



MASTERARBEIT / MASTER'S THESIS

Titel der Masterarbeit / Title of the Master's Thesis

„Untersuchungen zur Habitatwahl des Wiesenpiepers
(*Anthus pratensis*) im Tecklenburger Land
als Grundlage für seinen Schutz“

verfasst von / submitted by

Johannes Freese, B.Sc.

angestrebter akademischer Grad / in partial fulfilment of the requirements for the degree of
Master of Science (MSc)

Wien, 2022 / Vienna, 2022

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

UA 066 879

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

Masterstudium
Naturschutz und Biodiversitätsmanagement

Betreut von / Supervisor:

Ass.-Prof. Dr. Thomas Wrbka

Zusammenfassung

Der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) steht trotz seines starken Rückgangs wenig im Vordergrund von Forschung und Naturschutz. In dieser Arbeit wurde die Habitatwahl des Wiesenpiepers in zwei Feuchtwiesen-Schutzgebieten im Kreis Steinfurt genauer untersucht. Bei der zugrunde liegenden Wiesenpieper-Kartierung wurden mindestens 27 Reviere auf ca. 190 ha erfasst. Über die Analyse des Einflusses von 13 Habitatparametern sowie der bevorzugten Ausprägung dieser wurden Informationen für ein schutzorientiertes Flächenmanagement generiert. Das verwendete logistische Regressionsmodell erfuhr signifikante Verbesserungen durch die Hinzunahme der Parameter ‚Bodentyp‘, ‚Abstand zu Bäumen‘, ‚Schutzstatus‘, ‚Vegetationshöhe‘ und ‚Vegetationstyp‘. Die Wiesenpieper bevorzugten in den Untersuchungsgebieten Torfböden (Niedermoor und Anmoorgley), über 100 m Baum-Abstand, Flächen im öffentlichen Besitz, höhere Frühjahrsvegetation sowie Feuch- und Nasswiesen bzw. Geest-Rotschwingelweiden. Die Ergebnisse weisen auf eine Bevorzugung von ungedüngten Flächen hin. Die Bedeutung von Zäunen als Singwarten und die von Wegen als Nahrungsflächen war bei der Habitatwahl vermutlich gering, da auch andere Strukturen genutzt wurden. Für die Habitatparameter ‚Vegetationsdichte‘, ‚Bewirtschaftungsform‘ und ‚Abstand zu Gräben‘ ließen sich aufgrund methodischer Schwierigkeiten bzw. der örtlichen Begebenheiten (viele Gräben und überwiegend zweischürige Wiesen), nur bedingt Rückschlüsse auf die Habitatwahl ziehen. Zusätzliche Beobachtungen ließen einen nur geringen Einfluss von anderen Brutvögeln (keine Prädatoren) und Freizeittourismus auf die Habitatwahl vermuten. Aus den Ergebnissen und der Literatur abgeleitete Schutzmaßnahmen sind insbesondere der Schutz von Flächen auf Moorböden und das Offenhalten der Lebensräume. Ebenfalls wichtig ist die Schaffung eines Mosaiks aus extensiven Bewirtschaftungsformen, fokussiert auf den Schutz der Erstbruten durch späte Mahd(en) mit angepasster Schnitthöhe oder Beweidung mit geringen Besatzdichten, jeweils mit Düngeverzicht.

Abstract

Meadow Pipit (*Anthus pratensis*) populations experience a strong decline, however in research and conservation this species is still underrepresented. This study analyses the habitat selection of the Meadow Pipit in two wetland conservation areas in the district of Steinfurt, Germany. By analysing the influence of 13 habitat parameters in at least 27 recorded territories information for a conservation-oriented land management was generated. The logistic regression model used was significantly improved by adding the parameters 'soil type', 'distance to trees', 'protection status', 'vegetation height' and 'vegetation type'. In the study areas Meadow Pipits preferred peat soils, over 100 m distance from trees, areas under public ownership, higher spring vegetation and wet meadows or rough pastures. The results indicate a preference for unfertilised areas. Fences as singing sites and paths as foraging areas probably had a low influence on habitat selection as other structures were also used. Due to methodological difficulties and local conditions, conclusions on habitat selection could only be drawn to a limited extent for the habitat parameters 'vegetation density', 'type of management' and 'distance to ditches'. Additional observations suggested a low influence of other breeding birds and tourism on habitat selection. Conservation measures are the protection of areas on peat soils and keeping habitats open. Additionally, the creation of a mosaic of areas with extensive management forms, that focus on the protection of first broods is important. This can be achieved through late mowing with adapted cutting height or grazing with low stocking densities, in each case without fertilizer.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Thematik	1
1.2	Wiesenpieper (<i>Anthus pratensis</i> L. 1758)	2
1.2.1	Lebensweise	2
1.2.2	Habitatansprüche	2
1.2.3	Gefährdung und Schutz	3
1.3	Fragestellung & Hypothesen	4
2	Methodik	6
2.1	Untersuchungsgebiete	6
2.1.1	Düsterdieker Niederung Ost (DDN-O)	6
2.1.2	Düsterdieker Niederung West (DDN-W)	7
2.1.3	Halverder Aa Niederung (HAN)	8
2.2	Datenerfassung	10
2.2.1	Wiesenpieper-Kartierung	10
2.2.2	Erfassung der Habitatparameter	12
2.3	Statistische Datenanalyse	13
3	Ergebnisse	15
3.1	Wiesenpieper-Besiedlung	15
3.2	Habitatwahl und Habitatparameter	16
3.2.1	Habitatwahl	16
3.2.2	Habitatparameter Vegetationshöhe	24
3.2.3	Habitatparameter Vegetationsdichte	25
3.2.4	Habitatparameter Vegetationstyp	27
3.2.5	Habitatparameter Bodentyp	29
3.2.6	Habitatparameter Düngeform	30
3.2.7	Habitatparameter Bewirtschaftungsform	31
3.2.8	Habitatparameter Schutzstatus	32
3.2.9	Habitatparameter Abstand Bäume	33
3.2.10	Habitatparameter Abstand Gräben	35
3.2.11	Habitatparameter Abstand Wege	36
3.2.12	Habitatparameter Abstand Zäune	37
3.2.13	Zusammenfassung Habitatwahl und Habitatparameter	38
3.3	Weitere beobachtete Faktoren	39
3.3.1	Nahrungshabitate	39
3.3.2	Zusammenleben mit anderen Vogelarten	39
3.3.3	Einflüsse des Freizeittourismus	40
4	Diskussion	41

4.1	Wiesenpieper-Besiedlung	41
4.2	Habitatwahl und Habitatparameter	42
4.2.1	Habitatwahl	42
4.2.2	Habitatparameter Vegetationshöhe	43
4.2.3	Habitatparameter Vegetationsdichte	44
4.2.4	Habitatparameter Vegetationstyp	45
4.2.5	Habitatparameter Bodentyp	46
4.2.6	Habitatparameter Düngeform	46
4.2.7	Habitatparameter Bewirtschaftungsform	47
4.2.8	Habitatparameter Schutzstatus	48
4.2.9	Habitatparameter Abstand Bäume	49
4.2.10	Habitatparameter Abstand Gräben	49
4.2.11	Habitatparameter Abstand Wege	50
4.2.12	Habitatparameter Abstand Zäune	50
4.3	Weitere beobachtete Faktoren	52
4.3.1	Nahrungshabitate	52
4.3.2	Zusammenleben mit anderen Vogelarten	52
4.3.3	Einflüsse des Freizeittourismus	53
4.4	Empfehlungen für den Wiesenpieper-Schutz	54
5	Fazit	57
6	Literaturverzeichnis	59
7	Anhang	67

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Wiesenpieper (THIESMANN 2021)	2
Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete	6
Abb. 3: Untersuchungsgebiet (UG) Düsterdieker Niederung Ost (DDN-O) mit Probepunkten	7
Abb. 4: Untersuchungsgebiet (UG) Düsterdieker Niederung West (DDN-W) mit Probepunkten	8
Abb. 5: Untersuchungsgebiet (UG) Halverder Aa-Niederung (HAN) mit Probepunkten	9
Abb. 6: Erfassungsmethode Vegetationshöhe	12
Abb. 7: Erfassungsmethode Vegetationsdichte	12
Abb. 8: Ergebniskarte UG DDN-O mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationstypen, Bodentypen und Abstand zu Bäumen.....	18
Abb. 9: Ergebniskarte UG DDN-O mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationshöhe an Probepunkten, Schutzstatus, Bewirtschaftungs- und Düngeform (der öffentlichen Flächen und jener mit Vertragsnaturschutz)	19
Abb. 10: Ergebniskarte UG DDN-W mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationstypen, Bodentypen und Abstand zu Bäumen.....	20
Abb. 11: Ergebniskarte UG DDN-W mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationshöhe an Probepunkten, Schutzstatus, Bewirtschaftungs- und Düngeform (der öffentlichen Flächen und jener mit Vertragsnaturschutz).....	21
Abb. 12: Ergebniskarte UG HAN mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationstypen, Bodentypen und Abstand zu Bäumen.....	22
Abb. 13: Ergebniskarte UG HAN mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationshöhe an Probepunkten, Schutzstatus, Bewirtschaftungs- und Düngeform (der öffentlichen Flächen und jener mit Vertragsnaturschutz).....	23
Abb. 14: Boxplots des Habitatparameters ‚Vegetationshöhe‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	24
Abb. 15: Boxplots des Habitatparameters ‚Halmdichte‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	25
Abb. 16: Boxplots der Habitatparameter ‚Offenbodenanteil‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	26
Abb. 17: Vergleich der relativen Anteile der pflanzensoziologischen Assoziationen an allen Probepunkten (Habitatangebot) und an besiedelten Probepunkten (Habitatwahl)	28
Abb. 18: Vergleich der relativen Anteile der Bodentypen, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	29
Abb. 19: Vergleich der relativen Anteile der Düngeformen, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	30
Abb. 20: Vergleich der relativen Anteile der Bewirtschaftungsformen, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung.....	31
Abb. 21: Vergleich der relativen Anteile des Schutzstatus, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	32
Abb. 22: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Einzelbaum‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung.....	33
Abb. 23: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zur nächstgelegenen Baumreihe‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung.....	34
Abb. 24: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Graben‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung.....	35
Abb. 25: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen unbefestigten Weg‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung	36
Abb. 26: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Zaun‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper- Besiedlung	37
Abb. 27: Wiesenpieper sucht nach Nahrung zwischen den Halmen auf einer gemähten Wiese.	39
Abb. 28: Wiesenpieper auf Betonrohr, dass als Singwarte genutzt wurde.	51
Abb. 29: Maulwurfshügel, der von Wiesenpiepern als Sing- und Aussichtswarte genutzt wurde.	51

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Kartiertermine und Wetter im UG DDN-O.....	11
Tab. 2: Kartiertermine und Wetter im UG DDN-W.....	11
Tab. 3: Kartiertermine und Wetter im UG HAN.....	11
Tab. 4: Vergleich der Wiesenpieper-Besiedlung der UGs.....	15
Tab. 5: Ausgewählte Ergebnisse der logistischen Regression und des χ^2 -Tests, sortiert nach dem p-Wert.....	16
Tab. 6: Änderung der ‚Odds Ratio‘ für die Ausprägungen der Habitatparameter, sortiert nach Tab. 5.....	17
Tab. 7: Vergleich der Habitatparameter-Ausprägungen mit den jeweils größten relativen Anteilen und Vergleich der Mediane an den unbesiedelten (u. P.) und besiedelten Probepunkten (b. P.), sortiert nach p-Wert (s. Tab. 5).....	38
Tab. 8: Probepunkte und Ausprägungen der erfassten Habitatparameter im Rohdaten-Format (ohne statistisch notwendige Zusammenfassung (s. Kap. 2.3))	67

Abkürzungsverzeichnis

b.P.	–	besiedelte Probepunkte
bes.	–	besiedelt
BKG	–	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie
BMEL	–	Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft
BS ST	–	Biologische Station Kreis Steinfurt e.V.
DDA	–	Dachverband Deutscher Avifaunisten
DDN	–	Düsterdieker Niederung (DDN-O & DDN-W)
DDN-O	–	Düsterdieker Niederung Ost
DDN-W	–	Düsterdieker Niederung West
DOG	–	Deutsche Ornithologen-Gesellschaft
DWD	–	Deutscher Wetterdienst
EBBC	–	European Bird Census Council
EU	–	Europäische Union
FFH	–	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
G	–	Gley (Abkürzung gemäß GD NRW)
GD NRW	–	Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen
GM	–	Anmoorgley (Abkürzung gemäß GD NRW)
G-P	–	Gley-Podsol (Abkürzung gemäß GD NRW)
Grenz.	–	Grenzbereich
Grundd.	–	Grunddüngung
Grünl.	–	Grünland
GVE	–	Großvieheinheiten (unterschiedliche Umrechnungen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2009))
HAN	–	Halverder Aa-Niederung
HN	–	Niedermoor (Abkürzung gemäß GD NRW)
LANUV	–	Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen
LfU	–	Bayerisches Landesamt für Umwelt
NA	–	keine Daten (englisch: no answer)
NRW	–	Nordrhein-Westfalen
NWO	–	Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft e.V.
öff.	–	öffentlich
ÖPUL	–	Österreichisches Programm zur Förderung einer umweltgerechten, extensiven und den natürlichen Lebensraum schützenden Landwirtschaft
P-G	–	Podsol-Gley (Abkürzung gemäß GD NRW)
pri.	–	privat
Q	–	Auftrags-Regosol (Abkürzung gemäß GD NRW)
Stallmistd.	–	Stallmistdüngung
u.P.	–	unbesiedelte Probepunkte
UBA	–	Umweltbundesamt
UG	–	Untersuchungsgebiet
UGs	–	Untersuchungsgebiete
unbes.	–	unbesiedelt
VNS	–	Vertragsnaturschutz
wechs. D.	–	wechselnde Düngung
Wei.	–	Weide
Wie.	–	Wiese

1 Einleitung

1.1 Thematik

In den letzten Jahrzehnten ist in Deutschland ein starker Rückgang von Vogelarten der offenen Agrarlandschaft zu beobachten (BAUER et al. 2019; GERLACH et al. 2019; KAMP et al. 2021). Als Hauptursache dafür wurde in Europa die Intensivierung der Landwirtschaft, insbesondere im Zusammenhang mit der Gemeinsamen Agrarpolitik der EU, identifiziert (ASSANDRI et al. 2019; DONALD et al. 2001; DONALD et al. 2006; SUDFELDT et al. 2009). Für Deutschland wird insbesondere die großflächige Umwandlung von Brachflächen in Maisäcker sowie der Rückgang und die Intensivierung von Grünland genannt (BUSCH et al. 2020; HÖTKER et al. 2014). Zum Beispiel ist die Dauergrünland-Fläche in Deutschland zwischen 1996 und 2020 um über 540.000 ha gesunken (BMEL 2021). Außerdem beschloss die Europäische Kommission kürzlich, Deutschland wegen des unzureichenden Schutzes von Mähwiesen (FFH-Lebensraumtypen 6510 und 6520) vor dem Europäischen Gerichtshof zu verklagen (EK 2021).

Eine Vogelart, die von diesem Wandel der Agrarlandschaft betroffen ist, ist der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*). Für diese Art wurde ein europaweiter Bestandsrückgang von -62%, zwischen 1980 und 2017 verzeichnet (EBBC & BIRDLIFE INTERNATIONAL). Der Wiesenpieper wird dabei gleichzeitig von den Phänomenen des Landnutzungswandels (LIMBRUNNER et al. 2013), des Klimawandels (LANUV NRW 2017; HUNTLEY et al. 2007 zitiert nach LEGGE 2009; RENWICK et al. 2012) und des Insektenrückgangs (KIEL 2015) negativ beeinflusst.

Trotz seines starken Rückganges steht der Wiesenpieper weniger im Vordergrund von Forschung und Naturschutz als augenscheinlich charismatischere Arten desselben Lebensraumes, wie etwa der Große Brachvogel (*Numenius arquata*) oder der Kiebitz (*Vanellus vanellus*). Dies spiegelt sich zum Beispiel in der Anzahl von Publikationen mit den jeweiligen Arten im Titel wider (DEUTSCHE NATIONALBIBLIOTHEK 2021; GOOGLE LLC 2021). Auch geht ein großer Teil der Kenntnis über den Wiesenpieper im deutschsprachigen Raum auf die Untersuchungen einer einzigen Person, Hermann HÖTKER, zurück. Dabei wurde der Schutz- und Forschungsbedarf für den Wiesenpieper bereits 1990 von eben jenem Hermann HÖTKER, aber genauso auch gegenwärtig zum Beispiel von FISCHER & MÜLLER (2018), SCHMIDT (2017) und WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) aufgezeigt.

Aus der Motivation heraus, diesem Umstand entgegenzuwirken, wurde der Wiesenpieper zum Studienobjekt der vorliegenden Arbeit. Auf Grundlage einer Wiesenpieper-Kartierung in drei verschiedenen Untersuchungsgebieten (UGs) wird die Habitatwahl anhand von 13 Habitatparametern analysiert, um daraus Informationen für ein schutzorientiertes Flächenmanagement zu generieren. Die Arbeit wurde in Zusammenarbeit mit der seit über 25 Jahren im Wiesenvogelschutz tätigen Biologische Station Kreis Steinfurt e.V. (BS ST) konzipiert und durchgeführt. Diese Masterarbeit soll zumindest einen kleinen Erkenntnisgewinn zur Ökologie des Wiesenpiepers liefern und damit zu seinem Schutz beitragen.

1.2 Wiesenpieper (*Anthus pratensis* L. 1758)

Im Folgenden werden kurz die für die Arbeit relevanten Aspekte der Biologie und Ökologie des Wiesenpiepers beschrieben. Da die Habitatwahl und der Schutz des Wiesenpiepers im Fokus der Arbeit stehen, werden diese Aspekte gesondert dargestellt.

1.2.1 Lebensweise

Der Wiesenpieper (*Anthus pratensis* L. 1758) ist ein kleiner Singvogel aus der Gattung der Pieper (*Anthus*) (HÖTKER 1990).

Sein Brutgebiet liegt hauptsächlich im nördlichen Europa. Als Bruthabitat werden offene Lebensräume wie Grasland, Heide- und Moorflächen, Tundren, Fjälls oder Dünenlandschaften gewählt (HÖTKER 1990; LIMBRUNNER et al. 2013).

Die meisten Wiesenpieper gehören zu den Kurz- oder Mittelstreckenziehern und überwintern im Mittelmeerraum. Die Ankunft in den mitteleuropäischen Brutgebieten erfolgt meist im März, der Abzug im September. Im westlichen Europa kommt es immer häufiger zu Überwinterungen unweit der Brutgebiete (HÖTKER 1990; LIMBRUNNER et al. 2013).



Abb. 1: Wiesenpieper (THIESMANN 2021)

Wiesenpieper brüten am Boden, es sind je nach geographischer Lage bis zu drei Jahresbruten möglich. Der Legebeginn wird mitbestimmt durch die Witterung und dem daraus resultierenden Nahrungsaufkommen (HÖTKER 1990). HÖTKER & SUDFELDT (1982a) stellten in ihrem räumlich nahegelegenen Untersuchungsgebiet (<50 km Entfernung, s. Kap. 2.1) eine Abhängigkeit des Legebeginns von der durchschnittlichen Temperatur der letzten Märzdekade fest. Die Siedlungsdichte beträgt meist zwischen 0,5 und 5 Reviere pro 10 ha bei einer Reviergröße von 0,5 bis 2 ha (HÖTKER 1990).

Die Nahrung des Wiesenpiepers besteht hauptsächlich aus Arthropoden. Im Winterhalbjahr werden zudem Würmer, Schnecken und Sämereien gefressen (HÖTKER 1990; LIMBRUNNER et al. 2013).

1.2.2 Habitatsprüche

Wiesenpieper brüten in verschiedenen Habitaten (HÖTKER 1990), die jedoch allesamt gewisse Gemeinsamkeiten aufweisen. Die Habitatparameter, die dabei die Habitatwahl des Wiesenpiepers beeinflussen, werden im Folgenden beschrieben. Die Aufzählung ist ungewichtet.

Als allgemeines Kennzeichen aller Wiesenpieperlebensräume wird eine gewisse Offenheit der Landschaft in Form von Baum- und Straucharmut angesehen (BAUER et al. 2005; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a; GRÜNEBERG et al. 2013; HÖTKER 1990).

Auch das Vorhandensein von Singwarten wird allgemein als Habitatbestandteil beschrieben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a; HÖTKER 1990; LIMBRUNNER et al. 2013). Uneinigkeit herrscht jedoch über die Bedeutung von Form und Größe der Warten. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a) sehen Zäune, Freileitungen und überragende Einzelpflanzen als wichtig für hohe Besiedlungsdichten an. BORN et al. (1990), HÖTKER (1990) und UHL et al. (2009) hingegen werten Zäune und höhere Pflanzen nicht als entscheidend für Besiedlung und Dichte. Als Beispiel nennt HÖTKER die Arbeit von MENKVELD & ZONDERWIJK (1984), die hohe Dichten auch abseits solcher Strukturen festgestellt hätten. Als Singwarten hätten dort Grasbulte und geringe Bodenerhöhungen wie Maulwurfshügel fungiert.

In Bezug auf die Vegetationshöhe gibt HÖTKER (1990) an, dass die Vegetation einerseits genügend

Deckung für den Wiesenpieper und sein Bodennest bieten muss. Andererseits muss die Vegetation aber auch die Nahrungssuche ermöglichen, denn diese erfolgt fast ausschließlich durch das Umherlaufen am Boden und nimmt den Großteil der aktiven Lebenszeit ein (HÖTKER 1990). Bei der Nahrungssuche werden demnach Bereiche mit maximal neun Zentimeter Vegetationshöhe (HÖTKER 1990) oder auch völlig vegetationsfreie Flächen wie Wege bevorzugt (ANGER 2021; HÖTKER 1990; VANDENBERGHE et al. 2009). Da mit dem Brutplatz und der Nahrungssuche zwei entgegengesetzte Bedarfe hinsichtlich der Vegetationshöhe bestehen, werden diese häufig in unterschiedlichen Bereichen des Reviers realisiert. Die größte Entfernung zwischen Nest und Nahrungssuche wird dabei mit 1.000 m angegeben (HÖTKER 1984; PEDROLI 1975 zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a).

Die Vegetationsdichte als Maß für den Raumwiderstand des Wiesenpiepers am Boden spielt ebenfalls bei der Nahrungssuche eine Rolle. Es wird lückigere Vegetation aufgrund der besseren Beuteerreichbarkeit bevorzugt (DOUGLAS et al. 2008; VANDENBERGHE et al. 2009).

Die typischen Böden des Wiesenpieper-Bruthabitats sind nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a, S. 643) „rasch auskühlende oder sich nur sehr langsam erwärmende Moor- bzw. Lehmböden“. Die Feuchte des Lebensraums scheint aber keine Voraussetzung für die Habitatwahl zu sein. Zwar werden vielerorts feuchtgründige Bruthabitate von Wiesenpieper präferiert, jedoch werden auch zum Beispiel trockenere Bergwiesen besiedelt (BORN et al. 1990; HÖTKER 1990).

Bezüglich der Brutplatzwahl werden nach oben hin geschützte Stellen unter Grasbulten bevorzugt (LIMBRUNNER et al. 2013). Häufig wird zudem die Bevorzugung von geeigneten Standorten wie Böschungen und Grabenrändern beschrieben (BAUER et al. 2005; LIMBRUNNER et al. 2013; GROSSKOPF 1968 zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a). Auch HÖTKER & SUDFELDT (1982b) beobachteten viele Nester an solchen Standorten, weisen aber darauf hin, dass dies auch die einzigen Strukturen waren, die sich gezielt auf Nester absuchen ließen.

1.2.3 Gefährdung und Schutz

Durch Landnutzungswandel wurden vielerorts langfristige Bestandsabnahmen beim Wiesenpieper dokumentiert (LIMBRUNNER et al. 2013). Für Deutschland etwa wurde ein Bestandsrückgang zwischen 1980 und 2016 von - 79 % verzeichnet (GERLACH et al. 2019). Dabei wird der Rückgang vielfach auch in Schutzgebieten beobachtet (FISCHER & MÜLLER 2018; LEGGE 2009; SUDMANN et al. 2008). Auch in Nordrhein-Westfalen (NRW) sind Wiesenpieper nur noch sehr lückenhaft verbreitet (GRÜNEBERG et al. 2013). Sowohl auf der Roten Liste für Deutschland (RYSILAVY et al. 2020) als auch auf der für NRW (GRÜNEBERG et al. 2017) wird der Wiesenpieper als ‚stark gefährdet‘ geführt, in NRW mit dem Zusatz ‚von Schutzmaßnahmen abhängig‘. In Europa wird er mit ‚Least Concern (LC)‘ bewertet (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021), weltweit mit ‚Near Threatened (NT)‘ (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2018).

Als Gefährdungsursache werden der Lebensraumverlust durch Nutzungsänderung wie Grünlandumbruch oder Aufforstung sowie die Habitat-Verschlechterung durch Eutrophierung, Intensivierung der Grünlandnutzung oder Entwässerung von Feuchtwiesen und Mooren genannt. Im Zusammenhang mit der Bewirtschaftung stehen ebenfalls direkte Brutverluste durch frühe Mahdtermine und hohe Viehdichten. Zuletzt wirkt sich auch der Insektenrückgang negativ auf den Wiesenpieper aus. Über weitere Gefährdungsursachen, wie etwa auf dem Zugweg, besteht weiter Ungewissheit (BORN et al. 1990; GRÜNEBERG et al. 2013; KIEL 2015).

In Deutschland gehört der Wiesenpieper zu den besonders geschützten Arten (BNatSchG). Zudem unterliegt er EU-weit dem Schutz nach Artikel 4 (2) der Vogelschutzrichtlinie.

1.3 Fragestellung & Hypothesen

Im Fokus der Arbeit steht die Habitatwahl des Wiesenpiepers. In der Literatur werden Habitatparameter genannt, die einen Einfluss auf die Habitatwahl der Wiesenpieper haben (s. Kap. 1.2.2). HÖTKER (1990) zeigte in seinen Untersuchungen auf, dass Wiesenpieper die Qualität eines Habitats gut beurteilen können. Daher baut die Grundannahme dieser Arbeit darauf auf, dass die Habitatwahl der Wiesenpieper nicht zufällig erfolgt. Es werden in der Literatur jedoch kaum Angaben zu Gewichtung oder Hierarchie der Habitatparameter gemacht. Um dies zu ermöglichen, soll im Rahmen dieser Masterarbeit folgende Fragestellung untersucht werden:

Welche Habitatparameter bestimmen die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten und welche Ausprägungen der Habitatparameter werden dabei bevorzugt besiedelt?

Es wurden folgende Hypothesen zu den einzelnen Habitatparametern aufgestellt, die anhand dieser Arbeit überprüft werden.:

Vegetationshöhe:

- 1) Die Vegetationshöhe ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 2) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen, die zum Zeitpunkt der Revierbesetzung eine höhere Vegetation aufweisen.

Vegetationsdichte:

- 3) Die Vegetationsdichte ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 4) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen, die zum Zeitpunkt der Revierbesetzung eine weniger dichte Vegetation aufweisen.

Vegetationstyp:

- 5) Der Vegetationstyp ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 6) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Feucht- und Nasswiesen (Ordnung *Molinietalia*) gegenüber Weidelgras-Weißkleeweiden (*Lolio-Cynosuretum*).

Bodentyp:

- 7) Der Bodentyp ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Erklärung der Besiedlungsmuster des Wiesenpiepers in den UGs.
- 8) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Torfböden.

Düngeform:

- 9) Die Düngeform ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 10) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt ungedüngte Flächen.

Bewirtschaftungsform:

- 11) Die Bewirtschaftungsform ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 12) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen mit einschüriger Wiesenmahd.

Schutzstatus:

- 13) Der Schutzstatus ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 14) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen im öffentlichen Besitz.

Abstand zu den nächstgelegenen Bäumen:

- 15) Der Abstand zu den nächstgelegenen Bäumen ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 16) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen abseits von Bäumen.

Abstand zu den nächstgelegenen Gräben:

- 17) Der Abstand zu den nächstgelegenen Gräben ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 18) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen in der Nähe von Gräben.

Abstand zu den nächstgelegenen unbefestigten Wegen:

- 19) Der Abstand zu den nächstgelegenen unbefestigten Wegen ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 20) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen in der Nähe von unbefestigten Wegen.

Abstand zu den Zäunen:

- 21) Der Abstand zu den nächstgelegenen Zäunen ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.
- 22) Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen in der Nähe von Zäunen.

2 Methodik

2.1 Untersuchungsgebiete

Für die Arbeit wurden drei unterschiedliche Untersuchungsgebiete ausgewählt. Sie befinden sich im Tecklenburger Land, dieses umfasst den nördlichen Kreis Steinfurt in Nordrhein-Westfalen (BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER 2014) (s. schwarz Punkte in Abb. 2). Zwei liegen im Naturschutzgebiet ‚Düsterdieker Niederung‘ im Gemeindegebiet von Westerkappeln. Das dritte UG befindet sich im Naturschutzgebiet ‚Halverder Aa-Niederung‘ im Gemeindegebiet von Hopsten. Beide Schutzgebiete zählen zu den wenigen letzten Brutgebieten des Wiesenpiepers im Kreis Steinfurt (GRÜNEBERG et al. 2013; TÜLLINGHOFF mündl. 2021). Die UGs wurden so abgegrenzt, dass sie unterschiedliche Habitatstrukturen und Formen der Bewirtschaftung beinhalten. Insgesamt wurden etwa 190 ha Fläche untersucht. Die drei UGs werden im Folgenden näher vorgestellt.

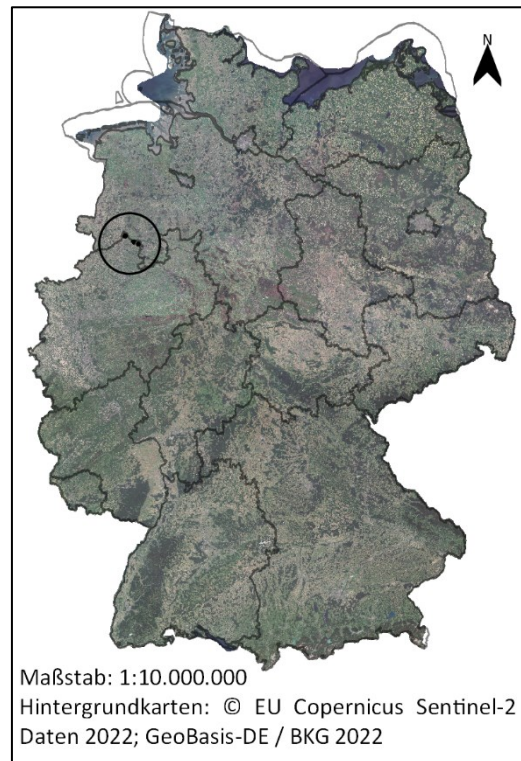


Abb. 2: Lage der Untersuchungsgebiete (eigene Darstellung)

2.1.1 Düsterdieker Niederung Ost (DDN-O)

Das Naturschutzgebiet ‚Düsterdieker Niederung‘ bei Westerkappeln gehört zu den größten zusammenhängenden Feuchtwiesengebieten in Nordrhein-Westfalen (BS ST 2007). Zum Erhalt der Feuchtwiesen wurde das Gebiet 1983 unter Schutz gestellt (LANUV NRW). Mit fünf weiteren umliegenden Naturschutzgebieten sowie einem Truppenübungsplatz bildet es das EU-Vogelschutzgebiet ‚Düsterdieker Niederung‘, mit insgesamt fast 2.700 ha Fläche. Zur Verbesserung der Lebensraumbedingungen, der hier vorkommenden gefährdeten Vogelarten wurde zwischen 2001 und 2007 ein EU-LIFE-Projekt umgesetzt. Zu den realisierten Maßnahmen gehörten unter anderem Wiedervernässungen, Grünland-Extensivierungen und der Rückbau von Infrastrukturen (BS ST 2007).

