ein Zusammenhang erkennen, jedoch reicht die Signifikanz nicht aus um eine Aussage zu treffen ($p = 0,28$). (Abb. 54 & Abb. 55)

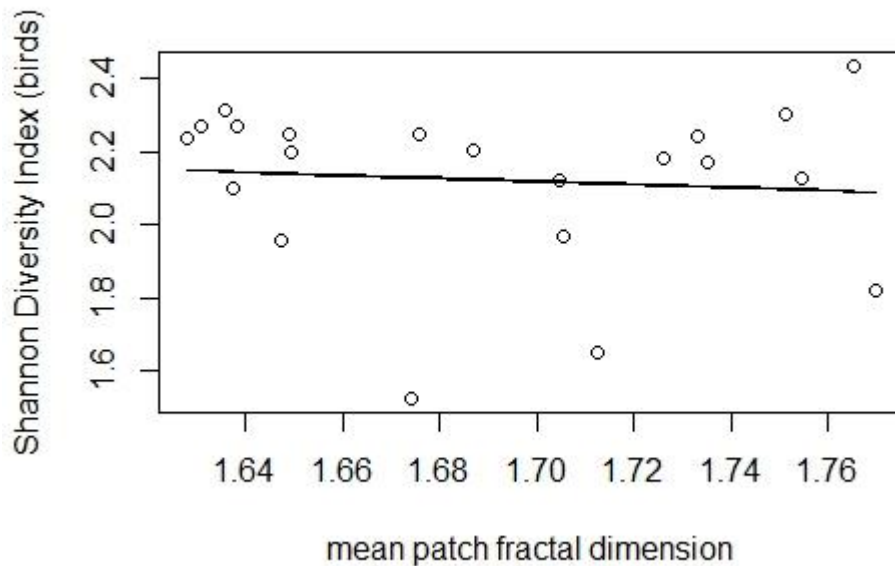


Abbildung 56: : Regressionsmodell für Shannon Diversity Index (birds) und der mean patch fractal dimension, $p = 0,7066$

Bei dem Vergleich der mean patch fractal dimension (MPFD) mit dem Diversitäts Index und der Artenvielfalt der Vögel konnte kein Zusammenhang nachgewiesen werden, die visuelle Auswertung zeigte eher einen Rückgang der Artenvielfalt und des Artenreichtum mit steigender Fraktalität (Abb. 56 & Abb. 57). Dieses Ergebnis konnte jedoch keine statistische Signifikanz vorweisen ($p = 0,4967$ für species richness birds; $p = 0,7066$ für SDI Birds)

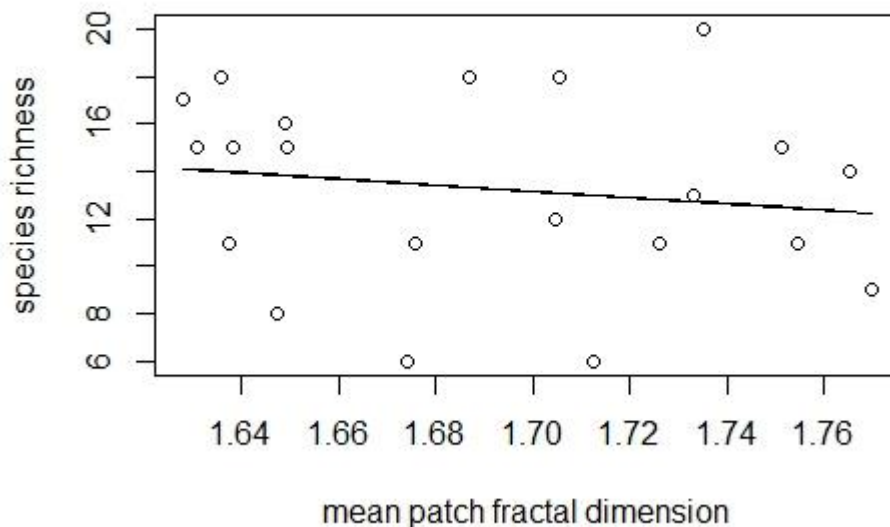


Abbildung 57. Regressionsmodell für Artenreichtum und mean patch fractal dimension der Untersuchungsflächen, $p=0,4967$

3.5.2. Zusammenhang „Biotopausstattung und ausgewählte Farmland Birds“

Alexander Schmied

Für die weiteren Analysen wurde für 4 der 11 vorgefundenen Farmland Birds, sowie für die Heidelerle aufgrund ihrer Affinität zu Weingärten, die Biotopausstattung der Reviere berechnet. Die folgenden Arten wurden aufgrund ihrer Häufigkeit ($n \geq 20$) für eine weitere Analyse herangezogen.

Die Feldlerche - *Alauda arvensis*

Für die Revierröße der Feldlerche wurden jeweils 0,7 ha auf ihre Biotopzusammensetzung untersucht.

Dominant auf den 74 Revieren waren mit 66% der Gesamtflächen die Ackerraine und Ruderalfluren. Knapp 17% der Reviere bestanden aus Weingärten, 6% waren Intensivwiesen, über 4% der Feldlerchenreviere setzten sich aus Acker- & Weingartenbrachen mit halbruderalem Wiesencharakter zusammen. Unbefestigte Straßen und Wege nahmen 2,22% der gesamten Feldlerchenreviere ein (Abb. 58)

Die weiteren Biotope der untersuchten Feldlerchenreviere setzten sich aus Intensivweide (1,77%), Deponien und Kompostieranlagen (0,56%), Baumhecken (0,43%), Intensiv-Obstbaumbestand und Fruchtstrauchkulturen (0,36%), gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes (0,35%), gehölz- und strukturreicher Garten, Park (0,21%), Schilfröhricht an Gewässern (0,20%), kleine Gerinne und Grabengewässer (0,11%), Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten (0,10%), landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume (0,05%), wechselfeuchte Glatthaferwiese (0,05%), trockene Glatthaferwiesen (0,04%), artenreiche Hecken und Gebüsche (0,04%), Baumreihen und Alleen (0,03%), artenarme, nitrophile Gebüsche und Hecken (0,01%), Steinwall, Lesesteinriegel, Trockenmauer (0,01%), Bauernhof, Einzelhaus, Kleingebäude, Scheunen, Speichergebäude (0,01%) und Einzel- und Reihenhausbauung, geschlossene Siedlung, Gewerbe- und Industriegebäude (0,004%).

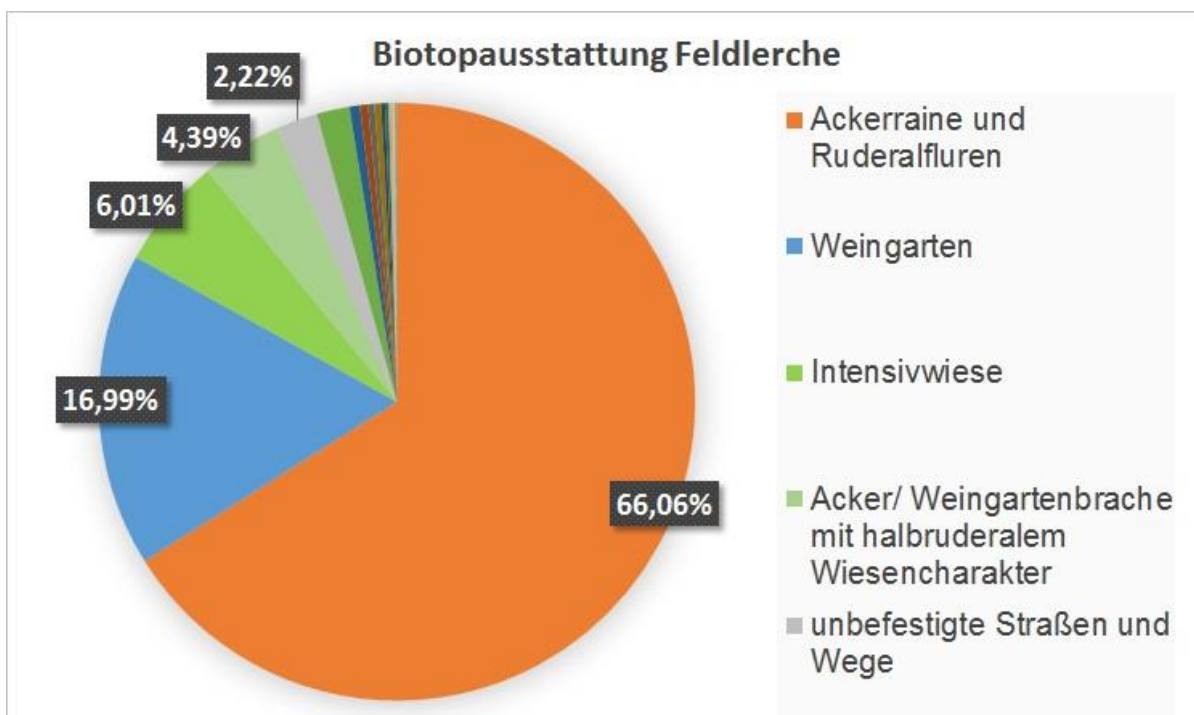


Abbildung 58: Die Biotopeausstattung wurde anhand der 74 aufgenommenen Reviere der Feldlerche, *Alauda arvensis*, berechnet. Mit knapp 66% bestehen zwei Drittel der gesamten Reviere aus Ackerrainen und Ruderalfluren. Weingärten stellen die zweitgrößten Biotope in den Feldlerchenrevieren dar. Biotope unter 2,22 % wurden aus der Abbildung ausgeschlossen

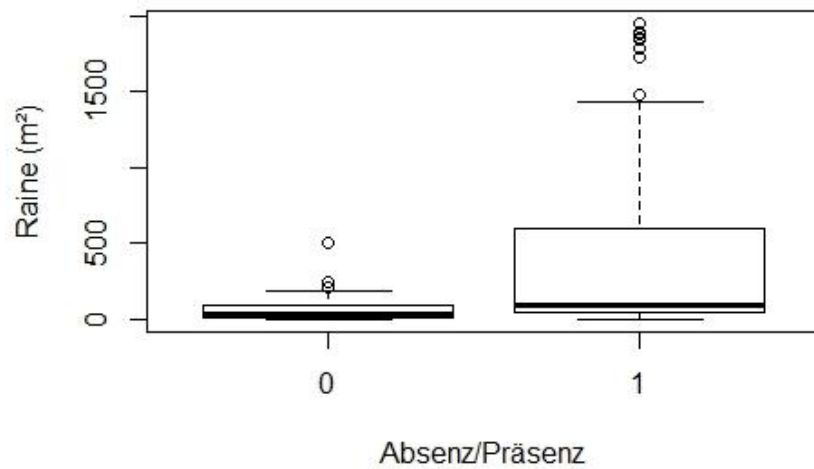


Abbildung 59: Gegenüberstellung von Absenz- bzw. Präsenzpunkte der Feldlerche und den Anteilen an Rainen im Revier

Eine Auswertung der Raine innerhalb der Reviere der Feldlerchen ergab, dass die Größe von Ackerrainen und Ruderalfluren einen positiven Einfluss auf das Vorkommen der Feldlerche hatte ($p < 0,001$). (Abb. 59) Linienförmige Landschaftselemente (LSE) hatten mit zunehmender Größe einen negativen Einfluss auf das Vorkommen der Feldlerche ($p < 0,0001$) (Abb. 60).

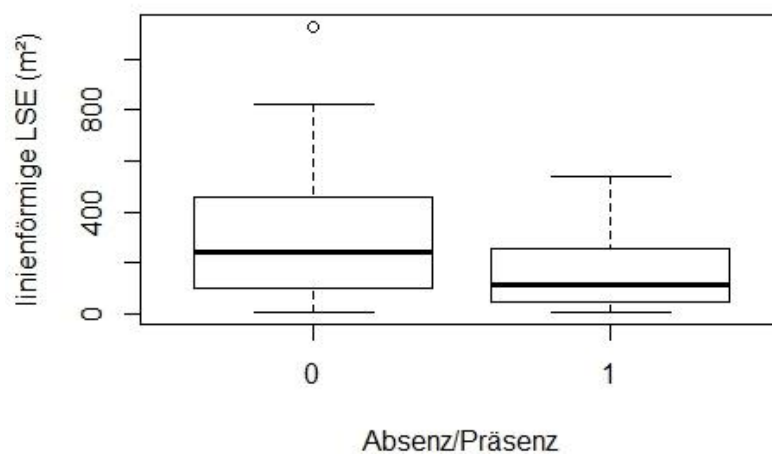


Abbildung 60: : Boxplot der linienförmigen LSE und der Absenz bzw. Präsenz der Feldlerche

Die Goldammer - *Emberiza citrinella*

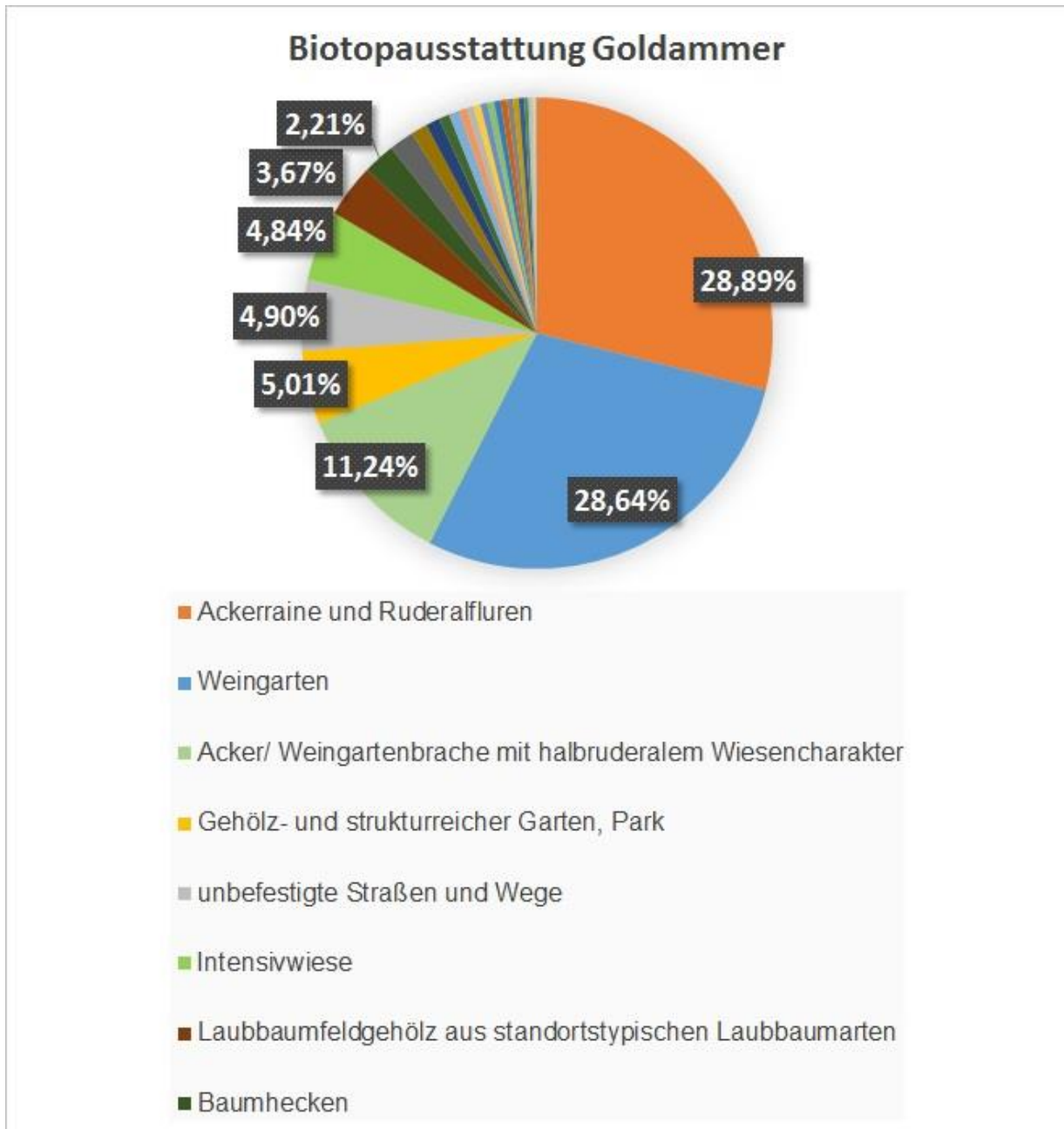


Abbildung 61: Biotopausstattung der 81 Goldammerreviere. Ackerraine und Ruderalfluren, sowie Weingärten dominieren mit 28,89% und 28,64%. Biotope die weniger als 2% der Reviere einnahmen wurden aus der Abbildung ausgeschlossen

Die Biotopausstattung wurde für die 81 Reviere innerhalb der Untersuchungsflächen berechnet, für die Reviere wurden 0,2 ha angenommen. Je ein knappes Drittel der Reviere bestanden aus Ackerrainen und Ruderalfluren (28,89%) und Weingärten (28,64%). Acker- & Weingartenbrachen nahmen 11,24%, Gehölz- und strukturreiche Gärten und Parks 5,01%, unbefestigte Straßen und Wege 4,9%, Intensivwiesen 4,84%, Laubbaumfeldgehölz aus standorttypischen Laubbaumarten 3,67% und Baumhecken 2,21% der Reviere ein. (Abb. 61)

Auf den Goldammerrevieren fanden sich außerdem noch Deponien, Kompostieranlagen und Kläranlagen mit 1,71%. Trockene Glatthaferwiesen nahmen 1,10% der Reviere ein. Beweidete Halbtrockenrasen wurden auf 0,97%, Christbaumkulturen und Baumschulen auf 0,72%, Intensiv-Obstbaumbestand und Fruchtstrauchkulturen auf 0,71% und Steinwälle, Lesesteinriegel und Trockenmauer auf 0,55% der Reviere gefunden.

Weitere 0,49% wiesen Schilfröhricht an Gewässern, 0,48% artenreiche Hecken und Gebüsche, 0,48% Scher- und Trittrasen auf.

Kleine Gerinne und Grabengewässer nahmen 0,46% der Reviere ein, gedüngte feuchte Fettwiesen mit Kohl- und Bachkratzdistelwiesen 0,44%, artenarme, nitrophile Gebüsche und Hecken 0,44%, gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes 0,42%, Wechselfeuchte Glatthaferwiesen 0,38%, Friedhöfe 0,37%, unbefestigte Freiflächen 0,26%, landschaftsprägende Einzelbäume 0,22%, Feldgehölze aus standortsfremden Baumarten 0,09%, Baumreihen und Alleen 0,09%, Robinien-Gehölze 0,08%, Einzel- und Reihenhausbauungen sowie geschlossene Siedlungen, Gewerbe- und Industriegebäude 0,07%, Steppenrasen 0,02%, strauch- und gestrüppreiche Böschungen 0,01%, Bauernhöfe, Einzelhäuser, Kleingebäude, Scheunen und Speichergebäude 0,01% und befestigte Freiflächen 0,00001%.

Ein t-Test ergab, dass das Vorkommen der Goldammer vom Reichtum der Hecken und Gebüsche innerhalb der Landschaft profitiert ($p < 0,001$). Besetzte Reviere wiesen im Durchschnitt einen höheren Anteil an linienförmigen LSE auf, als nicht besetzte Reviere. Der

Median für linienförmige LSE lag bei den Präsenzrevieren bei über 200m². (Abb. 62)

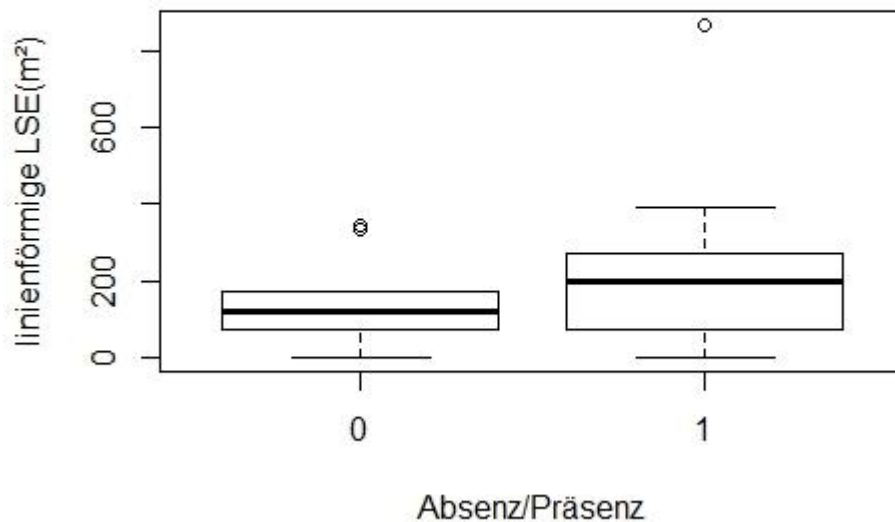


Abbildung 62: Boxplot für die Goldammer. Gegenüberstellung von Linienförmigen LSE und den Absenz- bzw. Präsenzpunkten

Eine weitere Auswertung befasste sich mit dem Einfluss von Einzelbäumen auf das Vorkommen der Goldammer. Ein U-Test von Mann-Whitney zeigte einen signifikanten Unterschied zwischen den Absenzrevieren und den Präsenzrevieren der Goldammer ($p < 0.01$). Der Median lag bei 0 Einzelbäumen pro Revier, da nur 16 der 162 Reviere tatsächlich mit Einzelbäumen ausgestattet waren. In Reviere die mehrere Einzelbäume aufwiesen, waren dennoch häufiger Goldammern anzutreffen als in solchen die wenige Einzelbäume aufwiesen.

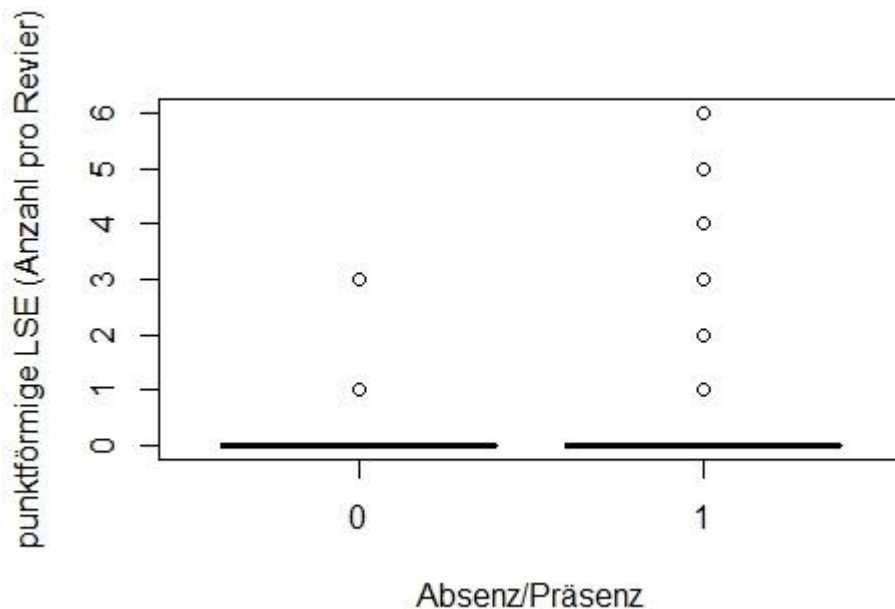


Abbildung 63: Gegenüberstellung der Absenz- bzw. Präsenzreviere und der Anzahl der Einzelbäume pro Revier

Der Neuntöter - *Lanius collurio*

Als mittlere Reviergröße wurde eine Fläche von 0,8 ha gewählt.

Den vorwiegenden Anteil der 22 Reviere füllten Weingärten aus, Ackerraine und Ruderalfluren wurden als zweithäufigstes Biotop mit 18,16% angetroffen. 15,51% nahmen Acker- und Weingartenbrachen mit halbruderalem Wiesencharakter, 4,41% Intensivweiden und 3,86% unbefestigte Straßen und Wege ein.

In Abbildung 64 erkennt man, dass die Reviere zu 2,37% aus Baumhecken, zu 2,35% aus Intensivwiesen, zu 2,06% aus gehölz- und strukturreiche Gärten und Parks und zu 1,85% aus Laubbaumfeldgehölz aus standorttypischen Laubbaumarten bestanden.

Die weiteren Biotope setzten sich aus Deponien und Kompostieranlage sowie Kläranlagen (0,94%), artenreichen Hecken und Gebüsch (0,89%), trockenen Glatthaferwiesen (0,71%), Streuobstbeständen (0,63%), naturferne Ufergehölzstreifen (0,61%), Freizeit- und Sportanlage (0,58%), Steinwälle, Lesesteinriegel und Trockenmauern (0,44%), Feldgehölze aus standortsfremden Baumarten (0,21%), Baumreihen und Alleen (0,13%), landschaftsprägende Einzelbäume (0,13%), kleinen Gerinnen und Gräbengewässern (0,10%), begradigte und regulierte Bäche (0,08%), Bauernhöfe, Einzelhäuser, Kleingebäude, Scheunen und Speichergebäude (0,06%), artenarme, nitrophile Gebüsche

und Hecken (0,06%) und aus Einzel- und Reihenhausbauungen, geschlossene Siedlungen sowie Gewerbe- und Industriegebäude (0,004%) zusammen.

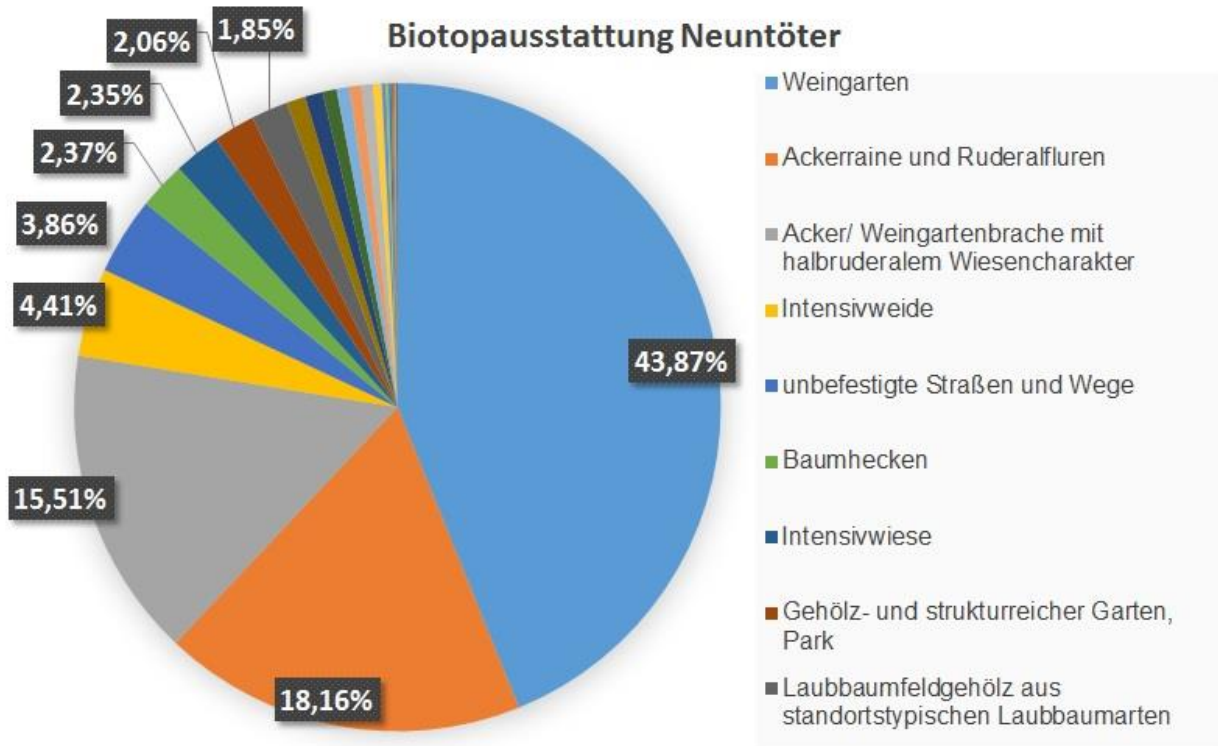


Abbildung 64: : Die Reviere der Neuntöter, *Lanius collurio*, bestehen nahezu zur Hälfte (43,87%) aus Weingärten, Ackerraine und Ruderalfluren sowie Acker- und Weingartenbrachen nahmen weitere große Teile der erhobenen Reviere ein. Baumhecken nahmen lediglich 2,37% der Reviere ein

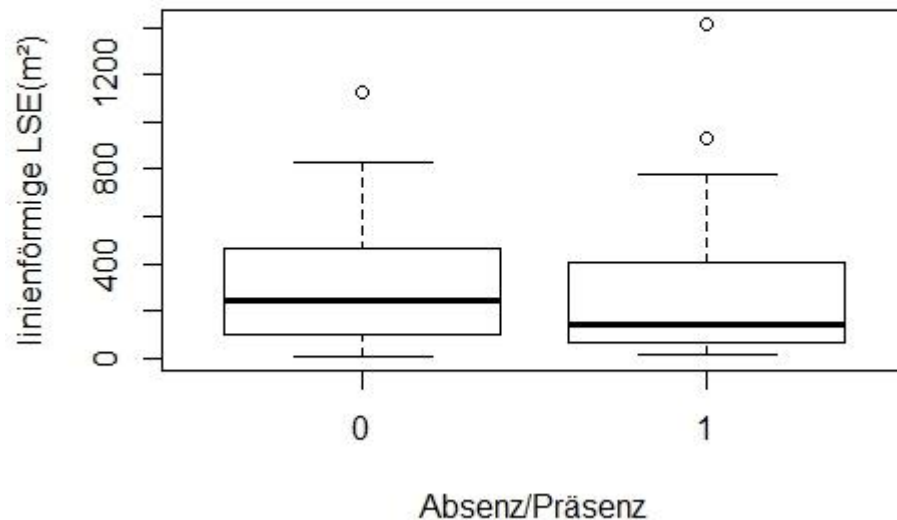


Abbildung 65: Boxplot für linienförmige LSE und Absenz bzw. Präsenz der Neuntöter

Der t-Test für die linienförmigen LSE der Neuntöterreviere ergab einen statistisch signifikanten Unterschied zwischen den Absenz- und den Präsenzrevieren. Das Vorkommen der Neuntöter war in den Revieren geringer in denen Hecken und Gebüsch einen Anteil von mehr als 200m² einnahmen.

Ein U-Test nach Mann-Whitney konnte keinen signifikanten Unterschied für den Einfluss von Einzelbäumen auf das Vorkommen von Neuntöttern nachweisen ($p=0,1267$). In den 44 Absenz- und Präsenzrevieren wurden in lediglich 5 Revieren Einzelbäume gefunden. 4 davon waren Präsenzreviere mit 16, 5, 3 und 2 Einzelbäumen, in einem Absenzrevier wurde ein Einzelbaum gefunden.

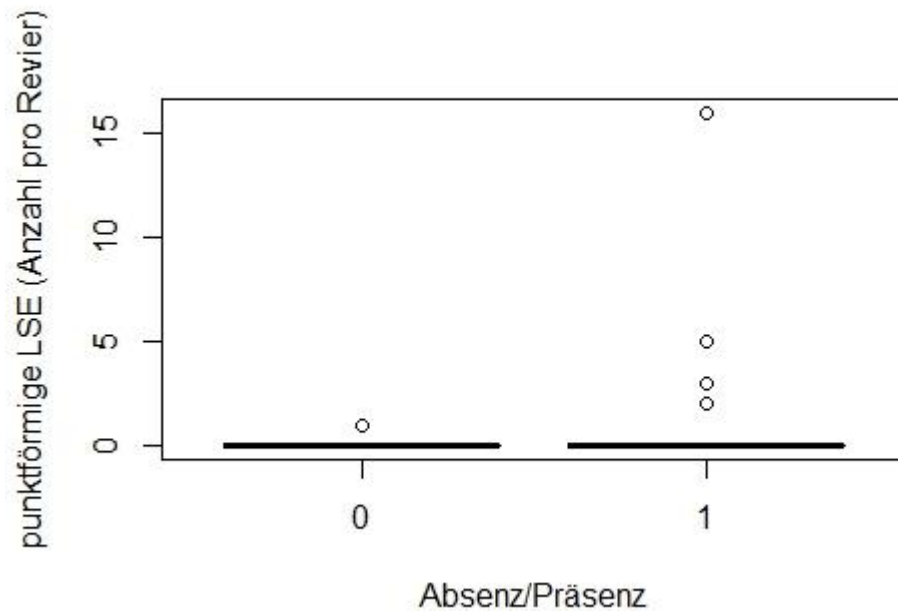


Abbildung 66: Boxplot für die Einzelbäume pro Revier gegenüber Absenz und Präsenz der Neuntöter

Der Stieglitz - *Carduelis carduelis*

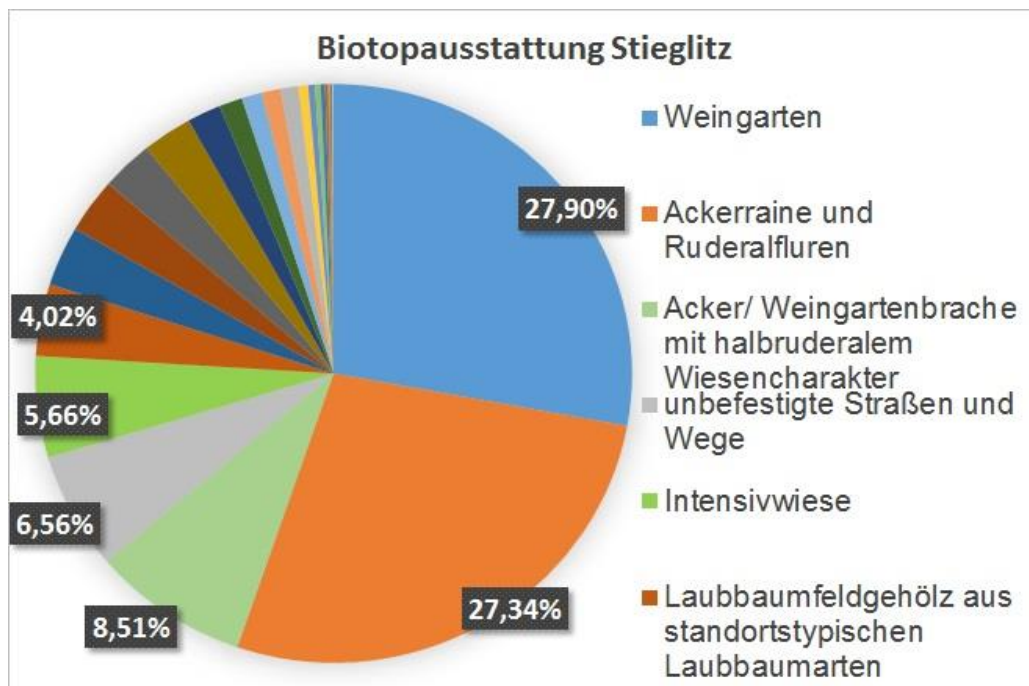


Abbildung 67: Biotopausstattung der Stieglitzreviere

Als mittlere Reviergröße für die Reviere des Stieglitz, *Carduelis carduelis*, wurden 0,24ha angenommen. Die 36 Reviere setzten sich wie folgt zusammen. Weingärten (27,9%) und Ackerraine und Ruderalfluren (27,34%) nahmen jeweils ein Drittel ein, weitere 8,51% bestanden aus Acker- bzw. Weingartenbrachen mit halbruderalem Wiesencharakter ein. Unbefestigte Straßen und Wege waren mit 6,56%, Intensivwiesen mit 5,66% und Laubbaumfeldgehölz aus standorttypischen Laubbaumarten mit 4,02% in den Revieren vertreten (Abb. 67).

Außerdem wurden in den Revieren noch Baumhecken mit 3,34%, trockene Glatthaferwiesen mit 3,05%, Deponien und Kompostieranlage sowie Kläranlagen mit 2,82% und gehölz- und strukturreiche Gärten und Parks mit 2,71% gefunden. Christbaumkulturen und Baumschulen nahmen 1,84% Feldgehölze aus standortsfremden Baumarten 1,26%, Baumreihen und Alleen 1,10%, wechselfeuchte Glatthaferwiesen 1,01% Friedhöfe 0,98%, kleine Gerinne und Grabengewässer 0,52% und landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume 0,37% ein. In geringem Maße waren auch naturferne Ufergehölzstreifen mit 0,31%, Steinwälle, Lesesteinriegel, Trockenmauern mit 0,24%, artenreiche Hecken und Gebüsche mit 0,16%, Intensiv-Obstbaumbestände und Fruchtstrauchkulturen mit 0,07%, Robinien-Gehölze mit 0,06%, Neophyten-Gehölze mit 0,06%, befestigte Freifläche mit 0,04% und begradigte Bäche mit 0,03% vertreten. Vereinzelt fanden sich in den Revieren auch trockene Trespenwiesen (0,02%), Freizeit- und Sportanlagen (0,01%), Streuobstbestände (0,003%) und Bauernhöfe, Einzelhäuser, Kleingebäude, Scheunen und Speichergebäude (0,002%).

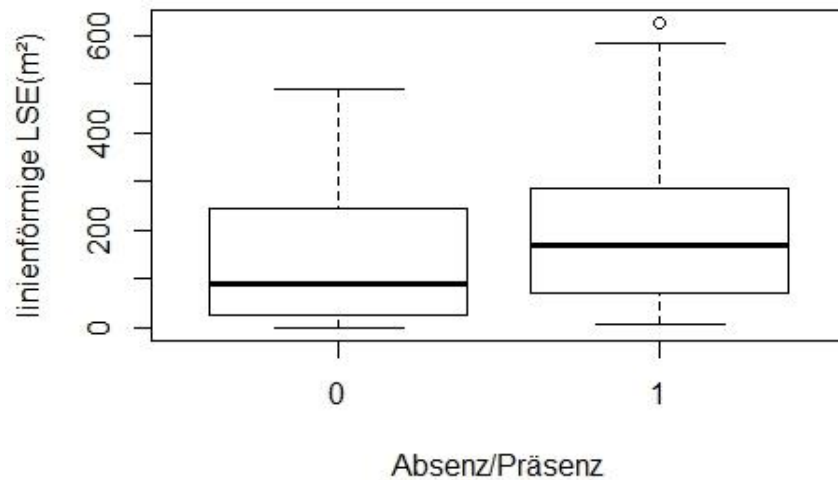


Abbildung 68: Boxplot für die linienförmige LSE und den Absenz bzw. Präsenzrevieren des Stieglitz

Es fanden sich sowohl in den Absenzrevieren größere Hecken und Gebüsche, als auch in den Präsenzrevieren. In letzteren waren die Hecken und Gebüsche in größerem Ausmaß vorhanden.

Die statistische Auswertung mittels t-Test ergab jedoch keinen signifikanten Unterschied für die Absenz bzw. Präsenz des Stieglitz bezüglich der linienförmigen Landschaftselemente ($p=0,7418$). Hinsichtlich der Einzelbäume wurde ein U-Test nach Mann-Whitney durchgeführt und konnte zeigen, dass ein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Absenz- bzw. Präsenzrevieren des Stieglitz bezüglich der Anzahl der Einzelbäume innerhalb der einzelnen Reviere bestand ($p=0,03885$). 3 der 72 Reviere wiesen zwar Einzelbäume auf jedoch keinen Nachweis für den Stieglitz, von den Präsenzrevieren waren 9 Reviere mit 1-6 Einzelbäumen ausgestattet (Abb. 69)

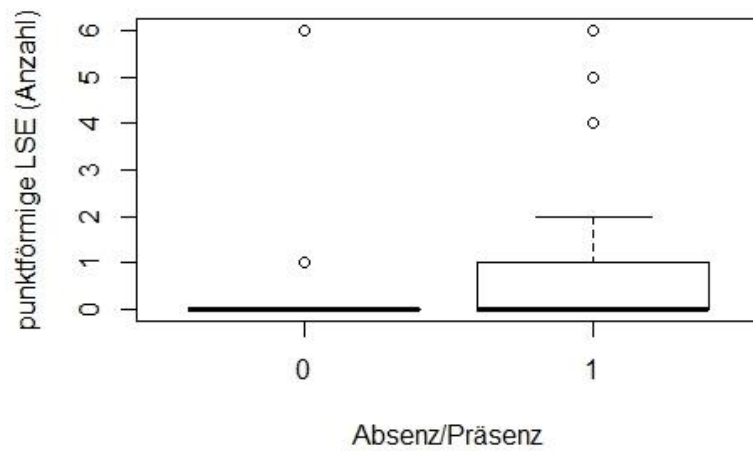


Abbildung 69: Boxplot der Einzelbäume pro Revier und den Absenz und Präsenzdaten für den Stieglitz

Die Heidelerche - *Lullula arborea*

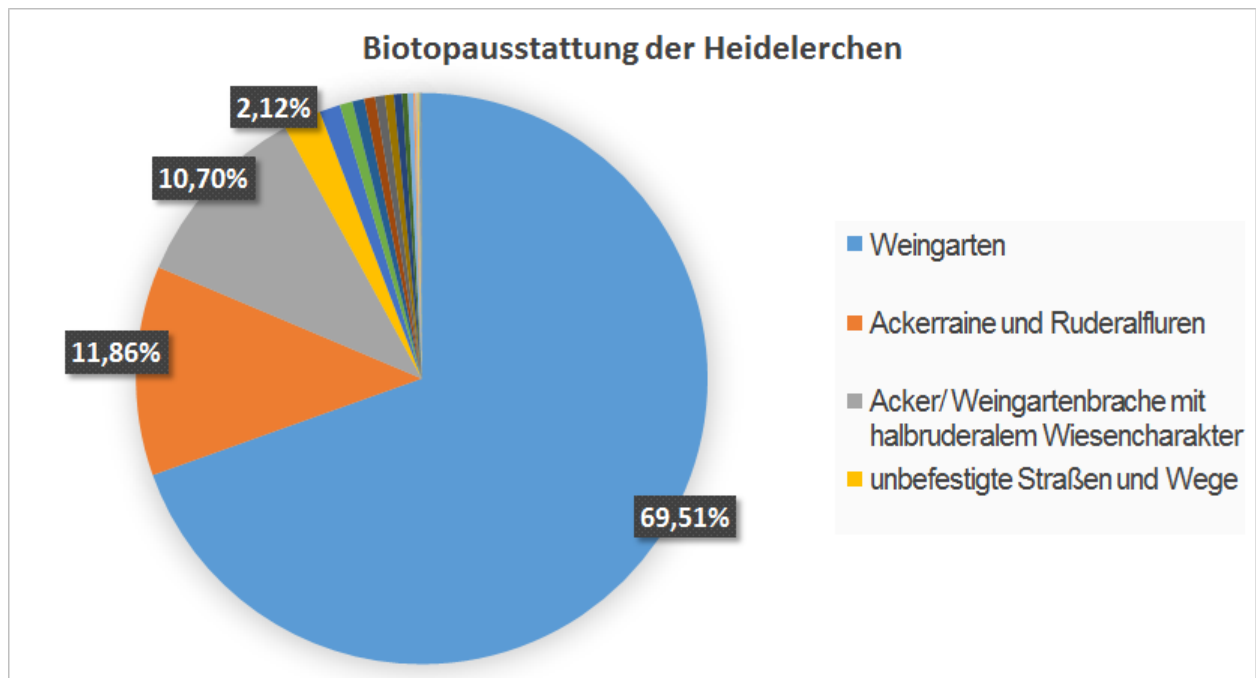


Abbildung 70: Biotopausstattung der Heidelerche

Für die Heidelerche wurde eine mittlere Reviergröße von 2ha angenommen. Die Biotopausstattung wurde 24 Präsenzreviere berechnet. Mit 69,51% waren die Weingärten das größte Biotop innerhalb der Reviere. Das nächstgrößere Biotop bildeten die Ackerraine und Ruderalfluren mit 11,86%, danach kamen Acker- und Weingartenbrachen mit halbruderalem Wiesencharakter mit 10,7%. Einen weitaus kleineren Anteil der Reviere nahmen unbefestigte Straßen und Wege ein (2,12%) (Abb. 70)

Auf den restlichen Flächen wurden gehölz- und strukturreiche Gärten und Parks mit 1,18%, Baumhecken mit 0,71%, Steinwälle, Lesesteinriegel und Trockenmauern mit 0,68%, trockene Glatthaferwiesen mit 0,61% sowie Einzel- und Reihenhausbauungen, geschlossene Siedlungen und Gewerbe- und Industriegebäude mit 0,55% angetroffen. Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten machten 0,51%, artenreiche Hecken und Gebüsche 0,46%, Intensivwiesen 0,32%, Freizeit- und Sportanlagen 0,31% und Intensiv-Obstbaumbestände und Fruchtstrauchkulturen 0,12% aus. Die restlichen Biotope in den Revieren waren kleine Gerinne und Grabengewässer (0,10%), landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume (0,09%), artenarme, nitrophile Gebüsche und Hecken (0,08%), Bauernhöfe, Einzelhäuser, Kleingebäude, Scheunen und Speichergebäude (0,04%), Streuobstbestände (0,04%) und beweidete Halbtrockenrasen (0,02%).

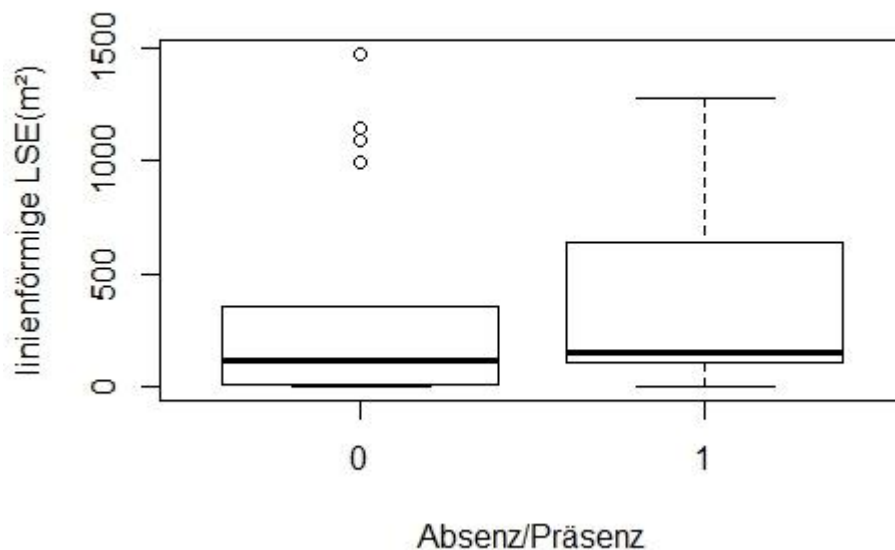


Abbildung 71: Gegenüberstellung der linienförmigen LSE und den Absenz- bzw. Präsenzrevieren der Heidelerche

Bezüglich der linienförmigen LSE konnte bei der Heidelerche eine Präferenz für ausgedehnte Hecken und Gebüsche innerhalb ihres Reviers festgestellt werden. Ein t-Test ergab eine Signifikanz der Unterschiede ($p=0,01329$). Die Mediane unterscheiden sich nicht stark, aber der Großteil der Präsenzreviere wies größere Flächen an Hecken und Gebüsch auf. Des Weiteren wurden die Absenz- und Präsenzreviere auf einen Unterschied innerhalb der Fläche der Ackerraine und Ruderalfluren getestet. Hier konnte ein t-Test jedoch keinen signifikanten Unterschied nachweisen ($p=0,1505$).