Das Untersuchungsgebiet (UG) ‚Düsterdieker Niederung Ost‘ (DDN-O) umfasst Grünlandflächen im südöstlichen Teil des Naturschutzgebiets ‚Düsterdieker Niederung‘. Das UG wird im Norden und Osten durch die Straße ‚Telgte‘ begrenzt. Die Südgrenze des UG bilden die ‚Speckenstraße‘ und der Bach ‚Düsterdieker Aa‘. Vor allem im Osten grenzt das UG direkt an Wald. Westlich und südlich grenzen weitere Grünlandflächen des Naturschutzgebiets an. Nördlich des UG befinden sich mehrere Hofstellen. Das UG ist nicht reliefiert und liegt etwa 55 m über NN (GEOBASIS NRW 2022).

Der Boden des UG besteht zu mehr als der Hälfte der Fläche aus Niedermoortorf. Der östliche Teil des UG besteht hingegen aus verschiedenen Gley-Böden auf Sand (GD NRW).

Ein einziger, nicht asphaltierter Wirtschaftsweg führt von Norden ins zentrale UG, wo er sich in einen Weg Richtung Westen und einen Richtung Süden aufteilt. Das gesamte UG wird von mehreren Entwässerungsgräben durchzogen. Der sogenannte ‚Hauptgraben‘ durchzieht den südlichen Teil des UGs von Ost nach West und mündet an der Westgrenze des UGs in die ‚Düsterdieker Aa‘. Mehrere

Blänken finden sich im gesamten UG. Bäume sind nur sehr vereinzelt innerhalb des UG zu finden, im zentralen Bereich fehlen sie vollständig. Vor allem in der Osthälfte des UG sind einzelne Flächen mit einem Stacheldrahtzaun oder einer Reihe Holzpfosten abgegrenzt.

Die dominierende Vegetationsform ist das Grünland. Honiggras-Feuchtwiesen (*Molinietalia*; Nomenklatur nach NEITZKE et al. 2017) und Weidelgras-Weißkleewiden (*Lolio-Cynosuretum*) machen jeweils mehr als ein Drittel der UG-Fläche aus. Mit mehreren Hektar sind Tal-Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) und Sumpfdotterblumenwiesen (*Bromo-Senecionetum*) vertreten (BS ST 2017).

Bis auf eine Fläche an der Nordwest-Spitze des UG liegen alle Flächen innerhalb des Naturschutzgebiets. Der überwiegende Teil der Flächen ist im öffentlichen Besitz. Private Flächen liegen in den Randbereichen des UGs, vor allem entlang der Ostgrenze. Ein kleiner Teil der privaten Flächen wird unter Vertragsnaturschutz(VNS)-Auflagen bewirtschaftet. Bei der Bewirtschaftungsform überwiegt die zweischürge Wiesenmahd, vereinzelt kommen einschürige Wiesen, Mäh- und Dauerweiden vor (BS ST 2021). Die Betretung des UG ist nur zu Bewirtschaftungs- und Betreuungszwecken erlaubt.

Mit etwa 83 ha ist das UG DDN-O das größte der UGs. Es beinhaltet 94 Probestpunkte (s. Kap. 2.1).



Abb. 3: Untersuchungsgebiet (UG) Düsterdieker Niederung Ost (DDN-O) mit Probestpunkten (eigene Darstellung)

2.1.2 Düsterdieker Niederung West (DDN-W)

Das Untersuchungsgebiet ‚Düsterdieker Niederung West‘ (DDN-W) umfasst Grünlandflächen im nordwestlichen Teil des Naturschutzgebiets ‚Düsterdieker Niederung‘. Das UG wird im Norden und Nordwesten durch den ‚Poschengraben‘ begrenzt. Die Südgrenze bildet der baumbestandene Bach ‚Düsterdieker Aa‘. Die ‚Plittenfarthstraße‘ begrenzt das UG im Osten. Das UG wird ausschließlich von Acker- und Grünlandflächen umgeben, die großteils auch zum selben Naturschutzgebiet gehören.

Das UG ist nicht reliefiert und liegt etwa 52 m über NN (GEOBASIS NRW 2022).

Bei den Bodentypen des UG überwiegt der Anmoorgley flächenmäßig. Der Bodentyp des südwestlichen Teils des UG ist hingegen Niedermoor und der des östlichen Teils Gley (GD NRW).

Ein nicht asphaltierter Wirtschaftsweg führt von Westen ins zentrale UG, wo er nach Norden abzweigt und dort entlang des ‚Poschengrabens‘ verläuft. Mehrere Blänken finden sich im gesamten UG. Ein größerer Teich im Süden wird durch ein kleines Windrad mit Wasser aus der tiefergelegen ‚Düsterdieker Aa‘ gespeist. Bäume sind, mit der Ausnahme einer Kopfweide-Reihe und eines Einzelbaums entlang des Weges, nur an den Rändern des UG zu finden. Insgesamt finden sich wenige im UG DDN-W. Sehr vereinzelt sind Flächen mit einem Stacheldrahtzaun oder einer Reihe Holzpfosten abgegrenzt.

Mit der Ausnahme einer Ackerfläche ist das Grünland die dominierende Vegetationsform des UG. Tal-Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) machen dabei etwa die Hälfte der Fläche aus. Mit mehreren Hektar sind Weidelgras-Weißkleewiden (*Lolium-Cynosuretum*), Honiggras-Feuchtwiesen (*Molinietalia*) und Geest-Rotschwingelweiden (*Festuco-Cynosuretum*) vertreten (BS ST 2017).

Das gesamte UG liegt innerhalb des Naturschutzgebiets. Die Besitzverhältnisse der Flächen teilen sich etwa gleichwertig in privaten und öffentlichen Besitz auf. Ein kleiner Teil der privaten Flächen wird unter Vertragsnaturschutz-Auflagen bewirtschaftet. Mit Ausnahme des großen Teichs werden alle öffentlichen Flächen und jene unter Vertragsnaturschutz zweimal im Jahr gemäht (BS ST 2021). Die Betretung des UG ist nur zu Bewirtschaftungs- und Betreuungszwecken erlaubt. Außerhalb der Brutzeit der Vögel ist der Wirtschaftsweg auch für Besucher*innen geöffnet.

Mit etwa 57 ha ist das UG DDN-W das zweitgrößte UG. Es umfasst 66 Probepunkte (s. Kap. 2.1).

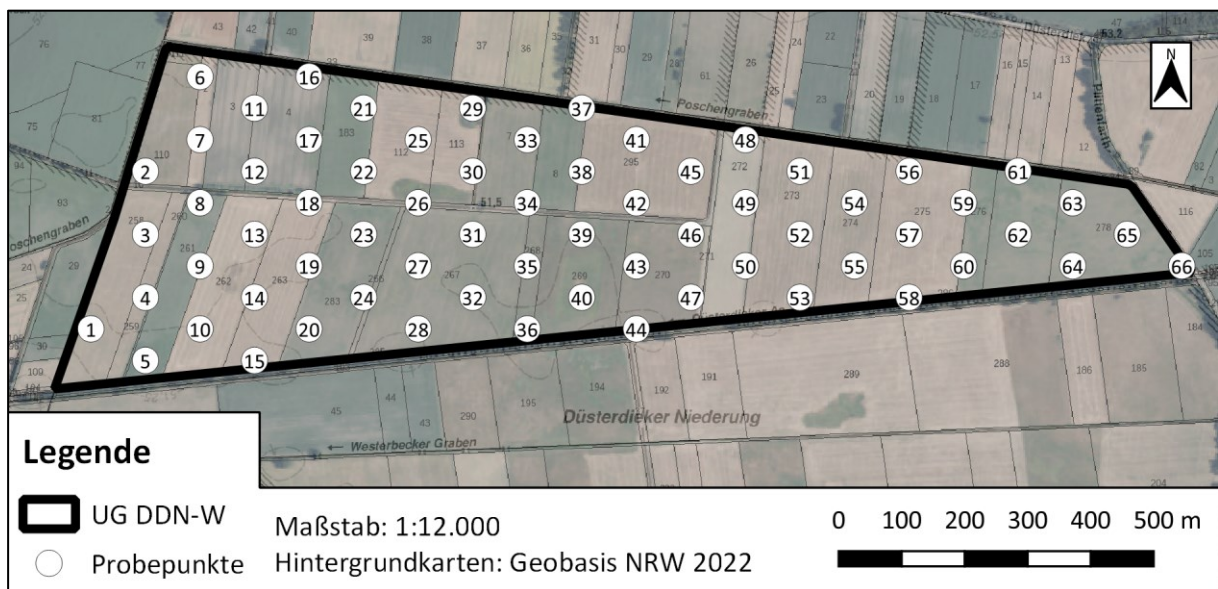


Abb. 4: Untersuchungsgebiet (UG) Düsterdieker Niederung West (DDN-W) mit Probepunkten (eigene Darstellung)

2.1.3 Halverder Aa Niederung (HAN)

Das Naturschutzgebiet ‚Halverder Aa-Niederung‘ ist ein eingesenktes Niederungsgebiet zwischen den Hopstener Ortschaften Schale und Halverde (LANUV NRW). Der Name Halverde mit der Bedeutung für Moorfurt, also einer Stelle zur Durchquerung des Moores und der Birkhahn (*Lyrurus tetrrix*) auf dem Ortswappen deuten auf das frühere Mooregebiet hin (SAATKAMP 1989 zitiert nach GEMEINDE HOPSTEN). Zum Erhalt der Feuchtwiesen, als Lebensraum für gefährdete Pflanzen- und Wiesenvogel-

arten, wurde das ca. 2,7 km Niederungsgebiet 1988 unter Schutz gestellt (LANUV NRW).

Das Untersuchungsgebiet ‚Halverder Aa-Niederung‘ (HAN) umfasst Grünlandflächen im zentralen Teil des Naturschutzgebiets ‚Halverder Aa-Niederung‘. Das UG wird im Norden durch den ‚Osterbraukweg‘ begrenzt. Die Westgrenze des UG bilden der Bach ‚Schaler-Halverder Aa‘. Das UG wird ausschließlich von Acker- und Grünlandflächen umgeben, die Großteils auch zum Naturschutzgebiet gehören. Das UG ist nicht reliefiert und liegt etwa 37 m über NN (GEOBASIS NRW 2022).

Bei den Bodentypen überwiegt der Anmoorgley flächenmäßig. Der Südosten des UGs besteht hingegen aus Niedermoor-Boden und einer Teilfläche am Bach aus Auftrags-Regosol (GD NRW).

Ein nicht asphaltierter Wirtschaftsweg durchzieht das östliche UG von Norden nach Südosten. Im Norden des UG befindet sich eine Transformatorenstation am Wegesrand. Im Südosten besteht ein weiterer Wirtschaftsweg, der in den Ortsteil Langenacker führt. Das gesamte UG wird von mehreren Entwässerungsgräben durchzogen. Mehrere Blänken finden sich im gesamten UG. Bäume kommen nur vereinzelt, in Form von größeren Einzelbäumen oder kleineren Baumreihen entlang der Wege und Gräben, vor. Teilweise sind einzelne Flächen mit einem Stacheldrahtzaun abgegrenzt.

Mit Ausnahme einer Ackerfläche ist das Grünland die dominierende Vegetationsform des UG. Tal-Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) und Weidelgras-Weißkleeweidens (*Lolio-Cynosuretum*) machen dabei etwa je ein Viertel der UG-Fläche aus. Des Weiteren sind Sumpfdotterblumenwiesen (*Bromo-Senecionetum*), sowie Fuchsschwanz- und Honiggras-Feuchtwiesen (*Molinietalia*) mit mehreren Hektar Fläche vertreten (BS ST 2012).

Das gesamte UG liegt innerhalb des Naturschutzgebiets. Der überwiegende Teil der Flächen ist im öffentlichen Besitz. Private Flächen liegen in den Randbereichen des UG, vor allem entlang der Nordostgrenze. Eine der privaten Flächen wird unter VNS-Auflagen bewirtschaftet. Die meisten Flächen werden als zweischürige Wiesenmähd genutzt, einzelne Flächen auch als Mähweide (BS ST 2021). Die Betretung der UG-Flächen ist nur zu Bewirtschaftungs- und Betreuungszwecken erlaubt.

Mit etwa 51 ha ist das UG HAN das kleinste UG. Es beinhaltet 61 Probepunkte (s. Kap. 2.1).

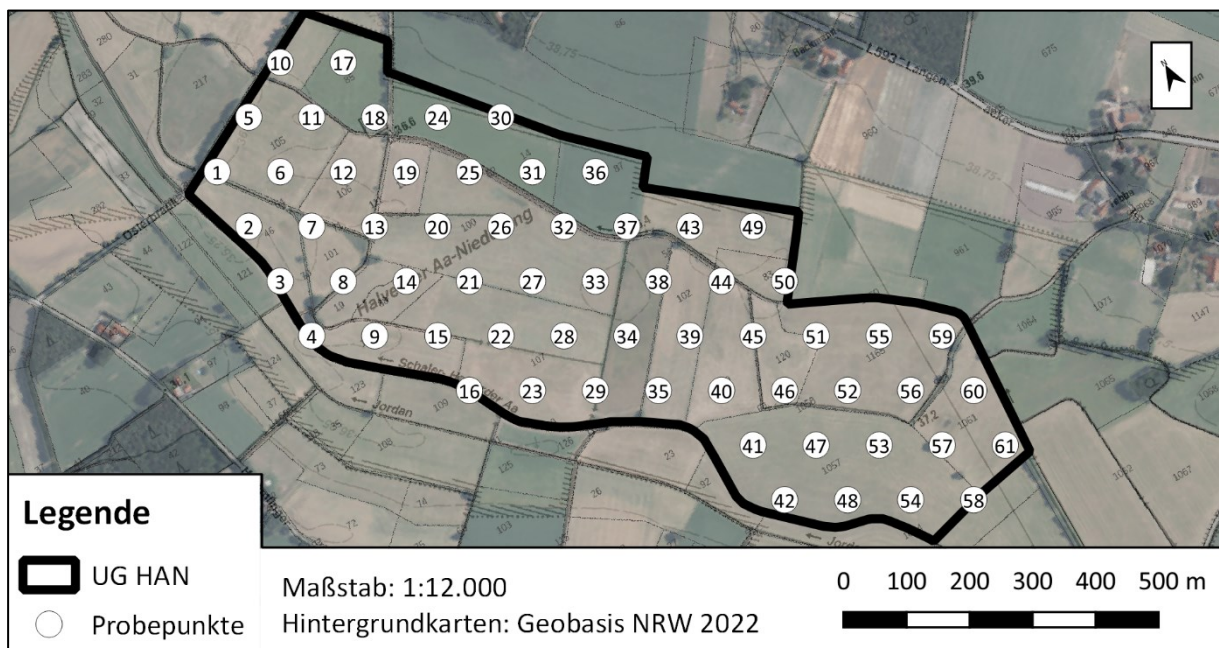


Abb. 5: Untersuchungsgebiet (UG) Halverder Aa-Niederung (HAN) mit Probepunkten (eigene Darstellung)

2.2 Datenerfassung

Für die Datenerfassung wurde für jedes UG ein Gitter aus Probepunkten über die Software „QGIS Desktop 3.16“ erstellt (s. Abb. 3 – Abb. 5). Der Abstand der Probepunkte zu den nächsten umliegenden Probepunkten beträgt dabei jeweils 100 m. Zur Realisierung dieses einheitlichen Abstandes wurden die Probepunkte aus den Zentroiden einer Hexagon-Gitterstruktur erzeugt. Für die insgesamt 221 Probepunkte (DDN-O: 94, DDN-W: 66, HAN: 61) wurden dann jeweils die einzelnen Habitatparameter, sowie die Besiedlung durch den Wiesenpieper erfasst.

2.2.1 Wiesenpieper-Kartierung

Die Erfassung der Wiesenpieper erfolgte in Anlehnung an SÜDBECK et al. (2005), wobei Kartierzeitraum und Anzahl der Kartiertermine ausgeweitet wurden, um ein detaillierteres Bild über die Wiesenpieper-Vorkommen zu erhalten. Die Kartierung erfolgte durch Ablaufen der einzelnen UGs an jeweils sieben Terminen. Die Wiesenpieper wurden dabei sowohl akustisch, vor allem anhand von Gesang und Warnrufen, als auch optisch, zum Beispiel durch das Absuchen von Zaunpfählen mittels Fernglas und Spektiv, erfasst. Eine standardisierte Form, wie etwa Punkt-Stopp-Zählungen oder Linien-Taxierungen, wurde dabei aus drei Gründen nicht angewendet. Einerseits ist die Gesangsaktivität sehr individuen- (HÖTKER 1990) und witterungsabhängig (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a), sodass die Entdeckung eines Vogels unterschiedlich viel Zeit in Anspruch nimmt. Diese Einschätzung teilte auch die zuständige Gebietsbetreuerin der BS ST (WILHELM mündl. 2021a). Zweitens kommt es wie von HÖTKER (1990) beschrieben dazu, dass zum Zeitpunkt der Kartierung Reviere noch nicht, nicht mehr oder zur Zeit nicht besetzt sind, beziehungsweise kein revieranzeigendes Verhalten gezeigt wird. In Kombination mit der unterschiedlichen Gesangsaktivität führte dies dazu, dass die Identifizierung einzelner Reviere unterschiedlich zeitaufwendig war. Aus diesem Grund wurden im Laufe der Kartierungen Bereiche, in denen eine Besiedlung noch nicht sicher festgestellt werden konnte, stärker in den Fokus genommen. Drittens sollte die Aufenthaltszeit im sensiblen Umfeld von (potenziellen) Nestern und Jungtieren, aller vorkommenden Arten, möglichst geringgehalten werden. Dies entspricht auch den Auflagen der erteilten Betretungserlaubnis für die untersuchten Naturschutzgebiete (KREIS STEINFURT 2021). Insgesamt wurde die Form der Kartierung so gewählt, dass möglichst alle Wiesenpieper erfasst und verortet werden konnten.

Eine gezielte Nestersuche wurde nicht durchgeführt, da diese nach HÖTKER (1990) entweder nur mit einem erheblichen Aufwand oder einer Beschränkung auf bestimmte Strukturen möglich ist und selbst dann nur maximal die Hälfte der Nester zum Ergebnis hätte. Auch hierbei ist zudem die Störwirkung zu bedenken.

Die räumliche Abgrenzung einzelner Reviere wird aufgrund von Überlagerungen, Verschiebungen, isolierten Vorkommen und unterschiedlichen Raumannsprüche als schwierig angesehen (HÖTKER 1990). Für das Ergebnis wurde deshalb eine gröbere Einteilung in besiedelte und unbesiedelte Probepunkte vorgenommen. Diese Beurteilung wurde dabei auf Grundlage von eindeutigem revieranzeigendem Verhalten getroffen. Hierzu zählen nach HÖTKER (1990) und SÜDBECK et al. (2005) mehrmaliger Gesang, intensive Warnrufe, fütternde Altvögel oder ein Nest mit Jungvögeln. Auf Grundlage des eindeutigen revieranzeigenden Verhaltens wurde zudem die Anzahl der Wiesenpieper-Reviere innerhalb der UGs ermittelt.

In den Tab. 1 – Tab. 3 sind die Kartiertermine, sowie das vorherrschende Wetter für die einzelnen UGs dargestellt.

Neben der Kartierung von revieranzeigendem Verhalten wurde auch jede sonstige beobachtete Verhaltensweise von Wiesenpiepern, wie etwa Nahrungssuche, dokumentiert. Auch parallel mitbeobachtete andere Vogelarten wurden nach Möglichkeit notiert. Dadurch soll ein Eindruck über die Zusammensetzung der Vogelgemeinschaft erlangt werden, wenn auch die Artenliste keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben kann.

Tab. 1: Kartiertermine und Wetter im UG DDN-O (eigene Darstellung)

Nr.	Datum	Uhrzeit	Temperatur	Bewölkung	Windstärke	Niederschlag
1	19.03.2021	09:30 – 12:00 14:15 – 15:30	2 – 7 °C	0/8 – 8/8	3 – 4 bft	15 Minuten Nieselregen
2	25.03.2021	08:15 – 15:30	6 – 13 °C	5/8 – 8/8	2 – 3 bft	–
3	01.04.2021	11:45 – 13:45	14 – 16 °C	2/8 – 3/8	4 – 5 bft	–
4	13.04.2021	07:30 – 11:15	-1 – 6 °C	0/8 – 6/8	0 – 4 bft	–
5	27.04.2021	06:30 – 09:45	-1 – 8 °C	0/8 – 3/8	0 – 2 bft	–
6	20.05.2021	08:15 – 11:15	8 – 13 °C	1/8 – 8/8	0 – 3 bft	–
7	11.06.2021	13:45 – 15:30	24 – 25 °C	4/8 – 6/8	2 – 3 bft	–

Tab. 2: Kartiertermine und Wetter im UG DDN-W (eigene Darstellung)

Nr.	Datum	Uhrzeit	Temperatur	Bewölkung	Windstärke	Niederschlag
1	20.03.2021	07:45 – 09:45	-2 – 2 °C	6/8 – 7/8	0 – 1 bft	–
2	26.03.2021	08:15 – 13:15	8 – 14 °C	3/8 – 8/8	2 – 4 bft	–
3	02.04.2021	14:45 – 16:00	7 °C	8/8	2 bft	–
4	12.04.2021	11:30 – 13:00	6 °C	5/8 – 7/8	3 – 4 bft	–
5	26.04.2021	10:45 – 12:45	8 – 12 °C	0/8 – 1/8	1 – 2 bft	–
6	19.05.2021	10:15 – 12:00	10 – 14 °C	6/8 – 8/8	1 – 3 bft	–
7	11.06.2021	11:30 – 12:30	24 – 25 °C	6/8	3 – 4 bft	–

Tab. 3: Kartiertermine und Wetter im UG HAN (eigene Darstellung)

Nr.	Datum	Uhrzeit	Temperatur	Bewölkung	Windstärke	Niederschlag
1	20.03.2021	10:30 – 12:30	3 – 5 °C	6/8 – 7/8	2 – 3 bft	–
2	27.03.2021	08:45 – 11:15 12:15 – 13:45	5 – 7 °C	6/8 – 8/8	4 – 6 bft	15 Minuten Schauer
3	01.04.2021	09:15 – 11:00	12 – 14 °C	0/8 – 3/8	2 – 4 bft	–
4	12.04.2021	08:30 – 10:30	2 – 6 °C	1/8 – 5/8	1 – 3 bft	–
5	26.04.2021	07:45 – 10:00	0 – 8 °C	0/8	0 bft	–
6	19.05.2021	07:00 – 09:30	6 – 9 °C	4/8 – 8/8	0 – 1 bft	–
7	11.06.2021	08:45 – 10:45	20 – 24 °C	0/8 – 3/8	3 bft	–

2.2.2 Erfassung der Habitatparameter

Die Erfassung der Habitatparameter erfolgte für insgesamt 220 von 221 Probepunkte. Der Probepunkt HAN_18 konnte nicht erfasst werden, da er sich auf einem Gebäude befindet. Dabei wurden die Parameter Vegetationshöhe und Vegetationsdichte direkt im Gelände gemessen. Um zu erkennen, wie diese Habitatparameter die Habitatwahl beeinflussen, wurde die Erfassung zum Zeitpunkt der Revierbesetzung durchgeführt. Dieser Zeitpunkt wird von HÖTKER (1990) und SÜDBECK et al. (2005) mit Ende März angegeben, sodass die Aufnahme vom 25. – 27.03.2021 stattfand.

Die Probepunkte wurden mittels Smartphone-GPS und Papierkarte angelaufen. Da die Vorgehensweise an allen Punkten gleich angewendet wurde und stets unter freiem Himmel stattfand, sollte der systematische Fehler durch die GPS-Ungenauigkeit konstant sein.

Die Vegetationshöhe wurde nach Standardmethode als durchschnittliche Höhe eines auf dem Bewuchs aufliegenden laminierten DIN-A4-Blattes ermittelt. Dafür wurde die Höhe jeweils an der niedrigsten und an der höchsten Ecke des DIN-A4-Blattes gemessen (s. Abb. 6) und daraus der Mittelwert bestimmt.

Die Vegetationsdichte wurde auf zwei verschiedene Arten erfasst. Als Maß des Raumwiderstandes für den Wiesenpieper am Boden wurde die Halmdichte in Anlehnung an BAKKER & DE VRIES (1985) und VOGT (1994) ermittelt. Dazu wurde ein ein Meter langer Gliedermaßstab unter den Bewuchs geschoben und die Anzahl der von oben noch sichtbaren Markierungen, von insgesamt hundert Stück, ausgezählt (s. Abb. 7). Teilweise verdeckte Markierungen wurden zu den sichtbaren gezählt. Zudem wurde der Offenbodenanteil durch eine Deckungsgrad-Schätzung auf je einem Quadratmeter als zweites Maß für die Dichte der Vegetation erfasst. Die Schätzung erfolgte in fünf Prozent-Stufen.



Abb. 6: Erfassungsmethode Vegetationshöhe (eigene Aufnahme)



Abb. 7: Erfassungsmethode Vegetationsdichte (eigene Aufnahme)

Für einige Habitatparameter wurden bestehende Daten verwendet. Für die Vegetationstypen der einzelnen Fläche wurde auf Kartierungen der BS ST zurückgegriffen. Die genutzten Daten stammen aus den Jahren 2017 (UG DDN-O und UG DDN-W) und 2012 (UG HAN). Sie wurden nach dem Methoden-Standard zur Grünlandkartierung in NRW (NEITZKE et al. in der jeweiligen Fassung) erfasst.

Auch die Daten zur Flächenbewirtschaftung wurden von der BS ST zur Verfügung gestellt. Sie enthalten Informationen zu den Besitzverhältnissen der einzelnen Flurstücke, sowie die jeweilige Bewirtschaftungs- und Düngeform aller öffentlichen Flächen und jener unter Vertragsnaturschutz. Die Daten zu den Besitzverhältnissen und dem Vertragsnaturschutz wurden zum Habitatparameter Schutzstatus zusammengefasst. Der größte Schutzstatus wird dabei den öffentlichen Flächen zugeordnet und der geringste den privaten Flächen, Vertragsnaturschutz-Flächen liegen dazwischen.

Aus der digitalen Bodenkarte 1 : 50.000 (BK 50) des Geologischen Dienstes NRW (GD NRW) wurden die vorherrschenden Bodentypen nach Kartieranleitung KA5 (BGR & SGD 2005) entnommen.

Verschiedene Strukturelemente wurden kombiniert im Feld und digital im GIS als Habitatparameter erfasst. Dazu wurden die Strukturen Baumreihe (ab drei Bäumen in Reihe, inklusive Waldrand), Einzelbaum, Graben, Zaun (mit und ohne Draht) und unbefestigter Weg kartiert. Anschließend wurde im GIS für jeden Probepunkt der Abstand zu jedem nächst gelegen Strukturelement ermittelt. Dabei konnten die Strukturen auch außerhalb des UG liegen, wenn sie einem Probepunkt am nächsten waren.

2.3 Statistische Datenanalyse

Für die statistische Datenanalyse und die Erstellung von Diagrammen wurden die Softwareprogramme ‚Microsoft Excel‘ und ‚R 4.1.1‘ in Kombination mit ‚RStudio‘ verwendet.

Im Vorfeld wurde eine Datentabelle mit allen 220 Probepunkten (ohne HAN_18) angelegt, in der die Besiedlung durch Wiesenpieper (s. Kap. 2.2.1) und alle 13 erfassten Habitatparameter (s. Kap. 2.2.2) zusammengeführt wurden. Für die statistische Analyse mussten, zur Einhaltung einer Mindestzahl von Daten (PEDUZZI et al. 1996; VITTINGHOFF & McCULLOCH 2007), bei einigen kategorialen Habitatparametern Vereinfachungen und Zusammenfassungen durchgeführt werden. Bei den Vegetationstypen mussten Pflanzengesellschaften aufgrund des nur sehr geringen Vorkommens in den Daten (insgesamt 14 Probepunkte) zusammengefasst werden. Diese ‚sonstigen Pflanzengesellschaften‘ beinhalten *Ranunculo-Alopecuretum*, *Polygonion avicularis*, *Magnocaricion* sowie die Vegetation der Blänken und Teiche. Zudem konnte nur in den drei am häufigsten vertretenen pflanzensoziologischen Assoziationen eine Aufteilung der Daten innerhalb der Assoziationen erfolgen. Bei den Assoziationen der Tal-Glatthaferwiesen und der Weidelgras-Weißkleewiesen wurde jeweils auf Grundlage der Feuchtestufe in die zwei Gruppen ‚frisch bis mäßig feucht‘ und ‚feucht bis mäßig nass‘ aufgeteilt. Die Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften wurden in ‚Honiggras-Feuchtwiese ohne Trennarten‘, ‚Honiggras-Feuchtwiese mit Braunsegge‘ und ‚sonstige Honiggras- und Fuchsschwanz-Feuchtwiesen‘ getrennt. Bei den Daten zur Bewirtschaftung liegen für 16 Probepunkte Angaben mit je zwei möglichen Bewirtschaftungsformen, zum Beispiel ‚Mähweide oder zweischürige Wiese‘, vor. Bei diesen Probepunkten wurde auf Grundlage des Eindrucks im Gelände und von Luftbildern eine der möglichen Bewirtschaftungsformen, vor allem ‚zweischürige Wiese‘, für die statistische Verwertbarkeit festgelegt. In diesem Zusammenhang musste auch bei der Düngeform eine Festlegung für einen Probepunkt getroffen werden. Grundlage hierfür war die Angabe bei benachbarten Probepunkten auf derselben Wiese. Für alle Probepunkte, die sich auf privaten Flächen befinden, liegen keine Daten zu Bewirtschaftungs- und Düngeform vor. Sie wurden jeweils als ‚privat‘ gruppiert. Die beiden Bodentypen Auftrags-Regosol und Gley-Podsol mussten aufgrund der geringen Datenmenge (insgesamt 14 Probepunkte) als ‚sonstige Sandböden‘ zusammengefasst werden.

Um zu bewerten, wie stark die Habitatparameter die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten bestimmen, wurde eine logistische Regression durchgeführt. Bei einer logistischen Regression kann die abhängige Variable (Besiedlung durch Wiesenpieper) nur die Werte 0 (unbesiedelte Probepunkte) oder 1 (besiedelte Probepunkte) annehmen. Das Regressionsmodell prognostiziert als Ergebnis eine Vorkommenswahrscheinlichkeit. Durch den Vergleich von erklärter Devianz und Restdevianz (Summe der Fehlerquadrate) wird die Güte des Modells abgeschätzt (LEYER & WESCHE 2008). Die Devianz entspricht dabei der Abweichung zwischen dem beobachteten Wert einer Variablen und dem vom statistischen Modell vorhergesagten Wert dieser Variablen als dessen Differenz (FIELD et al. 2012). Die Signifikanz der vom Modell erklärten Devianz wurde nach LEYER & WESCHE (2008) mit Hilfe eines χ^2 -Tests getestet. Da dabei mehrere Werte gleichzeitig miteinander verglichen wurden, wurde dieser mittels Varianzanalyse (ANOVA) durchgeführt (KÖHLER et al. 2007).

Um zu überprüfen, ob die Variable ‚Besiedlung‘ durch Wiesenpieper abhängig von den einzelnen Habitatparametern ist, wurden zudem unterschiedliche statistische Tests genutzt. Für die metrischen Daten wurde nach LEYER & WESCHE (2008) der Mann-Whitney-U-Test (auch bekannt unter Wilcoxon-Rangsummentest (FIELD et al. 2012)) auf die Mittelwerte angewendet. Zusätzlich zum Mittelwert wird auch der Median betrachtet, da dieser robuster gegenüber Ausreißern ist (FIELD et al. 2012). Beim Habitatparameter ‚Vegetationstyp‘ wurde der χ^2 -Test inklusive eines exakten Fisher-Tests genutzt. Der Fisher-Test liefert dabei auch bei kleinem Stichprobenumfang und Stichprobenverteilung, die zu sehr von einer χ^2 -Verteilung abweicht, genaue Ergebnisse (FIELD et al. 2012).

3 Ergebnisse

3.1 Wiesenpieper-Besiedlung

Die Wiesenpieper-Kartierung ergab eine unterschiedliche Besiedlung der einzelnen UGs (s. Tab. 4 und Abb. 8 – Abb. 13). Insgesamt wurden 27 bis 30 Wiesenpieper-Reviere kartiert. Der Schwankungsbereich resultiert aus den Ergebnissen im UG DDN-O. Dort konnte aufgrund einer Konzentration der Reviere in der Westhälfte des UGs (s. Abb. 8) und den daraus resultierenden Überlagerungen keine genau Revieranzahl ermittelt werden. Mit mindestens 15 Revieren war die Besiedlung im UG DDN-O sowohl absolut als auch relativ am größten. Die Revierdichte im UG DDN-O war mit 1,84 bis 2,18 Revieren je zehn Hektar etwa doppelt so hoch wie im UG HAN (0,98 Reviere / 10 ha) und auch höher als im UG DDN-W (1,23 Reviere / 10 ha).

Insgesamt konnten 42 der 221 Probepunkte (18,1 %) sicher als vom Wiesenpieper besiedelt und 153 (69,8 %) als unbesiedelt bestimmt werden. Für 26 Probepunkte (12,1 %) konnte diese Einteilung nicht erfolgen, da hier zum Beispiel nur einmalig singende Männchen kartiert wurden. Da sie auch räumlich meist zwischen besiedelten und unbesiedelten Probepunkten liegen (s. Abb. 7 – 9), wurden sie als ‚Probepunkte im Grenzbereich‘ eingestuft. Mit 24,5% war der Anteil an besiedelten Probepunkten im UG DDN-O gegenüber dem der beiden anderen UGs, mit je etwa 15 %, am höchsten. In allen UGs waren mindestens 66 % der Probepunkte nicht von Wiesenpiepern besiedelt. Wiesenpieper-Nester wurden nicht gefunden.

Tab. 4: Vergleich der Wiesenpieper-Besiedlung der UGs (eigene Darstellung)

UG	Anzahl Reviere	Revierdichte im UG [Reviere / 10 ha]	Besiedelte Probepunkte	Unbesiedelte Probepunkte	Probepunkte im Grenzbereich
DDN-O	15 – 18	1,84 – 2,18	23 (24,5 %)	62 (66,0 %)	9 (9,5 %)
DDN-W	7	1,23	10 (15,2 %)	47 (71,2 %)	9 (13,6 %)
HAN	5	0,98	9 (14,8 %)	44 (72,1 %)	8 (13,1 %)

Die räumliche Verteilung der vom Wiesenpieper besiedelten und unbesiedelten Probepunkte ist in den Abb. 8 – Abb. 13 dargestellt. Die einzelnen UGs wiesen Unterschiede im Besiedlungsmuster auf.

Im UG DDN-O waren alle besiedelten Probepunkte direkt benachbart oder über einen dazwischen liegenden Probepunkte im Grenzbereich verbunden. Die Wiesenpieper-Besiedlung konzentrierte sich hier im zentralen westlichen UG, entlang des Wirtschaftsweges.

Im UG DDN-W befanden sich drei besiedelte Bereiche, die durch unbesiedelte Probepunkte voneinander getrennt waren. Sieben zusammenhängende besiedelte Probepunkte im zentralen UG bildeten dabei den größten besiedelten Bereich. Die anderen beiden besiedelten Bereiche befanden sich in der Westhälfte des UGs jeweils im Umfeld einer Blänke.

Im UG HAN befanden sich zwei besiedelte Bereiche, die durch unbesiedelte Probepunkte und Probepunkte im Grenzbereich voneinander getrennt waren. Alle besiedelten Probepunkte befanden sich im zentralen UG südwestlich des Wirtschaftsweges. Die nördlichen und südlichen Bereiche des UGs waren gänzlich unbesiedelt. Die Probepunkte 50 und 51 wurden als Probepunkte im Grenzbereich eingestuft, da hier die Nahrungssuche eines Wiesenpieper-Paars festgestellt wurde, das östlich außerhalb des UGs gebrütet hatte.

3.2 Habitatwahl und Habitatparameter

Die Ergebnisdarstellung erfolgt aufgeteilt in die zwei Teilfragen der Forschungsfrage. Zuerst sind die Ergebnisse der statistischen Datenanalyse zur Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten dargestellt. Danach sind die Ergebnisse zu den Ausprägungen der einzelnen Habitatparameter aufgeführt. Die Gliederung der Habitatparameter folgt dabei der Reihenfolge der Hypothesen.

3.2.1 Habitatwahl

Die Habitatwahl der Wiesenpieper konnte mit Hilfe des logistischen Regressionsmodells bestimmt werden. Dabei konnten nicht für alle 13 getesteten Habitatparameter, im statistischen Modell als Prädiktoren bezeichnet, signifikante Ergebnisse (Signifikanzniveau von $p < 0,05$) erreicht werden.

Das Regressionsmodell wird durch die Hinzunahme des Habitatparameters ‚Bodentyp‘ höchst signifikant ($p < 0,001$) verbessert. Der Anteil der erklärten Devianz beträgt 29,7 %. Eine hoch signifikant ($p < 0,01$) Verbesserung des Modells wird durch die Hinzunahme der Prädiktoren ‚Abstand Einzelbäume‘ erreicht. Der Prozentsatz der erklärten Devianz beträgt 12,3 %.

Das Regressionsmodell wird zudem durch die Hinzunahme der Habitatparameter ‚Vegetationstyp‘, ‚Abstand Baumreihen‘, ‚Schutzstaus‘ und ‚Vegetationshöhe‘ jeweils signifikant ($p < 0,05$) verbessert. Der Anteil der erklärten Devianz des Prädiktors ‚Vegetationstyp‘ beträgt 12,9 %. Bei den anderen drei ist dieser Anteil jeweils einstellig. Zuletzt wird das Modell in einer einseitigen Testung noch durch die Hinzunahme der Prädiktoren ‚Düngeform‘ signifikant ($p < 0,05$) verbessert.

Die Hinzunahme der Prädiktoren ‚Vegetationsdichte‘, ‚Bewirtschaftungsform‘, ‚Abstand Wege‘, ‚Abstand Zäune‘ und ‚Abstand Gräben‘ konnte keine signifikante ($p < 0,05$) Verbesserung des Regressionsmodells erzielen, weshalb sie in Tab. 5 nicht dargestellt sind.

Tab. 5: Ausgewählte Ergebnisse der logistischen Regression und des χ^2 -Tests, sortiert nach dem p-Wert (eigene Darstellung)

Habitatparameter (Prädiktor)	Freiheitsgrade	erklärte Devianz	Rest Freiheitsgrade	Restdevianz	Gesamtdevianz	Prozentsatz erklärte Devianz	p-Wert
Bodentyp	4	31,1	97	73,3	104,4	29,7 %	*** < 0,001
Abstand Einzelbäume	1	8,9	95	63,7	72,6	12,3 %	** 0,003
Schutzstatus	1	5,2	101	104,4	109,6	4,7 %	* 0,023
Vegetationshöhe	1	4,8	118	138,2	143,1	3,4 %	* 0,028
Vegetationstyp	9	17,4	107	117,4	134,8	12,9 %	* 0,043
Abstand Baumreihen	1	4,0	94	59,7	63,7	6,3 %	* 0,045
Düngeform	3	6,9	102	109,6	116,5	5,9 %	0,076

In Tab. 6 ist die Änderung des ‚Odds Ratio‘ für die jeweiligen Ausprägungen der Habitatparameter dargestellt, die im statistischen Modell ein signifikantes Ergebnis erzielten (s. Tab. 5). Das ‚Odds Ratio‘ ist ein Wahrscheinlichkeitsverhältnis für das Eintreten eines Ereignisses in einer Gruppe im Vergleich zu einer anderen. Je größer der Wert ist, desto stärker ist der Unterschied zwischen den beiden Wahrscheinlichkeiten. Ein ‚Odds Ratio‘ von eins bedeutet, dass die Wahrscheinlichkeit für ein bestimmtes Ergebnis in beiden Gruppen gleich ist (FIELD et al. 2012). Jeweils unter der Bedingung,

Ergebnisse

dass alle anderen Prädiktoren konstant gehalten werden, wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Probepunkt besiedelt ist, ist um den Faktor 2,37E+16 bzw. 4,69E+15 höher, wenn der Bodentyp ‚Niedermoor‘ bzw. ‚Anmoorgley‘ anstatt ‚Gley‘ ist.

Die Erhöhung des Abstands zum nächstgelegenen Einzelbaum bzw. Baumreihe um je einen Meter bewirkt eine Veränderung des ‚Odds Ratio‘ um jeweils den Faktor 1,01.

Die Änderung des Schutzstatus von ‚Vertragsnaturschutz‘ auf ‚öffentliche Fläche‘ bewirkt eine Veränderung des ‚Odds Ratio‘ um den Faktor 9,01E+12.

Wird die Vegetationshöhe um einen Zentimeter erhöht, bewirkt dies eine Veränderung des ‚Odds Ratio‘ um den Faktor 1,11.

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Probepunkt besiedelt ist, ist um den Faktor 145,66 höher, wenn der Vegetationstyp ‚frische bis mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese‘ anstatt ‚feuchte bis mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeweide‘ ist. Wenn der Vegetationstyp ‚Geest-Rotschwingelweide‘ bzw. ‚Honiggras-Feuchtwiesen mit Braunsegge‘ anstatt der Referenz-Ausprägung ist, bewirkt dies eine Veränderung des ‚Odds Ratio‘ um den Faktor 1,74E+10 bzw. 498,31.

Die Änderung der Düngeform von ‚Grunddüngung‘ auf ‚wechselnde Düngung‘ bewirkt eine Veränderung des ‚Odds Ratio‘ um den Faktor 7,9E+5.

Tab. 6: Änderung der ‚Odds Ratio‘ für die Ausprägungen der Habitatparameter, sortiert nach Tab. 5 (eigene Darstellung)

Habitatparameter (Prädiktor)	Ausprägung	Odds Ratio
Bodentyp, Referenz: Gley	Niedermoor	2,37E+16
Bodentyp, Referenz: Gley	Anmoorgley	4,69E+15
Bodentyp, Referenz: Gley	Podsol-Gley	8,19E+8
Bodentyp, Referenz: Gley	sonstige Sandböden	3,45
Abstand Einzelbäume	-	1,01
Schutzstatus, Referenz: VNS*	öffentliche Fläche	9,01E+12
Schutzstatus, Referenz: VNS*	private Fläche	k. A.
Vegetationshöhe	-	1,11
Vegetationstyp, Referenz: **	frische bis mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiesen	145,66
Vegetationstyp, Referenz: **	feuchte bis mäßig nasse Tal-Glatthaferwiesen	5,71
Vegetationstyp, Referenz: **	frische bis mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleewei.	52,71
Vegetationstyp, Referenz: **	Geest-Rotschwingelweiden	1,74E+10
Vegetationstyp, Referenz: **	Sumpfdotterblumenwiesen	68,03
Vegetationstyp, Referenz: **	Honiggras-Feuchtwiesen ohne Trennarten	73,92
Vegetationstyp, Referenz: **	Honiggras-Feuchtwiesen mit Braunsegge	498,31
Vegetationstyp, Referenz: **	sonstige Honiggras- und Fuchsschwanz-Feuchtwie.	0,46
Vegetationstyp, Referenz: **	sonstige Pflanzengesellschaften	47,23
Abstand Baumreihen	-	1,01
Düngeform, Referenz: ***	ungedüngt	0,41
Düngeform, Referenz: ***	Stallmistdüngung	0,18
Düngeform, Referenz: ***	wechselnde Düngung	7,90E+5

* Schutzstatus, Referenz: Vertragsnaturschutz; ** Vegetationstyp, Referenz: feuchte bis mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeweiden; *** Düngeform, Referenz: Grunddüngung

In Abb. 8 – Abb. 13 (Ergebniskarten) sind Besiedlung und Habitatparameter zusammen dargestellt.

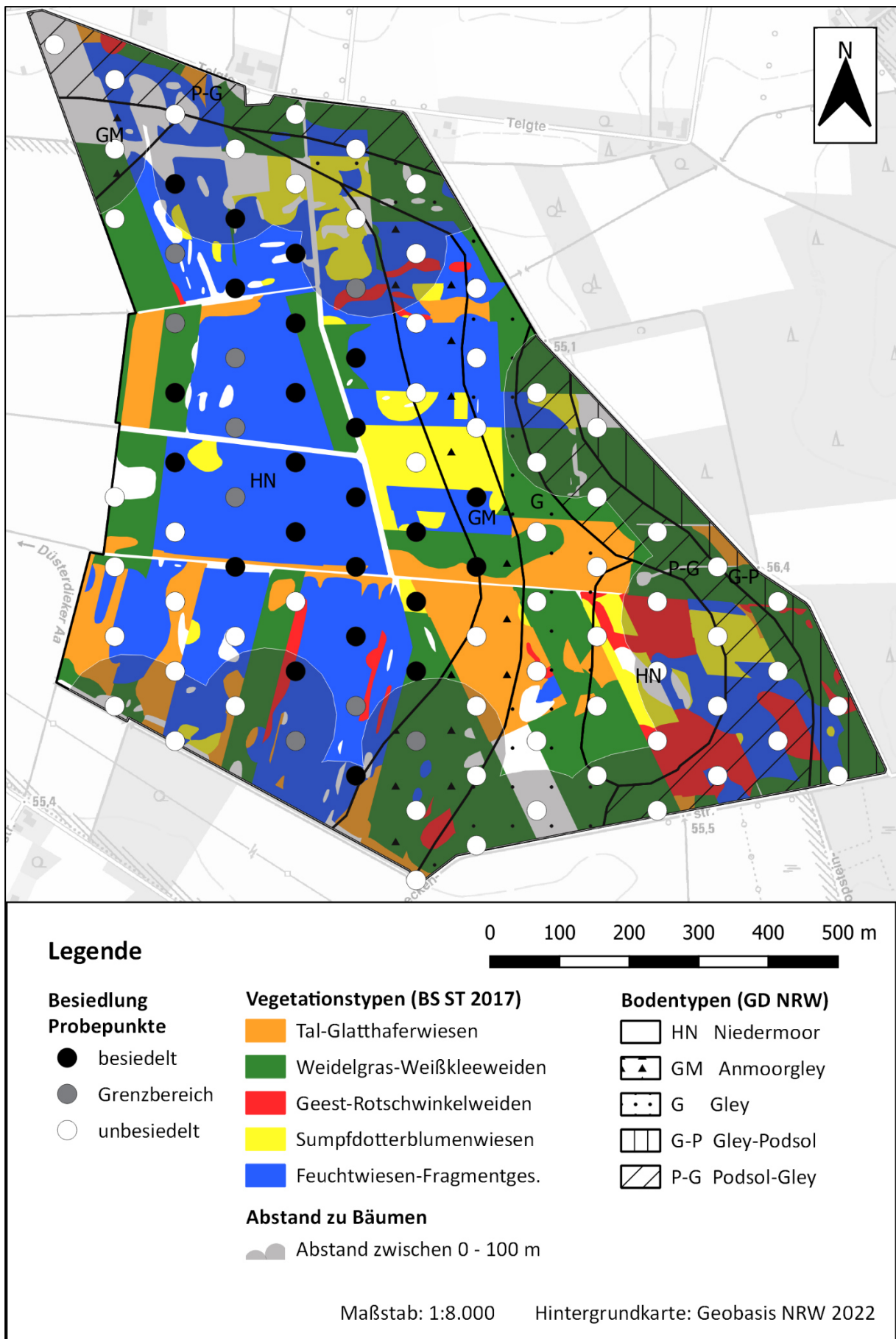


Abb. 8: Ergebniskarte UG DDN-O mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationstypen, Bodentypen und Abstand zu Bäumen (eigene Darstellung)

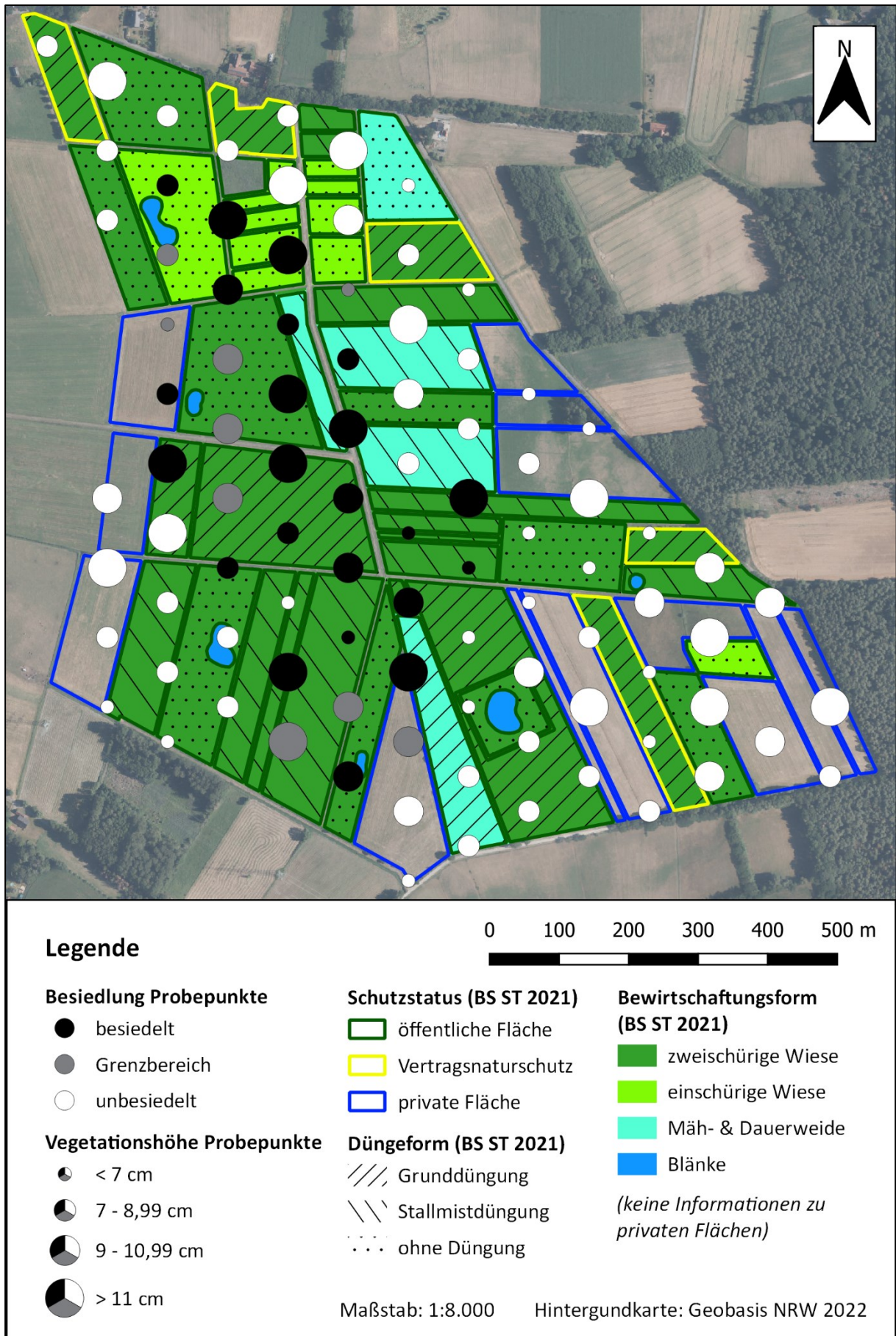


Abb. 9: Ergebniskarte UG DDN-O mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationshöhe an Probepunkten, Schutzstatus, Bewirtschaftungs- und Düngeform (der öffentlichen Flächen und jener mit Vertragsnaturschutz) (eigene Darstellung)

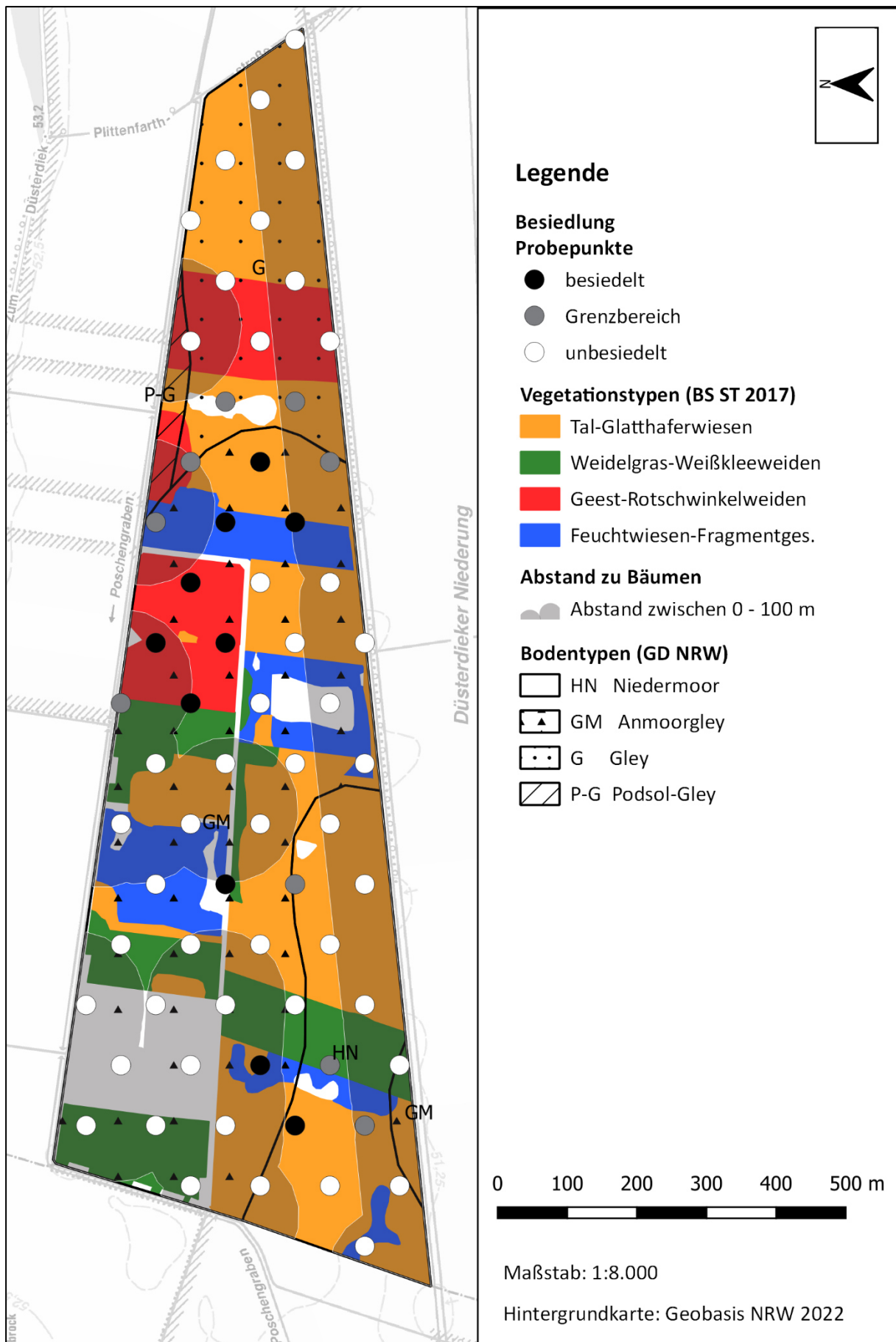


Abb. 10: Ergebniskarte UG DDN-W mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationstypen, Bodentypen und Abstand zu Bäumen (eigene Darstellung)

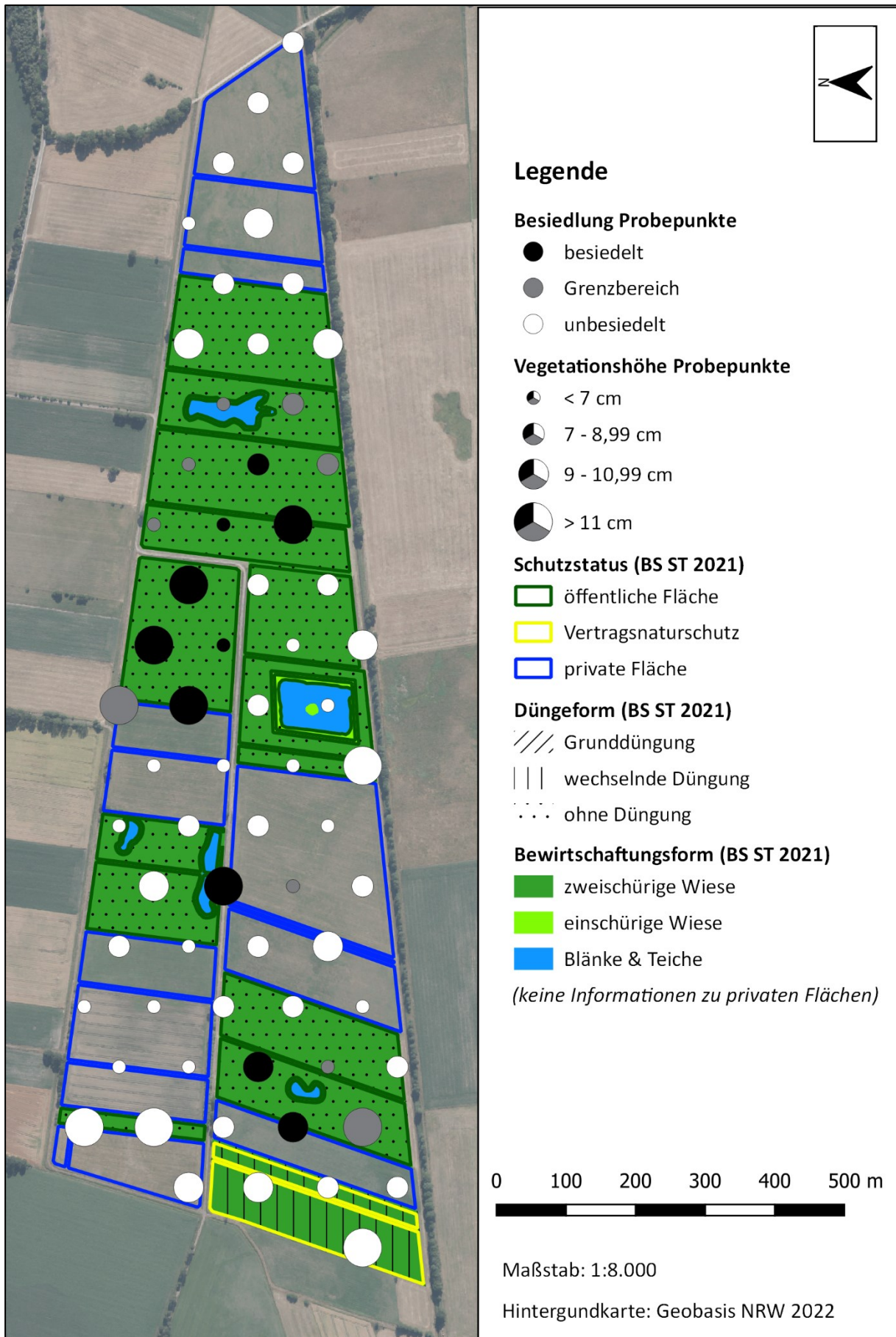


Abb. 11: Ergebniskarte UG DDN-W mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationshöhe an Probepunkten, Schutzstatus, Bewirtschaftungs- und Düngerform (der öffentlichen Flächen und jener mit Vertragsnaturschutz) (eigene Darstellung)