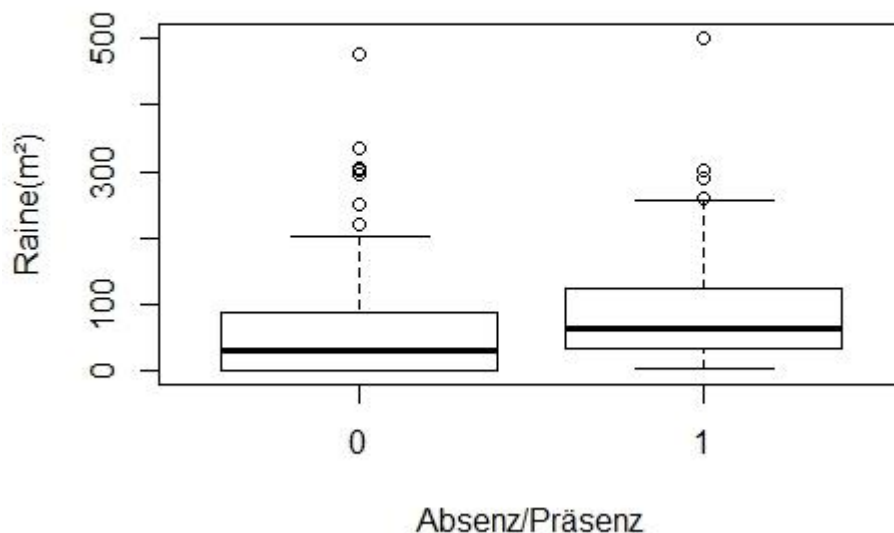


Abbildung 72: Boxplot der Heidelerchenreviere (Absenz/Präsenz) und der Fläche der Ackerraine und Ruderalfluren

Die Heidelerche und Weingärten

48 von 208 erhobenen Weingärten sind in den Revieren der Heidelerche enthalten. Das entspricht 23% der Gesamtanzahl der Weingärten. Bei diesen 48 Weingärten wurde kein Pestizideinsatz festgestellt, bzw. war kein eindeutiger Pestizideinsatz bestimmbar. Weingärten, die einen eindeutigen Pestizideinsatz aufwiesen (20 von 208 Weingärten), waren nicht in den Revieren der Heidelerche enthalten. Bei der ersten statistischen Untersuchung wurden die Weingärten ausgenommen, in denen ein Pestizideinsatz nicht eindeutig nachweisbar war. Ein Chi-Quadrat-Test ergab einen Wert von 3,46 (df=1). Das

bedeutet, dass kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen eindeutig gespritzten und eindeutig nicht gespritzten Weingärten im Zusammenhang mit dem Vorkommen der Heidelerche gegeben war. In einer zweiten statistischen Untersuchung wurden die Weingärten miteinbezogen in denen ein Pestizideinsatz nicht eindeutig anzunehmen war. Hier ergab der Chi-Quadrat-Test einen Wert von 4,9 (df=1), das entspricht einem statistischem Signifikanzniveau ($\chi^2 > 3,84$) von $p < 0,05$. Somit ist ein Zusammenhang zwischen Vorkommen der Heidelerche und dem Pestizideinsatz nachgewiesen. Die Segetalvegetation, die Mahd, die Bewässerung und die alternierende Bewirtschaftung der Zeilen hatten laut Chi-Quadrat-Test keinen statistisch signifikanten Zusammenhang mit dem Vorkommen der Heidelerche ($\chi^2(\text{segV})=1,26$; df=1; $\chi^2(\text{Mahd})= 2,79$; df=1; $\chi^2(\text{bewässert})=1,88$, df=1; $\chi^2(\text{alternierend})=2,90$, df=1).

4. Diskussion

Christoph Bialek und Alexander Schmied

4.1 Methodenkritischer Aspekt

Im Rahmen dieser Arbeit war der erste Schritt die Auswahl der Untersuchungsfläche. Für die Unterteilung in die Themen Wald, Siedlung und Landwirtschaft wurde mittels der Biotopkartierung des Biosphärenparks Wienerwald gearbeitet. Da die Erhebungen für dieses Projekt bereits im Jahr 2008 stattfanden, waren einige Biotope nicht mehr aktuell. Beispielsweise hat der Anteil an befestigten Flächen zugenommen, Trocken- und Halbtrockenrasen, Ackerraine und Ruderalfluren, Gehölze sowie Brachen haben abgenommen. Der Anteil an Äckern und Weingärten ist seit der Biotopkartierung im Jahr 2008 in etwa gleichgeblieben. Anders aber die Flächen selbst, diese wurden in den letzten Jahren umgewandelt.

Für die Einteilung der Untersuchungsflächen bedeutete das, dass Flächen die vermeintlich geringe Anteile an Weingärten enthielten, sich bei der ersten Begehung vor Ort als weingartenlose Agrarlandschaften äußerten. Ein Umstand, welcher sich nicht vermeiden ließ, da die Biotopkartierung des BPWW die aktuellste und flächendeckendste war, die zu diesem Zeitpunkt zur Verfügung stand.

FISCHER et al. (2005) empfehlen eine Quadrantgröße von 50 - 100 ha für eine Brutvogelkartierung. In dieser Arbeit wurde jedoch eine Größe von 25 ha (500 x 500 m) gewählt, da für diese Arbeit keine flächendeckende Erhebung angestrebt wurde, sondern eine stichprobenartige Erfassungen der Brutvögel der Thermenlinie. Des Weiteren lag das Augenmerk darauf, mittels der Brutvögel, Aussagen über die umliegende Landschaft und die Bedeutung ihrer Strukturelemente zu treffen.

Laut HOFFMANN et al. (2007) hat die Auswahl der Größe der Untersuchungsflächen eine hohe Bedeutung. Die Siedlungsdichte ist in intensiv genutzten Agrarlandschaften gering, was eine Vergrößerung der Untersuchungsfläche notwendig macht. Für häufige Arten wie beispielsweise Goldammern empfehlen HOFFMANN et. al. (2007) eine Untersuchungsfläche von 20 bis 40 ha. Da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf den Farmland Birds lag, ist eine Größe der Untersuchungsfläche von 25 ha vertretbar.

Zur Erfassung der Brutvögel bringt eine Revierkartierung die umfassendsten und genauesten Ergebnisse, jedoch wurde zugunsten der einfacheren Durchführbarkeit eine Linienkartierung gewählt. Eine mögliche Fehlerquelle bei dieser Art der Kartierung besteht darin, dass der Routenverlauf zugunsten von besonderen avifaunistischen Biotopstrukturen gewählt wird. Dies kann zu einer Fehlinterpretation der Population führen (HOFFMANN et al. 2007). In dieser Arbeit wurde der Routenverlauf so gewählt, dass die Wege möglichst wenig verlassen werden mussten, um Konflikten mit Grundbesitzern aus dem Weg zu gehen. War es innerhalb des Routenverlaufs nicht möglich die Untersuchungsfläche zur Gänze einzusehen bzw. zu verhören, wurde der geplante Pfad dennoch verlassen. Die einzelnen Quadranten wurden viermal aufgesucht, diese Anzahl wird auch von HOFFMANN et al. (2007) empfohlen. Aufgrund des Kartierungszeitraums bis Mitte Juli wäre ein weiterer Durchgang Ende Juli nicht mehr mit vielen neuen Ergebnissen bzw. Arten verbunden gewesen.

Während der Linienkartierung wurde eine Reihe von Arten gefunden, die der Gruppe der Waldrandarten zugeordnet wurden. Da sich der Artenreichtum dieses Gebiets auch durch die Nähe zu anderen Landschaftstypen wie Wald und Siedlung zusammensetzt, konnte bei der Auswahl der Untersuchungsflächen nicht auf die Randgebiete verzichtet werden (WRBKA et al. 2005). Die Gruppe der waldbewohnenden Vogelarten wurde bei der Berechnung der species richness und dem SDI der Vögel einbezogen.

Der zur Erfassung der Biotope verwendete Biotoptypenkatalog war ausreichend und genau für das Offenland des Biosphärenparks zugeschnitten. Dadurch konnten die Biotope exakt ermittelt und gut differenziert werden. Der anfangs probierte Versuch, mittels der alten Biotopkartierung aus dem Jahr 2008, die Feldarbeit zu durchzuführen und die Biotope nur zu aktualisieren, scheiterte. Es wurde deswegen eine komplett neue Biotopkartierung auf den 21 Untersuchungsflächen vollzogen, um die aktuellsten Daten für die Masterarbeit zu erhalten. Untersuchungsfläche LW_a_3 wurde nur bis zur Hälfte der Untersuchungsfläche kartiert, da die Kartierung des Biosphärenparks auch nur bis zur Hälfte vollzogen worden ist. Es wäre im Nachhinein möglicherweise für die Auswertung statistisch besser gewesen, diese fehlenden Biotope ebenfalls zu kartieren, sodass man zum Schluss 21 vollständig kartierte Flächen zur Verfügung hat.

Für die genauere Untersuchung der Weingärten stellte sich heraus, dass die Erhebung der verschiedenen selbst zusammengestellten Parameter, etwas problematisch zu erheben

gewesen war. Beispielsweise konnte keine klare Aussage über den Pestizideinsatz, der Mahd oder der Häckselung gemacht werden. Es wurden zwar eindeutige Zustände des Pestizideinsatzes oder der Häckselung aufgenommen, jedoch war der Zustand, aufgrund der Kartierungsintervalle nicht eindeutig feststellbar. Sonst war der Aufwand für die Biotopkartierung und der Auswertung der verschiedenen Merkmale/ Parameter der Biotope und der Weingärten ausreichend und passte zeitlich gut mit der Brutvogelkartierung zusammen.

Für die Ermittlung der Biotopausstattung der FBIs konnten nur vier Arten näher untersucht werden. Zwar waren die Daten der Biotopkartierung ausreichend, die Zahl der ermittelten Brutvögel war in den meisten Fällen aber zu gering um eine statistisch signifikante Aussage zu treffen. Für die vier Arten Feldlerche, Goldammer, Neuntöter und Stieglitz wurden mehr als 20 Reviere in den Quadranten gefunden. Die Reviere wurden um die Sichtungspunkte festgelegt und die darin enthaltenen Biotope als das Habitat des Brutvogels titulierte. Wurde dieselbe Art an mehreren Begehungen in derselben Fläche auf nahebeieinander liegenden Punkten aufgenommen, wurde der Mittelpunkt aller Sichtpunkte als Zentrum des Reviers angenommen. Daraus können sich Unschärfen für die Ermittlung der Biotopausstattung ergeben. Das war auch mit Grund dafür, dass nur Arten mit ausreichenden Nachweisen ($n > 20$) für weitere Analysen herangezogen wurden.

Bei der Regressionsanalyse des SDI der Biotope und dem der Vögel zeigte sich ein klarer Zusammenhang zwischen den beiden Parametern. Während ein Zusammenhang zwischen dem SDI der Vögel und dem Anteil an „unfarmed features“ nicht zu erkennen war. Im Nachhinein wäre für die Unterteilung der Quadranten eine Unterscheidung anhand des SDI der Biotope zielführender gewesen. Für eine erste Einteilung der Flächen schien die Unterscheidung anhand der „unfarmed features“ aber ausreichend. Bei der Berechnung des SDI für die Habitate konnte gezeigt werden, dass Quadranten mit einem hohen SDI meist auch Quadranten waren, die wir zuvor als kleinteilig bewertet haben. Das bedeutet, dass der von uns gesetzte Schwellenwert von 10% „unfarmed features“ pro Quadrant seine Berechtigung hat.

Für die Regressionsanalyse ergaben nur die Vergleiche zwischen SDI der Biotope und der Vögel statistisch signifikante Ergebnisse. Bei Patch size, edge density und Patch fractal dimension konnten keine Zusammenhänge mit der Vogelfauna nachgewiesen werden. WRBKA et al. (2008) haben in ihrer Arbeit eine Größe für die Brutvogelkartierung von 3 km² gewählt und diese anschließend mit den SINUS approach der Landschaft verglichen. Womöglich waren die

von uns gewählten Untersuchungsflächen für einen Vergleich mit den landscape metrics zu klein, da Vögel eine besonders mobile Artengruppe darstellen.

4.2. Ergebnisdiskussion

4.2.1. Diskussion der deskriptiven Ergebnisse der Biotopkartierung

Christoph Bialek

Laut FORMAN & GODRON (1986) verläuft die Entwicklung einer Kulturlandschaft über 3 charakteristische Stadien:

- Traditionelle Landwirtschaft: eine feinkörnige heterogene Matrix mit zerstreuten und ungleichmäßig geformten Kulturflächen neben unkultivierten Flächen
- Kombinierte traditionelle und moderne Landwirtschaft: wie der erste Punkt, aber mit großen persistenten homogenen Flächen auf den besten Böden
- Moderne Landwirtschaft mit Resten der traditionellen Landwirtschaft: eine Matrix aus großen persistenten und homogenen Flächen mit zerstreuten Flächen der traditionellen Landwirtschaft und Resten an ursprünglichen Naturflächen

Sehr charakteristisch für eine Kulturlandschaft ist die „Geometrisierung“ (Anordnung von linearen und flächigen Elementen mit geraden Randlinien). Zerstreute Reste natürlicher Ökosysteme sind artenarm als Resultat der wiederholten Störung und der Isolierung, welche die Rückeroberung der Flächen durch die ursprüngliche Vegetation nach der lokalen Vernichtung hemmen. (FORMAN & GODRON 1986)

Die Ergebnisse der selektiven Biotopkartierung aller 21 Untersuchungsgebiete in der Kulturlandschaft der Thermenregion zeigen, dass die 3 größten Anteile der Landschaft zu Äckern (37,41 %), Weingärten (31,45 %) und Grasland- Ökosystemen (20,1%) gehören. Die restlichen Anteile setzen sich aus Gehölze (6,43 %), befestigte Flächen (4,29 %) und Gewässer (0,32 %) zusammen.

Diese Daten entsprechen den Kulturlandschaftstypen der „weinbaudominierten ebenen Lagen“ und der „weinbaudominierten Hangzonen“, wobei die Untersuchungsflächen innerhalb der Hangzonen einen geringeren Anteil der Äcker aufweisen (WRBKA et al. 2005).

Die Ergebnisse der Gehölze zeigen, dass der flächenmäßig größte Anteil der Biotoptypen, die gehölz- und strukturreichen Gärten und Parks darstellen (30,25 %). Dies liegt daran, dass in den Untersuchungsflächen einige privat genutzte Naturgärten zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen vorhanden waren. Die flächenmäßig nächstgrößten Biotoptypen innerhalb der Gehölze waren Laubbaumfeldgehölze aus standortstypischen Laubbaumarten (24,82 %) und Baumhecken (14,61 %). Für die Biodiversität sind diese Landschaftselemente und Biotope ein sehr wichtiger Rückzugsort, speziell für die Vogelwelt. Insgesamt wurden 22 verschiedene Gehölz-Biotoptypen definiert.

Bei den Grasland-Ökosystemen zeigt sich, dass der größte Flächenanteil die Acker- und Weingartenbrachen (36,74 %) einnehmen. Danach folgen die Intensivwiesen (29,92 %) und Ackerraine und Ruderalfluren (12,8 %). Innerhalb der Ackerraine und Ruderalfluren wurden sämtliche Raine zwischen den landwirtschaftlich genutzten Flächen und alle ruderalen Böschungen mit Wiesencharakter hinzugezählt. Innerhalb der befestigten Flächen, machten Straßen und Wege den größten Anteil aus (63,6%).

4.2.2. Parameter der selektiven Biotopkartierung

Christoph Bialek

Strukturmerkmale

Bei der Auswertung der Strukturmerkmale der Biotope ist ersichtlich, dass in allen Biotopen, von „kleinteilig“ definierten Untersuchungsflächen, um 13,4 % mehr Strukturmerkmale erhoben werden konnten, als in Biotopen von Untersuchungsflächen, die als „ausgeräumt“ definiert worden sind.

In Flächen mit Waldanteil konnten um 11,2 % mehr Strukturmerkmale erhoben werden, als in Flächen mit Siedlungsanteil. Dies legt nahe, dass kleinteilige Waldrandgebiete, entlang des Wienerwaldes, mehr Strukturmerkmale in ihren Biotopen enthalten, als ausgeräumte Flächen nahe von Siedlungen.

Die insgesamt am häufigsten ausgewählten Strukturmerkmale waren “Baumschicht ausgebildet”, “Gebüsch” und “Hecke”, was nahe legt, dass eher Gehölz-Biotope mehr Strukturmerkmale besitzen, als z.B. Grasland-Ökosysteme.

Die “struktureichste” Fläche war LW_k_10, eine kleinteilige Waldrandfläche bei Gainfarn. Dieser Quadrant zeichnete sich durch Weingärten, Hecken und trockene Wiesen am Waldrand aus, die aber an Verbuschung leiden. Die Fläche mit der zweitgrößten Anzahl an Strukturmerkmalen war überraschenderweise eine “ausgeräumte” Fläche. Diese Fläche (LS_a_9) lag südlich von Gainfarn am Rande der Siedlung. Trotz Nähe zur Siedlung, fanden sich dort Biotope mit vielen Strukturelementen. Dieser Quadrant ist geprägt von Siedlung, Weingärten, Hecken und Baumreihen, aber auch von feuchten Wiesen (Schilfrohrsänger) und Feldgehölzen.

An dritter Stelle befindet sich das Gebiet LW_k_18, welches im Naturschutzgebiet Glaslatterriegel-Heferlberg liegt, was nicht überraschend ist.

Der Grund für das Vorhandensein von “ausgeräumten” Flächen hat zum Teil geschichtliche Hintergründe, da moderne Landmaschinen große, weiträumige Flächen benötigten, ohne Strukturen, wie z.B. Baumhecken oder Gebüsche dazwischen. Durch die Flurbereinigung sind diese Strukturen zurückgegangen und es kam zu einer Reduktion der Feldgehölze, Hecken, Tümpel, Wegraine, Trockenmauern sowie ungenutzte „Ecken“ der Landschaft. Wobei man auch differenzieren muss. Denn nicht immer waren alle landwirtschaftlich genutzten Flächen mit solchen Landschaftselementen gut strukturiert und es kam deswegen nicht überall zu einem Rückgang der Strukturmerkmale. Jedoch kann man allgemein von einem Rückgang der Strukturelemente in der Landwirtschaft seit 1950 sprechen. (HAMPICKE 2013)

In diesen Landschaften stellt die wesentliche Naturschutzstrategie wohl die Wiedereinräumung dar, eine andere Möglichkeit könnte die flächenhafte Extensivierung der Landnutzung, zumindest in Teilgebieten eine Lösung sein. (WRBKA et al. 2005)

Im Bereich der Thermenregion herrschte immer schon an den Hanglagen eine relativ hohe Strukturvielfalt. Man beachte die geschichtliche Entwicklung der Weinbaulandschaft und die Zugänglichkeit der Hanglagen. Durch die relativ schwere Zugänglichkeit der Hangzonen, konnten einige Strukturen erhalten bleiben, da hier ein intensiver Einsatz mit großen

Maschinen, nicht so gut durchführbar gewesen ist, als in den flachen und ebenen Landwirtschaftsflächen.

Wertbestimmende Merkmale

Die Auswertung der wertbestimmenden Merkmale ergab, dass in „kleinteilig“ definierten Flächen um 17 % mehr Merkmale innerhalb der Biotope bestimmt worden sind, als in „ausgeräumten“ Untersuchungsgebieten. In den Flächen mit Waldanteil konnten um 12% mehr wertbestimmende Merkmale erhoben werden, als in den Flächen mit Siedlungsanteil. Die 3 Merkmale, die am häufigsten ausgewählt worden sind, waren „Rückzugsfunktion“, „Prägung des Landschaftsbildes“ und „Vernetzungsfunktion“. Hervorzuheben ist, dass die „wertvollste“ Fläche, LW_k_18 (eine kleinteilige Fläche mit Waldanteil) war. Dieser Quadrant befindet sich im Naturschutzgebiet Glaslauerriegel-Heferlberg nahe Pfaffstätten und wird, neben vielen Projekten, auch vom Biosphärenpark Wienerwald betreut und gepflegt.

Es ist üblich, wertbestimmende Merkmale in jedem Biotop zu erheben. Natürlich sind diese Merkmale oft subjektiv ausgewählt, aber es wird versucht durch die Anwesenheit verschiedener Parameter, den Wert eines einzelnen Biotops zu bestimmen.

Bei komplex strukturierten Schutzgütern, wie eben bei Ökosystemen, wird zudem sinnvollerweise versucht, möglichst einfach zu erfassende und zugleich auch trennscharfe Merkmale auszuwählen, welche die Systemeigenschaften besonders klar und eindeutig zu charakterisieren. (DIERSEN & ROWECK 1998)

Dass in kleinteiligen Flächen mehr wertbestimmende Merkmale innerhalb der Biotope ausgewählt werden konnten, könnte daran liegen, dass diese Flächen auch mehr Strukturmerkmale aufweisen. Kleinteilige Flächen sind im Gebiet auch eher komplexer bezüglich der Biotoptypenanzahl.

Pflege/ Management

Bei der Auswertung der Merkmale der Pflege, bzw. des Managements, wurde festgestellt, dass beim IST- Zustand das häufigste Merkmal der Biotope, die „Beibehaltung der aktuellen Nutzung“ ausgewählt wurde. Die Untersuchungsfläche LW_k_10 (eine kleinteilige Fläche am

Waldrand bei Gainfarn) hatte die meisten Merkmale bezüglich der Pflege, bzw. des Managements. Die kleinteiligen und die ausgeräumten Flächen wiesen im Vergleich keine großen prozentuellen Unterschiede, bezüglich der Anzahl der Merkmale, auf. Die Gesamtanzahl war bei beiden fast ident. Wenn man die Flächen mit Waldanteil und die Flächen mit Siedlungsanteil gegenüberstellt, kam heraus, dass die Untersuchungsflächen mit Wald, um 13 % mehr IST- Pflege/ Management-Merkmale aufwiesen, als die Untersuchungsflächen mit Siedlung. Daraus kann man schließen, dass die Biotope der Quadranten mit Waldanteil offensichtlich etwas mehr gepflegt und/oder gemanagt werden, als die der Quadranten mit Siedlungsanteil.

Bei der Auswertung der SOLL-Merkmale stellte sich heraus, dass die am häufigsten ausgewählten Merkmale, die „Beibehaltung der aktuellen Nutzung“ und „Müll/ Schutt entfernen“ waren. Es konnten keine Unterschiede zwischen kleinteiligen und ausgeräumten, oder Waldanteil- und Siedlungsanteil-Flächen gesehen werden.

Zusammengefasst kann man sagen, dass aufgrund des offensichtlich vorherrschenden Siedlungsdrucks im Gebiet des Biosphärenpark Wienerwald, bzw. der Thermenregion und aufgrund der Lage des Gebiets nahe an Siedlungen, die Müll und Schuttablagerung eine Minderung des Landschaftsbildes und ein größeres Problem der Umweltverschmutzung darstellen, als Gebiete mit größerer Entfernung von Siedlungen.

Gefährdung/ Beeinträchtigung

Die Auswertung der aktuellen Gefährdungs- und Beeinträchtigungsmerkmale der Biotope hat ergeben, dass ausgeräumte Flächen um 16 % mehr Merkmale enthalten, als kleinteilige. Die „gefährdeten“ Untersuchungsflächen, also jene mit den meisten Merkmalen, war LW_a_8 (eine ausgeräumte Fläche am Waldrand bei Gainfarn/ Großau). Gründe dafür könnten der hohe Flächenanteil der Neophyten (*Robinia pseudoacacia* und *Ailanthus altissima*), die forstliche Anpflanzung standortsfremder Arten wie *Pinus nigra* und die relativ häufige Verbuschung sein. Die am häufigsten ausgewählten Merkmale der aktuellen Gefährdung/ Beeinträchtigung waren „Schutt/ Müllablagerung“ und „Verbuschung“. Zwischen den Untersuchungsflächen mit Waldanteil und jenen mit Siedlungsanteil, gab es bezüglich der Anzahl der Merkmale, keine aussagekräftigen Unterschiede.

Bei der Auswertung der potentiellen Gefährdungs- und Beeinträchtigungsmerkmale der Biotope, wurde festgestellt, dass kleinteilige Flächen um 24 % mehr Merkmale potentieller Gefährdung/ Beeinträchtigung besitzen, als ausgeräumte Flächen. Biotope innerhalb von Flächen mit Siedlungsanteil besitzen um 16 % mehr Merkmale der potentiellen Gefährdung/ Beeinträchtigung als Flächen mit Waldanteil. Im Durchschnitt haben auch die Biotope der Untersuchungsflächen mit Siedlungsanteil mehr potentiell Gefährdungsmerkmale als Flächen mit Waldanteil und Flächen mit Siedlungs- und Waldanteil (LSW- Flächen). Die häufigsten potentiellen Gefährdungen in allen Untersuchungsflächen waren ebenfalls Müll/Schuttablagerung und Eutrophierung.