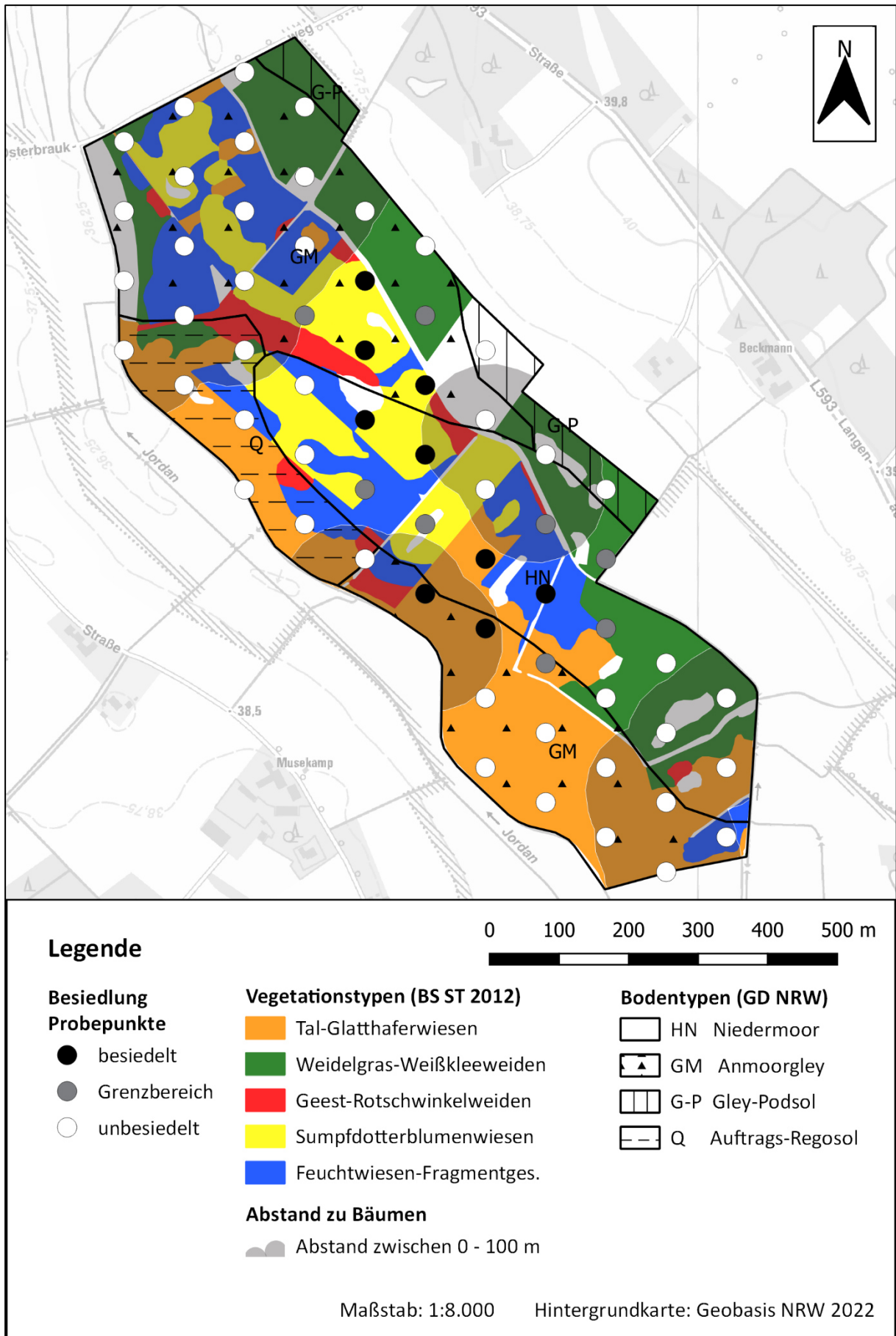


Abb. 12: Ergebniskarte UG HAN mit Besiedlung der Probepunkte, Vegetationstypen, Bodentypen und Abstand zu Bäumen (eigene Darstellung)

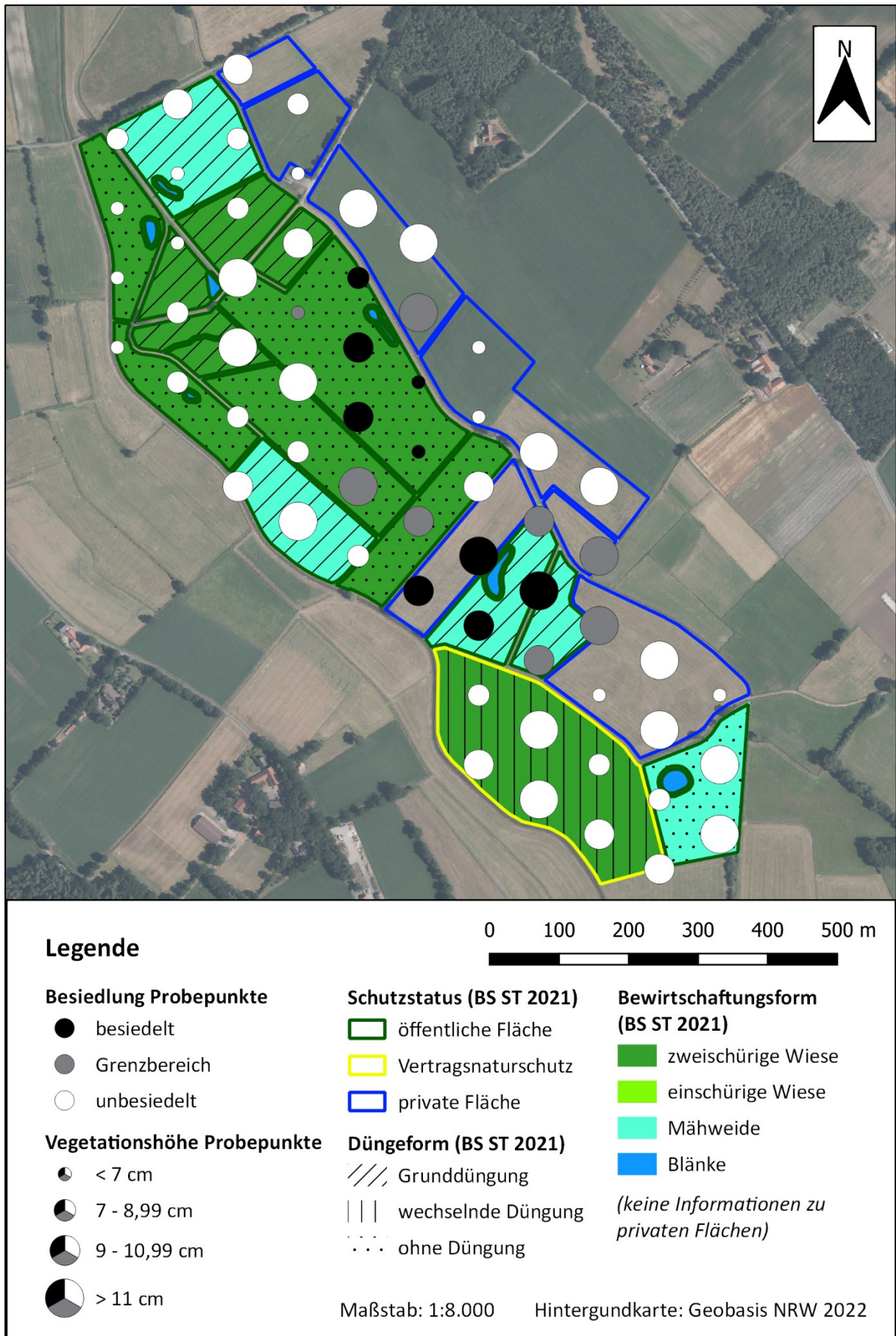


Abb. 13: Ergebniskarte UG HAN mit Besiedlung der Probestpunkte, Vegetationshöhe an Probestpunkten, Schutzstatus, Bewirtschaftungs- und Düngeform (der öffentlichen Flächen und jener mit Vertragsnaturschutz) (eigene Darstellung)

3.2.2 Habitatparameter Vegetationshöhe

In Abb. 14 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Vegetationshöhe‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt. Da die Ordinatenachse zur besseren Übersicht begrenzt wurde, sind vier Ausreißer (Probepunkte in hohen Binsen und Röhricht) nicht dargestellt.

Der Median der Vegetationshöhe aller besiedelten Probepunkte war mit 10,1 cm größer als jener aller unbesiedelten Probepunkte, mit 8,3 cm. Auch der Mittelwert (\bar{x} in Abb. 14) war um fast 3 cm größer. Dies entspricht einer relativen Veränderung von 21,7 % für den Median und 31,4 % für den Mittelwert. Der Mittelwertunterschied ist hoch signifikant und damit auch der Zusammenhang zwischen Vegetationshöhe und Wiesenpieper-Besiedlung ($W = 2131,5$; $p = 0,009$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Sowohl die Mediane als auch die Mittelwerte waren in den beiden DDN UGs ähnlich dem Gesamtergebnis. Im UG HAN hingegen war der Median an besiedelten Probepunkten mit 9,7 cm kleiner als jener der unbesiedelten Probepunkte, mit 10,2 cm. Auch der Mittelwert war hier an besiedelten Probepunkten fast 1 cm kleiner als an unbesiedelten. Dabei fällt auf, dass fast alle besiedelten Probepunkte im UG HAN, die unter 10 cm Vegetationshöhe aufwiesen, auf Sumpfdotterblumenwiesen (*Bromo-Senecionetum*) lagen.

Bei einer getrennten Betrachtung der Vegetationshöhen im Zusammenhang mit den Vegetationstypen ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Der Median der Vegetationshöhe war an allen Probepunkten mit Tal-Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) (8,2 cm) und frischen bis mäßig feuchten Weidelgras-Weißkleeweidens (*Lolio-Cynosuretum*) (8,1 cm) am kleinsten. Honiggras-Feuchtwiese ohne Trennarten (*Molinietalia*) wiesen hingegen den größten Median (10,1 cm) auf.

Die Werte der Vegetationshöhe an den Probepunkten im Grenzbereich bildeten einen Übergang zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte. Insgesamt konnte die Vegetationshöhe für elf Probepunkte nicht ermittelt werden, da sie zum Zeitpunkt der Erfassung völlig vegetationsfrei (Wege und Äcker) oder mit Wasser überstaut waren.

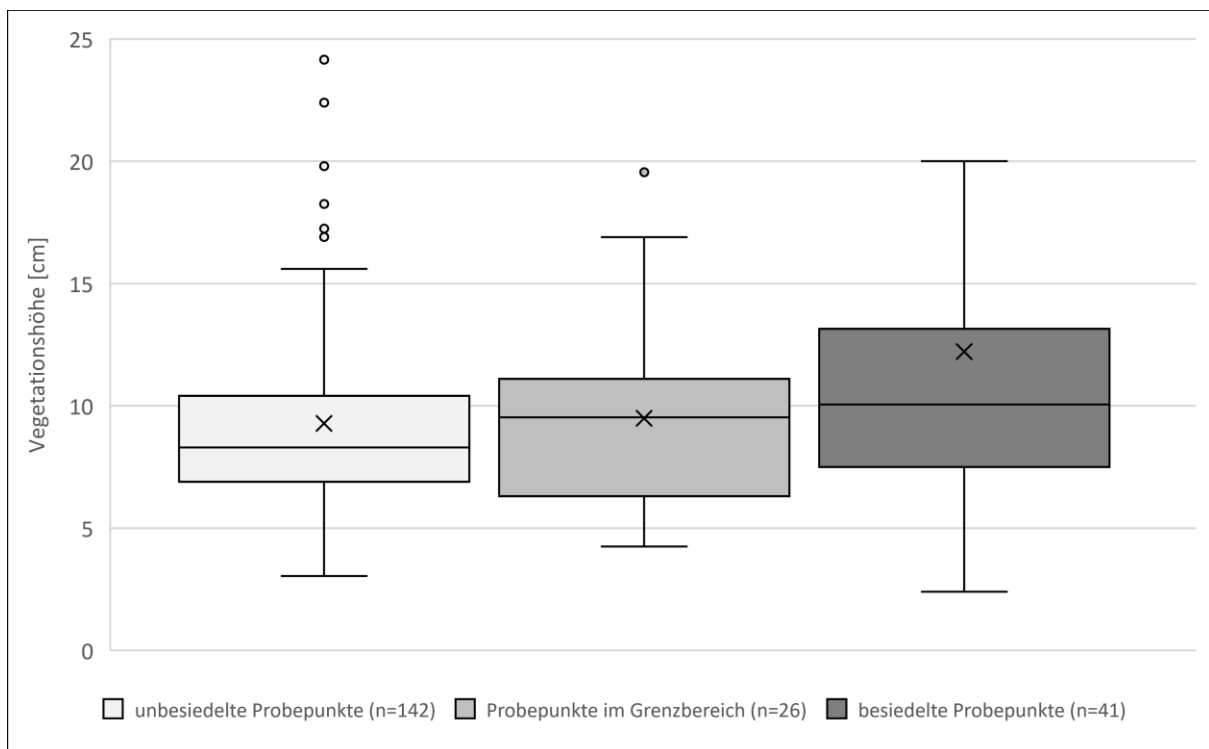


Abb. 14: Boxplots des Habitatparameters ‚Vegetationshöhe‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.3 Habitatparameter Vegetationsdichte

In Abb. 15 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Halmdichte‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Der Median der Halmdichte aller besiedelten Probepunkte war mit 94 % sichtbaren Markierungen etwas kleiner als jener aller unbesiedelten Probepunkte, mit 97 %. Auch der Mittelwert (\bar{x} in Abb. 15) war um fast zwei Prozentpunkte kleiner. Die Mittelwerte sind nicht signifikant voneinander verschieden ($W = 3370$; $p = 0,122$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Sowohl die Mediane als auch die Mittelwerte waren in den beiden DDN UGs ähnlich dem Gesamtergebnis. Im UG HAN hingegen war der Median an besiedelten Probepunkten um zwei Prozentpunkte größer als an unbesiedelten. Der Mittelwert war hier an besiedelten Probepunkten um fast neun Prozentpunkte größer als an unbesiedelten.

Median und Mittelwert der Halmdichte an den Probepunkte im Grenzbereich waren jeweils kleiner als jene Werte der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte. Insgesamt wiesen 191 der 220 Probepunkte (86,8 %) mindestens 80 % sichtbare Markierungen auf, 162 Probepunkte (73,6 %) wiesen Werte von mindestens 90 % auf. Für elf Probepunkte konnte die Halmdichte nicht ermittelt werden, da sie zum Zeitpunkt der Erfassung völlig vegetationsfrei (Wege und Äcker) oder vollständig mit Wasser überstaut waren.

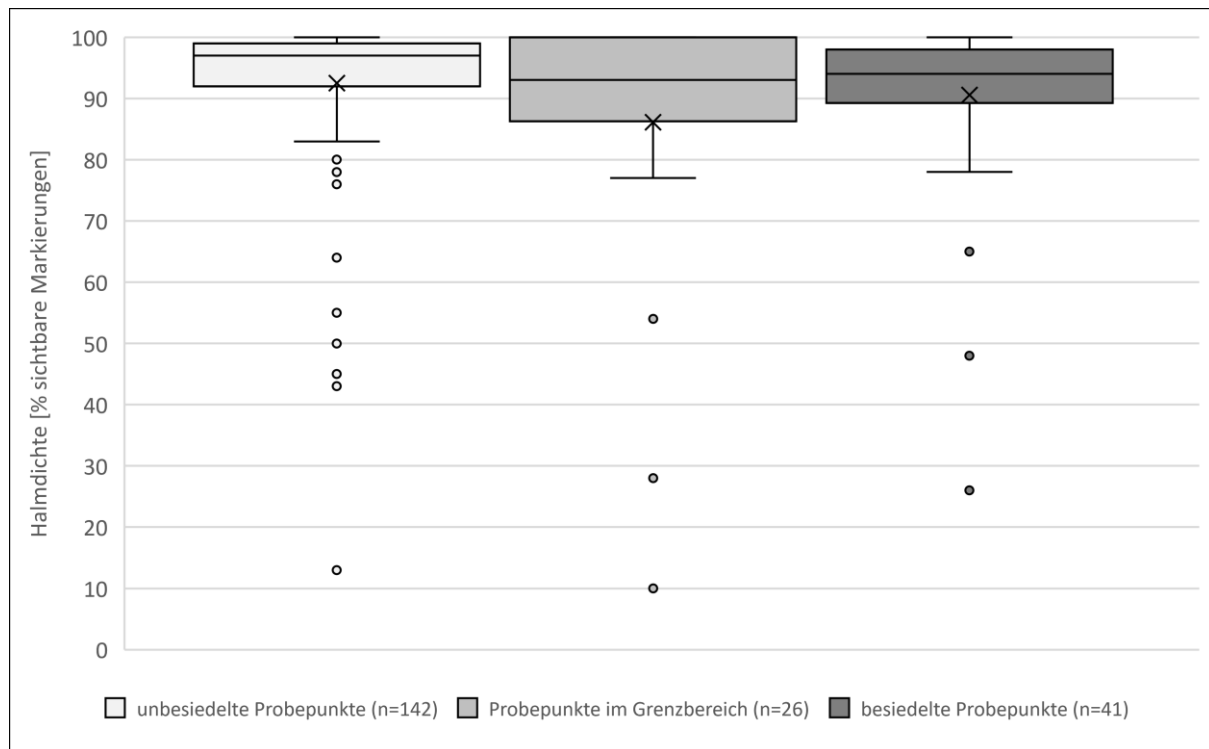


Abb. 15: Boxplots des Habitatparameters ‚Halmdichte‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

Als zweites Maß für die Dichte der Vegetation wurde der Offenbodenanteil bestimmt. In Abb. 16 sind die Boxplots des Offenbodenanteils, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Der Median aller besiedelten Probepunkte war mit zehn Prozent Offenboden größer als jener aller unbesiedelten Probepunkte, mit fünf Prozent. Die Mittelwerte (x in Abb. 16) waren ähnlich groß, sie sind nicht signifikant voneinander verschieden ($W = 2795,5; p = 0,691$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Die Mediane entsprachen im UG DDN-O dem Gesamtergebnis. Im UG DDN-W betrug der Median sowohl an besiedelten als auch an unbesiedelten Probepunkten fünf Prozent. An besiedelten Probepunkten im UG HAN betrug der Median null Prozent, an unbesiedelten Probepunkten fünf Prozent. Die Mittelwerte unterschieden sich auch innerhalb der einzelnen UGs kaum.

Der Median des Offenbodenanteils an den Probepunkten im Grenzbereich war identisch mit dem an unbesiedelten Probepunkten. Der Mittelwert der Probepunkte im Grenzbereich bildete einen Übergang zwischen den Mittelwerten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte. Insgesamt wiesen 160 der 220 Probepunkte (72,7 %) maximal zehn Prozent Offenboden auf. Für elf Probepunkte konnte der Offenbodenanteil nicht ermittelt werden, da sie zum Zeitpunkt der Erfassung völlig vegetationsfrei (Wege und Äcker) oder vollständig mit Wasser überstaut waren.

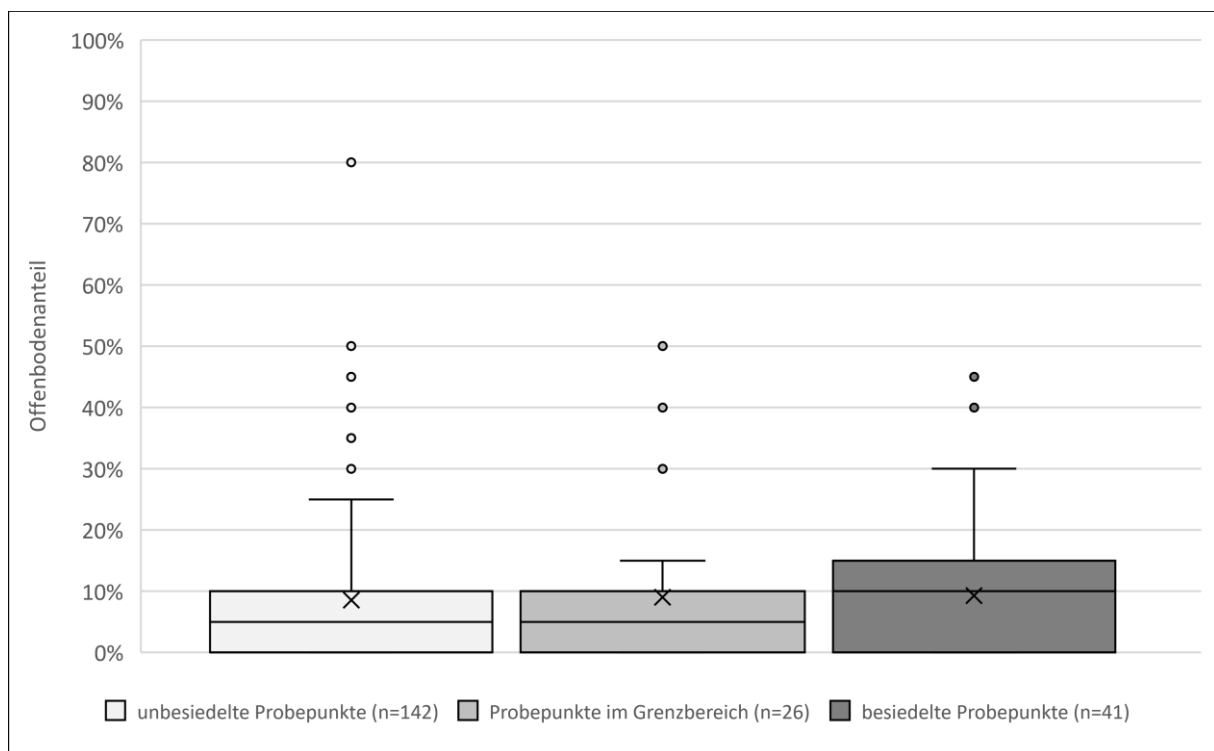


Abb. 16: Boxplots der Habitatparameter ‚Offenbodenanteil‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.4 Habitatparameter Vegetationstyp

In Abb. 17 werden die relativen Anteile der Assoziationen an allen Probestellen, mit denen an besiedelten Probestellen verglichen. Damit wird das Habitatangebot der UGs (alle 220 Probestellen) der Habitatwahl der Wiesenpieper (42 besiedelte Probestellen) gegenübergestellt. Die Habitatwahl weicht dabei signifikant vom Angebot ab ($\chi^2 = 18,67$; Freiheitsgrade = 9; Fisher-Test: $p = 0,027$).

Die Tal-Glatthaferwiesen (*Dauco-Arrhenatheretum*) und die Weidelgras-Weißkleewiesen (*Lolio-Cynosuretum*) nahmen zusammen über die Hälfte des Habitatangebots an allen Probestellen ein. An den besiedelten Probestellen war ihr relativer Anteil mehr als zehn Prozentpunkte geringer. Eine Abnahme dieser Assoziationen zeigt sich mit einer Ausnahme auch bei einer getrennten Betrachtung in jedem einzelnen UG. Im UG HAN war der relative Anteil der Tal-Glatthaferwiesen an den besiedelten Probestellen um einen Prozentpunkt größer als an unbesiedelten. Insgesamt kamen Weidelgras-Weißkleewiesen nur im UG DDN-O an besiedelten Probestellen vor (21 % relativer Anteil).

Der relative Anteil der Geest-Rotschwingelwiesen (*Festuco-Cynosuretum*) war an den besiedelten Probestellen fast doppelt so groß wie an allen anderen Probestellen zusammen. Dieses ist bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs auf das UG DDN-W zurückzuführen. Nur dort kam sie an besiedelten Probestellen vor (40 % relativer Anteil).

Der relative Anteil der Sumpfdotterblumenwiesen (*Bromo-Senecionetum*) war den besiedelten Probestellen im Vergleich zu den unbesiedelten über sechs Prozentpunkte größer. Dieses ist bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs hauptsächlich auf das UG HAN zurückzuführen. Sumpfdotterblumenwiesen machten dort 56 % aller besiedelten Probestellen aus.

Die Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften (*Molinietalia*) stellten etwa ein Fünftel des Habitatangebotes an allen Probestellen dar, an den besiedelten Probestellen hingegen fast ein Drittel. Dieses ist bei getrennter Betrachtung vor allem auf das UG DDN-O zurückzuführen. 47% der besiedelten Probestellen lagen dort auf Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften. Im UG HAN waren keine Probestellen auf Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften besiedelt. Bei den Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften konnten zudem noch innerhalb der Assoziation differenziert werden (s. Kap. 2.3). Die relativen Anteile der Honiggras-Feuchtwiesen ohne Trennarten und der Honiggras-Feuchtwiesen mit Braunseggen waren an den besiedelten Probestellen höher als an den unbesiedelten. Bei den sonstigen Honiggras- und Fuchsschwanz-Feuchtwiesen war der relative Anteil hingegen an den besiedelten Probestellen geringer als an den unbesiedelten.

Sonstige Pflanzengesellschaften (s. Kap. 2.3) und Probestellen ohne Angabe wiesen beide einen höheren relativen Anteil an den besiedelten Probestellen gegenüber allen Probestellen auf. Die insgesamt 15 Probestellen, für die kein Vegetationstyp ermittelt werden konnte, sind auf Randflächen und Äckern zurückzuführen, die bei der Kartierung der BS ST nicht erfasst wurden. Die sechs Probestellen, die auf Äckern lagen, waren dabei alle unbesiedelt.

Ergebnisse

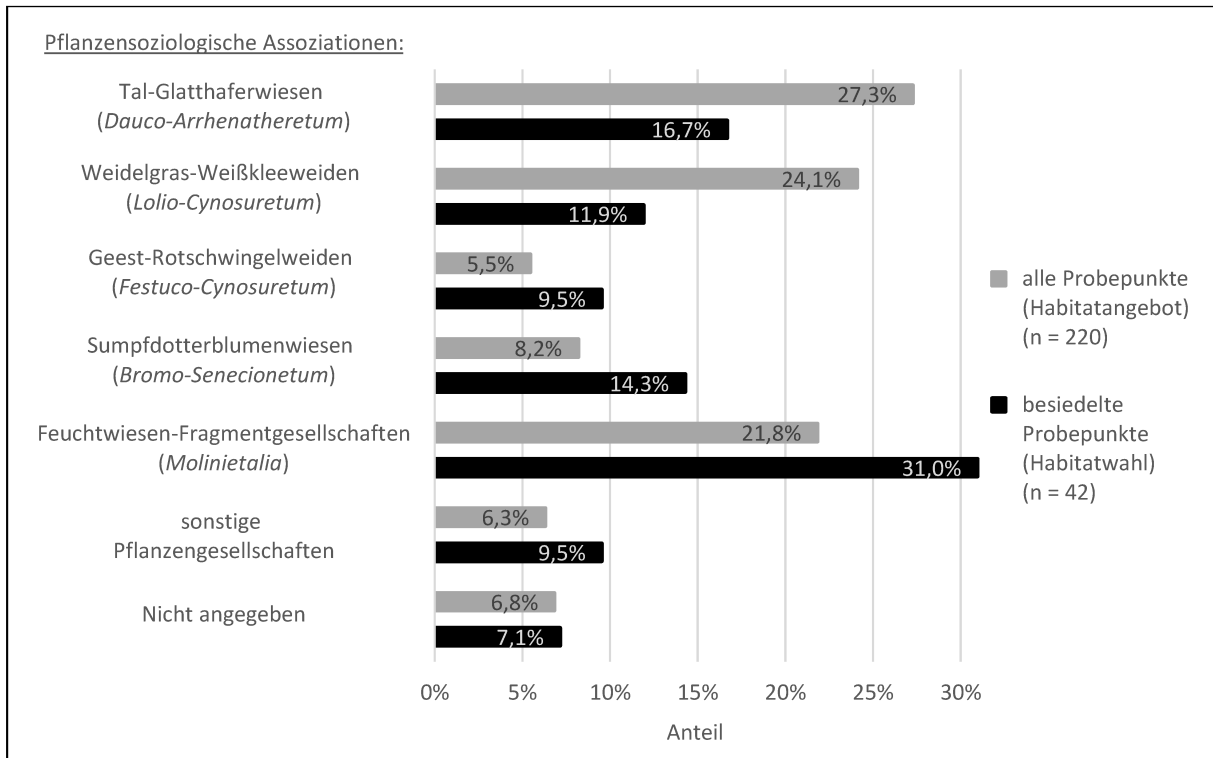


Abb. 17: Vergleich der relativen Anteile der pflanzensoziologischen Assoziationen an allen Probepunkten (Habitatangebot) und an besiedelten Probepunkten (Habitatwahl) (eigene Darstellung)

3.2.5 Habitatparameter Bodentyp

In Abb. 18 werden die relativen Anteile der Bodentypen an besiedelten und unbesiedelten Probestellen, sowie an Probestellen im Grenzbereich, miteinander verglichen.

Niedermoorboden nimmt etwa ein Viertel aller unbesiedelten Probestellen ein. An den besiedelten Probestellen war ihr relativer Anteil fast 40 Prozentpunkte höher. Der relative Anteil des Anmoorgleys machte an den unbesiedelten Probestellen ca. 42 % aus, an den besiedelten Probestellen mit ca. 36 % etwas weniger. Der Bodentyp Gley kam nicht an besiedelten Probestellen vor. An den unbesiedelten Probestellen macht er ca. 14 % aus, an Probestellen im Grenzbereich etwa drei Prozentpunkte weniger. Der Podsol-Gley und die zusammengefassten sonstigen Sandböden (s. Kap. 2.3) kamen nur an unbesiedelten Probestellen vor und nahmen dort je 9,2 % ein. Die relativen Anteile der Bodentypen an den Probestellen im Grenzbereich bilden einen Übergang zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probestellen.

Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich jedoch ein differenziertes Ergebnis. Im UG DDN-O macht Niedermoor 37,5 % der unbesiedelten Probestellen und 95,7 % an besiedelten Probestellen aus. In den beiden anderen UGs waren die relativen Anteile des Anmoorgleys am höchsten. An unbesiedelten Probestellen lag der Anteil dort jeweils bei etwa 59 %, an besiedelten Probestellen hingegen bei 55,6 % (HAN) beziehungsweise 90 % (DDN-W).

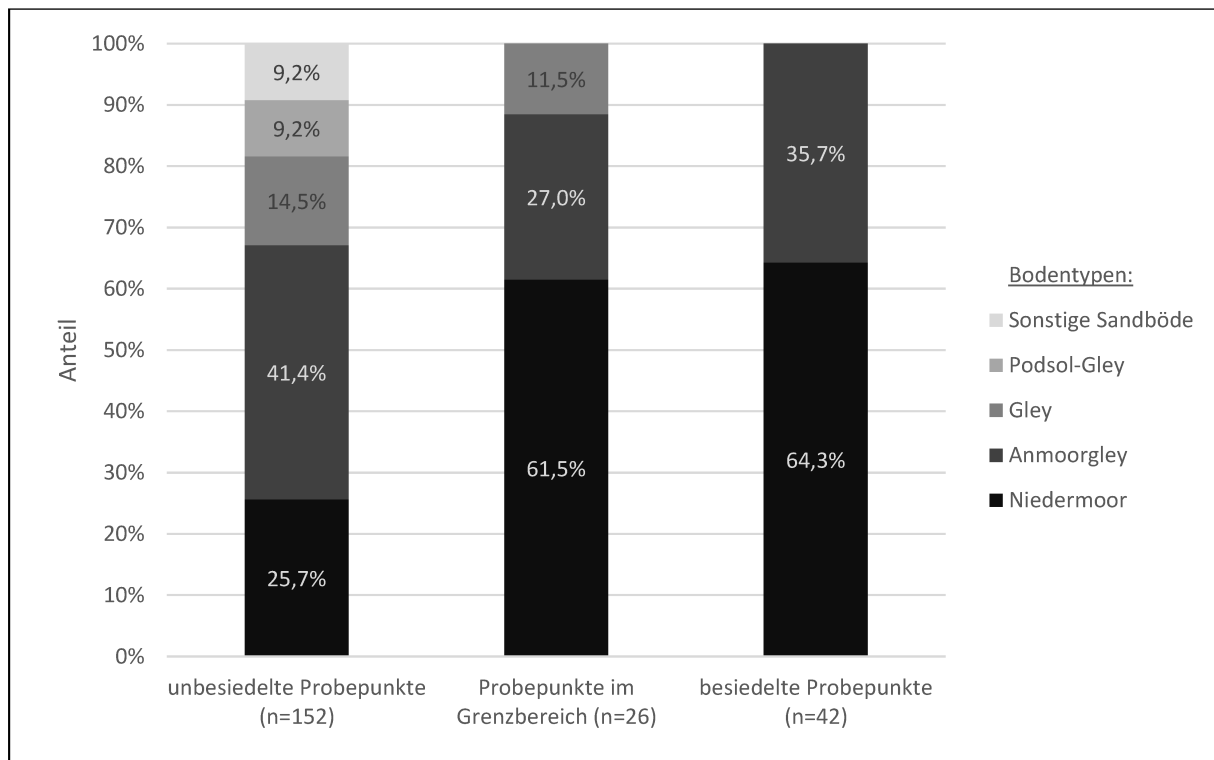


Abb. 18: Vergleich der relativen Anteile der Bodentypen, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.6 Habitatparameter Düngeform

In Abb. 19 werden die relativen Anteile der Düngeformen an besiedelten und unbesiedelten Probepunkten, sowie an Probepunkten im Grenzbereich, miteinander verglichen.

Etwa ein Drittel aller unbesiedelten Probepunkte war ungedüngt. An den besiedelten Probepunkten war der relative Anteil um 15 Prozentpunkte größer. Bei getrennter Betrachtung der UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Der relative Anteil liegt im UG DDN-O bei 25,8 % an unbesiedelte Probepunkten und bei 30,4 % an besiedelte Probepunkten. In den andern beiden UGs waren hingegen 55,6 % (DDN-W) beziehungsweise 80 % (HAN) der besiedelten Probepunkte ungedüngt. Die Grunddüngung beinhaltet meistens eine Kalium-, manchmal auch eine Magnesium- oder Phosphor-Düngung (BS ST 2021). Die relativen Anteile der Grunddüngung an den besiedelten und unbesiedelten Probepunkten waren um etwa vier Prozentpunkte verschieden. Grunddüngung kam im UG DDN-W nicht vor. Stallmistdüngung kam nur im UG DDN-O vor und nahm insgesamt 8,6 % aller unbesiedelten Probepunkte ein. Der relative Anteil an allen besiedelten Probepunkten war fast doppelt so groß. Bei wechselnder Düngung werden beide beschriebenen Düngeformen angewendet. Wechselnde Düngung kam nur an unbesiedelten Probepunkten in den UGs DDN-W und HAN vor und nahm 6,6 % aller unbesiedelten Probepunkte ein.

Für insgesamt 69 Probepunkte konnte die Düngeform nicht ermittelt werden, da diese auf privaten Flächen oder Wegen lagen, für die diese Information nicht vorlag. Der relative Anteil der unbekanntem Bewirtschaftungsform macht dabei über ein Drittel aller unbesiedelten Probepunkte und etwa ein Sechstel aller besiedelten Probepunkte aus. Die Werte an den Probepunkten im Grenzbereich lagen nur bei der wechselnden und bei der nicht angegebenen Düngeform etwa mittig zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

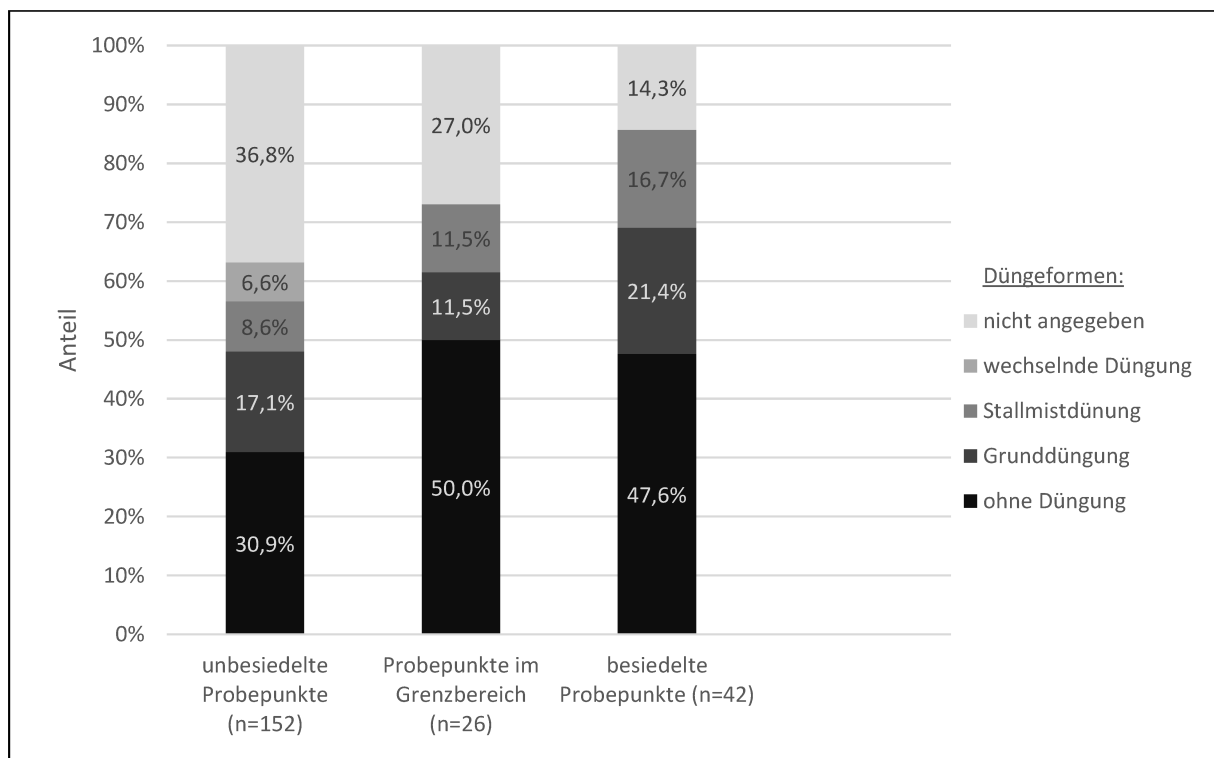


Abb. 19: Vergleich der relativen Anteile der Düngeformen, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.7 Habitatparameter Bewirtschaftungsform

In Abb. 20 werden die relativen Anteile der Bewirtschaftungsformen an besiedelten und unbesiedelten Probepunkten, sowie an Probepunkten im Grenzbereich, miteinander verglichen.

Einschürige Wiesen nahmen 2,6 % aller unbesiedelten Probepunkte ein. An den besiedelten Probepunkten war ihr relativer Anteil fast sieben Prozentpunkte größer. Einschürige Wiesen kamen dabei nur in den beiden DDN UGs vor, im UG DDN-W nur an unbesiedelten Probepunkten. Die zweischürige Wiesenmäh macht über die Hälfte aller unbesiedelten Probepunkte aus. An den besiedelten Probepunkten war der relative Anteil über zehn Prozentpunkte höher. Bei einer getrennten Betrachtung der UGs, fiel das UG DDN-W im Vergleich mit dem Gesamtergebnis auf. Hier lag der relative Anteil an den besiedelten Probepunkten bei 80 %. Mähweiden werden sowohl gemäht als auch beweidet. Die relativen Anteile der Mähweiden waren mit 14,3 % an allen besiedelten Probepunkten etwas größer als an allen unbesiedelten Probepunkten mit 10,5 %. Sie kamen dabei im UG DDN-W nicht vor.

Insgesamt konnte die Bewirtschaftungsform für 68 Probepunkte nicht ermittelt werden, da diese auf privaten Flächen oder Wegen lagen, für die diese Information nicht vorlag. Die sechs Probepunkte auf Ackerflächen waren alle unbesiedelt, die zwei Probepunkte auf Wegen beide besiedelt. Der relative Anteil der unbekanntem Grünlandnutzung (private Flächen) macht fast ein Drittel aller unbesiedelten Probepunkte und etwa ein Zehntel aller besiedelten Probepunkte aus. Die Werte an den Probepunkten im Grenzbereich lagen kaum mittig zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

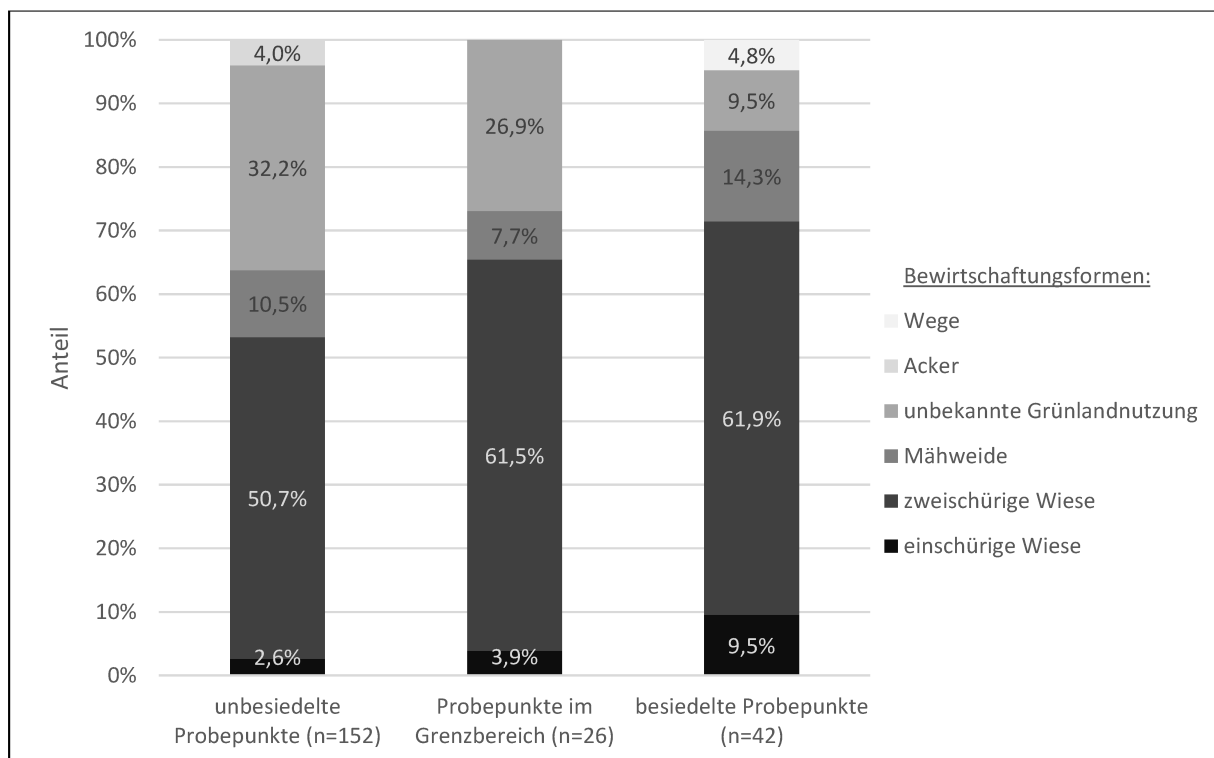


Abb. 20: Vergleich der relativen Anteile der Bewirtschaftungsformen, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.8 Habitatparameter Schutzstatus

In Abb. 21 werden die relativen Anteile des Schutzstatus an besiedelten und unbesiedelten Probestellen, sowie an Probestellen im Grenzbereich, miteinander verglichen.

Flächen im öffentlichen Besitz nahmen etwa die Hälfte aller unbesiedelten Probestellen ein. An den besiedelten Probestellen war ihr relativer Anteil über 35 % höher. Diese Zunahme war auch bei einer getrennten Betrachtung in den einzelnen UGs ersichtlich. Private Flächen ohne Vertragsnaturschutz machten 35,3 % aller unbesiedelten Probestellen aus. An den besiedelten Probestellen war ihr relativer Anteil fast 20 % kleiner. Bei einer getrennten Betrachtung der UGs fällt auf, dass der relative Anteil an besiedelten Probestellen im UG HAN mit 22,2 % deutlich höher war als jener im UG DDN-O mit 4,3 %. Private Flächen mit Vertragsnaturschutz kamen nur an unbesiedelten Probestellen vor, ihr relativer Anteil macht dort 13,1 % aus.

Die Werte an den Probestellen im Grenzbereich bilden einen Übergang zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probestellen. Insgesamt konnte der Schutzstatus für vier Probestellen nicht ermittelt werden, da diese auf Wegen, Randflächen oder Gebäuden lagen.

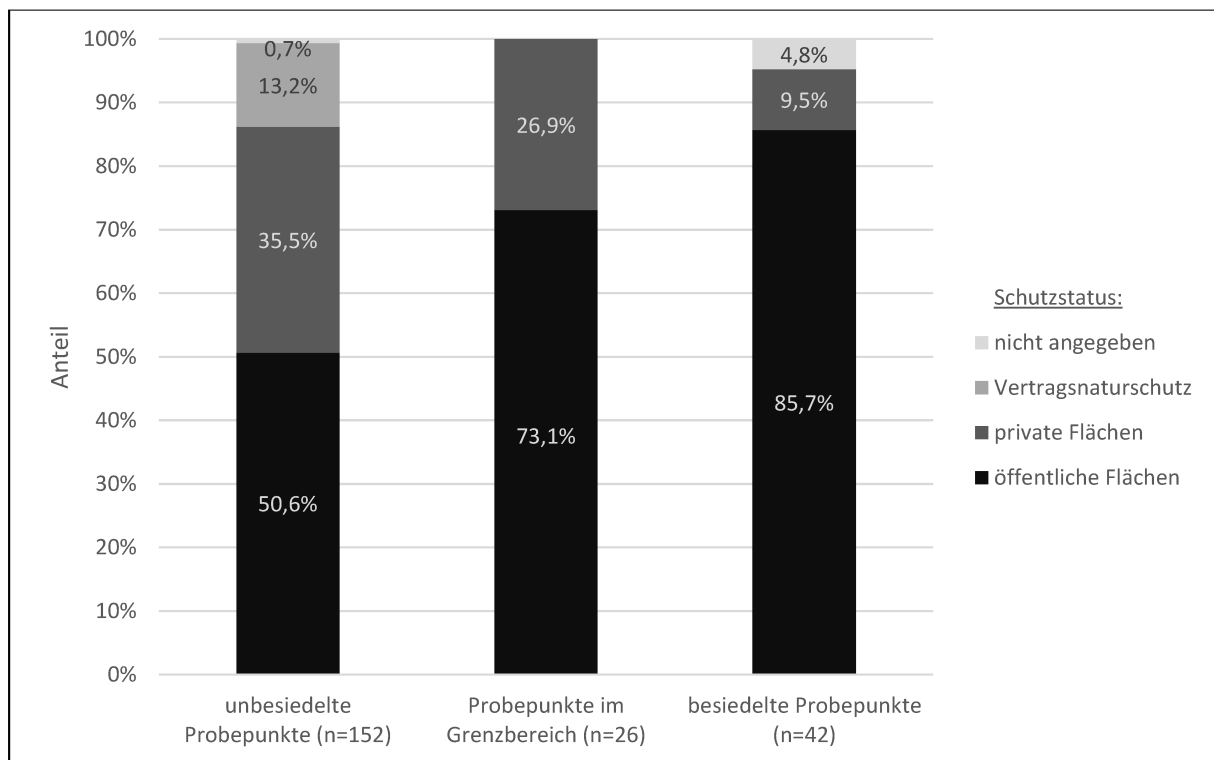


Abb. 21: Vergleich der relativen Anteile des Schutzstatus, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.9 Habitatparameter Abstand Bäume

Bei den Bäumen wurde zwischen Einzelbaum und Baumreihe differenziert (s. Kap. 2.2.2). In Abb. 22 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Einzelbaum‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Sowohl der Median als auch der Mittelwert (\bar{x} in Abb. 22) der Abstände aller besiedelten Probepunkte waren fast 70 m größer als jener aller unbesiedelten Probepunkte. Dies entspricht einer relativen Veränderung von 65,7 % für den Median und 54,7 % für den Mittelwert. Der Mittelwertunterschied ist höchst signifikant und damit auch der Zusammenhang zwischen dem Abstand zu Einzelbäumen und der Wiesenpieper-Besiedlung ($W = 1803$; $p < 0,001$). Bei einer getrennten Betrachtung der UGs fällt das UG DDN-W im Vergleich mit dem Gesamtergebnis auf. Der Median der besiedelten Probepunkte war dort nur 41 m größer als der der unbesiedelten Probepunkte, der Mittelwert war etwa 24 m größer. Im UG DDN-O war der Median der besiedelten Probepunkten mit 219 m im Vergleich am höchsten.

Die Werte der Probepunkte im Grenzbereich lagen etwa mittig zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

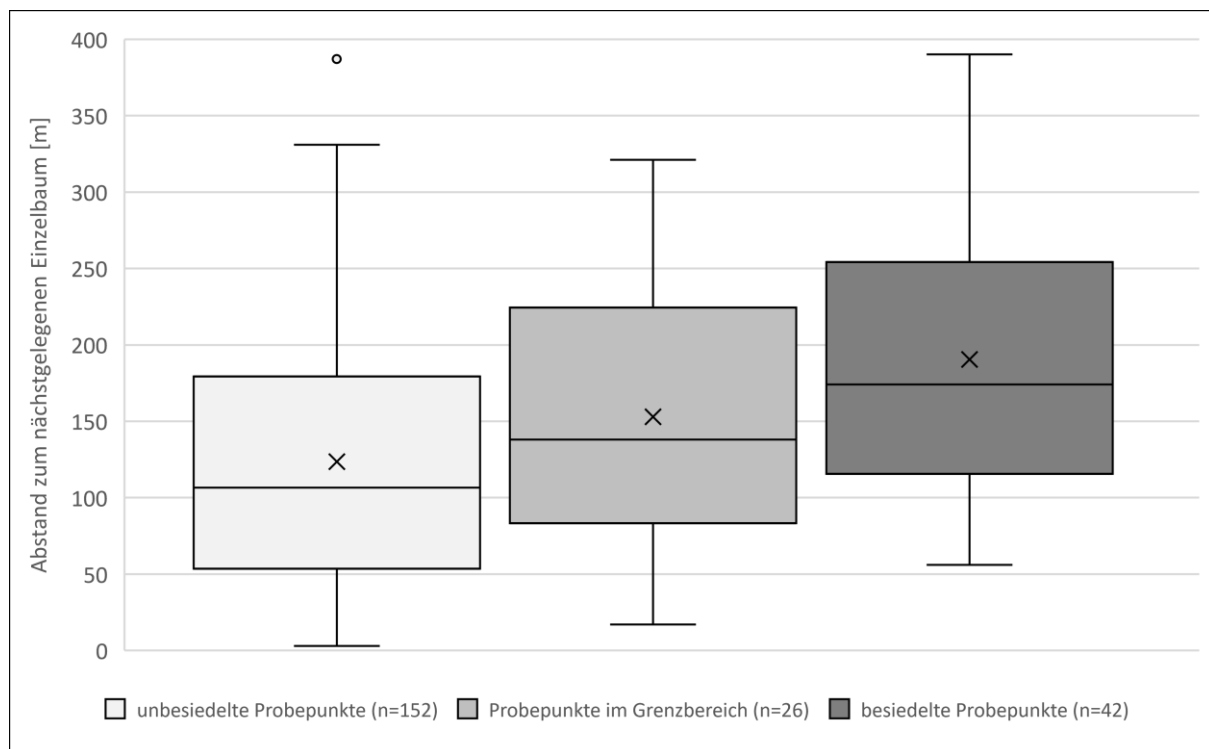


Abb. 22: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Einzelbaum‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

In Abb. 23 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Abstand zur nächstgelegenen Baumreihe‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Der Median aller besiedelten Probepunkte war mit 80 m größer als jener aller unbesiedelten Probepunkte. Auch der Mittelwert (\bar{x} in Abb. 23) war 103 m größer. Dies entspricht einer relativen Veränderung von 83,3 % für den Median und 98,2 % für den Mittelwert. Der Mittelwertunterschied ist höchst signifikant und damit auch der Zusammenhang zwischen dem Abstand zu Baumreihen und der Wiesenpieper-Besiedlung ($W = 1279,5; p < 0,001$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Im UG DDN-W war der Median der besiedelten Probepunkte mit 305 m im Vergleich am höchsten. Auch der Unterschied zwischen den Medianen der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte war dort mit 194 m (174,8 %) am höchsten. Hingegen lagen in den anderen beiden UGs die Mediane und Mittelwerte der besiedelten Probepunkte mit 134 m (DDN-W) bis 139 m (HAN) unter jenen des Gesamtergebnisses. Auch der Unterschied zwischen den Medianen der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte machte dort mit 49 m (DDN-W) beziehungsweise 42 m (HAN) nur etwa ein Viertel der Differenz im UG DDN-O aus.

Die Werte der Probepunkte im Grenzbereich lagen etwa mittig zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

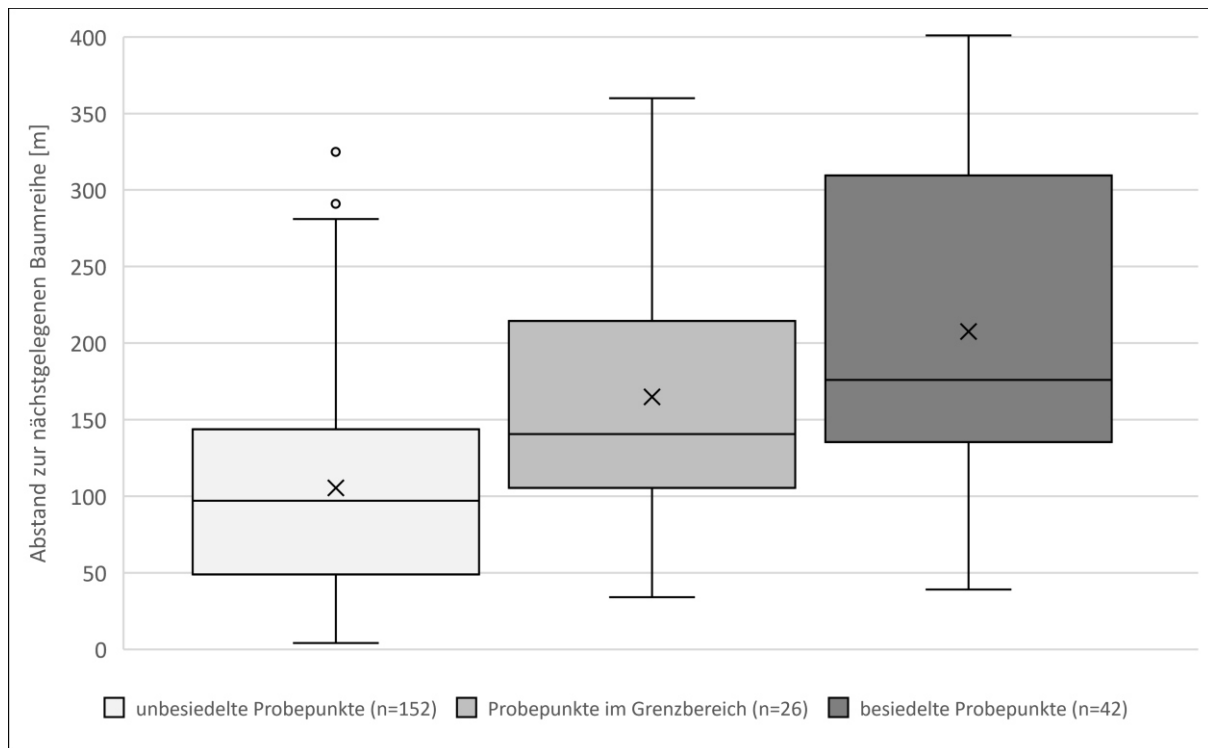


Abb. 23: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zur nächstgelegenen Baumreihe‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.10 Habitatparameter Abstand Gräben

In Abb. 24 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Graben‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Der Median aller besiedelten Probepunkte war mit 59 m etwas kleiner als jener aller unbesiedelten Probepunkte, mit 64 m. Auch der Mittelwert (\bar{x} in Abb. 24) war etwa fünf Meter kleiner. Die Mittelwerte sind nicht signifikant voneinander verschieden ($W = 3325$; $p = 0,681$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Im UG DDN-W war der Median der besiedelten Probepunkte 51 m größer als jener der unbesiedelten Probepunkte. In den anderen beiden UGs war der Median der besiedelten Probepunkte ca. 16 m (HAN) beziehungsweise 29 m (DDN-O) kleiner als jener der unbesiedelten Probepunkte.

Median und Mittelwert der Probepunkte im Grenzbereich waren jeweils deutlich größer als jene Werte der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

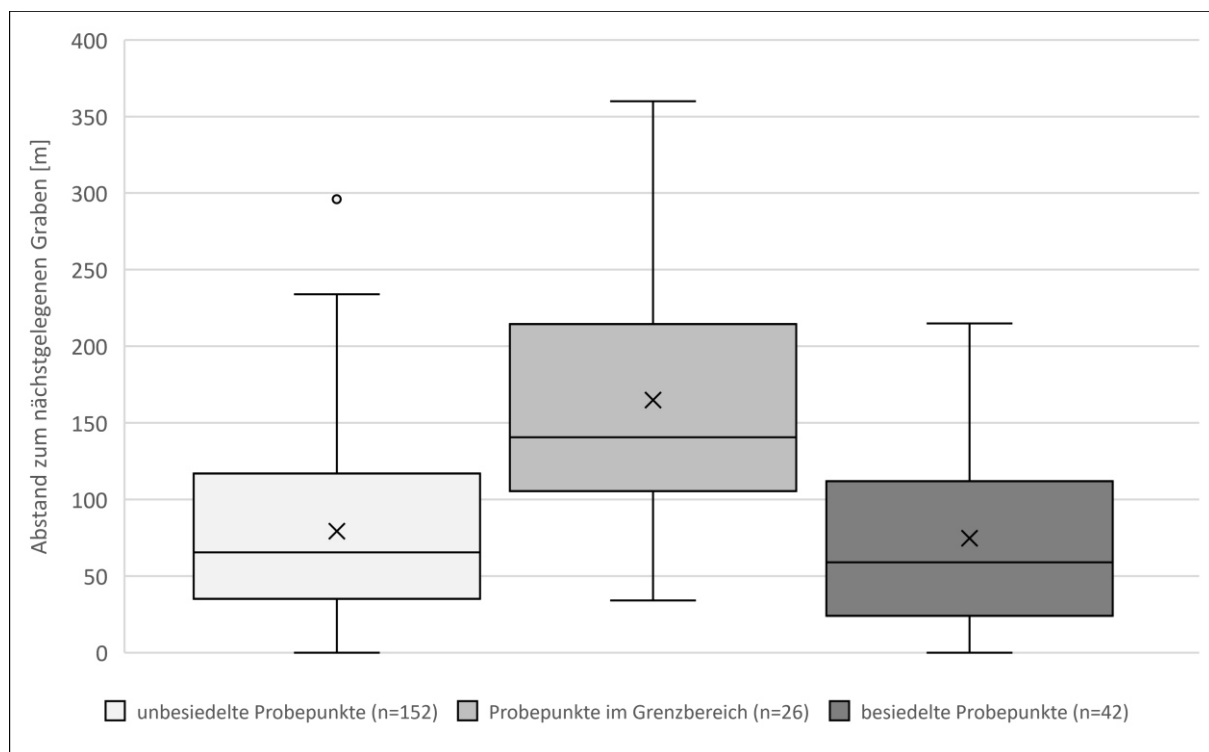


Abb. 24: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Graben‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.11 Habitatparameter Abstand Wege

In Abb. 25 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen unbefestigten Weg‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Der Median der Vegetationshöhe aller besiedelten Probepunkte war mit 66 m kleiner als jener aller unbesiedelten Probepunkte, mit 94 m. Auch der Mittelwert (x in Abb. 25) war um ca. 60 m kleiner. Dies entspricht einer relativen Veränderung von 29,8 % für den Median und 43,7 % für den Mittelwert. Der Mittelwerte unterschieden sich signifikant voneinander ($W = 3978$; $p = 0,015$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein differenziertes Ergebnis. Im UG DDN-O war der Median der besiedelten Probepunkte ca. 114 m kleiner als jener der unbesiedelten Probepunkte. In den andern beiden UGs war der Median der besiedelte Probepunkten hingegen größer als jener der unbesiedelten Probepunkte, etwa acht Meter im UG DDN-W und fünf Meter im UG HAN.

Die Werte der Probepunkte im Grenzbereich bilden einen Übergang zwischen den Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

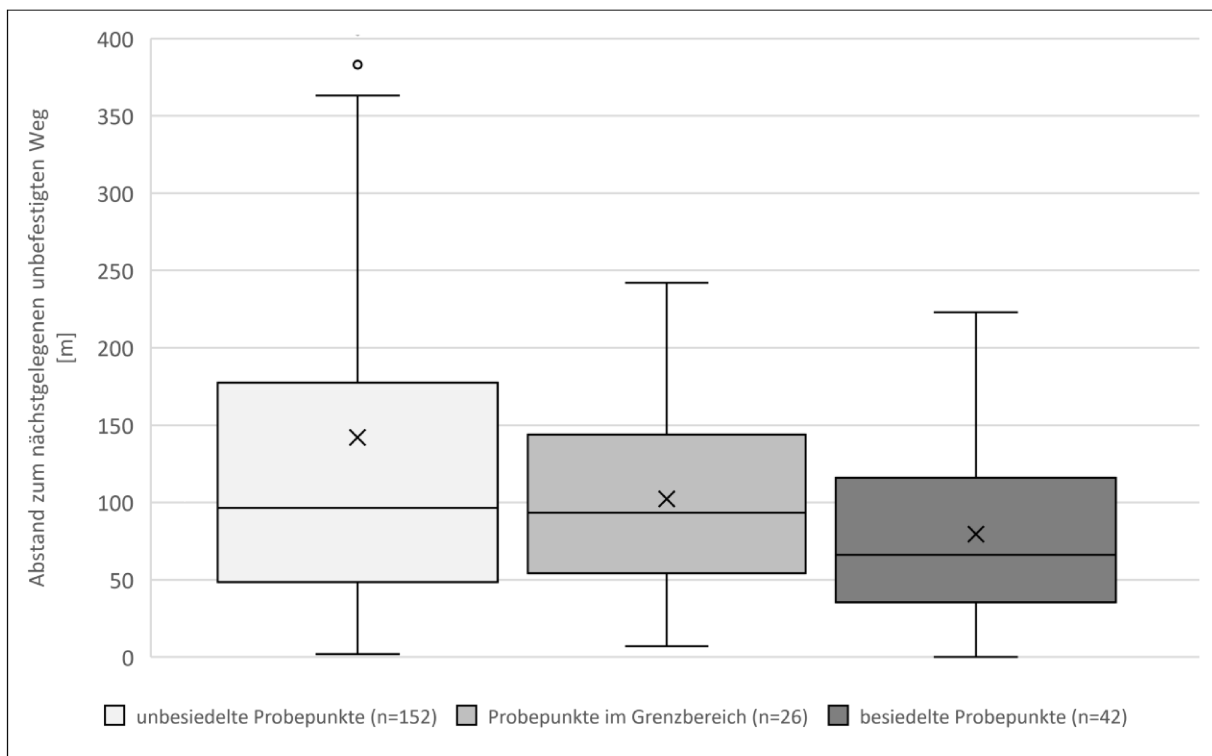


Abb. 25: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen unbefestigten Weg‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung (eigene Darstellung)

3.2.12 Habitatparameter Abstand Zäune

In Abb. 26 sind die Boxplots des Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Zaun‘, aufgeteilt nach der Besiedlung durch die Wiesenpieper, dargestellt.