Zusammengefasst kann man sagen, dass aufgrund des offensichtlich vorherrschenden Siedlungsdrucks im Gebiet des Biosphärenpark Wienerwald, bzw. der Thermenregion und aufgrund der Lage des Gebiets nahe an Siedlungen, die Müll und Schuttablagerung eine Minderung des Landschaftsbildes und ein größeres Problem der Umweltverschmutzung darstellen, als Gebiete mit größerer Entfernung von Siedlungen. Dass die Verbuschung auch als eine der häufigsten Merkmale erhoben worden ist, stellt keine große Überraschung dar. Verbuschung ist ein allgemeines Phänomen des Offenlandes und der Kulturlandschaft. (WRBKA & GRÜNWEIS 2010)

4.2.3. Erhebung der Weingärten

Die Erhebung der Weingärten setzte sich aus folgenden Punkten zusammen:

- Alter
- Bewässerung
- Vegetation
- Alternierende Reihen
- Pestizideinsatz
- Bodenbearbeitung
- Mahd
- Häckselung/ Mulchung

Alter

83 % der Gesamtfläche und 76 % der Gesamtanzahl der Weingärten wurden als mittlerer Alterszustand definiert. Die restlichen Prozent setzten sich aus den jungen und den alten Weingärten zusammen, wobei es mehr junge Weingärten gab, als alte. Alte Weingärten waren in den Untersuchungsflächen eher selten. Diese Weingärten waren meist aufgegebene und verbuschte oder extensiv bewirtschaftete Weinbauflächen mit hoher Vegetation in den Reihen.

Das besondere an alten Weinreben stellt nicht nur den offensichtlich nachhaltigen Umgang mit dem Weinbau dar, sondern dass sie eine außerordentliche hohe Weinqualität liefern. Die Erträge sinken zwar mit dem Alter der Reben, jedoch steigt der Anteil an Aromen. In der Regel werden Weinreben als „alt“ bezeichnet, wenn sie ein Alter von 25 Jahren überschritten haben. Davon gibt es auch allgemein relativ wenige, da die Erträge sinken. Diese werden durch ertragreichere jüngere Weinstöcke ersetzt, bzw. neu bepflanzt. (ENTREVINOS [online])

Bewässerung

79 % der Gesamtfläche und der Gesamtanzahl der Weingärten wiesen keine Bewässerungssysteme auf.

Aus diversen Quellen kann gesagt werden, dass die Resistenz gegenüber Trockenheit der Weinreben meist unterschätzt wird. Trotz den trockenen Jahren (2003 und 2004 in Deutschland), finden sich vielerorts wüchsige Bestände mit kompakten Trauben, aber hoher Fäulnis aufgrund der Bewässerung, was größerer Beachtung bedarf. Ein Haupthindernis, welches zur Bewässerungs-Diskussion beiträgt, sind die (in Deutschland) typischen, unerwarteten Regenfälle. (RUPP [online])

Es ist anzunehmen, dass im Zuge des Klimawandels mit zunehmender Trockenheit die Bewässerung im österreichischen Weinbau steigen wird.

Pestizideinsatz

10 % der Gesamtfläche und 9,6 % der Gesamtanzahl der Weingärten wiesen einen eindeutigen Pestizideinsatz auf. Die restlichen Prozent setzten sich aus Weingärten zusammen, wo eindeutig, bzw. nicht genau festzustellen war, ob Pestizide eingesetzt worden

sind. Leider war diese Analyse, allein durch die Besichtigung, nicht so präzise wie erwartet, da man eventuell Bodenproben entnehmen müsste. Der eindeutig festgestellte Pestizideinsatz wurde nur durch die Präsenz von durch Pestizide verfärbte Reihen zwischen den Weinreben festgestellt. (Siehe Abb. 105)

Eine Studie über Herbizideinsatz im österreichischen Weinbau hat ergeben, dass es bei Einsatz von diversen Herbiziden, zu Schäden an den Rebstöcken kommen kann. Es wurden die in Österreich zugelassenen Wirkstoffe im Weinbau Glyphosat, Glufosinat, Oxyfluorfen, Amitrol/Diuron und der nicht zugelassene Sulfonylharnstoff Flazasulfuron untersucht. So konnten unterschiedliche Symptome wie Blattdeformationen, Aufhellungen, Verrieselung der Trauben und Nekrosen beobachtet werden. (SCHILDBERGER et al. 2007)

Dies legt nahe, dass der Einsatz von diversen Pestiziden nicht nur für die Tierwelt (Vogelwelt im speziellen), sondern auch für die Rebstöcke ein Problem darstellt.

Alternierende Reihen, Mahd, Häckselung/Mulchung, Vegetation

Bei der Analyse der Präsenz der alternierenden Reihen kam interessanterweise fast ein 50:50 Ergebnis heraus. Daraus lässt sich schließen dass in unseren Untersuchungsflächen fast zu 50 % alternierende Reihen vorhanden waren.

Zur Mahd kann man sagen, dass zum Beobachtungszeitpunkt 72,7 % der Gesamtfläche der erhobenen Weingärten aktiv gemäht wurden. Bei den restlichen Prozent konnte keine frische und/ oder aktive Mahd festgestellt werden.

Die Ergebnisse der Häckselung/ Mulchung zeigen, dass 58,8 % der Gesamtfläche der Weingärten eine Häckselung/ Mulchung stattgefunden hat. Die restlichen wiesen keine solche Bearbeitung auf. Dies ist auch wieder ein 50:50 Verhältnis in unseren Untersuchungsflächen. Fast alle Weingärten (93,7 % der Gesamtfläche) wiesen eine Vegetation auf. Weingärten die keine Vegetation aufwiesen, wurden nur als solche erhoben, die in all ihren Reihen zwischen den Weinreben, absolut keine Vegetation enthielten, bzw. aus reinen umgeackerten Boden bestanden.

Laut der LANDWIRTSCHAFTSKAMMER BURGENLAND, sollten am besten verschiedene Bodenpflegevarianten (offen, Begrünung, Bedeckung, alternierend) in einem flexiblen System der Weinreben, praktiziert werden. Bei der Boden- und Begrünungspflege ist eine alternierende

Bearbeitung sinnvoll. Die unterschiedlichen Begrünungen ermöglichen ein Ausweichen für Insekten, welche zum Teil die Nahrung für die Vogelwelt darstellen.

4.2.4. Bestandsrückgang von Offenlandvögeln

Alexander Schmied

Wenig überraschend war das Ergebnis, dass die Passeriformes mit Abstand die größte Ordnung bildeten. Stellt doch gerade diese Ordnung knapp die Hälfte aller in Österreich brütenden Vögel dar. Leider konnte aufgrund ihrer geringen Artenzahl auf Arten wie das Rebhuhn, die Wachtel oder auch auf die Dorngrasmücke nicht näher eingegangen werden, obwohl gerade diese Arten typisch für halboffene bzw. offene Landschaften sind. Aus diesem Grund soll an dieser Stelle ein Nachsatz kommen.

In allen 21 Untersuchungsflächen, einer Fläche von 525 ha wurden nur sieben Rebhühner, drei Wachteln und eine Dorngrasmücke gefunden. Der Bestand der Rebhühner hat sich seit 1998 um 75% verschlechtert, in Vorarlberg ist diese Art bereits ausgestorben, in weiteren Bundesländern finden sich nur noch vereinzelt Rebhühner.

Der Verlust an Stoppelfeldern und genügend Bracheflächen wirkte sich drastisch auf den Bestand von Rebhühnern und Wachteln aus. Des Weiteren dezimieren Pestizideinsatz und die Flurbereinigung die Bestände. (TEUFELBAUER 2010)

Der Lebensraum der Dorngrasmücke setzt sich aus Komplexen von lockeren Dornsträuchern oder Stauden, jungen Stadien der Waldsukzession oder zuwachsenden Bracheflächen zusammen. Eben diese Biotope werden durch die Intensivierung der Landwirtschaft bedroht und selten. Der Verlust von Feldgehölzen trifft den Bestand der Dorngrasmücke besonders schwer, da in diesen, die Nester angelegt und als Warten für ihren Singflug genutzt werden. (BAUER et al. 2012) Die Auswirkungen der Intensivierung der Landwirtschaft sind bei diesen Arten bereits deutlich nachvollziehbar.

Häufig verbreitete Arten haben in der letzten Zeit einen starken Rückgang erlitten, dem zugrunde liegt im hohem Maße die Intensivierung der Landwirtschaft und damit verbunden der Verlust an geeigneten Habitaten. Im Gegensatz dazu konnten seltene Arten aufgrund gezielter Schutzbemühungen einen Anstieg ihrer Population genießen. Besorgniserregend ist jedoch, dass den "Allerweltsarten" eine höhere Bedeutung für das Ökosystem zum Teil wird, alleine durch ihre schiere Anzahl an Individuen. (INGER et al. 2015)

Gezielte Schutzmaßnahmen für diese Arten sind rein finanziell nicht tragbar, daher sollte der Rückgang von weit verbreiteten Arten über den Lebensraumschutz erfolgen. Laut MICHEL & WALZ (2012) sind dabei nicht alleine einzelne Strukturelemente ausschlaggebend, sondern vielmehr spielt die Heterogenität der Landschaft eine entscheidende Rolle für die Artenvielfalt innerhalb eines Gebiets. Struktureichtum stellt ein größeres Angebot an Ressourcen dar und bietet somit auch ein höheres Potential an ökologischen Nischen. Das bedeutet, dass extensiv genutzte und reich strukturierte Landschaften eine höhere Artenvielfalt beherbergen, als ausgeräumte, intensiv genutzte Landschaften. Das betrifft vor allem die Umstellung von Sommergetreide auf Wintergetreide und den damit verbundenen Verlust an Stoppelfeldern zur Nahrungssuche im Winter, die Vereinfachung der Fruchtfolge, dem erhöhten Pestizid- und Düngemiteleinsatz, der Entwässerung sowie dem Zusammenlegen von Flächen und damit einhergehend den Verlust von Strukturen, was eine Ausräumung der Landschaft zur Folge hat. (TEUFELBAUER 2015)

4.2.5. Regressionsanalysen

Christoph Bialek & Alexander Schmied

TEWS et al. (2004) haben die positive Korrelation zwischen Habitatdiversität und Artenvielfalt anhand von 85 Publikationen zwischen 1960 und 2003 nachgewiesen. Das Ergebnis variierte jedoch abhängig davon, welche Tierartgruppe untersucht wurde und welcher Habitatparameter (Strukturelemente, Fragmentierung,...) für eine Analyse herangezogen wurde. Die in dieser Arbeit berechneten Regressionsmodelle zeigten einen Zusammenhang zwischen SDI (Shannon's Diversity Index) und dem SEI (Shannon's Evenness Index) der Habitate und der species richness der Arten.

Kein signifikanter Zusammenhang konnte jedoch bei anderen Landschaftsparametern wie der Fragmentierung nachgewiesen werden. Weder ein Zusammenhang mit der species richness, noch mit dem SDI der Vögel. Tatsächlich zeichnet sich sogar eine negative Regression ab, jedoch ohne statistische Signifikanz. WRBKA et al. (2008) haben bei ihrer Brutvogelkartierung eine Rasterfläche von 3 km² gewählt, aufgrund der hohen Mobilität von Vögeln. SCHINDLER et al (2008) erwähnten bereits die Bedeutung des Maßstabes (scale dependence) bei Berechnungen des landscape metrics auf lokaler Landschaftsebene.

Dennoch fanden sich im Regressionsmodell für den SDI der Habitate und der species richness Werte, die nicht der Erwartung entsprachen.

Die Untersuchungsfläche LW_a_14 wies den zweitniedrigsten SDI (Habitat) vor, bot jedoch 18 unterschiedlichen Vogelarten einen adäquaten Lebensraum. Das ist dadurch zu erklären, dass ein erheblicher Teil dieses Quadranten aus Wald besteht, der in der durchgeführten Biotopkartierung einheitlich aufgenommen wurde. Doch gerade diese Tatsache war für die Zusammensetzung der Arten von Vorteil. Durch den Randlinieneffekt wurden in diesem Quadrant Waldrandarten wie die Misteldrossel, die Ringeltaube und das Wintergoldhähnchen gefunden. Dem oben genannten Randlinieneffekt, ist es zuzurechnen, dass weniger diverse Flächen eine hohe Artenzahl aufweisen. Die höchsten Artenzahlen wurden in Flächen nachgewiesen, die aus mehreren Landnutzungsklassen bestanden (Landwirtschaft/Siedlung/Wald).

In rein landwirtschaftlich genutzten Flächen wurden weniger Vogelarten gefunden als im Durchschnitt (Mittelwert = 13,29) auf allen Flächen zu finden waren. Laut HOFFMANN et al. (2007) sollten für Erhebungen von Vogelindikatoren der Agrarlandschaft, so genannte Mischflächen, also Überschneidungen mit anderen Landschaftstypen wie Wald vermieden werden. In der vorliegenden Arbeit wurde aber bewusst auf die Untersuchung solcher Mischflächen geachtet, da das Gebiet der Thermenlinie gerade aus dem Umstand der Verzahnung diverser Landschaftstypen, seinen Reiz und seine hohe Diversität bezieht.

Die rein landwirtschaftlich genutzte Fläche L_a_7 wies sowohl die wenigsten Arten auf, als auch den geringsten SDI (Birds). In diesem Quadrant wurde neben den weit verbreiteten Arten auch ein Schwarzkehlchen vorgefunden. Die Untersuchungsfläche zeichnete sich durch ausgeräumte Fluren aus. Die Art wurde am südlichen Rand des Quadranten gefunden und war nur bei einer Begehung dort anzutreffen. Vermutlich war das Erscheinen eine Ausnahme und das Brutrevier lag im weiter südlich gelegenen Gebiet.

Eine Regressionsanalyse der species richness und dem Shannon Diversity Index der Vögel mit der mean patch edge density ergab kein statistisch signifikantes Ergebnis, weshalb es nicht in die Ergebnisse aufgenommen wurde. Der Vollständigkeit halber soll es hier dennoch diskutiert werden. Bei beiden Regressionsanalysen zeigte sich ein Rückgang der Vögel (SR & SDI birds). Grund für so ein Ergebnis kann an der Art der Digitalisierung im ArcGIS gewesen sein. Die Abbildungen dazu finden sich im Appendix.

Die ausgeräumten Quadranten, die rein landwirtschaftliche Themen enthielten, wiesen die geringsten SDI bezüglich der Vogelwelt auf. Der berechnete SDI der Biotope hat für die Fläche L_a_18 bei Großau den geringsten Wert von 0,687 ergeben. Der SDI ergab für diese Fläche für die Vögel den drittschlechtesten Wert.

Über alle Flächen kann festgehalten werden, dass die kleinteiligen Flächen die höchsten Artenzahlen und auch die höchsten SDI für die Vögel vorwiesen. Einzelne ausgeräumte Flächen waren dennoch im oberen Bereich der species richness. Hier ist das Quadrant LS_a_70 in Perchtoldsdorf zu erwähnen.

Einen großen Einfluss auf die Diversität und die hohe Artenzahl hatte wahrscheinlich die Kombination aus Weingärten, Feldgehölzen, dem angrenzenden Wald, der Siedlung und den darin enthaltenen naturnahen Gärten, die in der ursprünglichen Kategorisierung in ausgeräumt und kleinteilig unterteilt wurden, aufgrund der fehlenden Datenlage nicht berücksichtigt wurde.

Ähnlich steht es um die Fläche LS_a_9, diese wies eine hohe Zahl an Arten auf, die für das Biotop Wald typisch sind. Ringeltaube, Wintergoldhähnchen, Buchfink und Singdrossel trieben die species richness nach oben. Das größere Waldstück inmitten des Quadranten erhöhte den SDI für die Vögel und die Biotope.

4.3. Gebietscharakteristische Leitarten

4.3.1. Biotopausstattung der Feldlerchenreviere

Alexander Schmied

Mit 74 Revieren auf 525 ha war die Feldlerche der vierthäufigste Brutvogel im Untersuchungsgebiet. Die Rote Liste Österreich stuft diese Art als least concern ein, europaweit gilt sie jedoch als gefährdet. Das österreichische Brutvogelmonitoring konnte einen enormen Rückgang der Population um knapp die Hälfte seit 1998 belegen.

Als Gefährdungsursache wird immer wieder das Fehlen von Saumbiotopen wie Feldrainen angegeben. (UHL et al. 2015)

Unsere errechnete Biotopausstattung stützte sich auf 74 erhobene Reviere, die alle durch einen hohen Anteil an Ackerrainen und Ruderalfluren ausgezeichnet waren. Die Auswertung der Präsenz- und Absenzreviere zeigte, dass die Feldlerche bereits ab einer Raingröße von ca. 100m² pro Revier positiv reagierte. Negative Auswirkungen auf das Vorkommen konnten bei linienförmigen LSE wie Hecken oder Gebüsch nachgewiesen werden. In Revieren die über 100m² dieser LSE aufwiesen, wurden keine Feldlerchen gefunden. Naheliegend ist, dass die Feldlerche durch die Sichteinschränkung, die solche linienförmigen LSE darstellen, nahende Bodenfeinde erst spät erkennen kann und somit eine Brutwahrscheinlichkeit minimiert.

4.3.2. Biotopausstattung der Goldammerreviere

Alexander Schmied

Im Untersuchungsgebiet wurden während der Brutvogelerhebung im Jahr 2015 81 Goldammerreviere gefunden. Damit war diese Art die Zweithäufigste in allen Quadranten. Sie gilt weder in Österreich noch europaweit als gefährdet, wenngleich sie auf ähnliche Habitate angewiesen ist wie andere Feldvögel, deren Schutzstatus weitaus bedenklicher ist. Mit großer Wahrscheinlichkeit profitiert sie von den Fütterungen in Gärten, da sie als regelmäßiger Gast an Futterhäusern anzutreffen ist.

Die 4 Biotope, die den größten Anteil der Reviere eingenommen haben, beschreiben die Bedürfnisse der Goldammer schon recht treffend. Ackerraine und Ruderalfluren sowie Brachen mit höherer Vegetation dienen als Brutplatz, die niedrige Vegetation und die offenen Bodenstellen in Weingärten können zur Futtersuche genutzt werden und als, dem Menschen nicht scheuer Vogel, werden neben Feldgehölzen und Hecken auch gehölz- und strukturreiche

Gärten als Singwarten und zur Deckung genutzt. Die Bedeutung solcher LSE konnte in dieser Arbeit nachgewiesen werden.

4.3.3. Biotopausstattung der Neuntöterreviere

Alexander Schmied

Der Neuntöter gilt in Österreich als nicht gefährdet, während seine Bestände europaweit abnehmen. Laut österreichischem Brutvogelmonitoring haben sich aber auch die österreichischen Bestände um 32% seit dem Jahr 1998 verringert. Laut UHL et al. (2015) profitiert diese Art von wärmebegünstigten, gut durchsonnten Wiesen- oder Weidelandschaften mit Einzelbüschen, Hecken oder Gebüsch. Letztere werden als Ansitzwarten für die Jagd genutzt, für die Brut bevorzugt der Neuntöter dornige oder andere dichte Gebüsche.

Unsere Ergebnisse konnten zeigen, dass die 22 Neuntöterreviere zum Großteil aus Weingärten, Ackerrainen, Brachen, Intensivwiesen und -weiden für den Nahrungserwerb und aus LSE wie Baumhecken, gehölzreiche Gärten und Feldgehölzen bestanden.

Die Größe der LSE hatte aber nur bis zu einer gewissen Größe einen positiven Einfluss auf das Vorkommen der Neuntöter. Dieses Erkenntnis deckt sich mit der Literatur, wo UHL et al. (2015) festhalten, dass Niederhecken die zu Baumzeilen werden, Neuntöttern keinen adäquaten Lebensraum mehr bieten. Im Gebiet der Thermenregion konnte dieser Grenzwert bei ca. 200m² pro Revier festgelegt werden.

4.3.4. Biotopausstattung der Stieglitzreviere

Alexander Schmied

Für diese Art gibt es europaweit sowie österreichweit keine naturschutzfachlichen Bedenken, sein Schutzstatus wird als nicht gefährdet eingestuft. Mit 36 Revieren lag der Stieglitz weit vorne bei den erhobenen Brutvögeln der Thermenlinie. Bei der Wahl seines Lebensraums ist er nicht sehr wählerisch und findet auch in Siedlungen passende Habitate. In dieser Arbeit setzten sich die Reviere aus Weingärten, Ackerrainen und Ruderalfluren, Brachen und Laubbaumfeldgehölzen zusammen. Dieser Lebensraum entspricht auch der Literatur (BAUER & BLOTZHEIM 2001)

Aufgrund seiner Nahrungsökologie benötigt der Distelfink spät gemähte Wiesen oder Brachen, wo er ausreichend Distelsamen findet. Eine andauernde Intensivierung der Landwirtschaft in

Form von früheren Mahdzeitpunkten und Ausräumung der Landschaft kann, den zurzeit unbedenklichen, Bestand des Stieglitz dennoch gefährden.

4.3.5. Heidelerche in den Weingärten

Alexander Schmied

Von besonderem Interesse in dieser Arbeit waren die Auswirkung der Bewirtschaftungsform und die Bodenbearbeitung auf das Vorkommen der Heidelerche. Immerhin ist das Gebiet der Thermenlinie das zweitgrößte Brutvorkommen dieser Art in Österreich (180-200 Reviere, PANROCK 2009), einzig am Westufer des Neusiedler Sees und am Ruster Hügelland gibt es ein größeres Brutvorkommen mit 250-300 Revieren (DVORAK et al. 2009).

In der Roten Liste Österreichs findet sich diese Art in der Kategorie Gefährdet wieder, auch europaweit ist diese Art gefährdet.

DVORAK et al. (2009) fanden Heidelerchenreviere ausschließlich in waldnahen Weingärten, in dieser Arbeit wurden mehr als die Hälfte aller Heidelerchenreviere in Quadranten mit Waldanteil gefunden (15 von 24 Revieren). Von diesen 15 Revieren waren 10 unmittelbar an einem Wald angeschlossen. Die Restlichen wiesen einen geringen Anteil an Waldflächen auf. 9 Reviere wiesen keine Nähe zu Waldrändern auf. Die Tatsache, dass Heidelerchen auch in waldfernen Weingärten anzutreffen waren und das die linienförmigen LSE sich positiv auf das Vorkommen der Heidelerche auswirkten, lässt darauf schließen, dass die Heidelerche nicht unbedingt auf Wald angewiesen ist, sondern auch einzelne höhere Landschaftselemente ihr als Deckung dienen. Davon geht auch RAGGER (2000) aus.

Laut RAGGER (2000) hat die Höhe der Vegetation in den Weingärten ebenfalls Einfluss auf das Vorkommen der Heidelerche. In vorliegender Arbeit wurde die Segetalvegetation aufgenommen, jedoch konnte kein Zusammenhang zwischen dem Vorkommen der Heidelerche und der Segetalvegetation festgestellt werden. Anzumerken ist, dass die Segetalvegetation sich meist auf Bodennähe beschränkt hat. Einzig in den Weingärten, die als alt klassifiziert wurden, kam höhere Vegetation auf.

Diese Weingärten wiesen auch keine alternierende Bewirtschaftung auf, somit blieben offene bis lückige Grasfluren für die Futtersuche aus. Bezüglich des Alters konnte aber keine statistisch signifikante Präferenz festgestellt werden.

Unsere Untersuchungen konnten zeigen, dass die von uns erhobenen Parameter in keinem Zusammenhang mit dem Vorkommen der Heidelerche standen. Alleine der Pestizideinsatz hatte nachweislich Einfluss auf die Präsenz der Heidelerche. Der Pestizideinsatz wirkt sich

negativ auf das Nahrungsvorkommen in den Weingärten, hauptsächlich Insekten, aus. Sämtliche Weingärten in denen Pestizideinsatz nachgewiesen wurde, enthielten keine Reviere der Heidelerche. FRÜHAUF (2004) spricht von einem doppelt so hohem Vorkommen der Heidelerche in Weingärten in denen kein Pestizid eingesetzt wird. Für diese Art wäre nicht nur eine Reduktion, sondern ein gänzlicher Verzicht auf Pestizideinsatz förderlich. Um der Heidelerche auch abseits der Waldränder einen passenden Lebensraum zu bieten, wäre es zudem hilfreich den Erhalt sowie die Neuanpflanzung von LSE wie Hecken, Gebüsche und Einzelbäume in Weingartennähe zu fördern.

5. Fazit

Christoph Bialek und Alexander Schmied

Im Zuge der Biotopkartierung wurde festgestellt, dass die drei größten Flächenanteile des Untersuchungsgebiets durch die Biotope Äcker, Weingärten und Grasland geprägt waren. Es muss festgehalten werden, dass ausgeräumte Flächen mehr aktuelle Gefährdung vorwiesen als kleinteilige. In Letzteren waren auch die potentiellen Gefährdungen höher als in ausgeräumten. Biotope in Quadranten mit Siedlungsanteil wurden häufiger als gefährdet eingestuft, als solche mit Waldanteil. Der Ist-Zustand der Pflege war in Quadranten mit Waldanteil besser als in Quadranten mit Siedlungsanteil. Ein großes Problem war auch die Müllablagerung, sie war sowohl in der aktuellen als auch in der potentiellen Gefährdung eines der häufigsten Merkmale, das ausgewählt wurde. Ein weiteres Merkmal, das sehr häufig angemerkt wurde, war die aktuelle Gefährdung/Beeinträchtigung durch Verbuschung. Neben der Müllablagerung, war Eutrophierung die häufigste potentielle Gefährdung auf den untersuchten Flächen.

Wertvolle Merkmale wie Rückzugs- und Vernetzungsfunktion und Prägung des Landschaftsbildes wurden häufiger in kleinteiligen, sowie in Quadranten mit Waldanteil verzeichnet. Die Fläche mit den meisten wertvollen Merkmalen war die Fläche LW_k_18, in der sich das Naturschutzgebiet Glaslauterriegel-Heferlberg befand.

Quadranten mit Waldanteil wiesen zudem auch mehr Strukturmerkmale auf, als solche mit Siedlungsanteil. Die häufigsten Strukturmerkmale waren Baumschicht, Gebüsche und Hecken. In einem Zehntel der Weingärten wurde nachweislich ein Pestizideinsatz vorgefunden. Das soll nicht bedeuten, dass in den restlichen Weingärten kein Pestizideintrag stattgefunden hat, sondern, dass ein möglicher Eintrag von Pestiziden zum Zeitpunkt der Erhebung nicht nachgewiesen werden konnte. Auf den Punkt gebracht bedeutet das, dass mind. 10 % der Weingärten einen Pestizideinsatz aufgewiesen haben und dass anzunehmen ist, dass der tatsächliche Einsatz von Pestiziden im Weinbaugebiet höher ist als die 10 %.

Die meisten Vogelarten sind in sogenannten Mischflächen aufgetreten, sprich Quadranten mit Wald- und/oder Siedlungsanteil. Dabei wiesen kleinteilige Flächen wiederum mehr Vogelarten auf als ausgeräumte. In ausgeräumte Flächen, die aus rein landwirtschaftlichen Flächen bestanden, wurden die wenigsten Vogelarten gefunden. Ein positiver Zusammenhang konnte zwischen dem SDI der Biotope und dem SDI der Vögel belegt werden. Für Patch Fractal

Dimension und Edge Density konnte kein Zusammenhang mit der species richness und dem SDI der Vögel nachgewiesen werden.

Die Feldlerche zeigte eine hohe Abhängigkeit von Feldrainen und kam in Revieren, die eine zu hohe Fläche von Hecken beinhaltete nicht vor. Für die Goldammer konnte ein positiver Effekt von linienförmigen und punktförmigen Landschaftselementen aufgezeigt werden. Ebenso waren in den Revieren des Neuntöters linienförmige LSE von Bedeutung, aber nur dann wenn die Hecken und Gebüsche eine gewisse Größe nicht überschritten. Die Reviere des Stieglitz wiesen einen hohen Anteil an Brachen auf, die zur Nahrungssuche benötigt werden. Eine verspätete Mahd ermöglicht dieser Art eine erfolgreiche Futtersuche, da sie auf spät blühende Disteln angewiesen ist.

Die Analyse der Weingärten zeigte, dass Pestizideinsatz der wichtigste Faktor war, ob eine Heidelerche vorkommt oder nicht. Die weiteren erhobenen Parameter standen nachweislich in keinem Zusammenhang mit dem Vorkommen der Heidelerche. Auch dürfte die Nähe der besetzten Weingärten zu Waldrändern keine entscheidende Bedeutung für das Vorkommen der Heidelerche haben, solange in waldfernen Weingärten ausreichend LSE zur Deckung vorhanden waren.

Der Population der Heidelerchen im Gebiet der Thermenregion wäre sehr geholfen, wenn das Management des Biosphärenparks Wienerwald Prämien für den Verzicht auf Pestizideinsatz in den Weingärten fördert.

Eine Wiedereinräumung von niedrigen und kleinflächige Hecken und Gebüschen sowie der Erhalt von Einzelbäumen wäre für eine Vielzahl der Farmland Birds förderlich, da diese wichtige Funktion für Ansitzjagd, Deckung und Brut darstellen. Es soll hier aber darauf geachtet werden, dass diese LSE nicht flächendeckend und in zu hoher Ausdehnung wiedereingeräumt werden. Da nachgewiesen werden konnte, dass der Neuntöter ab einer gewissen Ausdehnung der Hecken (>200 m²/ Revier) nicht mehr so häufig vorkommt, wie in Revieren mit mäßigeren Heckengrößen. Bei den Feldlerchen konnten wir aufzeigen, dass sie vorwiegend Reviere besetzten, die keine hohe Anzahl an solchen LSE aufwiesen. Dieser Art käme der Erhalt der Ackerraine und Ruderalfluren zugute, eine Ausweitung der Hecken und Gebüsche in ihren Revieren würde sich negativ auf ihre Bestände auswirken.

Für andere Arten wie dem Rebhuhn sind bereits dringende Fördermaßnahmen nötig. Ackerstilllegungen und Bracheförderungen, sowie der Verzicht auf Pestizid- und

Düngemiteinsatz sind Maßnahmen, die für den Erhalt und einen Bestandszuwachs dieser Art unerlässlich sind.

Eine weitere Maßnahme die nahezu allen Farmland Birds zugutekommen würde, wäre eine Verzögerung des Mahdzeitpunktes, da die meisten hier untersuchten Arten Bodenbrüter sind.

Das Problem der Müllablagerung war sowohl in den aktuellen als auch in den potentiellen Gefährdungsmerkmalen eines der größten Faktoren. Dem könnte entgegengewirkt werden, in dem der Biosphärenpark auf die Gemeinden einwirkt und eine Erhöhung der Mistkübel im Gebiet erzielt. Alternativ könnten bewusstseinsbildende Programme in der Bevölkerung angedacht werden, dies würde das Problem an der Wurzel behandeln und eine Verschlechterung des Landschaftsbildes durch Müllablagerung und den zugegeben optisch nicht sehr ansprechenden Mistkübeln an jeder Ecke entgegenwirken.

6. Literaturverzeichnis

ARGE WIENERWALD (2002): Machbarkeitsstudie Wienerwald. Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. Wien: Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Forstwirtschaft.

BAUER, HG.; BEZZEL, E.; FIEDLER, W. (2012): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas - ein umfassendes Handbuch zu Biologie, Gefährdung und Schutz, AULA-Verlag Wiebelsheim

BAUER, K.M. & BLOTZHEIM, U.N.G v. (2001): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, genehmigte Lizenzausgabe eBook, 2001 Vogelzug-Verlag im Humanitas Buchversand © 1987 AULA-Verlag GmbH

BLASCHKE, T. & GRIESEBNER, G. (Hrsg.) (2012): Angewandte Geoinformatik 2012, Herbert Wichmann Verlag, VDE VERLAG GMBH, Berlin/Offenbach, S. 770

DIEBOLD, M. (2009): Landschaftsstruktur und Artenreichtum von Brutvögeln im Kulturland - Profitieren Brutvögel von ökologischen Fördermaßnahmen in der Landwirtschaft?, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich

DIERSSEN, K.; ROWECK, H. (1998): Bewertung im Naturschutz und in der Landschaftsplanung, In: THEOBALD W. (1998): Integrative Umweltbewertung/ Theorie und Beispiele aus der Praxis. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg. Seite 176

DVORAK, M.; POLLHEIMER, M.; ZUNA-KRATKY, T.; FÖGER, M.; POLLHEIMER, J.; DONNERBAUM, K. (2009): Verbreitung und Bestand der Heidelerche (*Lullula arborea*) am Westufer des Neusiedler Sees im Jahr 2006, Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich, BirdLife Österreich, Wien

ELLENBERG, H. (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 5.Auflage. Stuttgart: Ulmer

ENTREVINOS: http://www.entrevinos.de/main_bigware_30.php?pages_id=29&language=de,
[Stand: 16.7.2016]

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2006): Verordnung (EG) Nr. 1974/2006 der Kommission vom 15. Dezember 2006 mit Durchführungsbestimmungen zur Verordnung (EG) Nr. 1698/2005 des Rates über die Förderung der Entwicklung des ländlichen Raums durch den Europäischen Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums (ELER)

EUROPÄISCHE KOMMISSION (2013): Leitlinien zu Stichprobenverfahren für Prüfbehörden, gemäß Artikel 62 der Verordnung (EG) Nr. 1083/2006 des Rates, Artikel 16, einschließlich Anhang IV, der Verordnung (EG) Nr. 1828/2006 der Kommission und Artikel 61 der Verordnung (EG) Nr. 1198/2006 des Rates, Artikel 42, einschließlich Anhang IV, der Verordnung (EG) Nr. 498/2007 der Kommission, Generaldirektion Regionalpolitik und Stadtentwicklung

FISCHER, M.A.; WARINGER, J. (2011): Flysch und Kalk - die zwei Gesichter des Wienerwaldes, In: BERGER R. & EHRENDORFER F. (2011): Ökosystem Wien - Die Naturgeschichte einer Stadt, Böhlau Verlag Wien - Köln - Weimar, S. 258

FISCHER, S.; FLADE, M.; SCHWARZ, J. (2005) Revierkartierung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K, Sudfeldt Ch (eds) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: Mugler, pp 47-53

FORMAN, R.; GODRON, M. (1986): Landscape Ecology, Wiley & Sons, New York

FRÜHAUF, J. (2004): Der Einfluss von ÖPUL 2000 auf Habitatnutzung und Brutvorkommen der Heidelerche an der Thermenlinie. Studie von BirdLife Österreich im Auftrag des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft. BirdLife Österreich, Wien.

GRABHERR, G. (1997): Farbatlas Ökosysteme der Erde. Ulmer Verlag Stuttgart. S. 21

GRÜNWEIS, F.M. & WRBKA, T. (2011): "Landschaftswandel über viele Jahrhunderte - Von der Natur- zur Kulturlandschaft" In: BERGER & EHRENDORFER (Hrsg.): Ökosystem Wien - Die Naturgeschichte einer Stadt, Böhlau Verlag Wien - Köln - Weimar, S. 206 ff

HAMPICKE, U. (2013): Kulturlandschaft und Naturschutz. Springer Verlag Wiesbaden. Seite 17

HERBST, H.; FÖRSTER, M.; UEHLEIN, U.; KLEINSCHMIT, B. (2007): Verwendbarkeit von Landschaftsstrukturmaßen als Bewertungsinstrument in der Landschaftsrahmenplanung . Strobl; Blaschke; Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik, 234-239

HOBBS, R.J., YATES, S.; MOONEY, H. A. (2007). Long-term data reveal complex dynamics in grassland in relation to climate and disturbance. Ecological Monographs, 77,545–568

HOFFMANN, J.; KIESEL, J.; STRAUSS, D.D.; GREEF, J.M.; WENKEL, K.O. (2007): Vogelindikator für die Agrarlandschaft auf der Grundlage der Abundanzen der Brutvogelarten im Kontext zur räumlichen Landschaftsstruktur, Landbauforschung Völkenrode 4, 2007 (57):333-347

HOOPER, D.U.; CHAPIN, F.S., EWEL, J.J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J.H.; LODGE, D.M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETÄLÄ, H.; SYMSTAD, A.J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D.A. (2005). Effects of biodiversity on ecosystemfunctioning: a consensus of current knowledge. Ecological Monographs, 75,3 –5.

INGER, R.; GREGORY, R.; DUFFY, J.P.; STOTT, I.; VOŘÍŠEK, P.; GASTON, K.J. (2015): Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising, Ecology Letters, (2015) 18: 28 - 36

KOBER, L. (1926).: Geologie der Landschaft um Wien. Springer Verlag Wien. Seite 91

KORNECK, D.; SUKOPP, H. (1988). Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn- und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. Bonn-Bad Godesberg (Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie), 210 S. Schriftenreihe für Vegetationskunde, Heft 19.

KÜPPER, H.; PAPP, A.; ZIRKL, E.J. (1951): Zur Kenntnis des Alpenabbruches am Westrand des Wiener Beckens. Jahrbuch der Geologischen Bundesanstalt. 94. Band Teil 1, Seiten 41–92

LANDWIRTSCHAFTSKAMMER BURGENLAND: Bodenpflege im Weinbau

LAUSCH, A. (2000): Raum-zeitliches Monitoring von Landschaftsstrukturen in der Tagebauregion Süd-raum Leipzig mit Methoden der Fernerkundung und Geoinformation. UFZ-Bericht, 12/2000. Um-weltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Leipzig, Selbstverlag.

LOISKANDL, G.; MRKVICKA, A.C. (2011): Der Wienerwald- ein Biosphärenpark, In: BERGER, R. & EHRENDORFER, F. (2011): Ökosystem Wien - Die Naturgeschichte einer Stadt, Böhlau Verlag Wien - Köln - Weimar, S. 257

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. (1994): Fragstats – Spatial Pattern analysis program for quantifying land-scape structure. Corvallis (Oregon State University)

MEKIS, M.; PETER, I. (2013): Räumliche Verteilung der Gefäßpflanzenvielfalt in kleinteiligen Weinbaulandschaften im Biosphärenpark Wienerwald (NÖ) - Einfluss der Landschaftsvariablen (Korridore, Trittsteine), Universität Wien

MICHEL, E.; WALZ, U. (2012): Landschaftsstruktur und Artenvielfalt – art- und lebensraumspezifische Untersuchungen am Fallbeispiel der Bodenbrüter, In: STROBL J.,

PANROK, A. (2009): Thermenlinie. Pp. 176-187 in M. DVORAK (Hrsg.): Important Bird Areas. Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag des Naturhistorischen Museums Wien, Wien. 576 pp.

PÖTTER, U.; KLOPPER, K. (1990): Mehrdimensionale Varianzanalyse zur Artentrennung von *Galium aparine* L. und *Galium spurium* L.; Feddes Repertorium 101 (1990) 5-6,257 -262

RAGGER, M. (2000): Siedlungsdichte und Habitatnutzung der Heidelerche (*Lullula arborea*) an der Thermenlinie (Niederösterreich). Egretta 43: 89-111. BirdLife Österreich, Wien

RUPP, D.: Bewässerung im Weinbau - Aufbau und Bauteile einer Tropfbewässerungsanlage, Staatliche Lehr- und Versuchsanstalt für Wein- und Obstbau Weinsberg, Ministerium für ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Baden Württemberg, <http://www.lvwobw.de/pb/Lde/670206>, [Stand:16.7.2015]

SAUBERER, N.; HOCHBICHLER, E., MILASOWSZKY, N.; PANAGOITIS, B.; SACHSLEHNER, L. (2007): Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften. Wien. 150 pp

SCHILDBERGER, B.; HANAK, K.; REGNER, F. (2007): Untersuchung von Herbizidschäden im österreichischen Weinbau, IN: Gesunde Pflanzen (2007) 59:23–28, Springer International Publishing

SCHINDLER, S.; POIRAZIDIS, K.; WRBKA, T. (2008): Towards a core set of landscape metrics for biodiversity assessments: A case study from Dadia National Park, Greece; Ecological indicators 8: 502 - 514

SEKERCIOGLU, C.H. (2010): Ecosystem functions and services, IN: SOHDI & EHRLICH (2010): conservation biology for all, Oxford University Press

SÜDBECK, P.; ANDRETTZKE H.; FISCHER S.; GEDEON K.; SCHIKORE T.; SCHRÖDER K. ; SUDFELDT, C. (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

TEUFELBAUER, N. (2010): Der Farmland Bird Index für Österreich – erste Ergebnisse zur Bestandsentwicklung häufiger Vogelarten des Kulturlandes, Egretta 51: 35-50, BirdLife Österreich, Wien

TEUFELBAUER, N. (2015): Farmland Bird Index: Aktuelle Entwicklung und der Konnex zu Landschaftselementen. Ländlicher Raum - Ausgabe 03/2015. Online-Fachzeitschrift des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft

UHL, H.; KUHN, C.; KLÖPZIG, B. (2015): Vögel und Landwirtschaft - Wie schützen Landwirte seltene Vogelarten in Österreich?, BirdLife Österreich, Wien

WALZ, U. (2011): Landscape Structure, Landscape Metrics and Biodiversity, In: Living Reviews in Landscape Research, 5 (3), <http://www.livingreviews.org/lrlr-2011-3> (20.01.2016)

WINKLER, I.; WRBKA, T. (1995): Biotopkartierung in Österreich. Umweltbundesamt, 1

WITTIG, R.; NIEKSCH, R. (2014): Biodiversität: Grundlagen, Gefährdung, Schutz, Berlin: Springer Spektrum S. 84

WRBKA, T., GRÜNWEIS F. M. (2010) Die Naturnähe der Landschaften Wiens - Bilanz einer Entwicklung. In: Berger R. & Ehrendorfer F. (Hrsg.) Oekosystem Wien - die Naturgeschichte einer Stadt. Böhlau, Wien. S. 251-253.

WRBKA, T.; REITER, K.; PAAR, M.; SZERENCSEITS, E.; STOCKER-KISS, A.; FUSSENEGGER, K. (2005): Die Landschaften Österreichs und ihre Bedeutung für die Biologische Vielfalt, UBA-Monografien, Bd.173

WRBKA, T.; SCHINDLER, S.; POLLHEIMER, M.; SCHMITZBERGER, I.; PETERSEIL, J. (2008): Impact of the Austrian Agri-Environmental Scheme on diversity of landscapes, plants and birds; Community ecology 9(2): 217-227

ZINÖCKER, M. (1992): Vegetationskundliche Untersuchungen im „Weingarten Lasse“ (Marchfeld) zur Erstellung eines Landschaftsentwicklungskonzeptes und Pflegeplanes. Diplomarbeit, Univ. Wien.

ZWITTKOVITS, F. (1983). Klimatypen-Klimabereiche-Klimafacetten. Erläuterungen zur Klimatypenkarte von Österreich. Wien: Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften

7. Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Bezeichnung der Probeflächen	13
Tabelle 2: Der österreichische FBI setzt sich aus folgenden 22 Vogelarten zusammen, fettgedruckt sind die Arten die für diese Arbeit relevant bzw. präsent waren	40
Tabelle 3: Liste der im Untersuchungsgebiet erhobenen Biotoptypen und möglicher FFH-Lebensraumtyp	43
Tabelle 4: Auflistung der 40 beobachteten Arten im Untersuchungsgebiet im Biosphärenpark Wienerwald unterteilt in ihre Familien und den Ordnungen. Den Großteil machen die Passeriformes mit 80% der insgesamt beobachteten Arten aus	53
Tabelle 5: Waldrandgruppe: Enthält Arten die aufgrund ihrer Präferenz für Waldrandstrukturen bei der Revierkartierung auch im Offenland anzutreffen waren	55
Tabelle 6: Auflistung der Spezies nach ihrer Häufigkeit	60
Tabelle 7: Auflistung der Untersuchungsflächen und der dazugehörigen Species richness sowie der Shannon diversity indices, angeordnet nach dem höchsten Artenreichtum. Der höchste und der niedrigste Wert für den SDI sind hervorgehoben	62
Tabelle 8: Ergebnisse der Auswertung der landscape metrics der Biotope. Fläche bezeichnet die einzelnen Quadranten des Untersuchungsgebietes. SDI Habitats (Shannon Diversity Index der Biotope), SEI (Shannon Evenness Index der Biotope), MSI (Mean Shape Index der Biotope), MPFD (Mean Fractal Dimension der Biotope), MPE (Mean Patch Edge der Biotope) und MPS (Mean Patch size der Biotope)	86
Tabelle 9: Biotoptypenkatalog	169

8. Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Klimadiagramm von Baden bei Wien stellvertretend für die Thermenregion (Daten: ZAMG)	10
Abbildung 2: Übersicht aller Untersuchungsflächen mit ihrer thematischen Zugehörigkeit. L = Landwirtschaft, W = Waldanteil, S = Siedlungsanteil	15
Abbildung 3: Quadrant L_a_7 südlich Gainfarn	16
Abbildung 4: Quadrant LS_k_11	17
Abbildung 5: Quadrant L_k_14	18
Abbildung 6: Quadrant LS_a_9	19
Abbildung 7: Quadrant L_a_18	20
Abbildung 8: Quadrant L_a_19	21
Abbildung 9: Quadrant LW_k_10	22
Abbildung 10: Quadrant LSW_1	23
Abbildung 11: Quadrant LW_a_3	24
Abbildung 12: Quadrant LW_a_8	25
Abbildung 13: Quadrant LW_a_14	26
Abbildung 14: Quadrant LS_a_33	27
Abbildung 15: Quadrant LW_k_17	28
Abbildung 16: Quadrant LW_k_18	29
Abbildung 17: Quadrant L_k_40	30
Abbildung 18: Quadrant L_k_43	31
Abbildung 19: Quadrant LS_k_50	32
Abbildung 20: Quadrant LSW_4	33
Abbildung 21: Quadrant LSW_5	34
Abbildung 22: Quadrant LS_a_70	35
Abbildung 23: Quadrant LS_k_73	36
Abbildung 24: Ausschnitt Gainfarn, violette Einzelpunkte (point features) stehen für je ein nachgewiesenes Individuum	38
Abbildung 25: Ausschnitt Gainfarn, die Reviergrößen für die einzelnen Arten wurden mittels buffer visualisiert, zu sehen sind unter anderem die Reviere für Goldammer, Stieglitz, Neuntöter und Kohlmeise	39
Abbildung 26: Formel für Shannon Diversity Index	51
Abbildung 27: Den überwiegenden Anteil an beobachteten Arten machen die Passeriformes mit 80% der Gesamtreviere aus. Die restlichen 20% der gefundenen Reviere teilen sich auf die	

Piciformes (7%), die Columbiformes (5%), die Galliformes (5%) und die Cuculiformes (3%) auf	56
Abbildung 28: Ausgehend von den Individuenzahlen (n=758) machen die Passeriformes (92,7%) mit Abstand die größte Familie im Offenland des Biosphärenparks Wienerwald dar. Den Rest teilen sich die Piciformes mit 3,7%, die Columbiformes mit 1,9%, die Galliformes mit 1, 3% und die Cuculiformes mit 0,4% der insgesamt 758 beobachteten Individuen	57
Abbildung 29: Gegenüberstellung von Passeriformes, unterteilt in Familien, und den paraphyletischen Non-Passeriformes. Die Familien enthalten die im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Arten ohne Bezug auf die Individuenzahlen	58
Abbildung 30: Unter Berücksichtigung der Individuenzahlen stellen die Turdidae die größte Familie dar, gefolgt von den Paridaen und den Fringilidaen. Die paraphyletische Gruppe der Non-Passeriformes beinhaltet 55 Individuen die sich in 8 Arten und in 4 Familien gliedern lassen	59
Abbildung 31: Verteilung der Individuen über die Arten innerhalb ihrer Familien. Dargestellt sind nur Familien der Ordnung Passeriformes, die aus mehreren Arten bestehen. Nicht dargestellt sind alle Ordnungen die nur aus einer Familie bestehen bzw. Familien die nur aus einer Art bestehen	59
Abbildung 32: Flächenanteile der zusammengefassten Biotoptypen in der gesamten Aufnahmefläche	64
Abbildung 33: . Flächenanteile der Biotoptypen innerhalb der Gehölze. Die Biotoptypen unter 3,70% sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende enthalten	65
Abbildung 34: Flächenanteile der Grasland- Biotoptypen. Die Biotoptypen unter 4,46% sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende enthalten	66
Abbildung 35: Flächenanteile innerhalb der befestigten Freiflächen. Die "Biotoptypen" unter 4,07% sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende enthalten	67
Abbildung 36: Flächenanteile innerhalb der Gewässer-Biotop	68
Abbildung 37: Fläche der selektiv kartierten Biotope und deren Anzahl	69
Abbildung 38: Vergleich von Mittelwert und Standardabweichung der Flächenanteile der selektiv erhobenen Biotoptypen	70
Abbildung 39: Mittelwert und Standardabweichung der selektiv erhobenen Flächen der trockenen und der restlichen Graslandschaft	71
Abbildung 40: Flächenanteile der selektiv erhobenen Gehölz- Biotoptypen. Die Biotoptypen unter 5,4 % sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende abgebildet	72