Der Median aller besiedelten Probepunkte war mit 92 m etwas größer als jener aller unbesiedelten Probepunkte, mit 74 m. Der Mittelwert (\bar{x} in Abb. 26) aller besiedelten Probepunkte war etwa zwei Meter größer. Die Mittelwerte sind nicht signifikant voneinander verschieden ($W = 3113$; $p = 0,807$). Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs ergab sich ein ähnliches Ergebnis. Die Mediane der besiedelten Probepunkte waren zwischen 14 m (DDN-O) und 25,5 m (HAN) größer als die der unbesiedelten Probepunkte. Die Mittelwerte der besiedelten Probepunkte waren in beiden DDN UGs nur wenigen Zentimeter größer als die der unbesiedelten Probepunkte, im UG HAN beträgt der Unterschied hingegen 17,8 m.

Median und Mittelwert der Probepunkte im Grenzbereich waren jeweils kleiner als jene Werten der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte.

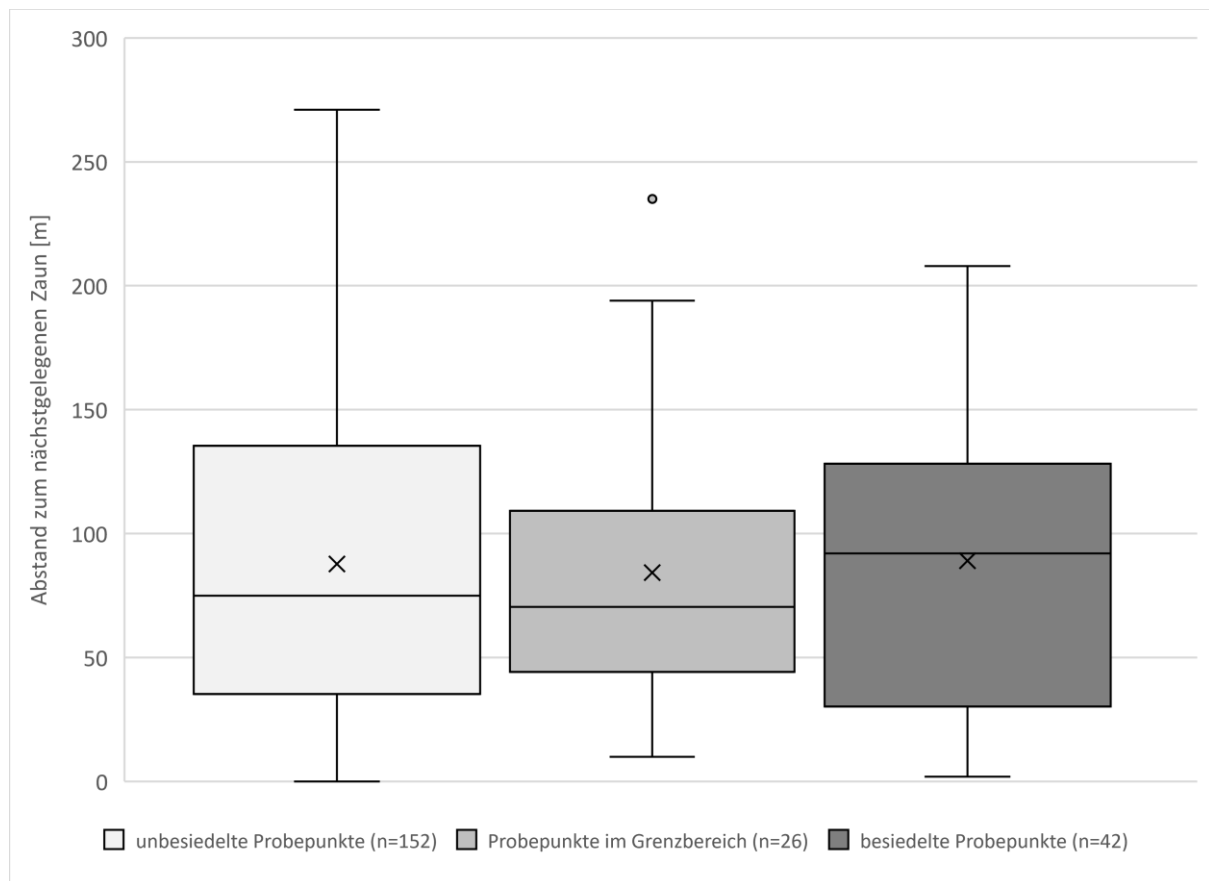


Abb. 26: Boxplots der Habitatparameters ‚Abstand zum nächstgelegenen Zaun‘, aufgeteilt nach Wiesenpieper-Besiedlung

3.2.13 Zusammenfassung Habitatwahl und Habitatparameter

Aufgrund der Vielzahl der Ergebnisse werden die wichtigsten Ergebnisse in Tab. 7 kurz zusammengefasst. Dabei werden nur jene Habitatparameter dargestellt, die im statistischen Modell das Signifikanzniveau von $p < 0,05$ erreicht haben.

Tab. 7: Vergleich der Habitatparameter-Ausprägungen mit den jeweils größten relativen Anteilen und Vergleich der Mediane an den unbesiedelten (u. P.) und besiedelten Probepunkten (b. P.), sortiert nach p-Wert (s. Tab. 5) (eigene Darstellung)

Habitatparameter	DDN-O	DDN-W	HAN
Bodentyp	u. P.: Niedermoor (37 %) b. P.: Niedermoor (94 %)	u. P.: Anmoorgley (60 %) b. P.: Anmoorgley (90 %)	u. P.: Anmoorgley (59 %) b. P.: Anmoorgley (56 %)
Abstand Einzelbaum	Median u. P.: 137 m Median b. P.: 219 m	Median u. P.: 112 m Median b. P.: 153 m	Median u. P.: 82 m Median b. P.: 145 m
Schutzstatus	u. P.: öffentliche Fl. (61 %) b. P.: öffentliche Fl. (91 %)	u. P.: private Fl. (55 %) b. P.: öffentliche Fl. (80 %)	u. P.: öffentliche Fl. (52 %) b. P.: öffentliche Fl. (78 %)
Vegetationshöhe	Median u. P.: 8,1 cm Median b. P.: 10,1 cm	Median u. P.: 8,0 cm Median b. P.: 10,2 cm	Median u. P.: 9,7 cm Median b. P.: 10,2 cm
Vegetationstyp	u. P.: Weidelgras-Weißkleeweiden (38 %) b. P.: Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaft (48 %)	u. P.: Tal-Glatthaferwiesen (49 %) b. P.: Geest-Rotschwingelweiden (40 %)	u. P.: Tal-Glatthaferwiesen (32 %) b. P.: Sumpfdotterblumenwiesen (56 %)
Abstand Baumreihe	Median u. P.: 111 m Median b. P.: 305 m	Median u. P.: 85 m Median b. P.: 134 m	Median u. P.: 97 m Median b. P.: 139 m
Düngeform	u. P.: unbekannt (27 %) b. P.: ungedüngt, Grund- & Stallmistdüng. (je 30 %)	u. P.: unbekannt (57 %) b. P.: ungedüngt (80 %)	u. P.: unbekannt (32 %) b. P.: ungedüngt (56 %)

3.3 Weitere beobachtete Faktoren

Es ist anzunehmen, dass die Habitatwahl der Wiesenpieper durch weitere Faktoren als die untersuchten Habitatparameter beeinflusst wird. HÖTKER (1990) nennt dabei etwa die Verfügbarkeit von Nahrungshabitaten oder interspezifische Beziehungen. Im Folgenden werden Beobachtungen dargestellt, die im Verlauf der Wiesenpieper-Kartierung zusätzlich zu den bereits beschriebenen Ergebnissen gemacht wurden. Sie erheben jeweils keinen Anspruch auf Vollständigkeit, da sie nicht im Fokus der Untersuchung standen und lediglich nebenbei erfasst wurden. Jedoch sollen sie als zusätzlicher Erkenntnisgewinn zur Beantwortung der Fragestellung beitragen.

3.3.1 Nahrungshabitate

Nahrungssuchende Wiesenpieper wurden im Rahmen der Kartierung insgesamt vier Mal beobachtet. Zwei Beobachtungen fanden dabei im UG DDN-O statt. Am 19.03.2021 suchte ein Wiesenpieper auf einer Honiggras-Feuchtwiese nach Nahrung und am 01.04.2021 wurde ein Individuum auf einer Weidelgras-Weißkleeweide kartiert. Die dritte Beobachtung bezieht sich auf das südöstliche UG HAN. Dort wurde eine Weidelgras-Weißkleeweide an einer Stelle streifenförmig umgebrochen und neu eingesät. In der dadurch entstandenen schütterten Vegetation wurde am 19.05.2021 ein nach Nahrung suchender Wiesenpieper kartiert. Der Vogel wurde darauffolgend beim Futtertransport zum außerhalb des UGs befindlichen Nests (s. Kap. 3.1) beobachtet. Zuletzt wurde ein Wiesenpieper am 11.06.2021 nördlich des UG DDN-W auf einer gemähten Wiese bei der Nahrungssuche beobachtet (s. Abb. 27).



Abb. 27: Wiesenpieper sucht nach Nahrung zwischen den Halmen auf einer gemähten Wiese. (eigene Aufnahme)

3.3.2 Zusammenleben mit anderen Vogelarten

Wiesenpieper teilten sich den Lebensraum in den UGs auch mit anderen Vogelarten, diese wurden nach Möglichkeit bei der Kartierung miterfasst. Da weder Neststandorte von Wiesenpiepern noch von anderen Vogelarten aufgesucht wurden, kann über deren räumliche Beziehung keine Aussage getroffen werden. Jedoch soll die Aufführung der beobachteten Vogelarten im nahen Umfeld der Wiesenpieper Hinweise auf die Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften und deren interspezifischen Beziehungen geben.

Die Art mit den meisten Revieren im Umfeld der Wiesenpieper war die Feldlerche (*Alauda arvensis*). Ihre Revieranzahl war vermutlich größer als die der Wiesenpieper. Als zweit häufigste Reviernachbarn, jedoch deutlich seltener als Feldlerchen, traten der Große Brachvogel (*Numenius arquata*) und der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf. Von Schwarzkehlchen (*Saxicola rubicola*) und Rohrhammer (*Emberiza schoeniclus*) wurden einzeln Vorkommen beobachtet. Auch die Schwesterart des Wiesenpiepers, der Baumpieper (*Anthus trivialis*), wurde mit mindestens zwei Revieren in den UGs festgestellt. Eines befand sich entlang der Bäume an der südöstlichen Grenze des UG DDN-O. Das zweite Baumpieper-Revier befand sich im Norden des UG HAN, direkt benachbart zu einem Wiesenpieper-Revier. Dort nutzten beide Arten teilweise denselben Baum als Singwarte. Weitere Brutvögel, die mindestens mit einem Revier innerhalb des UGs kartiert wurden, sind die Stockente (*Anas platyrhynchos*).

tyrhychos), die Kanadagans (*Branta canadensis*), die Wachtel (*Coturnix coturnix*), die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) und die Wiesenschafstelze (*Motacilla flava*).

Im Verlauf der Wiesenpieper-Brutsaison wurden die UGs zudem von einer Vielzahl weiterer Vogelarten genutzt, die dort jedoch (wahrscheinlich) nicht gebrütet haben. Als Rastvögel traten in größerer Anzahl mehrere Enten- und Gänsearten, Bekassinen (*Gallinago gallinago*) und Sperlingsvögel wie etwa der Bluthänfling (*Linaria cannabina*) und der Star (*Sturnus vulgaris*) auf. Unter den Nahrungsgästen sind insbesondere der Graureiher (*Ardea cinerea*), der Weißstorch (*Ciconia ciconia*), der Mäusebussard (*Buteo buteo*), der Rotmilan (*Milvus milvus*), der Turmfalke (*Falco tinnunculus*) und die Rauchschnalbe (*Hirundo rustica*) zu nennen.

3.3.3 Einflüsse des Freizeittourismus

Die Wiesenpieper-Habitate in den UGs werden neben der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung (s. Kap. 3.2.6 & 3.2.7) und dem Schutzstatus (s. Kap. 3.2.8) auch durch weitere menschliche Faktoren wie dem Freizeittourismus beeinflusst. Im Folgenden werden deshalb auch die Eindrücke zu diesem Thema aus dem Kartierzeitraum geschildert. Dabei ist zu beachten, dass die Kartierungen an unterschiedlichen Wochentagen und zu unterschiedlichen Tageszeiten durchgeführt wurden (s. Kap. 2.2.1) und so nicht unbedingt den Zeitraum des höchsten Besucher*innen-Aufkommens abbilden. Zudem sind die Wetterbedingungen und die zum damaligen Zeitpunkt geltenden Restriktionen zur Eindämmung der COVID-19-Pandemie als Einflussfaktoren auf den Freizeittourismus zu bedenken.

Im UG DDN-O war der Freizeittourismus vor allem im Südosten des Gebiets zu beobachten. In der Südost-Spitze des UGs befindet sich ein Wanderparkplatz, auf dem im Verlauf jedes Kartierdurchgangs parkende Fahrzeuge festgestellt wurden. Viele der beobachteten Besucher*innen hielten sich in den angrenzenden Waldflächen um den ‚Niedringhaussee‘ auf. Ein gewisser Teil, insbesondere jene Menschen mit Hunden, spazierten entlang der ‚Speckenstraße‘ und der ‚Telgte‘- Straße. Einige der Hundebesitzer*innen hielten sich dabei, trotz Beschilderung, nicht an das geltende Betretungsverbot und die Leinenpflicht (LANUV NRW). Insbesondere die Flurstücke 104 und 105 (Flur 89, Gemarkung Westerkappeln) wurden mehrmals als Hundeauslauf und -Spielwiese genutzt. Dass der Freizeittourismus sich jedoch auch auf die nicht durch öffentliche Wege erschlossenen Bereiche des UGs auswirken kann, zeigt zumindest folgende Beobachtung. Eine Besucherin nahm ihren Hund nahe des Wanderparkplatzes von der Leine, dieser begann sofort einen Feldhasen (*Lepus europaeus*) zu jagen. Der Hund hetzte diesen über zwei Kilometer durch das gesamte UG und scheuchte dabei eine Vielzahl von Brutvögeln auf.

Auch im UG DDN-W wurden regelmäßig Spaziergänger*innen, seltener auch mit Hund, beobachtet. Insgesamt wurden dort im Vergleich zum südöstlichen UG DDN-O deutlich weniger Menschen während der Kartierungen angetroffen. Die Besucher*innen liefen dabei auf dem Wirtschaftsweg durch das UG, wobei der westliche Teil des Weges eigentlich während der Brutzeit gesperrt ist. Diese Passage war auf den entsprechenden Hinweisschildern jedoch übermalt worden. Zudem wurde zwei Mal beobachtet, wie Besucher*innen den Wirtschaftsweg verließen und einen Trampelpfad entlang des Flurstücks 113 (Flur 75, Gemarkung Westerkappeln) nutzten.

Im UG HAN ist während der Kartiertermine nur eine einzige Besucherin angetroffen worden, die den Wirtschaftsweg allmorgendlich beläuft. Die Wegführung im UG ermöglicht dabei kein vollständiges Durch- oder Rundwandern.

4 Diskussion

4.1 Wiesenpieper-Besiedlung

In den UGs wurden unterschiedliche Wiesenpieper-Besiedlungen festgestellt (s. Tab. 4). Die Revierdichte war im UG DDN-O am höchsten (1,84 – 2,18 Reviere / 10 ha) und im UG HAN am kleinsten (0,98 Reviere / 10 ha). Damit liegen alle Werte im Bereich der von HÖTKER (1990), auf Grundlage einer Literaturrecherche, angegebenen durchschnittlichen Dichte von 0,5 – 5 Reviere / 10 ha. Jedoch geben GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a, S. 637) zu bedenken, dass Wiesenpieper-Bestände „sogar bei ausschließlichen Untersuchungen [...] gewöhnlich unterschätzt“ werden würden.

Zumal bei den Ergebnissen der Kartierung rückblickend auch der Einfluss des Wetters zu berücksichtigen ist. Laut dem Deutschen Wetterdienst ist das Frühjahr 2021 nämlich „deutlich zu kühl“ gewesen (DWD 2021, S. 1). Insbesondere der April ist in den Bundesländern Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen, an dessen Grenze die UGs liegen (s. Abb. 2), der „kälteste April seit 1977“ gewesen (DWD 2021, S. 3). Dies ist besonders relevant, da die erste und intensivste Gesangsperiode der Wiesenpieper „bei ungünstiger Frühjahrswitterung weitgehend entfallen“ kann (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a, S. 625 – 627). Es ist somit nicht auszuschließen das Wiesenpieper-Revier aufgrund der witterungsbedingt verminderten Gesangsaktivität übersehen wurden. Zumindest sind die angegebenen Revierzahlen daher als Mindestwerte zu interpretieren.

Ob die Wetterbedingungen im Frühjahr 2021 zudem einen generellen Einfluss auf Anzahl der Wiesenpieper in den UGs hatte, ist ungewiss. Nach KÖNIG et al. (2021) waren viele Vogelarten, die im April in die deutschen Brutgebiete zurückkehrten 2021 von einem wetterbedingten Zugstau betroffen. Bei Arten, die vor April zurückkehrten, sei die Frühjahrsankunft im Vergleich mit den letzten Jahren unverändert gewesen. Der Wiesenpieper ist zu Letzteren zu zählen (HÖTKER 1990; s. Kap. 1.2.1). Diese deutschlandweite Auswertung deckt sich mit den eigenen Beobachtungen in den UGs, sodass für die UGs nicht von einer verspäteten Frühjahrsankunft und Revierbesetzung in 2021 ausgegangen wird.

Beim auf die Ankunft im Brutgebiet folgenden Legebeginn ist insbesondere der noch als „milde“ beschriebene März (DWD 2021, S. 1) zu betrachten, da HÖTKER & SUDFELDT (1982a) eine Abhängigkeit von der durchschnittlichen Temperatur der letzten Märzdekade festgestellt haben. Wenn auch 40 Jahre nach dieser Untersuchung Klimawandel bedingte Veränderungen dieses Zusammenhangs zu bedenken sind, ist anzunehmen, dass der Legebeginn in den UGs nicht vom kalten Wetter im April beeinflusst wurde.

Gegen eine insgesamt aufgrund eines kühleren Frühjahrs verringerte Anzahl von Wiesenpiepern in den UGs spricht zudem die generelle Brutplatztreue (HÖTKER 1982; SEEL & WALTON 1979 zitiert nach HÖTKER 1990), sowie das Hauptvorkommen der Art im nordeuropäischen Klima (HÖTKER 1990). Eine dennoch im Vergleich zu anderen Jahren veränderte Anzahl an Revieren ist aufgrund der für die Art bekannten „sehr starken Bestandsschwanken in aufeinander folgenden Jahren“ (LIMBRUNNER et al. 2013, S. 560) nicht auszuschließen. Dies ließe sich jedoch erst durch mehrjährige Untersuchungen in denselben UGs feststellen.

Insgesamt erscheint die gewählte Methodik zur Kartierung der Wiesenpieper unter Anbetracht der plausiblen Ergebnisse (Vergleich mit Literaturangaben s. o.; WILHELM mündl. 2021b) und dem Eindruck im Gelände als geeignete für die Erfassung der Wiesenpieper-Besiedlung.

4.2 Habitatwahl und Habitatparameter

Wie bereits bei der Ergebnisdarstellung erfolgt eine Aufteilung dieses Diskussionsteils in die zwei Teilfragen der Forschungsfrage. Zuerst wird die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten unter Bezug auf die statistische Datenanalyse und die Ergebniskarten Abb. 8 – Abb. 13 diskutiert. Danach folgt die ausführliche Diskussion der einzelnen Habitatparameter in Bezug auf die aufgestellten Hypothesen und den zweiten Teil der Forschungsfrage. Die Gliederung folgt dabei der Reihenfolge der Hypothesen.

4.2.1 Habitatwahl

Die erste Teilfrage der Forschungsfrage lautet: ‚Welche Habitatparameter bestimmen die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten?‘. Hierauf kann geantwortet werden, dass die Habitatwahl der Wiesenpieper in den UGs maßgeblich durch den Bodentyp und den Abstand zu den nächstgelegenen Bäumen bestimmt wurde. Dies sind die wohl wichtigsten der untersuchten Habitatparameter in den UGs. Weitere signifikant wichtige Habitatparameter waren der Schutzstatus, der Vegetationstyp und die Vegetationshöhe. Überdies ist ein Einfluss der Düngung möglich.

In den Abb. 8 – Abb. 13 ist zu erkennen, dass besiedelte Probepunkte nur auf bestimmten Bodentypen vorkommen. Die Besiedlung scheint teilweise sogar den Grenzen der Bodentypen zu folgen, wobei diese aufgrund des Erhebungsmaßstabs der Bodenkarte nicht als exakt angesehen werden dürfen (GD NRW). Auch beim Schutzstatus und dem Abstand zum nächstgelegenen Baum ist dies überwiegend zu beobachten. Dabei ist zu betonen, dass der in den Ergebniskarten dargestellte Abstand von 100 m nicht der minimalen Toleranzgrenze entspricht, wie besiedelte Probepunkte mit geringerem Abstand zeigen. Ein gewisser Toleranzbereich zeigt sich auch bei der Besiedlung der Vegetationstypen. Vermutlich sind hierbei die Strukturmerkmale der Vegetation bedeutsamer als bestimmte Pflanzenarten oder -gesellschaften, da sie über die Eignung als Brut- und Nahrungshabitat entscheiden (BORN et al. 1990; DOUGLAS et al. 2008; HÖTKER 1990; VANDENBERGHE et al. 2009). Dies lässt sich bei der Vegetationshöhe teilweise erkennen, für die Vegetationsdichte sind die Ergebnisse jedoch nicht eindeutig (s. Kap. 4.2.3). Ein weiteres, jedoch nicht untersuchtes, Strukturmerkmal der Vegetation könnte dessen Farbe sein. So modellierten KOSICKI & CHYLARECKI (2013) erfolgreich ein Vorhersagemodel zum Wiesenpieper-Vorkommen in Polen unter anderem mit dem ‚normalized differences vegetation index‘ (NDVI).

Wie erwartet war die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten von mehreren der untersuchten Habitatparameter abhängig. Zudem sind weitere nicht betrachtete Einflüsse auf die Habitatwahl wie zum Beispiel Prädationsdruck, Brutplatztreue, Mikroklima oder die Isolation des Vorkommens zu bedenken. Dies deckt sich mit den Angaben in der Literatur (BAUER et al. 2005; BORN et al. 1990; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a; HÖTKER 1990; LIMBRUNNER et al. 2013).

Die gewählte Methodik zur Untersuchung der Habitatwahl erwies sich als geeignet für die Zwecke dieser Untersuchung. Eine Hierarchie der Habitatparameter konnte für die Untersuchungsgebiete erarbeitet werden. Die Stichprobengröße ließ keine Analyse der bevorzugtesten Kombination von Habitatparameter-Ausprägungen zu. Es wäre wünschenswert, wenn dies in einem größeren Versuchsumfang (größeres Untersuchungsgebiet, mehr Wiesenpieper-Reviere, engeres Probepunkte-Netz) untersucht werden würde. Auch die Kombination der durchgeführten Methodik mit einer gezielten Untersuchung von Neststandorten und Nahrungssuche hätte voraussichtlich weitere beziehungsweise genauere Erkenntnisse erbracht.

4.2.2 Habitatparameter Vegetationshöhe

Die erste Hypothese ‚Die Vegetationshöhe ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell wird durch die Hinzunahme des Parameters signifikant ($p < 0,05$) verbessert. Diese Relevanz deckt sich mit dem Ergebnis von HÖTKER (1988 zitiert nach HÖTKER 1990) und den Angaben von BAUER et al. (2005).

Die zweite Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen, die zum Zeitpunkt der Revierbesetzung eine höhere Vegetation aufweisen.‘ wird zumindest in den beiden DDN-UGs bestätigt. Die Mediane der besiedelten Probestellen (ca. 10 cm Höhe) waren in beiden UGs etwa zwei Zentimeter größer als jene der unbesiedelten Probestellen (ca. 8 cm). Im UG HAN hingegen war der Median an besiedelten Probestellen ca. 0,5 cm kleiner als an unbesiedelten Probestellen. Dies ist möglicherweise mit den dort häufiger vorkommenden Sumpfdotterblumenwiesen (*Bromo-Senecionetum*) in Zusammenhang zu bringen. Dass die abweichenden Ergebnisse im UG HAN im Gesamtergebnis nicht ersichtlich sind, ist vermutlich mit der ungleichen Verteilung der Probestellen auf die UGs und der geringen Höhenunterschiede im UG HAN zu erklären.

Grundsätzlich ist die Vegetationshöhe von Grünland ein Ergebnis der standörtlichen Verhältnisse, des Pflanzenbestandes, der Bewirtschaftung und der Düngung (PÖTSCH 2009). Die Vegetationshöhe Ende März ist dabei insbesondere vom Zeitpunkt der letzten Bewirtschaftung und den danach bis zum Zeitpunkt der Aufnahme vorherrschenden Wetterbedingungen abhängig. Welche Rolle der Vegetationstyp bei der Höhe gespielt haben kann, zeigt die differenzierte Darstellung in Kap. 3.2.2.

Es wurden keine Untersuchungen in der Literatur gefunden, mit denen die Ergebnisse verglichen werden können. Es fällt jedoch auf, dass die Mediane der besiedelten Probestellen in allen UGs jeweils über 9 cm Vegetationshöhe liegen, die von HÖTKER (1990) als Grenzwert für die Nahrungssuche angegeben werden. Insgesamt liegen zwei Drittel der besiedelten Probestellen über diesem Wert. Möglicherweise werden Flächen, die bereits Ende März eine etwas höhere Vegetation aufweisen, von Wiesenpieper präferiert, da sich dort einfacher ein geschütztes Nest anlegen lässt. Denn Neststandorte, die durch die Pflanzen oder Bodenstrukturen von mindestens einer Seite und von oben geschützt sind, werden laut HÖTKER (1990) bevorzugt.

Neststandorte wurden bei dieser Untersuchung jedoch nicht erfasst (s. Kap. 2.2.1). Die Besiedlung wurde auf Grundlage von revieranzeigendem Verhalten, meistens Gesang, bewertet. Der Ort des Gesangs richtet sich beim Wiesenpieper jedoch weniger nach dem Neststandort als mehr nach den vorhandenen Singwarten (HÖTKER 1990). Ein Zusammenhang von Bereichen mit höherer Vegetation zum Zeitpunkt der Revierbesetzung und dem späteren Neststandort kann damit nicht direkt begründet werden. Höhere Vegetationen wird laut HÖTKER (1988 zitiert nach HÖTKER 1990) von Wiesenpieper jedoch fast ausschließlich nur zum Erreichen des Nests durchlaufen. Nach überwiegender Literaturmeinung (z.B. BAUER et al. 2005; DOUGLAS et al. 2008; HÖTKER 1990; LIMBRUNNER et al. 2013; VANDENBERGHE et al. 2009) werden während der Brutzeit Flächen mit kurzer Vegetation zur Nahrungssuche aufgesucht. Nur für beweidete Salzwiesen (VAN KLINCK et al. 2014) und Überwinterungsgebiete (ATKINSON et al. 2005) wurden andere Zusammenhänge festgestellt. Insgesamt scheint es dem nach plausibel zu vermuten, dass Wiesenpieper Flächen, die bereits Ende März eine etwas höhere Vegetation aufweisen, aufgrund der Brutplatzzeichnung bevorzugt besiedeln.

Die gewählte Methode zur Messung der Vegetationshöhe erwies sich als geeignet für die Zwecke dieser Untersuchung. Ein weiterer Informationsgewinn hätte durch weitere Höhen-Messungen im Verlauf der Vegetationsperiode erreicht werden können.

4.2.3 Habitatparameter Vegetationsdichte

Die dritte Hypothese ‚Die Vegetationsdichte ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodells nicht bestätigt. Das Modell erfährt demnach durch die Hinzunahme des Parameters keine signifikant ($p < 0,05$) Verbesserung. Zu anderen Ergebnissen kamen zum Beispiel die Untersuchungen von VANDENBERGHE et al. (2009), DOUGLAS et al. (2008) oder KUMSTÁTOVÁ et al. (2004). Die Vegetationsdichte wird dabei als wichtiger Faktor bei der Habitatwahl von Wiesenpiepern ausgemacht. GRÜNEBERG et al. (2013) vermuten in der Schaffung von genügend Offenbodenflächen sogar die wichtigste Maßnahme beim Wiesenpieper-Schutz.

Die vierte Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen, die zum Zeitpunkt der Revierbesetzung eine weniger dichte Vegetation aufweisen.‘ kann mit den vorliegenden Ergebnissen nicht ausreichend bestätigt werden. Mit beiden Methoden wurden insgesamt sehr ähnliche Werte gemessen. Bei der Halmdichte waren an 73,6 % aller Probepunkte mindestens 90 % der Markierungen sichtbar. Bei der zweiten Methode wiesen 72,7 % aller Probepunkte maximal zehn Prozent Offenboden auf. Für diese Ergebnisse gibt es verschiedene Erklärungsansätze.

Homogene Vegetationsdichten könnten auf eine einheitliche Grundeutrophierung in den UGs hindeuten. Der Stickstoffüberschuss aus der Landwirtschaft (Jahresmittel Deutschland 2015 – 2017: 78 kg N/ha (HÄUBEMANN et al. 2019)) führt dabei über die Atmosphäre auch zu einem verstärkten Stickstoffeintrag in wenig bis nicht gedüngten Gebieten. Dort verursacht dieser ein verstärktes Pflanzenwachstum und eine Veränderung der Artenzusammensetzung (KUNZ 2019; UBA 2021).