Abbildung 41: Darstellung der Anzahl der 7 häufigsten selektiv erhobenen Gehölz- Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	72
Abbildung 42: Flächenanteile der selektiv erhobenen Grasland- Biotoptypen. Die Biotoptypen unter 5,17 % sind aus Darstellungsgründen nicht in der Legende abgebildet	73
Abbildung 43: Darstellung Anzahl der 7 häufigsten, selektiv erhobenen Grasland- Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	74
Abbildung 44: Flächenanteile der selektiv erhobenen Gewässer-Biotoptypen	75
Abbildung 45: Darstellung der Anzahl der selektiv erhobenen Gewässer- Biotoptypen im Untersuchungsgebiet	75
Abbildung 46: Vergleich der vergebenen Strukturmerkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)	76
Abbildung 47: Vergleich der vergebenen wertbestimmenden Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)	77
Abbildung 48: Vergleich der vergebenen IST- Pflege/Management- Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)	78
Abbildung 49: Vergleich der vergebenen SOLL- Pflege/Management- Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)	79
Abbildung 50: Vergleich der vergebenen aktuellen "Gefährdungs/Beeinträchtigungs"- Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)	80
Abbildung 51: Vergleich der vergebenen potentiellen "Gefährdungs/Beeinträchtigungs"- Merkmale zwischen "kleinteilige" Quadranten (k) und "ausgeräumte" Quadranten (a); Vergleich zwischen Quadranten mit Siedlung (S) und Quadranten mit Wald (W)	81
Abbildung 52: Darstellung der Weingärten, Blau: Prozent der Anzahl der Weingärten, Rot: Prozent der Fläche der Weingärten	85
Abbildung 53: Regressionsmodell für den Shannon Diversity Index und die species richness auf allen Untersuchungsflächen, $p=0,02742$	87
Abbildung 54: Regressionsmodell für species richness und Shannon Evenness Index der Untersuchungsflächen, $p=0,04282$	88

Abbildung 55: Regressionsmodell für SDI der Vögel und SEI der Biotope innerhalb der Untersuchungsflächen, $p=0,28$	88
Abbildung 56: : Regressionsmodell für Shannon Diversity Index (birds) und der mean patch fractal dimension, $p=0,7066$	89
Abbildung 57: Regressionsmodell für Artenreichtum und mean patch fractal dimension der Untersuchungsflächen, $p=0,4967$	90
Abbildung 58: Die Biotopausstattung wurde anhand der 74 aufgenommenen Reviere der Feldlerche, <i>Alauda arvensis</i> , berechnet. Mit knapp 66% bestehen zwei Drittel der gesamten Reviere aus Ackerrainen und Ruderalfluren. Weingärten stellen die zweitgrößten Biotope in den Feldlerchenrevieren dar. Biotope unter 2,22 % wurden aus der Abbildung ausgeschlossen	91
Abbildung 59: Gegenüberstellung von Absenz- bzw. Präsenzpunkte der Feldlerche und den Anteilen an Rainen im Revier	92
Abbildung 60: : Boxplot der linienförmigen LSE und der Absenz bzw. Präsenz der Feldlerche	93
Abbildung 61: Biotopausstattung der 81 Goldammerreviere. Ackerraine und Ruderalfluren, sowie Weingärten dominieren mit 28,89% und 28,64%. Biotope die weniger als 2% der Reviere einnahmen wurden aus der Abbildung ausgeschlossen	93
Abbildung 62: Boxplot für die Goldammer. Gegenüberstellung von Linienförmigen LSE und den Absenz- bzw. Präsenzpunkten	95
Abbildung 63: Gegenüberstellung der Absenz- bzw. Präsenzreviere und der Anzahl der Einzelbäume pro Revier	96
Abbildung 64: : Die Reviere der Neuntöter, <i>Lanius collurio</i> , bestehen nahezu zur Hälfte (43,87%) aus Weingärten, Ackerraine und Ruderalfluren sowie Acker- und Weingartenbrachen nahmen weitere große Teile der erhobenen Reviere ein. Baumhecken nahmen lediglich 2,37% der Reviere ein	97
Abbildung 65: Boxplot für linienförmige LSE und Absenz bzw. Präsenz der Neuntöter	98
Abbildung 66: Boxplot für die Einzelbäume pro Revier gegenüber Absenz und Präsenz der Neuntöter	99
Abbildung 67: Biotopausstattung der Stieglitzreviere	99
Abbildung 68: Boxplot für die linienförmige LSE und den Absenz bzw. Präsenzrevieren des Stieglitz	101
Abbildung 69: Boxplot der Einzelbäume pro Revier und den Absenz und Präsenzdaten für den Stieglitz	102
Abbildung 70: Biotopausstattung der Heidelerche	102
	138

Abbildung 71: Gegenüberstellung der linienförmigen LSE und den Absenz- bzw. Präsenzrevieren der Heidelerche	103
Abbildung 72: Boxplot der Heidelerchenreviere (Absenz/Präsenz) und der Fläche der Ackerraine und Ruderalfluren	104
Abbildung 73: Formblatt zur selektiven Biotopkartierung (Seite 1)	144
Abbildung 74: Formblatt zur selektiven Biotopkartierung (Seite 2)	145
Abbildung 75: Formblatt für die Auswertung der Weingärten	146
Abbildung 76: Regressionanalyse des Shannon Diversity Index der Vögel und der mean patch edge density	147
Abbildung 77: Regressionsanalyse der species richness der Vögel mit der mean patch edge density	147
Abbildung 78: Biotopkartierung L_a_7	148
Abbildung 79: Biotopkartierung L_a_18	149
Abbildung 80: Biotopkartierung L_a_19	150
Abbildung 81: Biotopkartierung L_k_14	151
Abbildung 82: Biotopkartierung L_k_40	152
Abbildung 83: Biotopkartierung L_k_43	153
Abbildung 84: Biotopkartierung LS_a_9	154
Abbildung 85: Biotopkartierung LS_a_33	155
Abbildung 86: LS_a_70	156
Abbildung 87: Biotopkartierung LS_k_11	157
Abbildung 88: Biotopkartierung LS_k_50	158
Abbildung 89: LS_k_73	159
Abbildung 90: Biotopkartierung LSW_1	160
Abbildung 91: Biotopkartierung LSW_4	161
Abbildung 92: Biotopkartierung LSW_5	162
Abbildung 93: Biotopkartierung LW_a_3	163
Abbildung 94: Biotopkartierung LW_a_8	164
Abbildung 95: Biotopkartierung LW_a_14	165
Abbildung 96: Biotopkartierung LW_a_10	166
Abbildung 97: Biotopkartierung LW_k_17	167
Abbildung 98: Biotopkartierung LW_k_18	168
Abbildung 99: oben: Blick auf Fläche LW_k_17 (Pfaffstätten), unten: Beispiel für junge Weinreben in Fläche LS_k_50 (Traiskirchen)	173

Abbildung 100: oben: Blick auf Fläche LS_k_11 mit "Schmeckender Bach" (Bad Vöslau), unten: Blick auf Weingärten LS_a_33 (Baden)	174
Abbildung 101: oben: Blick auf Fläche LW_a_8 und Steinbruch Bad Vöslau, unten: aufgelassener Steinbruch in Fläche LSW_4	175
Abbildung 102: Blick auf Fläche LSW_5 mit Europaschutzgebiet- Tafel, unten: Blick auf Weingärten und Raps-Feld in LS_a_33 (Baden)	176
Abbildung 103: oben: Blick auf Weingarten am Rande des NSG Glaslauterriegel (LW_k_18); unten: Zamenis longissimus auf Fläche LW_k_18	177
Abbildung 104: oben: Fläche LSW_5 mit Blick auf Anninger; unten: LSW_5 mit Strauchhecke	178
Abbildung 105: oben: Beispiel für Pestizideinsatz; unten: "Schmeckender Bach" in Fläche LS_k_11 (Bad Vöslau)	179
Abbildung 106: oben: verbuschende Brache mit Dipsacus fullonum auf Fläche L_a_7 (Bad Vöslau), unten: Halbtrockenrasen auf Fläche L_k_43	180
Abbildung 107: oben: Baumreihe auf Fläche LW_a_14, der Wald dahinter ist bereits BPWW Kernzone, unten: Blick auf beweideten Halbtrockenrasen im NSG Glaslauterriegel (LW_k_18)	181
Abbildung 108: oben: Schilfröhricht auf Fläche LS_a_9; unten: Blick auf Weingarten- Terrassen auf Fläche LSW_4	182

9. Datenverzeichnis

Biotopkartierung Biosphärenpark Wienerwald: Projekt „Weinbaulandschaften an der Thermenlinie“, Biosphärenpark Management GmbH

Basemap: Austria Basemap Geoland, Universität Wien

Orthofotos: Universität Wien

Klimadiagramm Baden bei Wien: Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik

Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie: Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen

Vogelschutzrichtlinie: Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten

10. Anhang

10.1. Zusammenfassung

Christoph Bialek & Alexander Schmied

Das Gebiet der Thermenregion ist geprägt durch die Verzahnung von Siedlungsraum, Weinbaulandschaft und angrenzenden Wälder. Durch den steigenden Siedlungsdruck und die Intensivierung der Landwirtschaft bestand für den Naturschutz dringender Handlungsbedarf um die über Jahrhunderte geschaffene Vielfalt in diesem Gebiet zu bewahren. Mit der Gründung des Biosphärenparks Wienerwald und der Ausweisung weiterer Schutzgebiete nach der FFH- und der Vogelschutz-Richtlinie wurde ein wichtiger Schritt zur Sicherung der Biodiversität geschaffen. Im Zuge dieser Masterarbeit sollte der IST-Zustand der Landschaft, sowie die die Brutvögel in der Thermenregion stichprobenartig erhoben werden um die Pflegemaßnahmen zu evaluieren. Die vorhandene Biotopkartierung wurde aktualisiert, bzw. neu vollzogen und ein besonderer Fokus auf die Farmland Birds sowie die Heidelerche gelegt.

Die detaillierte Auswertung der Biotopkartierung und der Weingärten zeigte, dass kleinteilige Flächen insgesamt in einem besseren Zustand ausgebildet waren. Ausgeräumte Flächen werden anscheinend durch den Siedlungsdruck stärker beeinflusst, als kleinteilige Flächen. Möglicherweise sind kleinteilige Flächen gegenüber einer disturbance besser gepuffert, als ausgeräumte Flächen, da sie mehr Strukturen besitzen. Kleinteilige Flächen enthalten auch eine höhere Biodiversität der Biotope und der Vögel.

Durch die Analyse der Biotopausstattung von vier Farmland Birds konnte die Bedeutung von Landschaftselementen in Form von Hecken und Gebüsch, Ackerrainen und Brachen hervorgehoben werden, sowie der negative Einfluss des Pestizideinsatzes in Weingärten auf die Heidelerche. Auch bietet das Gebiet passende Lebensräume für weitere bedrohte Arten wie Rebhühner, Wachteln und den europaweit gefährdeten Arten Schwarzkehlchen und Dorngrasmücken. Leider konnten die gerade erwähnten Arten aufgrund ihres bereits stark dezimierten Bestandes nicht in eine Auswertung einbezogen werden. Dieser Umstand zeigt auf, dass speziell für diese Arten, die auf eine extensive und strukturreiche Landschaft angewiesen sind, Maßnahmen gesetzt werden müssen. Im Zuge dieser Masterarbeit konnte auch ein positiver Zusammenhang zwischen der Kleinteiligkeit der Landschaft und der Artenvielfalt der Vogelwelt nachgewiesen werden. Der Shannon Diversity Index der Biotope wirkte sich nachweislich auf den Shannon Diversity Index der Vogelwelt aus.

Die anhaltende Intensivierung der Landwirtschaft konnte auch beim Vergleich der Biotopkartierung, die vom BPWW im Jahr 2008 in Auftrag gegeben wurde, mit der von uns auf 21 Zufallsquadranten durchgeführten Biotopkartierung nachgewiesen werden.

10.2. Formblätter

Erhebungsbogen Biotopkartierung				Masterarbeit Bialek und Schmied, 2015	
Gebiet	Biotop-Nr.			Datum	Bearbeiter
Nutzungstyp					
Biotoptyp (lt. Liste)					
Kurzbeschreibung			Strukturmerkmale		
			S01 Offenbodenvegetation, Sand/Grus/Löß S02 Offenbodenvegetation, Fels S03 Offenbodenvegetation, Torf, Schlick S04 Offenbodenvegetation, Mutterboden S05 niederw üchsiger geschl. Rasen S06 geschl. Hochgrasbestand S07 dichtes Röhricht/Seggenried S08 Knickschicht vorhanden S09 vorjährige Halme/Stengel vorhanden S10 üppige Hochstaudenflur S11 lückiger Gehölzbestand S12 geschl. Gehölzbestand S13 Hecke S14 Gebüsch S15 eine Baumschicht ausgebildet S16 mehrere Baumschichten ausgeb. S17 markante Einzelbäume, Überhälter S18 Altholz S19 Totholz stehend >30% S20 Totholz liegend >30% S21 Gehölzverjüngung S22 Stockausschläge S23 hallenartiger Forst, frisch durchforstet S24 randl. vorh. Strauchschicht S25 fragmentar. vorh. Strauchschicht S26 lockere Strauchschicht (30-60 %) S27 dichte Strauchschicht S28 Waldmantel S29 gut entw. Saumvegetation S30 Kusselgelände S31 Felsblöcke, Blockstreu S32 Lesesteinriegel (gr.) S33 Lesesteinhaufen (kl.) S34 Trockenmauer S35 Felsw and S36 Lößw and S37 offene Wasserfl. perennierend S38 offene Wasserfl. periodisch S39 Uferverlauf natürlich S40 Uferverlauf künstlich S41 Gewässersohle natürlich S42 Gewässersohle künstlich S43 langsam fließend S44 schnell fließend S45 Wasserkörper strukturiert S46 Steilufer S47 Flachufer, Flachwasserbereich S48 Uferanrisse S49 Schlickfläche S50 Sand-/Kies-/Schotterbank S51 organische Ablagerungen (Heu, Reisig) S52 Zwergsträucher S53 Verbuschungsinitialen S54 Baumzeile, Allee S55 Baumwiese, -weide S56 offene Annuellenflur S57 Mulchschicht S58 verfilzte Krautschicht		
Morphotop					
☐	HAPL	Hang im allgemeinen plan			
☐	HAKX	Hang im allgemeinen konvex			
☐	HAKV	Hang im allgemeinen konkav			
☐	OHA PL	Oberhangsituation plan			
☐	OHA KX	Oberhangsituation konvex			
☐	OHA KV	Oberhangsituation konkav			
☐	MHA PL	Mittelhangsituation plan			
☐	MHA KX	Mittelhangsituation konvex			
☐	MHA KV	Mittelhangsituation konkav			
☐	UHA PL	Unterhangsituation plan			
☐	UHA KX	Unterhangsituation konvex			
☐	UHA KV	Unterhangsituation konkav			
☐	HANFU	Hangfußbereiche			
☐	KUPPE	Kuppensituationen			
☐	RUECK	Rücken- und Riedel			
☐	KAMM	Kamm, Grat, Gipfel			
☐	DUENE	Düne, dünenähnliche Aufschüttung (incl. Uferw all, Seed.)			
☐	BLOCK	Felsblockgebilde (Blockburg, -streu, -meer, Restl., Findl.)			
☐	KANTE	Geländekante und -versteilung			
☐	WAND	Wandbildungen (incl. Fels-, Konglomerat- und Lößw and)			
☐	KEGEL	Schuttkegel (terrestr. Bildungen)			
☐	FAECH	Schw emmkegel und -fächer (fluviale Bildung)			
☐	SCHLU	Schlucht, Klamm			
☐	KERBT	Kerbtälchen, Tobel, Graben (V-förmig)			
☐	MULDT	Muldentälchen (U-förmig)			
☐	HOHLF	geschlossene Hohlformen (Mulde, Doline, Seeb., Toteisl.)			
☐	ALTAR	Altarme			
☐	SCHUE	rezente fluvial. Aufschütt. (incl. Delta, Kies-, Sandb.)			
☐	FURKA	Bach- oder Flußlauf mit Furkation			
☐	MAEAN	Bach- oder Flußlauf mit Mäanderbildung			
☐	LINEA	Bach- oder Flußlauf mit gestrecktem Verlauf			
☐	TALBO	Talboden (Ebenheit 1)			
☐	TERRA	periglaziale Terrassen (Ebenheit 2)			
☐	EBEN	Verbrnungen / Ebenheit i.A (Ebenheit 3)			
☐	DAMM	Damm			
☐	DEPON	Deponie, Aufschüttung			
☐	MATER	künstliche Hohlform (incl. Materialentnahme, Sandgrube)			
☐	GRABE	Entwässerungsgräben, Erdgräben (nicht verbaut)			
☐	KANAL	Fließgew. mit künstl. Verlauf u. Profil (incl. Mühlg., Kanal)			
☐	TEICH	künstliche Stillgewässer (incl. Fisch-, Lösch-, Schwimmt.)			
☐	LESE	Lesesteinhaufen und -riegel			
☐	HOWEG	Hohlweg			
☐	KELLE	Kellergassen in Hohlwegsituationen			
☐	SRAIN	Stufenrain, Wegböschung			
☐	HRAIN	Hochrain, Bifänge			
☐	KTERR	Kulturterrasse (z.B. Acker-, Weinbauterrassen, ...)			

Abbildung 73: Formblatt zur selektiven Biotopkartierung (Seite 1)

	Alter	seggetal Vieg.	andere Vieg. (z.B. Lolium sp.)	Boden gemäht	Boden gehäckselt/gemulcht	Bewässerung	alterierend ja/nein	Pestizide	Bearbeitung frisch/jalt
WG-Komplex 1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									
21									
22									
23									
24									
25									

Abbildung 75: Formblatt für die Auswertung der Weingärten

10.3. Regressionsanalysen

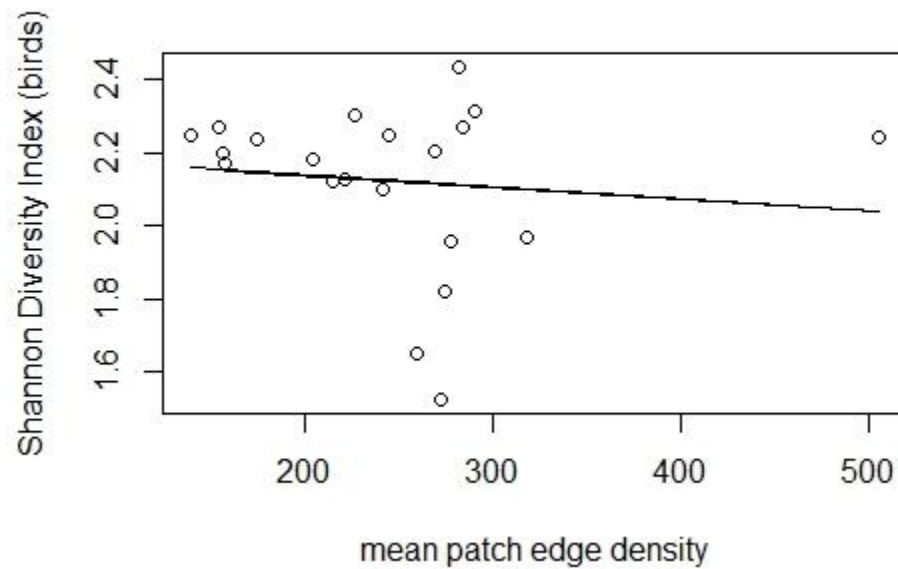


Abbildung 76: Regressionsanalyse des Shannon Diversity Index der Vögel und der mean patch edge density

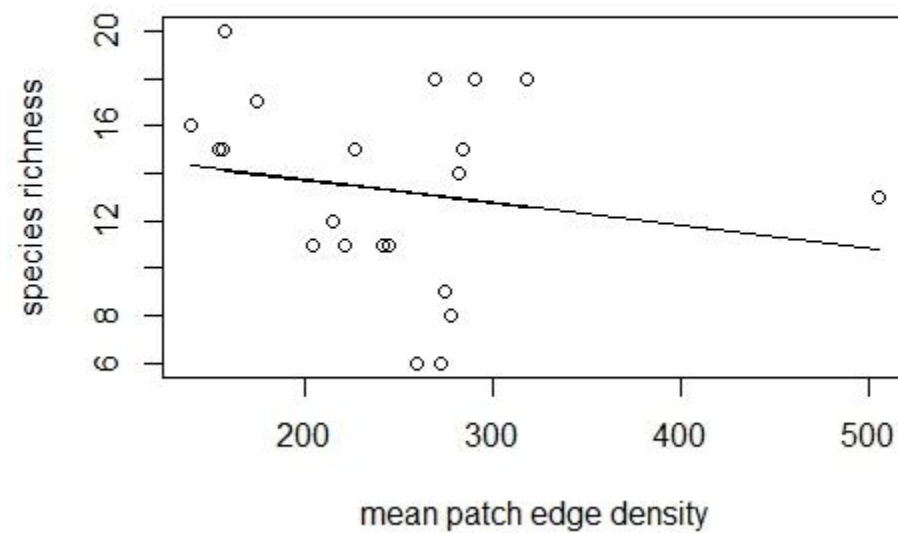


Abbildung 77: Regressionsanalyse der species richness der Vögel mit der mean patch edge density