Möglicherweise entwickelt sich ein signifikanter Dichteunterschied aber auch erst im Verlauf der Vegetationsperiode, sodass die Vegetationsdichte zum Zeitpunkt der Revierbesetzung kein relevanter Parameter bei der Habitatwahl der Wiesenpieper sein kann. Die von VANDENBERGHE et al. (2009) und DOUGLAS et al. (2008) beschriebene Bevorzugung von lückiger Vegetation im Zusammenhang mit besserer Beuteerreichbarkeit bezieht sich auf den Zeitraum des Brütens und der Jungenaufzucht. Denkbar ist, dass die Vegetationsdichte erst im Verlauf der Brutsaison an Bedeutung gewinnt. Erklären ließ sich dies damit, dass dann die zur Nahrungssuche geeigneten Flächen häufig bereits durch die Vegetationshöhe limitiert sind und zudem für die Jungvögel zusätzliche Nahrungsmenge beschafft werden muss (HÖTKER 1990). Hierzu liefert das gewählte Untersuchungsdesign allerdings keine weiteren Informationen.

Die einheitlichen Ergebnisse könnten jedoch auch auf die gewählten Methoden und deren Ausführung zurückzuführen sein. So stellte VOGT (1994) mit der Stab-Methode durchaus heterogene Halmdichten in seinen Untersuchungsgebieten fest. Jedoch erfolgten seine Messungen zwischen Mai und Juli, weshalb sie nicht mit den hier vorliegenden Ergebnissen von Ende März vergleichbar sind. Es bleibt demnach offen, ob die Halmdichte tatsächlich nur geringe Unterschiede aufwies oder die gewählte Methode und deren Ausführung nicht fein genug waren, um diese festzustellen. Die Deckungsgrad-Schätzung hingegen wird als geeignet zur Bestimmung der Offenbodenanteile angesehen, ihr Einsatz gehört zum Standard bei Vegetationsaufnahmen. Es erscheint am plausibelsten, die geringen Offenbodenanteile auf die beschriebene Grundeutrophierung und die fehlende Störung der Grasnarbe durch Weidetiere zurückzuführen.

4.2.4 Habitatparameter Vegetationstyp

Die fünfte Hypothese ‚Der Vegetationstyp ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell bestätigt. So wird das Modell durch die Hinzunahme des Parameters signifikant ($p < 0,05$) verbessert. In der Literatur finden sich keine Angaben zur Bevorzugung von Vegetationstypen auf dem Niveau der Assoziationen. Die Habitatwahl wird in der Regel auf übergreifende Formationen bezogen, zum Beispiel bei HÖTKER (1990) oder LIMBRUNNER et al. (2013).

Die sechste Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Feucht- und Nasswiesen (Ordnung *Molinietalia*) gegenüber Weidelgras-Weißkleewiden (*Lolio-Cynosuretum*).‘ wird durch das Gesamtergebnis bestätigt. Sumpfdotterblumenwiesen (*Bromo-Senecionetum*) und Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften (*Molinietalia*) stellten zusammen 30 % des Habitatangebotes an allen Probepunkten dar, an den besiedelten Probepunkten hingegen 45 %. Weidelgras-Weißkleewiden (*Lolio-Cynosuretum*) machten ca. 24 % des Habitatangebotes aus, an den besiedelten Probepunkten lag ihr relativer Anteil bei ca. 12 %. Dieses Ergebnis deckt sich mit der von GRÜNEBERG et al. (2013) beschriebenen Meidung von intensiver bewirtschaftetem Fettgrünland, zu dem die Weidelgras-Weißkleewiden zu zählen sind (DIERSCHKE 1997). Auch die Bevorzugung von Feuchtgrünland deckt sich mit den Angaben in der Literatur (z. B. BORN et al. 1990; GRÜNEBERG et al. 2013; LIMBRUNNER et al. 2013). Die Bevorzugung ist dabei jedoch nicht alleine auf den Feuchtegrad zurückzuführen, wie die hohen Dichten in trockenen Lebensräumen zeigen (HÖTKER 1990). Nach HUTTER et al. (2002) unterscheiden sich die Pflanzenbestände der Vegetationstypen darin, dass die der Weidelgras-Weißkleewiden im Allgemeinen gräserdominierter, arten- und blütenärmer sind als die der Feucht- und Nasswiesen. Aufgrund welcher Eigenschaften Wiesenpieper Feucht- und Nasswiesen bevorzugen, bleibt offen.

Bei einer getrennten Betrachtung der einzelnen UGs fällt auf, dass in jedem UG andere Vegetationstypen den Großteil der besiedelten Probepunkte ausmachen (s. Tab. 7). Dies hat vermutlich mehrere Ursachen, wobei die Verfügbarkeit der einzelnen Vegetationstypen und der Einfluss möglicher anderer Faktoren mit einzubeziehen sind. So sind besiedelte Probepunkte auf Sumpfdotterblumenwiesen hauptsächlich im UG HAN zu finden. Im UG DDN-W kommt dieser Vegetationstyp gar nicht vor. Im UG DDN-O sind die meisten Probepunkte auf Sumpfdotterblumenwiesen unbesiedelt, möglicherweise, weil der Abstand zu Bäumen im Norden und Südosten zu gering ist (s. Abb. 8). Gleiches gilt vermutlich für die Geest-Rotschwingelweiden (*Festuco-Cynosuretum*), die im UG DDN-O nicht besiedelt sind, im UG DDN-W jedoch 40 % der besiedelten Probepunkte ausmachen.

Des Weiteren ist zu beachten, dass fast zehn Prozent der besiedelten Probepunkte zu den ‚sonstigen Pflanzengesellschaften‘ zählen. Dies ist vermutlich auf die darin enthaltenen feuchten Vegetationstypen (*Ranunculo-Alopecuretum*, *Magnocaricion* und Gewässer-Vegetation) zurückzuführen.

Insgesamt ist eine Bevorzugung der Wiesenpieper von Feuchtwiesen-Fragmentgesellschaften, Sumpfdotterblumenwiesen und Geest-Rotschwingelweiden gegenüber Weidelgras-Weißkleewiden und Tal-Glatthaferwiesen in den UGs zu erkennen. Die Besiedlung der Vegetationstypen wird dabei jedoch auch vom Habitatangebot und anderen limitierenden Faktoren bestimmt, sodass auch die weniger bevorzugten Vegetationstypen stellenweise besiedelt sind. Von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a) werden die in den UGs bevorzugten Vegetationstypen, mit weiteren vor allem feucht bis nassen Gesellschaften, als Wiesenpieper-Habitate der Mittelgebirgslandschaften aufgeführt. Es konnten keine weiteren Angaben in der Literatur zur Besiedlung von pflanzensoziologischen Assoziationen gefunden werden, wobei eine sehr enge Bindung an einzelne Assoziationen nach BÖLSCHER

(1992) auch nicht zu erwarten sei. Insgesamt decken sich die Ergebnisse jedoch auch mit dem übergreifenden als Feuchtgrünland beschriebenen Wiesenpieper-Habitat (z. B. HÖTKER 1990; BAUER et al. 2005).

4.2.5 Habitatparameter Bodentyp

Die siebte Hypothese ‚Der Bodentyp ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Erklärung der Besiedlungsmuster des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell wird durch die Hinzunahme des Parameters höchst signifikant ($p < 0,001$) verbessert. Diese Relevanz des Bodentyps deckt sich mit den Beschreibungen von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a). Ansonsten wird dieser Habitatparameter nicht in den Lebensraum-Beschreibungen des Wiesenpiepers aufgeführt.

Auch die achte Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Torfböden.‘ wird durch das Ergebnis bestätigt. An besiedelten Probestellen kommen nur Niedermoor (64,3 %) und Anmoorgley (35,7 %) als Bodentyp vor. Die Ergebnisse stimmen mit der Charakterisierung des Bodens an Wiesenpieperbrutplätze nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a) überein. GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER beziehen die Bevorzugung dieser Böden auf deren Eigenschaften des langsamen Erwärmens beziehungsweise raschen Auskühlens. In der Literatur finden sich keine weiteren Angaben zur Habitatwahl des Wiesenpiepers im Zusammenhang mit dem Bodentyp.

Bei den Ergebnissen ist zu beachten, dass Niedermoorboden und Anmoorgley jeweils ca. 37 % aller Probestellen ausmachen und somit den jeweiligen Haupt-Bodentypen in den UGs darstellen (s. Tab. 7). Bei dem Ergebnis, dass die Bodentypen Gley, Podsol-Gley und die zusammengefassten sonstigen Sandböden unbesiedelt sind, sind demnach auch ihr geringes Vorkommen und der mögliche Einfluss anderer Habitatparameter wie etwa Baum-Abstand oder Vegetationshöhe zu bedenken.

4.2.6 Habitatparameter Düngeform

Die neunte Hypothese ‚Die Düngeform ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell in einer einseitigen Testung bestätigt. Das Modell erfährt darin eine signifikante ($p < 0,05$) Verbesserung durch die Hinzunahme des Parameters. KIEL (2015), LIMBRUNNER et al. (2013), UHL et al. (2009) oder WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) beschreiben die Wahl der Düngung als wichtig für Erhalt und Schaffung von Wiesenpieper-Habitaten. Jedoch zielen diese Angaben eher auf die Menge der eingesetzten Düngemittel ab, als darauf, ob es sich um Kunstdünger oder Stallmist handelt. Dies bezüglich konnte mit den vorliegenden Informationen nur ein Vergleich zwischen gedüngten und ungedüngten Flächen gezogen werden. Zudem ist zu bedenken, dass für etwa ein Drittel aller Probestellen keine Angaben vorliegen, was einen Einfluss auf die statistische Auswertbarkeit der Daten hat. Vermutlich wählen Wiesenpieper ihr Habitat in den UGs eher nach Parametern aus, die von der Düngeform mit beeinflusst werden wie dem Vegetationstyp und der Vegetationshöhe. Da diese jedoch nicht nur von der Düngung bestimmt werden (PÖTSCH 2009), erklärt die Düngeform das Besiedlungsmuster möglicherweise weniger als erwartet.

Die zehnte Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt ungedüngte Flächen.‘ kann hingegen mit den vorliegenden Ergebnissen ausreichend bestätigt werden. 30,9 % der unbesiedelten Probestellen sind ungedüngt, bei den besiedelten Probestellen sind hingegen 47,6 % ungedüngt. Dies deckt sich mit den Beschreibungen von UHL et al. (2009), bei denen ungedüngte (und spät ge-

mähete) Wiesen ‚vielfach letzte Brut- und Nahrungsflächen‘ darstellen. Von KIEL (2015), GRÜNEBERG et al. (2013), LIMBRUNNER et al. (2013) und WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) wird der (intensivere) Eintrag von Düngemittel als eine der Hauptgefährdungen von Wiesenpieper-Habitaten geführt. Es wird empfohlen, die Düngung in Wiesenpieper-Lebensräumen zu reduzieren (KIEL 2015; NWO 2002 zitiert nach GRÜNEBERG et al. 2013) beziehungsweise gänzlich zu unterlassen (FISCHER & MÜLLER 2018; LFU 2015; WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

Ein weiterer Blick ist auch auf die Probepunkte zu werfen, für die keine Daten vorliegen, da diese auf privaten Flächen oder Wegen lagen. Dies ist bei 36,8 % der unbesiedelten Probepunkte der Fall, bei den besiedelten Probepunkten hingegen nur bei 14,3 %. Diese Flächen werden also eher weniger von den Wiesenpieper bevorzugt. Es wird vermutet, dass die Flächen aufgrund der fehlenden Nutzungseinschränkungen überwiegend deutlich intensiver gedüngt sind. Diese Einschätzung wird auch vom Gebietsbetreuer der BS ST geteilt (TÜLLINGHOFF mündl. 2022). Die intensivere Düngung, vermutlich vor allem mit Stickstoff, und daraus resultierende Veränderung der Vegetation (s. Kap. 4.2.3), könnten der Grund sein, warum diese Probepunkte weniger besiedelt werden.

Insgesamt bleiben weitere Faktoren zu bedenken. Neben der aktuell eingesetzten Düngeform und -menge sind mindestens die Bodenverhältnisse, der Pflanzenbestand, die Düngung der letzten Jahr(zehnt)e, sowie die Nutzung (Nährstoffaustrag) zu berücksichtigen. Die aktuelle Düngeform ist für die Habitatwahl der Wiesenpieper vermutlich weniger relevant als der Unterschied, ob die Flächen überhaupt gedüngt werden oder nicht. Die Ergebnisse weisen auf eine Bevorzugung ungedüngter Flächen hin, was sich mit den Angaben in der Literatur deckt. Um dies genauer untersuchen zu können, würden Informationen zu den tatsächlich eingesetzten Düngemengen der letzten Jahr(zehnt)e benötigt.

4.2.7 Habitatparameter Bewirtschaftungsform

Die elfte Hypothese ‚Die Bewirtschaftungsform ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell nicht bestätigt. Das Modell erfährt durch die Zunahme des Parameters keine signifikante ($p < 0,05$) Verbesserung. Von KIEL (2015), GRÜNEBERG et al. (2013) und UHL et al. (2009) werden frühes beziehungsweise häufiges Mähen und hohe Viehdichten als Hauptursachen von Brutverlusten ausgemacht. Ob dies jedoch die Habitatwahl beeinflusst, wird nicht angegeben. Es finden sich in der verwendeten Literatur keine genauen Angaben zum Verhältnis von Bewirtschaftungsform und Habitatwahl von Wiesenpiepern, die Habitate werden im Allgemeinen nur zusammenfassend als ‚extensiv bewirtschaftet‘ beschrieben (z. B. BAUER et al. 2005).

Die zwölfte Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen mit einschüriger Wiesenmahd.‘ kann nicht ausreichend bestätigt werden. Der relative Anteil ist zwar an besiedelten Probepunkten größer als an unbesiedelten, jedoch ist die gesamte Stichprobengröße mit nur neun Probepunkten sehr klein und damit kaum aussagekräftig. Für rheinländische Wiesentäler und quellige Mittelgebirgshänge beschreibt MILDENBERGER (1984 zitiert nach WICHMANN & BAUSCHMANN 2015) eine Bevorzugung von einschürigen Wiesen mit spätem Schnitt. Auch in den Beschreibungen von UHL et al. (2009) sind spät gemähte (und ungedüngte) Wiesen häufig letzte Vorkommensorte. Dabei ist die Mahdhäufigkeit vom Vegetationstyp abhängig, zumindest unter der Voraussetzung, dass dieser erhalten werden soll (VAN DE POEL & ZEHEM 2014). Ansonsten konnten keine Angaben dazu gefunden werden, dass einschürige Wiesen oder auch anders bewirtschaftetes Grünland von Wiesenpiepern

bevorzugt besiedelt werden.

Auch bei der Bewirtschaftungsform sind diejenigen Probepunkte gesondert zu betrachten, für die keine Daten vorliegen, da sie auf privaten Flächen lagen. Alle sechs Probepunkte auf Ackerflächen waren dabei unbesiedelt. Nach Literaturangaben werden Ackerparzellen höchstens an ihren grasbewachsenen Ränder besiedelt (BECKER 1980/81 und SCHLICHTMANN 1951 zitiert nach HÖTKER 1990). Bei den Flächen in den UGs, bei denen die Grünlandnutzung unbekannt ist, liegt der relative Anteil an den unbesiedelten Probepunkten bei 32,2 % und an den besiedelten bei 14,3 %. Diese Flächen werden also eher weniger von den Wiesenpiepern bevorzugt. Es wird vermutet, dass ein Teil dieser Flächen aufgrund der fehlenden Nutzungseinschränkungen häufiger oder früher gemäht wird, was zu einer partiellen Meidung der Wiesenpieper geführt haben könnte.

Insgesamt lassen die Daten nur bedingt Rückschlüsse auf die Bevorzugung der Wiesenpieper von bestimmten Bewirtschaftungsformen zu, da die Stichproben nicht ausreichend gut verteilt sind. Zweischürige Wiesen machen den Hauptbestandteil der Habitatwahl, aber auch des Habitatangebotes aus. Ein direkter Vergleich zwischen Beweidung, ein-, zwei- und mehrmaliger Wiesenmahd war nicht möglich. Grundsätzlich werden zum Schutz von Wiesenpieper-Habitaten ein bis zwei späte Jahresmahden oder (späte) Beweidung mit geringen Viehdichten empfohlen (DÖRING 2005; FISCHER & MÜLLER 2018; GRÜNEBERG et al. 2013; KIEL 2015; MALM et al. 2020; WICHMANN & BAUSCHMANN 2015).

4.2.8 Habitatparameter Schutzstatus

Die 13. Hypothese ‚Der Schutzstatus ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell wird durch die Hinzunahme des Parameters signifikant ($p < 0,05$) verbessert. Diese Relevanz des Schutzstatus deckt sich mit den Beschreibungen von FISCHER & MÜLLER (2018), HÖTKER et al. (2013), UHL et al. (2009) und WICHMANN & BAUSCHMANN (2015).

Auch die 14. Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen im öffentlichen Besitz.‘ kann mit den Untersuchungsergebnissen bestätigt werden. 50,6 % der unbesiedelten Probepunkte liegen auf öffentlichen Flächen, bei den besiedelten Probepunkten sind es hingegen 85,7 %. Es finden sich keine Literaturangaben zur Bevorzugung von Flächen im öffentlichen Besitz durch Wiesenpieper. Von WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) wird generell für die großflächige und dauerhafte Lebensraum-Sicherung und die Umsetzung von Pflegekonzepten zum Flächen-Ankauf geraten. Zur Realisierung des Wiesenpieperschutzes empfehlen UHL et al. (2009) die Entwicklung von Naturschutz-Flächen des österreichischen Agrar-Umweltprogramms ‚ÖPUL‘ und FISCHER & MÜLLER (2018) das Vertragsnaturschutz-Programm. In den UGs wurden Vertragsnaturschutz-Flächen (17 Probepunkte) nicht von Wiesenpiepern besiedelt. Zumindest bei einem Teil der Vertragsnaturschutzflächen im UG DDN-O ist dabei jedoch die Nähe zu Bäumen zu berücksichtigen.

Insgesamt lässt sich in den Untersuchungsergebnissen eine Bevorzugung der Wiesenpieper von Flächen im öffentlichen Besitz erkennen. Jedoch ist auch zu bedenken, dass keine gleichmäßige Verteilung öffentlicher und privater Flächen zugrunde liegt. Die Habitatwahl der Wiesenpieper wird dabei jedoch weniger auf den reinen Besitzverhältnissen beruhen. Vielmehr sind wahrscheinlich die daraus resultierende Bewirtschaftung beziehungsweise die, dem öffentlichen Flächen-Ankauf häufig zugrunde liegende, naturschutzfachliche Wertigkeit relevant.

4.2.9 Habitatparameter Abstand Bäume

Die 15. Hypothese ‚Der Abstand zu den nächstgelegenen Bäumen ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell wird durch die Hinzunahme der Parameter ‚Abstand Baumreihen‘ und ‚Abstand Einzelbäume‘ signifikant ($p < 0,05$) beziehungsweise hoch signifikant ($p < 0,01$) verbessert. Diese Relevanz des Baum-Abstandes deckt sich mit den Beschreibungen in der Literatur (BAUER et al. 2005; GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a; GRÜNEBERG et al. 2013; HÖTKER 1990; KUMSTÁTOVÁ et al. 2004). Einschränkungen finden sich jedoch für lichte nordische Birkenwälder (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a), Kahlschläge in Mittelgebirgslandschaften (BORN et al. 1990; HÖTKER 1990) und schottische Fichtenanpflanzungen (MOSS et al. 1979 zitiert nach HÖTKER 1990).

Die 16. Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen abseits von Bäumen.‘ wird ebenso durch die Ergebnisse bestätigt. Sowohl der Median als auch der Mittelwert der Abstände aller besiedelten Probepunkte zu Einzelbäumen war fast 70 m größer als jene aller unbesiedelten Probepunkte. Bei den Baumreihen waren die Unterschiede des Abstandes noch größer (s. Tab. 7). Im UG DDN-O sind die Werte generell noch deutlicher ausgeprägt, was darauf zurückzuführen ist, dass dieses UG deutlich breiter als die anderen beiden ist und sich im Zentrum keine Bäume befinden. Besonders in diesem Untersuchungsgebiet lassen sich unbesiedelte Flächen mit der Meidung von Waldrändern in Verbindung bringen. Unterstützt wird dies dadurch, dass auch das Anfliegen von Baumreihen und Waldrändern in keinem UG beobachtet wurde. Wenn Bäume genutzt wurden, dann nur freistehende Einzelbäume, selten als Singwarte einmalig auch als Zufluchtsort. Der tolerierte Baum-Abstand variiert damit wohl, innerhalb einer gewissen Spannbreite, in Abhängigkeit von der Habitatausstattung, wie die vorliegenden Daten (s. Tab. 7) und eine Literatur-Auswertung von HÖTKER (1990) zeigen. Zudem scheint es einen Unterschied zu machen, ob es sich um einen freistehenden Einzelbaum handelt, die vereinzelt sogar als Singwarte genutzt wurden, oder einen dichten Waldrand.

Es wurden keine Untersuchungen in der Literatur gefunden, mit denen die Ergebnisse verglichen werden können. Allgemein empfehlen jedoch HÖTKER et al. (2013) und UHL et al. (2009) die Offenhaltung der Landschaft und das Unterlassen von Gehölzanpflanzungen in Wiesenpieper-Lebenssäumen. Auch ANGER (2021) rät für den Wiesenpieper-Schutz im Schwarzwald zum Erhalt und zur Erweiterung von Waldrand fernen Offenflächen.

4.2.10 Habitatparameter Abstand Gräben

Die 17. Hypothese ‚Der Abstand zu den nächstgelegenen Gräben ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird nicht durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell erfährt durch die Hinzunahme des Parameters keine signifikante ($p < 0,05$) Verbesserung. In der Literatur werden Gräben hingegen häufig als wichtiges Bruthabitat beschrieben (BAUER et al. 2005; BORN et al. 1990; LIMBRUNNER et al. 2013). Zugrunde liegen in der Regel die Untersuchungen von GROSSKOPF (1968 zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a) und HÖTKER & SUDFELDT (1982b), wobei die in Kap. 1.2.2 beschriebenen Einschränkungen zu beachten sind.

Die 18. Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen in der Nähe von Gräben.‘ lässt sich durch die Ergebnisse nicht bestätigen. Die Boxplots der besiedelten und unbesiedelten Probepunkte unterscheiden sich kaum (s. Abb. 24), sowohl im Mittel als auch im Median liegen die besiedelten und unbesiedelten Probepunkte etwa gleich nah an Gräben. Die geringen Abstandsun-

terschiede sind vermutlich auf die Häufigkeit von Gräben in den UGs zurückzuführen. Fast 72 % aller Probepunkte sind maximal 100 m vom nächsten Graben entfernt und 95 % sind maximal 200 m entfernt. Ein großer Unterschied, wie etwa bei den Bäumen, ist deshalb kaum möglich.

Dass besiedelte Probepunkte trotzdem nicht durchschnittlich noch näher an den Gräben lagen, ist damit zu begründen, dass diese Abstände durchaus eine übliche Flugdistanz innerhalb eines Reviers darstellen (HÖTKER 1990; s. Kap. 1.1).

GROSSKOPF (1968 zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a) und HÖTKER & SUDFELDT (1982b) beschreiben Gräben und andere geneigte Standorte als bevorzugte Neststandorte. Nester wurden bei dieser Untersuchung jedoch nicht erfasst (s. Kap. 2.2.1). Dies hätte möglicherweise den Zusammenhang zwischen Habitatwahl und Gräben besser auflösen können.

4.2.11 Habitatparameter Abstand Wege

Die 19. Hypothese ‚Der Abstand zu den nächstgelegenen unbefestigten Wegen ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird nicht durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell erfährt durch die Hinzunahme des Parameters keine signifikante ($p < 0,05$) Verbesserung. Unbefestigte Wege zählen zu den vegetationsarmen Flächen, die nach Literaturangaben bevorzugt zur Nahrungssuche genutzt werden (ANGER 2021; HÖTKER 1990; VANDENBERGHE et al. 2009). Wege stellen dabei jedoch bei Weitem nicht die einzige geeignete Nahrungsfläche dar, weder in den UGs noch generell (ANGER 2021; HÖTKER 1990; VANDENBERGHE et al. 2009). Dies ist wahrscheinlich der Grund, warum sie nicht so entscheidend bei der Habitatwahl der Wiesenpieper in den UGs waren.

Auch die 20. Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen in der Nähe von unbefestigten Wegen.‘ wird durch die Ergebnisse nicht ausreichend bestätigt. Nur im UG DDN-O lagen besiedelte Probepunkte im Durchschnitt deutlich näher an unbefestigten Wegen, was sich aufgrund der ungleichmäßigen Probepunktverteilung auch im Gesamtergebnis darstellt (s. Abb. 25). In den beiden anderen UGs zeigt sich jedoch ein gegenteiliges Bild. Wie bereits oben beschrieben, wurde die Nähe zu unbefestigten Wegen wahrscheinlich aufgrund der Verfügbarkeit von anderen Nahrungsflächen nicht eindeutig von den Wiesenpiepern in den UGs bevorzugt.

4.2.12 Habitatparameter Abstand Zäune

Die 21. Hypothese ‚Der Abstand zu den nächstgelegenen Zäunen ist ein signifikant wichtiger Habitatparameter für die Habitatwahl des Wiesenpiepers in den UGs.‘ wird nicht durch das Regressionsmodell bestätigt. Das Modell erfährt durch die Hinzunahme des Parameters keine signifikante ($p < 0,05$) Verbesserung. Hingegen werden Zäune von GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER (1985a) und BAUER et al. (2005) als wichtiges Habitatelement (Gesangswarte) beschrieben. Es wird vermutet, dass der Abstand zum nächsten Zaun kein wichtiger Habitatparameter in den UGs war, da auch andere Strukturen als Singwarte fungierten. Dies wurde mehrfach selbst beobachtet (s. Abb. 28 und Abb. 29) und wird auch von MENKVELD & ZONDERWIJK (1984 zitiert nach HÖTKER 1990) beschrieben. BORN et al. (1990), HÖTKER (1990) und UHL et al. (2009) sehen im Vorhandensein von Zäunen keine Voraussetzung für Wiesenpieperbesiedlung von Flächen und vermuten auch keinen Zusammenhang mit der Siedlungsdichte.

Auch die 22. Hypothese ‚Wiesenpieper besiedeln in den UGs bevorzugt Flächen in der Nähe von Zäunen.‘ kann nicht durch die Ergebnisse bestätigt werden. Sowohl der Median als auch der Mittel-

wert aller besiedelten Probepunkte waren größer als jene aller unbesiedelten Probepunkte. Dies unterstützt die Vermutung, dass die Wiesenpieper der UGs nicht auf Zäune als Singwarten angewiesen sind und Zäune somit auch wenig bedeutend bei der Habitatwahl waren.



Abb. 28: Wiesenpieper auf Betonrohr, dass als Singwarte genutzt wurde. (eigene Aufnahme)



Abb. 29: Maulwurfshügel, der von Wiesenpiepern als Sing- und Aussichtswarte genutzt wurde. (eigene Aufnahme)

4.3 Weitere beobachtete Faktoren

4.3.1 Nahrungshabitate

Es wurden zwar nur wenige Nahrungssuchen direkt beobachtet, ihre räumliche Verteilung passt jedoch gut zu den Angaben von HÖTKER (1990). Bei den ersten beiden Beobachtungen, Ende März und Anfang April, konnte die Nahrung auf den noch nicht zu hoch aufgewachsenen Grünlandflächen gesucht werden. Während sich die Nahrungssuche in den Monaten Mai und Juni auf verbliebene schüttere (Neueinsaat) oder frisch gemähte Wiesen verlagerte. HÖTKER (1988 zitiert nach HÖTKER 1990) stellte in vier norddeutschen Gebieten ein Zusammenhang zwischen den zur Brutzeit verfügbaren Nahrungsflächen mit weniger als 9 cm Vegetationshöhe und der Siedlungsdichte fest. Neben den genannten Flächen wurden im späteren Verlauf der Brutzeit vermutlich wie bei den Untersuchungen von ANGER (2021), HÖTKER (1990) oder VANDENBERGHE et al. (2009) auch andere Bereiche zur Nahrungssuche genutzt. In den UGs sind dies wahrscheinlich vor allem Wege, die Ränder von Blänken und Flächen, die wegen Staunässe oder aus einem anderen Grund keine hohe Vegetation aufweisen.

4.3.2 Zusammenleben mit anderen Vogelarten

Auch die interspezifischen Beziehungen könnten einen Einfluss auf die Habitatwahl der Wiesenpieper in den UGs gehabt haben. So beobachteten ERIKSSON & GOTMARK (1982) in Südwest-Schweden eine höhere Besiedlungsdichte von Wiesenpiepern und Wiesenschafstelze innerhalb von Territorien des Kiebitzes als außerhalb. Es konnte jedoch nicht vollständig geklärt werden, ob Wiesenpieper gezielt die Nähe der Kiebitze mit ihrer aktiven Revierverteidigung aufsuchen oder ob dies lediglich gemeinsame Habitatpräferenzen widerspiegelt.

GLUTZ VON BLOTZHEIM et al. (1986) geben für den Großen Brachvogel an, dass der tolerierte Abstand vom eigenen Nest zum Nest anderer Bodenbrüter wie zum Beispiel Kiebitz und Feldlerche sehr gering sein kann. Vermutlich ist dies ebenso auf Wiesenpieper anzuwenden. Auch für territoriale Feldlerchen wird eine Duldung artfremder Singvögel und Limikolen beschrieben (GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985b). Ob Individuen oder Nester der genannten Arten auch von Wiesenpieper im Nahbereich toleriert werden, ist nicht angegeben.

In der Literatur finden sich jedoch Informationen zum Zusammenleben des Wiesenpiepers mit anderen Pieper-Arten. Für den Wasserpieper (veraltete Zusammenfassung der eng verwandten Arten Berg-, Strand- und Pazifikpieper (SVENSSON et al. 2017)) beobachtete ELFSTRÖM (1979 zitiert nach GLUTZ VON BLOTZHEIM & BAUER 1985a) keinen Einfluss auf Lage und Dichte von Wiesenpieperrevieren. Wie auch in zwei der UGs beobachtet, beschreiben KUMSTÁTOVÁ et al. (2004) und LEGGE (2009) das sympatrische Vorkommen von Wiesenpiepern und Baumpiepern. Dies wird durch unterschiedliche Habitatpräferenzen begründet (HÖTKER 1990; KUMSTÁTOVÁ et al. 2004; LEGGE 2009). Nach HÖTKER (1990) gibt es keine Anzeichen für interspezifischen Aggressionen zwischen den genannten Pieper-Arten, selbst bei vollständiger Revier-Überlappung.

Zusammenfassend gibt es keine eindeutigen Literaturangaben dazu, ob die Habitatwahl der Wiesenpieper in den UGs durch die Meidung insbesondere der Arten Feldlerche, Kiebitz und Großer Brachvogel beeinflusst sein könnte. Jedoch legen die genannten Beschreibungen eher nahe, dass diese und andere Arten, die nicht zu den Fressfeinden gehören, kaum eine Rolle bei der Habitatwahl spielen beziehungsweise deren Nähe vielleicht sogar bevorzugt wird. Dies kann jedoch wohl nur durch Nestersuchen und gezielte Verhaltensbeobachtungen untersucht werden.