10.4. Biotopkartierung der einzelnen Quadranten



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft ausgeräumt Prbfl. 7

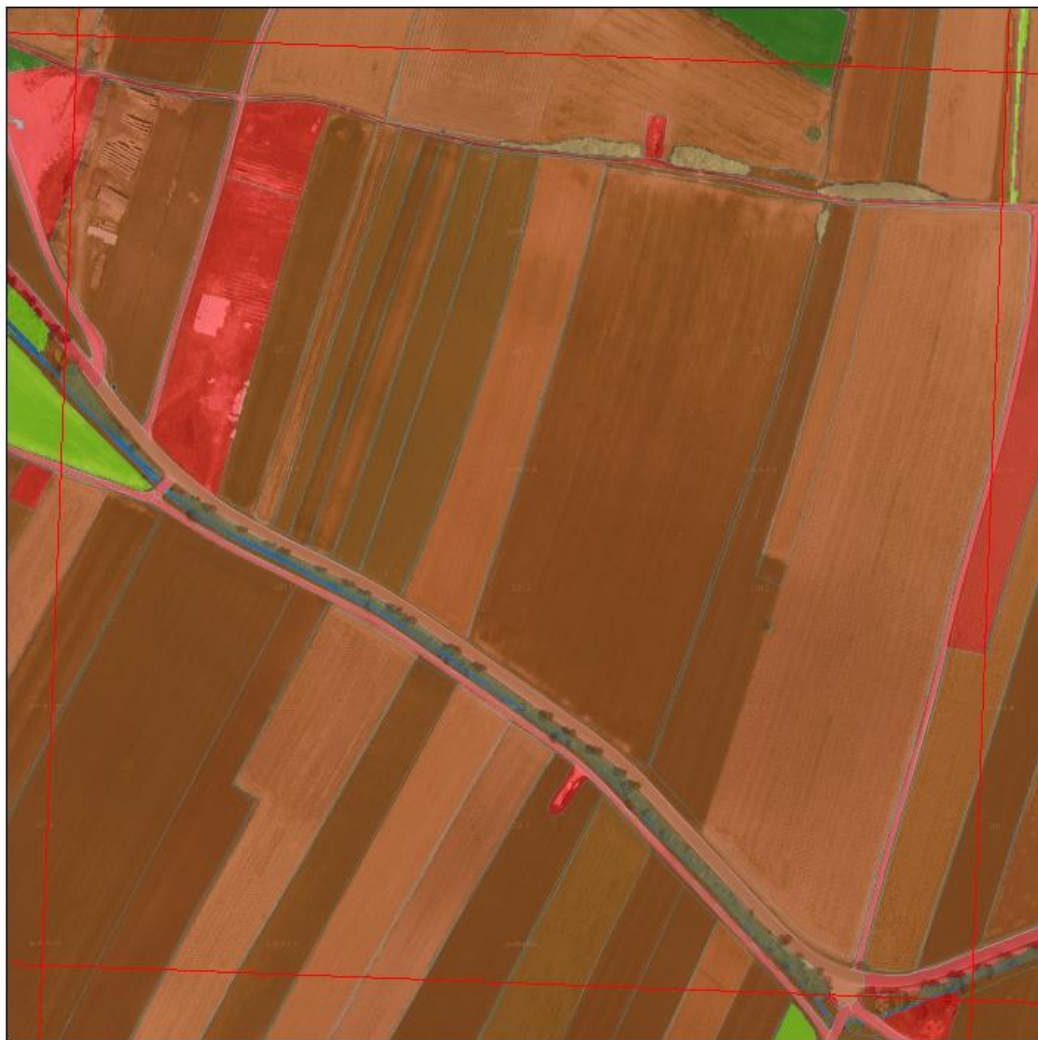
L_a_7

Legende

9	61	91	106
58	80	101	127
60	88	102	131



Abbildung 78: Biotopkartierung L_a_7



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft ausgeräumt Prbfl. 18

L_a_18

Legende

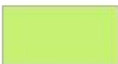
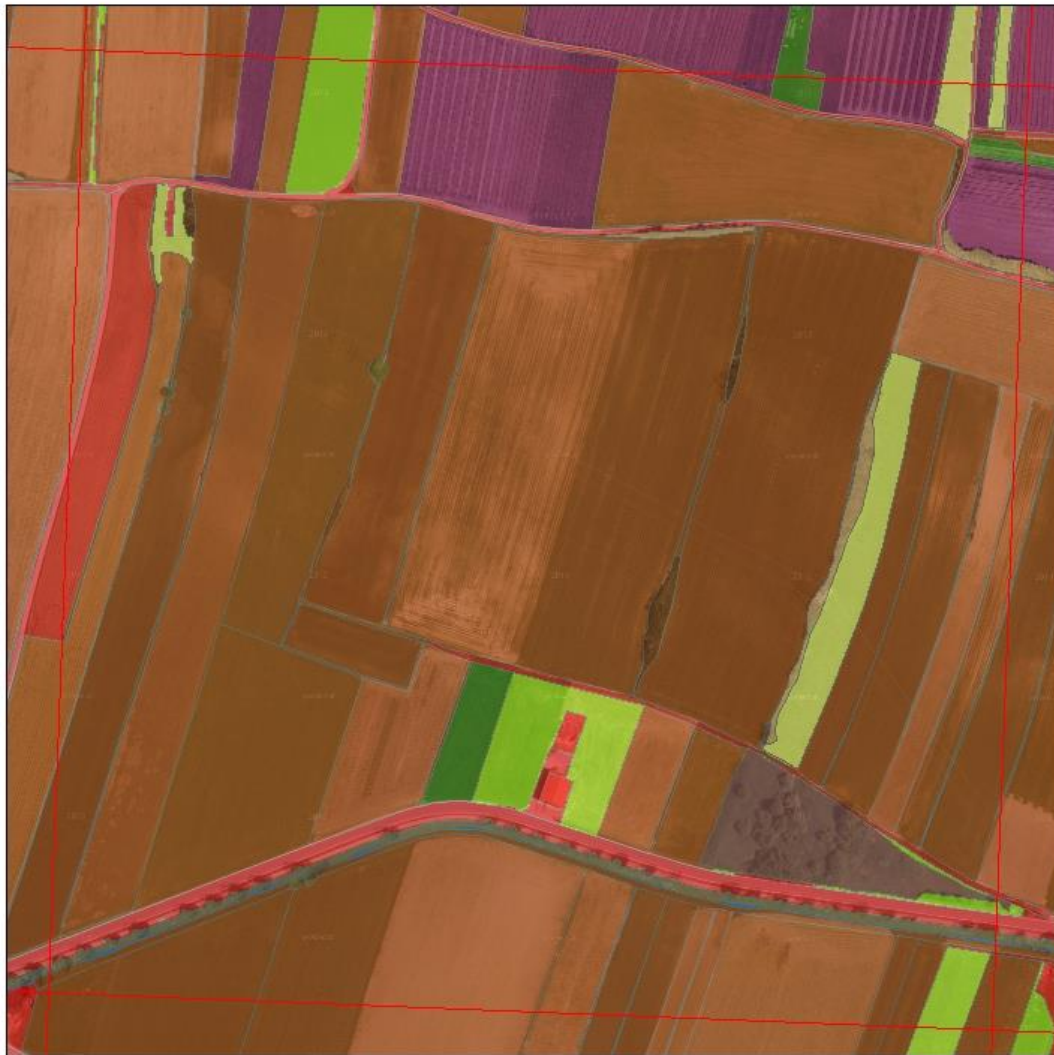
	9		80		97		126
	16		88		101		129
	60		90		113		131
	61		95		119		



Abbildung 79: Biotopkartierung L_a_18



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft ausgeräumt Prbfl. 19

L_a_19

Legende

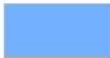
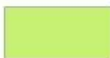
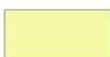
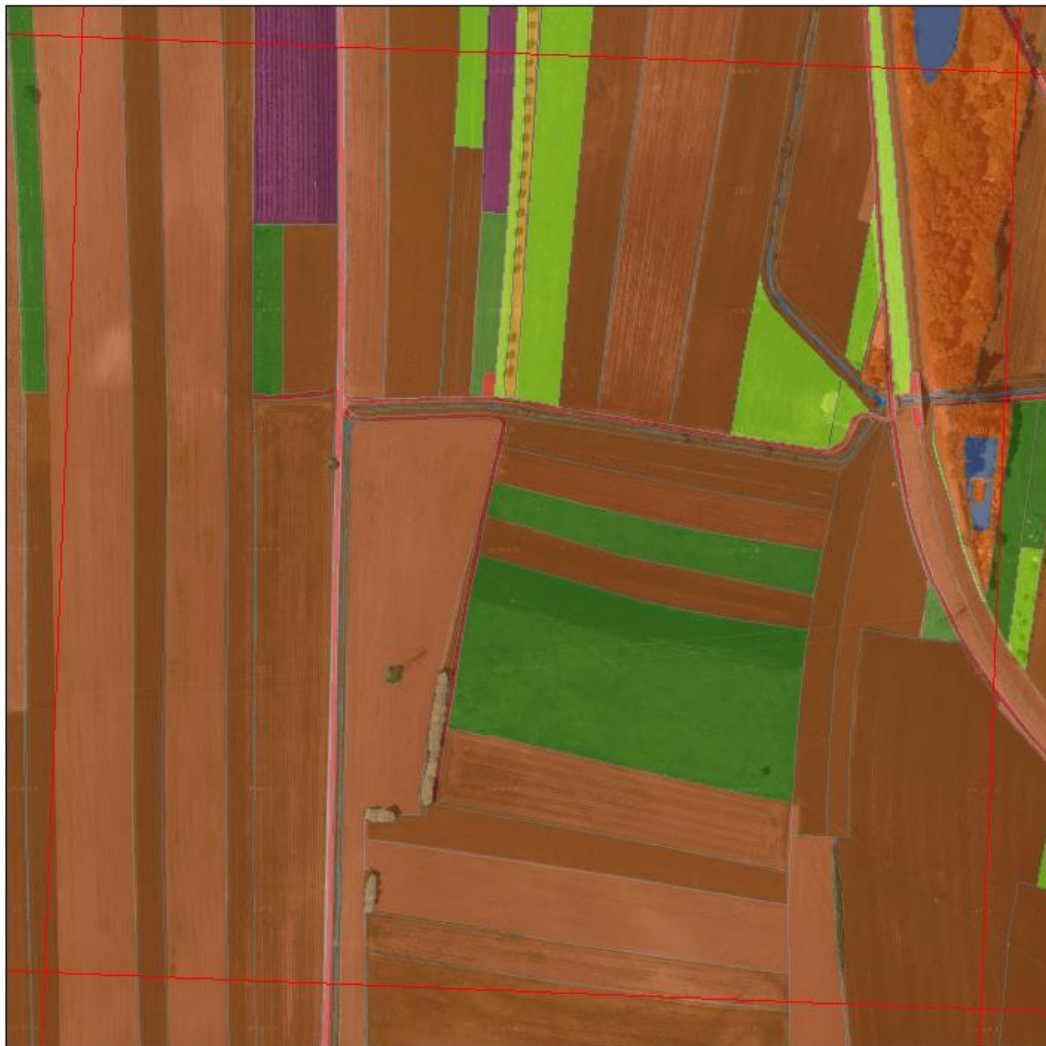
	9		80		95		128
	54		88		97		129
	60		90		101		131
	61		91		120		
	77		92		126		



Abbildung 80: Biotopkartierung L_a_19



0 25 50 100 150 200 Meter

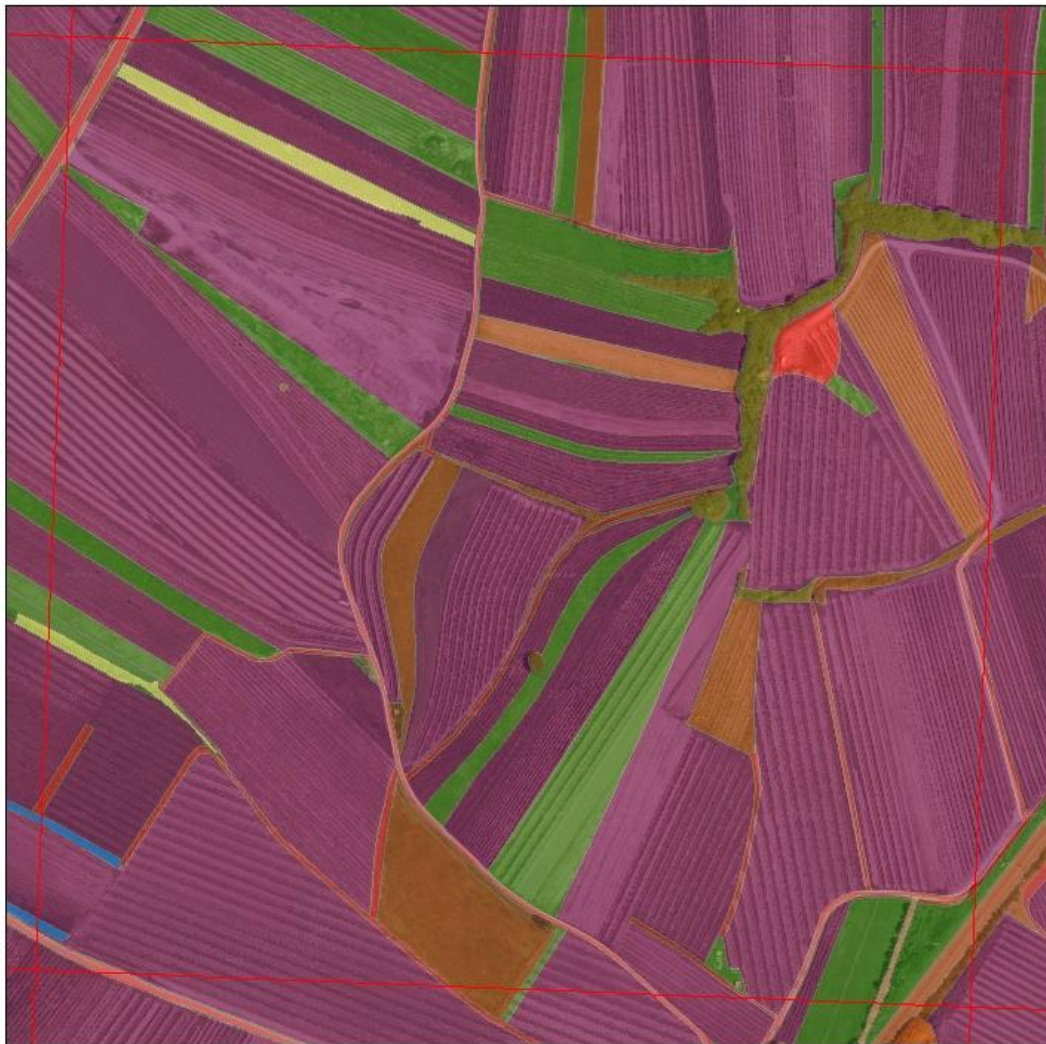
Landwirtschaft kleinteilig Prbfl. 14
L_k_14

Legende

	9		80		101		129
	12		88		105		131
	60		90		120		
	61		95		128		



Abbildung 81: Biotopkartierung L_k_14



0 25 50 100 150 200 Meter

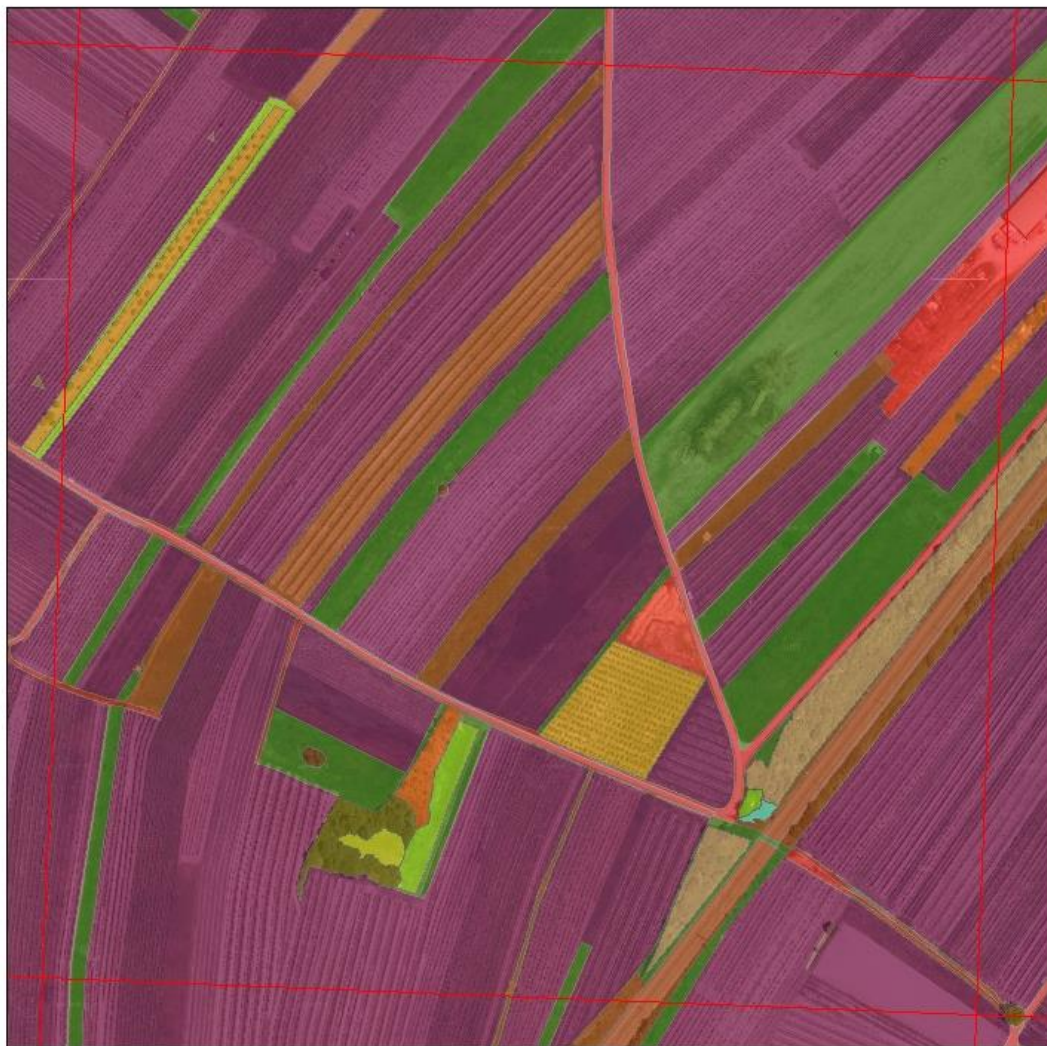
Landwirtschaft kleinteilig Prbfl. 40
L_k_40

Legende

	9		80		97		127
	54		88		101		128
	61		91		102		129
	77		95		120		131



Abbildung 82: Biotopkartierung L_k_40



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft kleinteilig Prbfl. 43
L_k_43

Legende

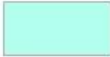
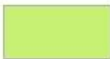
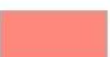
	30		86		102		127
	60		88		105		128
	61		91		120		131
	74		95		125		
	80		101		126		



Abbildung 83: Biotopkartierung L_k_43



0 25 50 100 150 200 Meter

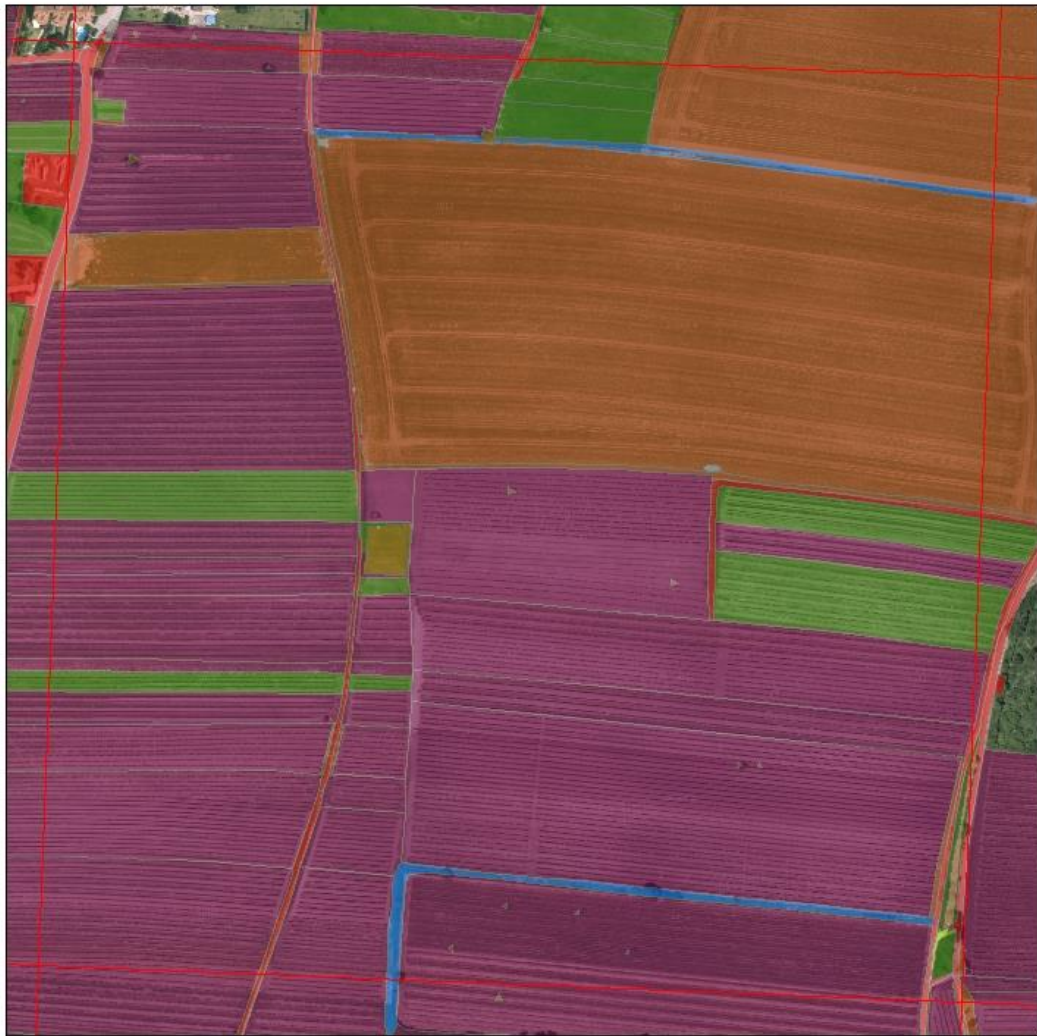
Landwirtschaft&Siedlung ausgeräumt Prbfl 9 LS_a_9

Legende

9	56	90	105	129
29	60	95	106	131
41	61	97	120	
47	80	101	125	
55	88	102	128	



Abbildung 84: Biotopkartierung LS_a_9



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Siedlung ausgeräumt Prbfl 33

LS_a_33

Legende

	9		88		113		129
	60		95		119		131
	61		101		127		
	80		104		128		



Abbildung 85: Biotopkartierung LS_a_33



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung ausgeräumt Prbfl 70

LS_a_70

Legende

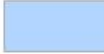
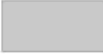
	8		80		101		120		131
	54		88		102		126		
	60		91		104		127		
	61		100		113		129		



Abbildung 86: LS_a_70



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Siedlung kleinteilig Prbfl 11
LS_k_11

Legende

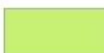
	9		61		101		113		128
	12		80		102		119		131
	60		88		105		120		



Abbildung 87: Biotopkartierung LS_k_11



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Siedlung kleinteilig Prbfl 50
LS_k_50

Legende

	7		60		80		95		555
	9		61		88		101		
	48		67		90		131		



Abbildung 88: Biotopkartierung LS_k_50



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft & Siedlung kleinteilig Prbfl 73
LS_k_73

Legende

52	73	93	113	129
55	74	95	119	131
58	80	97	123	
60	88	101	124	
61	91	102	127	



Abbildung 89: LS_k_73



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft, Siedlung & Wald Prbfl 1
LSW_1

Legende

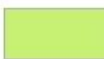
	9		61		97		120		131
	54		80		101		126		
	60		95		119		129		



Abbildung 90: Biotopkartierung LSW_1



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft, Siedlung & Wald Prbfl 4

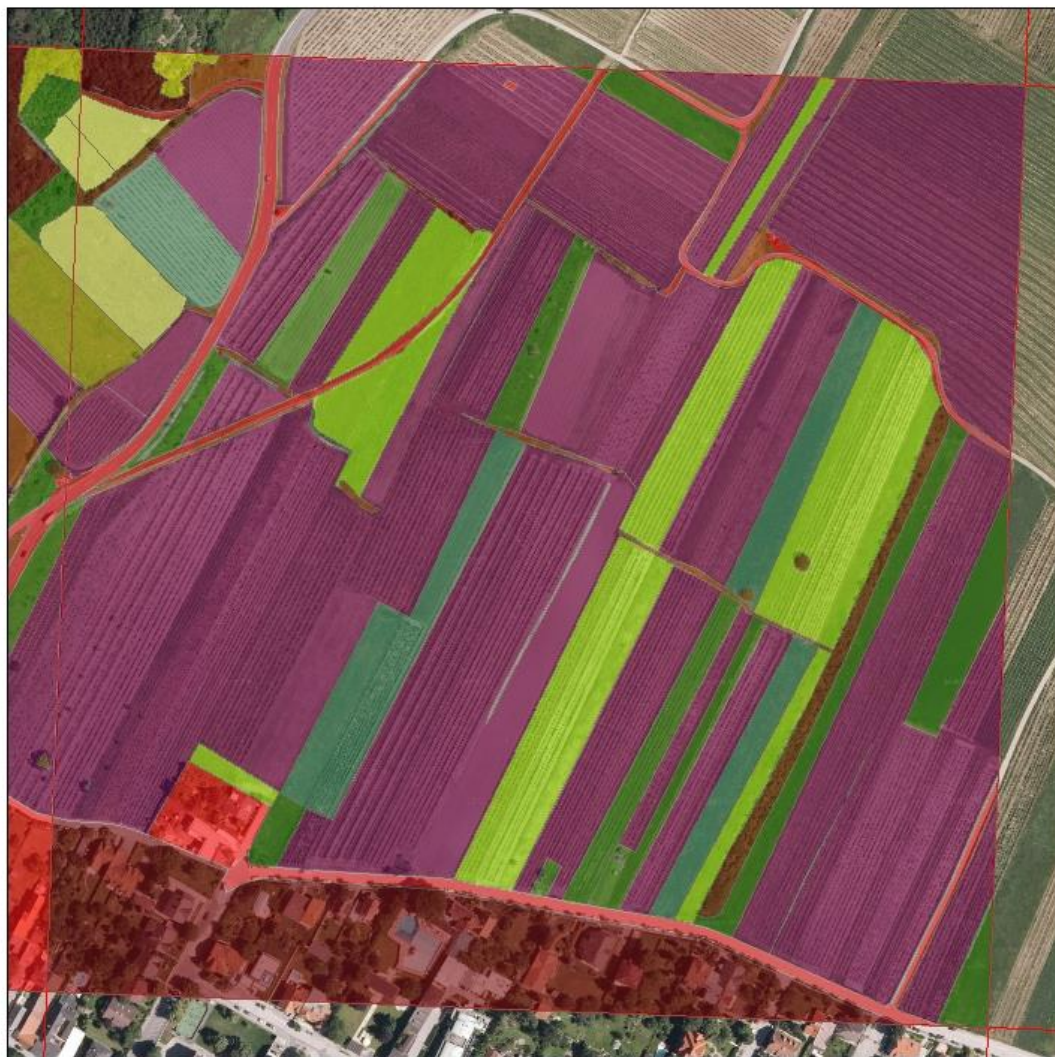
LSW_4

Legende

54	67	90	101	127
59	72	91	102	128
60	73	94	113	131
61	80	95	119	
62	88	96	126	



Abbildung 91: Biotopkartierung LSW_4



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft, Siedlung & Wald Prbfl 5
LSW_5

Legende

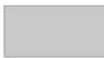
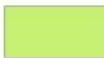
	54		72		88		113		131
	59		80		91		119		555
	60		85		95		128		666
	61		87		101		129		



Abbildung 92: Biotopkartierung LSW_5



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Wald Prbfl. 3
LW_a_3

Legende

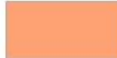
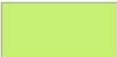
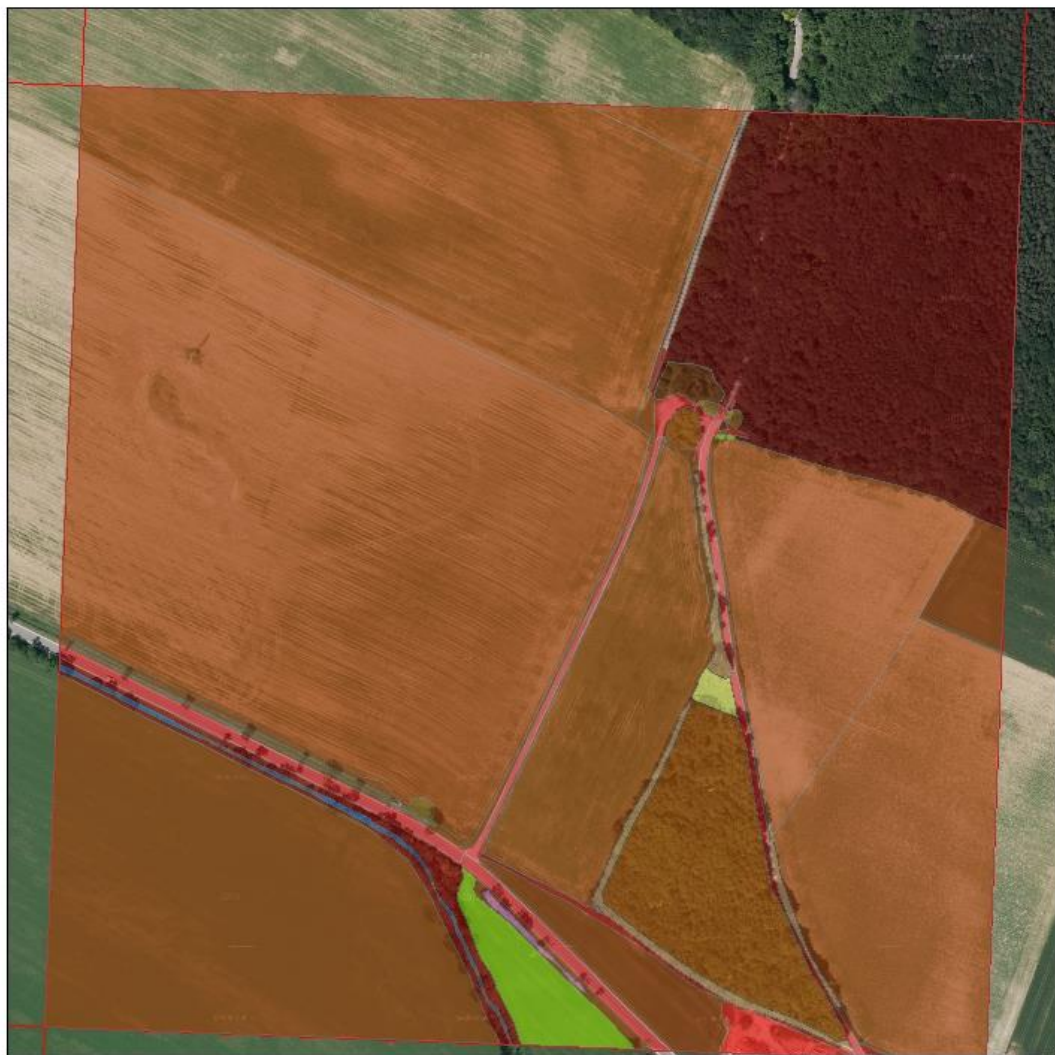
	54		80		95		120
	60		88		101		129
	61		90		102		131



Abbildung 93: Biotopkartierung LW_a_3



0 25 50 100 150 200 Meter

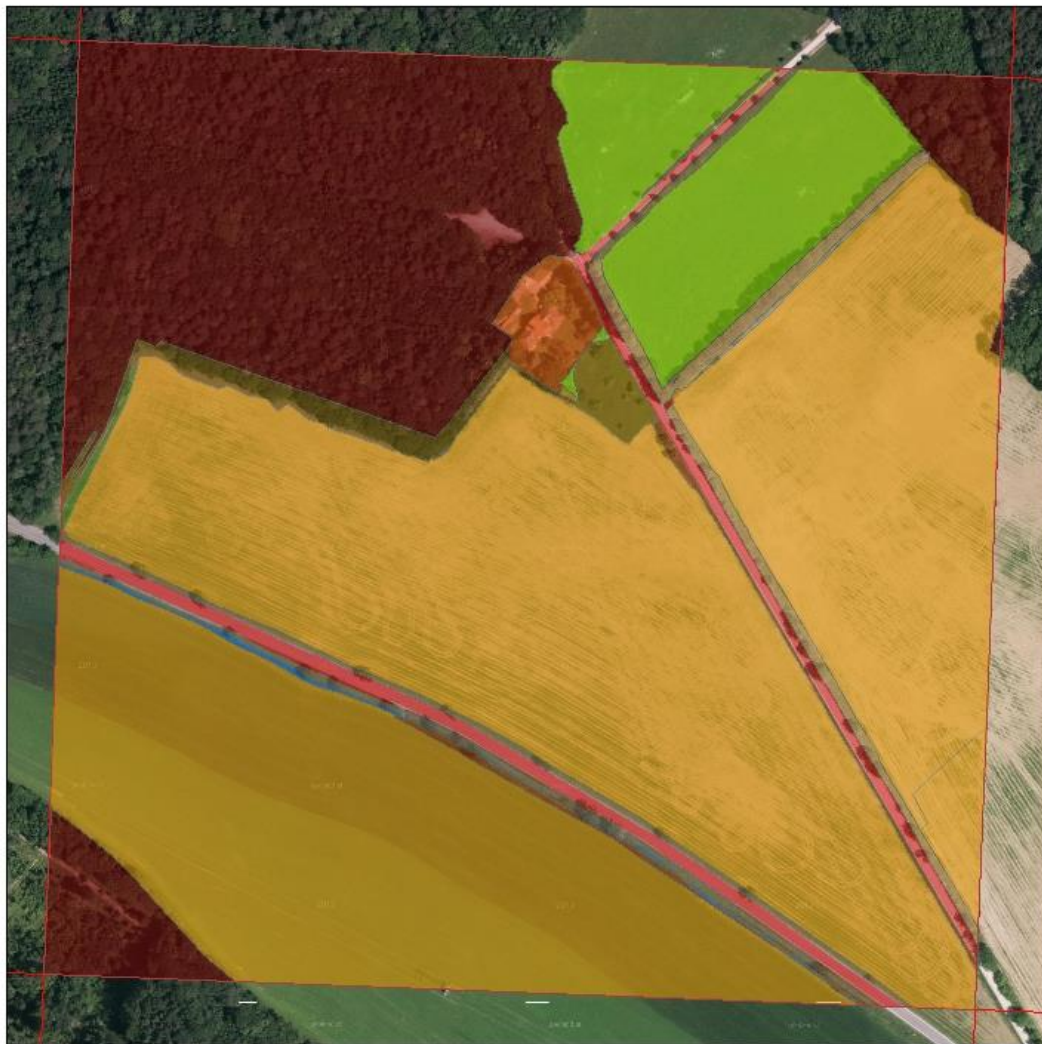
Landwirtschaft&Wald ausgeräumt Prbfl 8
LW_a_8

Legende

9	61	94	98	113
54	80	95	101	129
60	91	97	103	131
				999



Abbildung 94: Biotopkartierung LW_a_8



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Wald ausgeräumt Prbfl 14
LW_a_14

Legende

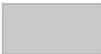
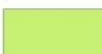
	9		80		95		113		999
	60		87		97		127		
	61		90		104		131		



Abbildung 95: Biotopkartierung LW_a_14



0 25 50 100 150 200 Meter

Legende

Landwirtschaft&Wald ausgeräumt Prbfl 10

LW_a_10

54	87	101	119	131
60	88	102	120	999
61	90	104	126	
77	91	108	127	
80	95	113	129	



Abbildung 96: Biotopkartierung LW_a_10



0 25 50 100 150 200 Meter

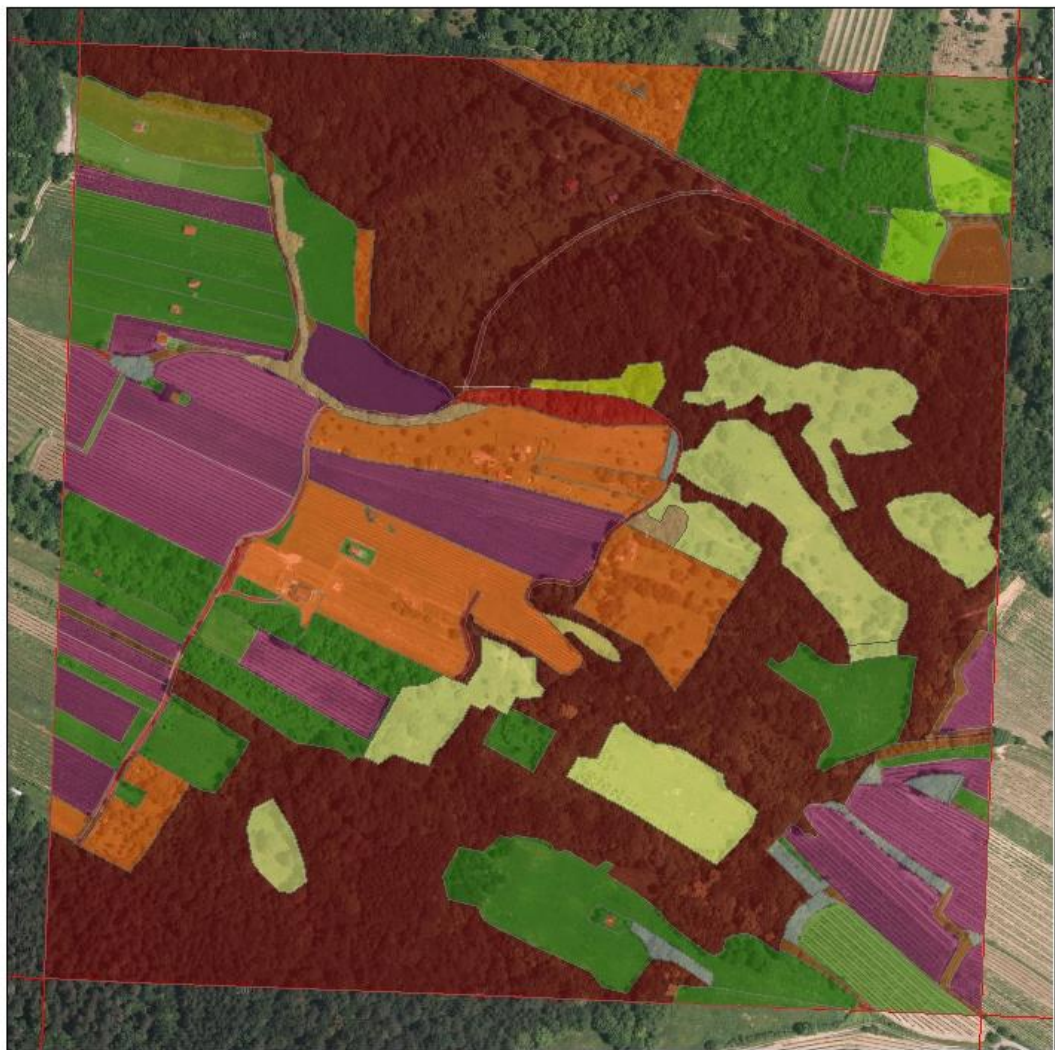
Landwirtschaft&Wald kleinteilig Prbfl 17
LW_k_17

Legende

60	80	93	113	128
61	88	95	119	131
67	90	101	120	999
74	91	102	127	



Abbildung 97: Biotopkartierung LW_k_17



0 25 50 100 150 200 Meter

Landwirtschaft&Wald kleinteilig Prbfl 18
LW_k_18

Legende

54	66	80	101	131
55	75	88	113	999
60	76	91	120	
61	79	95	127	



Abbildung 98: Biotopkartierung LW_k_18

10.5. Biotoptypenkatalog

Tabelle 9: Biotoptypenkatalog

Nr.	Biotoptyp
1	BINNENGEWÄSSER, GEWÄSSER- UND UFERVEGETATION
2	Gestreckter Bach
3	Pendelnder Bach
4	Mäandrierender Bach
5	Grundwassergespeister Bach
6	Mühlbach / Mühlgang
7	Kanal / Künstliches Gerinne
8	Begradigter, regulierter Bach
9	Kleines Gerinne / Grabengewässer
10	Periodischer Bach
11	Oligotropher naturnaher Teich und Weiher tieferer Lagen
12	Meso- bis eutropher Weiher und meso- bis eutropher naturnaher Teich tieferer Lagen
13	Poly- bis hypertropher Teich und Weiher
14	Naturnaher Tümpel
15	Naturferner Teich und Tümpel
16	Versiegelter Teich und Tümpel
17	Künstliche Gewässer in Entnahmestelle
18	Submerse Gefäßpflanzenvegetation, Schwimmblatt- und Schwimmpflanzenvegetation in Stillgewässern
19	Submerse Vegetation in Fließgewässern
20	FEUCHTGRÜNLAND i.w.S.
21	Quellflur der tieferen Lagen
22	Kalktuff-Quellflur
23	Degradierter (Klein-)Sumpf / degradierte Naßgalle
24	Basenreiches, nährstoffarmes Kleinseggenried
25	Basenarmes, nährstoffarmes Kleinseggenried
26	Horstiges Großseggenried
27	Rasiges Großseggenried
28	Rohrglanzgras-Röhricht
29	Schilfröhricht an Gewässern
30	Ruderales Schilfröhricht an anthropogen bedingten Standorten
31	Rohrkolbenröhricht
32	Teichbinsenröhricht
33	Pestwurzflur
34	Mädesüßflur

35	Doldenblütlerflur
36	Flussgreiskrautflur
37	Pfeifengras-Streuwiese
38	Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des nährstoffarmen Feucht- und Nassgrünlandes
39	Gehölzreiche Brachfläche des nährstoffarmen Feucht- und Nassgrünlandes
40	Feuchte bis nasse Magerweide
41	gedüngte feuchte Fettwiesen (Kohl- und Bachkratzdistelwiesen)
42	ungedüngte feuchte Fettwiesen/Sumpfwiesen (<i>Cirsium palustre-Scirpus sylvaticus-Caltha palustris</i> -Wiese)
43	Feuchte bis nasse Fettweide
44	Gehölzfreie bis gehölzarme Feuchtbrachen mit dominierender Pestwurz
45	Gehölzfreie bis gehölzarme Feuchtbrachen mit dominierendem Mädesüß
46	Gehölzfreie bis gehölzarme Feuchtbrachen mit dominierenden Doldenblütern
47	Gehölzfreies bis gehölzarmes Schilfröhricht und verschilfte Brachen von Feuchtstandorten
48	Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des nährstoffreichen Feucht- und Nassgrünlandes
49	Gehölzreiche Brachfläche des nährstoffreichen Feucht- und Nassgrünlandes
50	Brennnesselflur
51	Goldrutenbrache
52	sonstige Neophytenflur
53	GRÜNLAND frischer Standorte
54	Trockene Glatthaferwiesen (<i>Ranunculo bulbosi-Arrhenatheretum</i>)
55	Wechselfeuchte Glatthaferwiese (<i>Filipendulo vulgaris-Arrhenatheretum</i>)
56	Glatthafer-Fettwiese (<i>Pastinaco-Arrhenatheretum</i>)
57	Fuchsschwanz-Frischwiese (<i>Ranunculo repentis-Alopecuretum</i>)
58	Gehölzfreie bis gehölzarme Grünlandbrache des frischen Wirtschaftsgrünlandes
59	Gehölzreiche Grünlandbrache des frischen Wirtschaftsgrünlandes
60	Intensivwiese
61	Acker/ Weingartenbrache mit halbruderalem Wiesencharakter
62	Acker- und Weingartenbrachen auf nährstoffarmen Standorten mit Trockenwiesenelementen
63	Feldfutter / Einsaatwiesen / junge Ackerbrachen/ Wildäcker

64	Magere Rotschwingel-Wiese, incl. Mäh-Bürstlingsrasen (Tieflands-Bürstlingsrasen)
65	Basenarme Magerweide
66	Basenreiche Magerweide
67	Intensivweide
68	GRÜNLAND trockener Standorte
69	Karbonat-Felstrockengebüsch
70	Subkontinentale Steppengebüsche
71	Karbonat-Pioniertrockenrasen
72	Fels-Trockenrasen
73	Steppenrasen
74	Trockene Trespenwiesen
75	wechseltrockene Trespenwiesen
76	beweidete Halbtrockenrasen
77	Gehölzfreie bis gehölzarme Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes
78	Gehölzreiche Brachfläche des Halbtrocken- und Trockengrünlandes
79	trocken-warmer Waldsaum
80	ÄCKER, ACKERRAINE, WEINGÄRTEN UND RUDERALFLUREN
81	Böschungen und Raine mit halbruderalen Queckenrasen
82	Böschungen und Raine mit halbruderalem Wiesencharakter
83	Böschungen und Raine mit wärmeliebenden pannonischen Staudenfluren
84	Böschungen und Raine mit Ruderalcharakter
85	Strauch- und Gestrüppreiche Böschungen
86	Spontanvegetation ruderaler Offenflächen
87	Acker
88	Weingarten
89	GEHÖLZE DER OFFEN LANDSCHAFT, GEBÜSCHE
90	artenarme, nitrophile Gebüsche und Hecken
91	artenreiche Hecken und Gebüsche
92	Feuchtgebüsche
93	Neophyten-Gehölz
94	Robinien-Gehölz
95	Baumhecken
96	Naturferne Baumhecken und Windschutzstreifen
97	Baumreihen und Alleen
98	Weichholzdominierter Ufergehölzstreifen
99	Edellaubbaumdominierter Ufergehölzstreifen
100	Naturferne Ufergehölzstreifen
101	landschaftsprägende Baumgruppen und Einzelbäume

102	Laubbaumfeldgehölz aus standortstypischen Laubbaumarten
103	Feldgehölz aus standortsfremden Baumarten
104	Streuobstbestand
105	Intensiv-Obstbaumbestand und Fruchtstrauchkulturen
106	Christbaumkulturen und Baumschulen
107	Energiewald
108	Sukzessionsgehölze
109	Grabenwald
110	GEOMORPHOLOGISCH GEPRÄGTE BIOTOPTYPEN
111	Naturhöhle
112	Natürliche Felswände mit und ohne Felsspaltenvegetation
113	Steinwall, Lesesteinriegel, Trockenmauer
114	TECHNISCHE BIOTOPYPEN, SIEDLUNGSBIOTOPTYPEN
115	Kiesgrube in Abbau
116	Steinbruch in Abbau
117	Stillgelegter Steinbruch
118	Stillgelegte Schotter- / Kies- / Sandgrube
119	Freizeit- und Sportanlage
120	Gehölz- und strukturreicher Garten, Park
121	Gehölz- und strukturarmer Garten, Park
122	Freie Begrünungen und Anpflanzungen
123	Scher- und Trittrasen
124	Friedhof
125	Unbefestigte Freifläche
126	befestigte Freifläche
127	Bauernhof, Einzelhaus, Kleingebäude, Scheunen, Speichergebäude
128	Einzel- und Reihenhausbauung, geschlossene Siedlung, Gewerbe- und Industriegebäude
129	Deponien und Kompostieranlage, Kläranlagen
130	Straßen und Bahnstrecken
131	unbefestigte Straßen und Wege

10.6. Abbildungen



Abbildung 99: oben: Blick auf Fläche LW_k_17 (Pfaffstätten), unten: Beispiel für junge Weinreben in Fläche LS_k_50 (Traiskirchen)



Abbildung 100: oben: Blick auf Fläche LS_k_11 mit "Schmeckender Bach" (Bad Vöslau), unten: Blick auf Weingärten LS_a_33 (Baden)



Abbildung 101: oben: Blick auf Fläche LW_a_8 und Steinbruch Bad Vöslau, unten: aufgelassener Steinbruch in Fläche LSW_4



Abbildung 102: Blick auf Fläche LSW_5 mit Europaschutzgebiet- Tafel, unten: Blick auf Weingärten und Raps-Feld in LS_a_33 (Baden)



Abbildung 103: oben: Blick auf Weingarten am Rande des NSG Glaslauerriegel (LW_k_18); unten: *Zamenis longissimus* auf Fläche LW_k_18



Abbildung 104: oben: Fläche LSW_5 mit Blick auf Anninger; unten: LSW_5 mit Strauchhecke



Abbildung 105: oben: Beispiel für Pestizideinsatz; unten: "Schmeckender Bach" in Fläche LS_k_11 (Bad Vöslau)



Abbildung 106: oben: verbuschende Brache mit *Dipsacus fullonum* auf Fläche L_a_7 (Bad Vöslau), unten: Halbtrockenrasen auf Fläche L_k_43



Abbildung 107: oben: Baumreihe auf Fläche LW_a_14, der Wald dahinter ist bereits BPWW Kernzone, unten: Blick auf beweideten Halbtrockenrasen im NSG Glaslatterriegel (LW_k_18)



Abbildung 108: oben: Schilfröhricht auf Fläche LS_a_9; unten: Blick auf Weingarten- Terrassen auf Fläche LSW_4