4.3.3 Einflüsse des Freizeittourismus

Zumindest für die Zeiträume der Kartierungen ist eine deutlich unterschiedliche Anzahl von Besucher*innen in den einzelnen UGs zu beobachten gewesen. Die beobachtete Personenzahl war im UG DDN-O am größten und im UG HAN am kleinsten. Der Einfluss des Freizeittourismus hängt neben dem Personen-Aufkommen jedoch auch vom Verhalten der Besucher*innen und der Wegeführungen in den UGs ab. Die größte Störwirkung ist dabei im Umfeld des Wanderparkplatzes an der Südost-Spitze des UG DDN-O anzunehmen, da neben dem gehäuften Menschaufkommen vor allem dort Missachtungen des Betretungsverbots, insbesondere durch Hundehalter*innen, beobachtet wurden. Im Umfeld des Parkplatzes wurde keine Wiesenpieper-Besiedlung festgestellt, vermutlich überwiegt dort jedoch auch die Meidung des nahen Waldrandes.

Als Störungen von Wiesenpieper-Brutplätzen werden in der Literatur von DENKINGER (1994) der Freizeitsport und intensive militärische Nutzung genannt. Wie stark diese jedoch die Habitatwahl direkt beeinflusst, ist unbekannt. Vermutlich wird die Habitatwahl der Wiesenpieper in den UGs nur untergeordnet durch die Einflüsse des Freizeittourismus bestimmt. Dennoch ist anzunehmen, dass es durch menschliches Fehlverhalten zu Störungen kommen kann, die den Bruterfolg beeinflussen können. So zum Beispiel die beobachtete Missachtung gesperrter Wege im DDN-W oder der jagende Hund im UG DDN-O (s. Kap. 3.3.3).

4.4 Empfehlungen für den Wiesenpieper-Schutz

Neben weiterführender Forschung ist es besonders wichtig dem Rückgang des Wiesenpiepers mit gezielten Schutzmaßnahmen entgegenzuwirken. Im Folgenden werden deshalb aus den Ergebnissen der Arbeit ableitbare Maßnahmen und jene, die in der Literatur angegeben werden, dargestellt.

Der in den Untersuchungsgebieten für die Habitatwahl bedeutsame Bodentyp lässt sich allgemein kaum großflächig und zeitnah verändern, es muss also mit den vorherrschenden örtlichen Begebenheiten gearbeitet werden. So kann vor allem die Priorisierung bei der Entscheidung des Flächenerwerbs und der Unterschutzstellung beeinflusst werden. Insbesondere auf bisher ackerbaulich genutzten Moorböden sollte eine extensive Grünlandwirtschaft und eine Optimierung des Wasserhaushalts (Wiedervernässung) angestrebt werden. Aber auch intensiv genutzte Grünlandflächen mit Moorböden sollten, vor allem in Schutzgebieten, nach Möglichkeit erworben und extensiviert werden. WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) und UHL et al. (2009) raten allgemein für den Wiesenpieper-Schutz zu Flächenkauf und Grünlandextensivierung. In den UGs ist dies für die privaten Grünlandflächen, die zwischen öffentlichen Flächen liegen, sowie für die Ackerflächen auf Anmoorgley im UG DDN-W und im UG HAN zu empfehlen. Es ist zu hoffen, dass der verstärkte Fokus auf Moorschutz der neuen deutschen Bundesregierung (LEMKE 2022) zur Erleichterung bei diesen Maßnahmen führt.

Einfacher direkt beeinflussen lässt sich der Abstand von (potentiellen) Wiesenpieper-Habitaten zu Bäumen. Das Offenhalten der Landschaft und das Unterlassen von Gehölzanpflanzungen in Wiesenpieper-Lebensräumen wird von HÖTKER et al. (2013), UHL et al. (2009) und ANGER (2021) empfohlen und auch aus den vorliegenden Ergebnissen lässt sich dies ableiten. Grundsätzlich ist diese Empfehlung nicht auf die gesamte Kulturlandschaft, sondern vor allem auf die ohnehin schon baumarmen Grünlandgebiete mit schwerpunktmäßigem Wiesenbrüter-Vorkommen anzuwenden. Es können nicht alle Arten im selben Gebiet geschützt werden. Ein Beispiel für den Wiesenpieper ist dessen Abnahme auf extensiven Weiden in Abhängigkeit vom Gehölzreichtum, bei gleichzeitiger Zunahme von Baumpiepern (JEDICKE 2012). Jedoch müssen Offenlandarten besonders im Fokus des Artenschutzes stehen (KAMP et al. 2021). Grund ist, dass ihre Primärhabitats (Moore und Flussauen) großflächig vernichtet sind (HÖTKER et al. 2007; SCHWARTZE et al. 2020) und die sekundären Kulturhabitats kaum mehr geeignete Bedingungen für stabile Bestände bieten (DOG & DDA 2011; HÖTKER et al. 2013). Auch für den Wiesenpieper beschreibt HÖTKER (1990) dieses Problem, dass bei einer Verschlechterung der Situation in den anthropogenen Lebensräumen (Wirtschaftsgrünland) meist keine Rückkehr mehr in die Primärhabitats (Moore, Flussauen und Küsten) möglich ist, da diese flächig zerstört sind.

Dieses Problem leitet zur richtigen Pflege der von Wiesenpiepern besiedelten Kulturhabitats über. Allgemein werden für Wiesenpieper-Habitats ein bis zwei späte Jahresmahden oder (späte) Beweidung mit geringen Viehdichten empfohlen (DÖRING 2005; FISCHER & MÜLLER 2018; GRÜNEBERG et al. 2013; KIEL 2015; MALM et al. 2020; WICHMANN & BAUSCHMANN 2015). Dabei ist die Pflege vor allem aber auch vom Vegetationstyp (VAN DE POEL & ZEHM 2014) und den lokalen Gegebenheiten abhängig. Für die in den UGs bevorzugten Feucht- und Nasswiesen, sowie die übergreifend als Feuchtgrünland beschriebenen Wiesenpieper-Habitats (HÖTKER 1990) wird auch aus vegetationskundlicher Sicht eine ein- bis zweischürige Mahd, teilweise mit Nachbeweidung, angegeben (STURM et al. 2018). Für die in den UGs bevorzugten Geest-Rotschwingelweiden wird extensive Beweidung empfohlen (DIERSCHKE & BRIEMLE 2002). Genauso, in Kombination mit weiteren Pflfetechniken (KOLLMANN et al. 2019), wie auch für die ebenfalls als Wiesenpieper-Lebensraum fungierenden Heiden (HÖTKER 1990).

Wird Mahd zur Pflege von Wiesenpieper-Habitaten eingesetzt, kommt dem Mahdtermin eine besondere Bedeutung zu. Die Brutsaison des Wiesenpiepers kann zwar bis zu drei Jahresbruten umfassen (HÖTKER 1990; s. Kap. 1.2.1), für Erstbruten wurde jedoch ein deutlich größerer Bruterfolg festgestellt (CONSTANT & EYBERT 1980 zitiert nach HÖTKER 1990; HÖTKER & SUDFELDT 1982a). WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) sehen im Schutz der Erstbruten deshalb eine große Bedeutung und empfehlen Mähen für das hessische Tiefland frühestens ab dem 15. Juni, idealerweise als Staffel- oder Mosaikmahd. Aus ostdeutschen Beringungsdaten (1964 – 2009, $n = 1.411$) errechnete MÄDLÖW (2010), dass 70 % der Wiesenpieper ab dem 15. Juni und 86 % ab dem 30. Juni flügge sind. Er empfiehlt daraufhin für den Nationalpark ‚Unteres Odertal‘ Mosaikmahd ab dem 30. Juni, vor allem jedoch zum Schutz weiterer betrachteter Wiesenvögel. WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) empfehlen zur Mahd zudem Messerbalkenmäher, eine Arbeitsgeschwindigkeit von maximal fünf bis acht Kilometer pro Stunde, das Belassen von Altgrasstreifen, eine Schnitthöhe von fünf bis maximal acht Zentimeter für Nahrungsflächen und von mindestens zehn Zentimeter für potenzielle Brutplätze. Auch die Weiterentwicklung der Mähgeräte könnte hilfreich sein, beispielsweise bei STEIDLE et al. (2022) zum Schutz der Arthropoden, die wiederum als Wiesenpieper-Nahrung fungieren (LIMBRUNNER et al. 2013).

Wird hingegen Beweidung zur Pflege von Wiesenpieper-Habitaten eingesetzt, kommt der Beweidungsintensität eine besondere Bedeutung zu. Bei angepasster Intensität kann Beweidung deutlich positive Effekte auf Wiesenpieper-Habitate haben (z. B. ANDRES & REISINGER 2001 zitiert nach SCHLEY & LEYTEM 2004; BUNZEL-DRÜKE et al. 2009; HOLSTEN 2003; PUCHTA et al. 2017; UHL & WICHMANN 2013). Dabei sind vor allem die Schaffung eines strukturreichen Vegetationsmosaiks inklusive Offenboden-Stellen, sowie der Insekten fördernde Dung zu nennen (BUNZEL-DRÜKE et al. 2019; WICHMANN & BAUSCHMANN 2015). Des Weiteren könnte Beweidung zu einer Reduktion von Raubsäugern, die als Nesträuber beim Wiesenpieper auftreten (REICH 2021), führen (VILLAR et al. 2013). DÖRING (2005) empfiehlt Beweidung ab dem 15. Juli (trockene Standorte fallweise ab dem 15. Juni) mit einer Besatzdichte von unter zwei Großvieheinheiten pro Hektar (GVE/ha), bevorzugt mit Rindern und nötigenfalls mit Auskoppelung von Nestern. Ebenfalls vorteilhaft kann laut DÖRING (2005) eine Nachbeweidung im Spätsommer oder Herbst sein. Für Vorweiden gibt es hingegen meist nur einen schmalen unkritischen Zeitraum, der möglicherweise durch Auskoppelung von Neststandorten verlängert werden kann (WICHMANN & BAUSCHMANN 2015). Auch eine Ganzjahresbeweidung ist nach WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) möglich, wenn zwischen April und Mitte Juli geringe Besatzdichten sicher gestellt werden und die Flächen groß genug sind. BUNZEL-DRÜKE et al. (2019) definieren hierzu eine Mindestflächengröße von zehn Hektar, besser 50 ha, mit einer Besatzdichte zwischen 0,1 bis 1 GVE/ha.

Unabhängig von der Bewirtschaftungsform spielen auch der Einsatz von Dünge- und Pflanzenschutzmitteln, sowie sonstige Maßnahmen eine wichtige Rolle bei der Pflege von Wiesenpieper-Lebensräumen. Für Dünge- und Pflanzenschutzmittel wird ein Verzicht in jeglicher Form empfohlen (FISCHER & MÜLLER 2018; LFU 2015; WICHMANN & BAUSCHMANN 2015), wie auch die Ergebnisse aus den UGs deuten auf eine Bevorzugung ungedüngter Flächen hin. In Bezug auf die negativen Auswirkungen auf Schutzgebiete durch den Pflanzenschutzmitteleinsatz in ihrem Umfeld fordern BRÜHL et al. (2021) generell die Einrichtung von Pufferzonen. Aus eigenen Beobachtungen abgeleitet ist die Empfehlung Wiesen zumindest teilweise nicht zu schleppen, um ein diverseres Mikrorelief zuzulassen, welches auch von WICHMANN & BAUSCHMANN (2015) positiv angesehen wird. Begründen lässt sich dies beispielsweise dadurch, dass Wiesenpieper Maulwurfshaufen häufig als Singwarte nutzen (s. z. B. Abb. 29). Obwohl Wiesenpieper auch trockene Lebensräume bewohnen (HÖTKER 1990), werden außerdem Wasserstandsanhebungen im Grünland als förderlich erachtet (HOLSTEN 2003; HÖTKER et al.

2013; KIEL 2015; WICHMANN & BAUSCHMANN 2018).

Bei allen Empfehlungen ist zu bedenken, dass es keine Pflege gibt, die gleichzeitig allen Arten gerecht wird (HUTTER et al. 2002; VAN DE POEL & ZEHM 2014). Zum Schutz des gesamten Grünland-Ökosystems ist ein Mosaik aus schonenden Bewirtschaftungsformen (HUTTER et al. 2002) in möglichst großen und gut betreuten Schutzgebieten notwendig (HÖTKER et al. 2013; HÖTKER & LEUSCHNER 2014). In diesem Mosaik sollten dann vor allem die Kernbereiche der Wiesenpieper-Besiedlung einer auf die Art abgestimmten Pflege unterliegen. In den DDN UGs sind hier für das Jahr 2021 die Flurstück 108, Flur 88 und Flurstück 295, Flur 75, jeweils Gemarkung Westerkappeln zu nennen. Beide Flächen wurden als Zentrum von je drei Revieren ausgemacht und sind damit als sehr bedeutsam einzustufen. Zur Identifizierung solcher Flächen könnten zukünftig möglicherweise auch Drohen eingesetzt werden (HERKENRATH et al. 2021).

Alle genannten Empfehlungen zum Wiesenpieper-Schutz können nur wirken, wenn der Art die, in der Einleitung (s. Kap. 1.1) bemängelte, notwendige Beachtung entgegengebracht wird. Als positiv Beispiel für NRW kann die Aufnahme des Wiesenpiepers als Zielart des aktuellen ‚LIFE Wiesenvögel NRW‘-Projektes (HERKENRATH & FELS 2021), sowie des auf klimasensitive Arten bezogenen Biotopverbunds der Planungsregion Köln (LANUV NRW 2019) genannt werden. Jedoch ist es damit längst nicht getan, es braucht eine schnelle und großflächige Umsetzung von effektiven Maßnahmen, wie sie hier vorgestellt worden. Wie von KAMP et al. (2021) gefordert, braucht es in der Naturschutzpolitik eine prioritäre Behandlung der im Bestand dramatisch rückläufigen Offenlandarten, wie dem Wiesenpieper, um deren großflächiges Aussterben noch zu verhindern.

5 Fazit

Die vorliegende Masterarbeit widmet sich der Erforschung der Habitatwahl des Wiesenpiepers in zwei Feuchtweisen-Schutzgebieten im Tecklenburger Land als Grundlage für dessen Schutz. Mithilfe der Untersuchung sollte eine Antwort auf die Forschungsfrage ‚Welche Habitatparameter bestimmen die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten und welche Ausprägungen der Habitatparameter werden dabei bevorzugt besiedelt?‘ gefunden werden. Zusammenfassend kann diese wie folgt beantwortet werden. Die Habitatwahl der Wiesenpieper in den Untersuchungsgebieten wurde maßgeblich durch den Bodentyp und den Abstand zu den nächstgelegenen Bäumen bestimmt. Dies sind die wichtigsten der untersuchten Habitatparameter. Dabei wurden ausschließlich Flächen mit Anmoorgley- oder Niedermoorböden besiedelt und größere Entfernungen zu Bäumen, insbesondere zu Waldrändern, bevorzugt. Vermutlich mit etwas geringerer Bedeutung bei der Habitatwahl, jedoch auch signifikant wichtig waren der Schutzstatus, der Vegetationstyp und die Vegetationshöhe. Bevorzugt wurden Flächen im öffentlichen Besitz, höhere Frühjahrsvegetation sowie Feucht- und Nasswiesen (Ordnung *Molinietalia*) beziehungsweise Geest-Rotschwingelweiden (*Festuco-Cynosuretum*). Ferner wurde die Habitatwahl möglicherweise durch die Düngung beeinflusst, die Ergebnisse deuten hierbei auf eine Bevorzugung von ungedüngten Flächen hin. Da dies in der statistischen Analyse jedoch weniger deutlich war, wird die Düngeform in der Hierarchie der Bedeutsamkeit unter den vor genannten Habitatparametern einsortiert. Für die weiteren untersuchten Habitatparameter ‚Vegetationsdichte‘, ‚Bewirtschaftungsform‘, ‚Abstand Wege‘, ‚Abstand Zäune‘ und ‚Abstand Gräben‘ konnten keine signifikanten Ergebnisse erzielt werden. Dabei ist jedoch zu differenzieren, da vermutlich nicht alle ohne Relevanz sind. Die Bedeutung von Zäunen als Singwarten und die von Wegen als Nahrungsflächen war bei der Habitatwahl in den UGs vermutlich tatsächlich gering, da jeweils auch andere Strukturen genutzt wurden. Bei der Bewirtschaftungsform und der Nähe zu Gräben konnten hingegen aufgrund der örtlichen Begebenheiten mit überwiegend zweischürigen Wiesen und vielen Gräben keine aussagekräftigen Vergleiche gemacht werden, grundsätzlich sind sie laut Literatur (HÖTKER 1990) jedoch bedeutsam. Auch die Vegetationsdichte ist nach Literaturangaben relevant für die Habitatwahl (DOUGLAS et al. 2008; VANDENBERGHE et al. 2009), dies ließ sich für die Untersuchungsgebieten jedoch wegen methodischer Schwierigkeiten nur bedingt auswerten. Ergänzende, aber nicht systematische und statistisch auswertbare, Beobachtungen ließen einen nur geringen Einfluss von anderen Brutvögeln (keine Prädatoren des Wiesenpiepers) und dem Freizeittourismus auf die Habitatwahl vermuten.

Mit dieser Hierarchie der Habitatparameter wurde in dieser Masterarbeit ein bisher kaum untersuchter Aspekt der Habitatwahl des Wiesenpiepers beleuchtet. Im Hinblick auf den Rückgang des Wiesenpiepers sind weiterführende Betrachtung der Habitatwahl zur Entwicklung optimaler Schutzmaßnahmen wünschenswert. Anknüpfender Forschungsbedarf wurde hierzu bereits dargestellt. Besonders relevant erscheint die Fortführung in anderen Gebieten mit angepasster Methodik, um die Allgemeingültigkeit der Ergebnisse zu überprüfen und die in dieser Arbeit kaum verwertbaren Habitatparameter (‚Vegetationsdichte‘, ‚Bewirtschaftungsform‘ und ‚Abstand Gräben‘) besser zu beleuchten. Dabei wäre auch die bereits beschriebene Ausdehnung des Untersuchungsrahmens wünschenswert, um auch die beste Kombination der Habitatparameter-Ausprägungen statistisch ausreichend bewerten zu können.

Aus den Ergebnissen und der Literatur abgeleitete Schutzmaßnahmen sind insbesondere Schutz, Ankauf und Extensivierung von Flächen auf Moorböden sowie das Offenhalten der Lebensräume. Ebenfalls wichtig ist die Schaffung eines Mosaiks aus Grünlandflächen mit extensiven Bewirtschaftungsformen. Mittels später Mahdtermine mit angepasster Schnitthöhe oder Beweidung mit geringen Besatzdichten, jeweils mit Verzicht auf Düngung und Pflanzenschutzmittel, wird der Fokus dabei auf den Schutz der Erstbruten gelegt. Die dargestellten Maßnahmen adressieren damit auch direkt Hauptursachen des starken Rückgangs weiterer Vogelarten der offenen Agrarlandschaft (s. Kap. 1.1). Sie sind dem entsprechend möglichst großfällig umzusetzen, um diesem Trend entgegenwirken.

6 Literaturverzeichnis

- ANDRES, C. & E. REISINGER (2001):** Regeneration einer Binnensalzstelle mit Heckrindern. In: *Natur- und Kulturlandschaft* 4, S. 290–298.
- ANGER, F. (2021):** Bruterfolg und Habitatnutzung beim Wiesenpieper im Grindenschwarzwald. In: *Vogelwarte* 59, S. 41–42.
- ASSANDRI, G.; BOGLIANI, G.; PEDRINI, P. & M. BRAMBILLA (2019):** Toward the next Common Agricultural Policy reform: Determinants of avian communities in hay meadows reveal current policy's inadequacy for biodiversity conservation in grassland ecosystems. In: *Journal of Applied Ecology* 56 (3), S. 604–617. DOI: 10.1111/1365-2664.13332.
- ATKINSON, P. W.; FULLER, R. J.; VICKERY, J. A.; CONWAY, G. J.; TALLOWIN, J. R. B.; SMITH, R. E. N.; HAYSON, K. A.; INGS, T. C.; ASTERAKI, E. J. & V. K. BROWN (2005):** Influence of agricultural management, sward structure and food resources on grassland field use by birds in lowland England. In: *Journal of Applied Ecology* 42 (5), S. 932–942. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2005.01070.x.
- BAKKER, J. P. & Y. DE VRIES (1985):** Über die Wiederherstellung artenreicher Wiesengesellschaften unter verschiedenen Mahdsystemen in den Niederlanden. In: *Natur und Landschaft* 60, S. 292–296.
- BAUER, H.-G.; BEZZEL, E. & W. FIEDLER (Hg.) (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Passeriformes - Sperlingsvögel. 2. vollst. überarb. Aufl. Wiebelsheim: Aula-Verlag.
- BAUER, H.-G.; HEINE, G.; SCHMITZ, D.; SEGELBACHER, G. & S. WERNER (2019):** Starke Bestandsveränderungen der Brutvogelwelt des Bodenseegebietes - Ergebnisse aus vier flächendeckenden Brutvogelkartierungen in drei Jahrzehnten. In: *Die Vogelwelt* 139 (1), S. 3–29.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR UMWELT (LfU) (Hg.) (2015):** 35 Jahre Wiesenbrüterschutz in Bayern. Situation, Analyse, Bewertung, Perspektiven. Unter Mitarbeit von Günter von Lossow, Bernd-Ulrich Rudolph, Johannes Melter, Andreas von Lindeiner, Anne Schneider, Landesbund für Vogelschutz in Bayern e. V. (LBV), Heiko Liebel, Markus Faas und Wolfram Güthler. Augsburg. Online verfügbar unter [javascript:showPDF\("/application/pictureSrv?SID=74638792&ACTIONxSESSxSHOWPIC\(BILDxKEY:%27lfu_nat_00307%27,BILDxCLASS:%27Artikel%27,BILDxTYPE:%27PDF%27\)=Z%22,%20344618,%20%22PDF%22\);](https://www.lfu.bayern.de/umwelt/pdfs/35_Jahre_Wiesenbruterschutz_in_Bayern.pdf), zuletzt geprüft am 08.02.2022.
- BECKER, P. (1980/81):** Wird der Wiesenpieper zum "Feldpieper"? In: *Mitteilungen des Ornithologischen Vereins zu Hildesheim* 4/5, S. 219–220.
- BEZIRKSREGIERUNG MÜNSTER (Hg.) (2014):** Regionalplan Münsterland. Online verfügbar unter https://www.bezreg-muenster.de/zentralablage/dokumente/regionalplanung/regionalplan_muensterland/regionalplan_umweltbericht/regionalplan_muensterland.pdf, zuletzt geprüft am 13.03.2021.
- BIOLOGISCHE STATION KREIS STEINFURT E.V. (BS ST) (2007):** Das Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung.
- BIOLOGISCHE STATION KREIS STEINFURT E.V. (BS ST) (2012):** Vegetationskarte Halverder Aa-Niederung. Aufnahmejahr 2012. Aufgenommen und Beschrieben nach Grünlandkartierung Nordrhein-Westfalen (Neitzke A.; Bornkessel R.; Foerster E.).
- BIOLOGISCHE STATION KREIS STEINFURT E.V. (BS ST) (2017):** Vegetationskarte Düsterdieker Niederung. Aufnahmejahr 2007/08, aktualisiert 2017. Aufgenommen und Beschrieben nach Grünlandkartierung Nordrhein-Westfalen (Neitzke A.; Bornkessel R.; Foerster E.).
- BIOLOGISCHE STATION KREIS STEINFURT E.V. (BS ST) (2021):** Bewirtschaftungskarten der Betreuungsgebiete. Jahr 2021.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2018):** *Anthus pratensis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018. e.T22718556A131986875. Online verfügbar unter <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22718556A131986875.en>, zuletzt geprüft am 12.07.2021.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021):** European Red List of Birds. Hg. v. Publications Office of the European Union. Luxembourg. Online verfügbar unter <https://www.birdlife.org/wp-content/uploads/2021/10/BirdLife-European-Red-List-of-Birds-2021.pdf>, zuletzt geprüft am 26.10.2021.
- BÖLSCHER, B. (1992):** Zum Einfluß moderer Grünlandbewirtschaftung auf Wiesenvögel. In: *NNA-Berichte* (4), S. 37–41, zuletzt geprüft am 05.03.2022.

BORN, N.; BRULAND, W.; HAVELKA, P.; RUGE, K. & D. VOGT (1990): Wiesenvögel brauchen Hilfe. Hg. v. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (Arbeitsblätter zum Naturschutz, 9).

BRÜHL, C. A.; BAKANOV, N.; KÖTHE, S.; EICHLER, L.; SORG, M.; HÖRREN, T.; MÜHLETHALER, R.; MEINEL, G. & G. U. C. LEHMANN (2021): Direct pesticide exposure of insects in nature conservation areas in Germany. In: *Scientific reports* 11 (1), S. 24144. DOI: 10.1038/s41598-021-03366-w.

BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (BKG) (2022): Produkte und Services: GeoBasis-DE. Online verfügbar unter <https://gdz.bkg.bund.de/>, zuletzt geprüft am 28.02.2022.

BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE (BGR) & STAATLICHE GEOLOGISCHE DIENSTE (SGD) (Hg.) (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. KA5. Unter Mitarbeit von Herbert Sponagel, W. Grottenthaler, K.-J. Hartmann, R. Hartwich, P. Janetzko, H. Joisten, D. Kühn, K.-J. Sabel und R. Traidl. 5., verb. und erw. Aufl. Stuttgart: Schweizerbart.

BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (Hg.) (2021): Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft und Forsten. Jahrbuch 2020. Online verfügbar unter <https://www.bmel-statistik.de/archiv/statistisches-jahrbuch/>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

Bundestag (29.07.2009): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz). BNatSchG.

BUNZEL-DRÜKE, M.; BÖHM, C.; ELLWANGER, G.; FINCK, P.; GRELL, H.; HAUSWIRTH, L.; HERRMANN, A.; JEDICKE, E.; JOEST, G.; KÄMMER, R. G.; KÖHLER, M.; KOLLIGS, D.; KRAWCZYNSKI, R.; LORENZ, A.; LUICK, R.; MANN, S.; NICKEL, H.; RATHS, U.; REISINGER, E.; RIECKEN, U.; RÖSSLING, H.; SOLLMANN, R.; SSMANCK, A.; THOMSEN, K.; TISCHEW, S.; VIERHAUS, H.; WAGNER, H. G.; ZIMBALL, O. (2019): Naturnahe Beweidung und NATURA 2000. Ganzjahresbeweidung im Management von Lebensraumtypen und Arten im europäischen Schutzgebietssystem NATURA 2000. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU). 2. überarb. und erw. Auflage. Bad Sassendorf.

BUNZEL-DRÜKE, M.; BÖHM, C.; FINCK, P.; KÄMMER, R. G.; LUICK, R.; REISINGER, E.; RIECKEN, U.; RIEDL, J.; SCHARF, M.; ZIMBALL, O. (2009): „Wilde Weiden“. Praxisleitfaden für Ganzjahresbeweidung in Naturschutz und Landschaftsentwicklung. Arbeitsgemeinschaft Biologischer Umweltschutz im Kreis Soest e.V. (ABU). 2. Aufl. Bad Sassendorf. Online verfügbar unter https://www.abu-naturschutz.de/fileadmin/user_upload/Veroeffentlichungen/Weideleitfaden/WildeWeiden.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2022.

BUSCH, M.; KATZENBERGER, J.; TRAUTMANN, S.; GERLACH, B.; DRÖSCHMEISTER, R. & C. SUDFELDT (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany. In: *Bird Conservation International* 30 (3), S. 335–354. DOI: 10.1017/S0959270919000480.

CONSTANT, P. & M.-C. EYBERT (1980): Donnees sur labiologie de la reproduction du Pipit farlouse dans les landes bretonnes. In: *Nos Oiseaux* 35, S. 349–360.

DENKINGER, J. (1994): Verbreitung und Bestand des Wiesenpiepers *Anthus pratensis* und des Wasserpiepers *Anthus spinoletta* im Solothurner Jura. 1983-1990. In: *Der Ornithologische Beobachter* (91), S. 163–172, zuletzt geprüft am 08.02.2022.

DEUTSCHE NATIONALBIBLIOTHEK (Hg.) (2021): Katalog der Deutschen Nationalbibliothek. Erweiterte Suche am 21.09.2021 nach Publikationen mit den deutschen, englischen oder wissenschaftlichen Namen der Vogelarten Kiebitz, Großer Brachvogel oder Wiesenpieper im Titel. Online verfügbar unter <https://portal.dnb.de/opac/showOptions#top>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.

DEUTSCHE ORNITHOLOGEN-GESELLSCHAFT (DOG) & DACHVERBAND DEUTSCHER AVIFAUNISTEN (DDA) (2011): Positionspapier zur aktuellen Bestandssituation der Vögel der Agrarlandschaft. Online verfügbar unter https://www.dda-web.de/downloads/texts/positionspapier_agrarvoegel_dda_dog.pdf, zuletzt geprüft am 05.03.2022.

DEUTSCHER WETTERDIENST (DWD) (Hg.) (2021): Deutschlandwetter im Frühling 2021. Kältester Frühling seit 2013 - aber durchschnittlich sonnig. Unter Mitarbeit von Uwe Kirsche und Andreas Friedrich. Online verfügbar unter https://www.dwd.de/DE/presse/pressemitteilungen/DE/2021/20210531_deutschlandwetter_fruehjahr2021.pdf?__blob=publicationFile&v=4, zuletzt aktualisiert am 31.05.2021, zuletzt geprüft am 14.12.2021.

DIERSCHKE, H. (Hg.) (1997): Molinio-Arrhenatheretea (E1) Kulturgrasland und verwandte Vegetationstypen. Teil 1: Arrhenatheretalia Wiesen und Weiden frischer Standorte. Unter Mitarbeit von Hartmut Dierschke. Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V., Reinhold-Tüxen-Gesellschaft. Göttingen: Selbstverlag der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft e.V. (Synopsis der Pflanzengesellschaft Deutschlands, 9).

- DIERSCHKE, H.; BRIEMLE, G. (2002):** Kulturgrasland. Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren. Stuttgart: Ulmer (Ökostystem Mitteleuropas aus geobotanischer Sicht).
- DONALD, P. F.; GREE, R. E. & M. F. HEATH (2001):** Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. In: *Proceedings. Biological sciences* 268 (1462), S. 25–29. DOI: 10.1098/rspb.2000.1325.
- DONALD, P. F.; SANDERSON, F. J.; BURFIELD, I. J. & F. P. VAN BOMMEL (2006):** Further evidence of continent-wide impacts of agricultural intensification on European farmland birds, 1990–2000. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 116 (3-4), S. 189–196. DOI: 10.1016/j.agee.2006.02.007.
- DÖRING, J. (2005):** Materialien zu Naturschutz und Landschaftspflege. Hinweise zur Landschaftspflege. Hg. v. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie. Dresden. Online verfügbar unter <https://publikationen.sachsen.de/bdb/artikel/13696/documents/15748>, zuletzt geprüft am 01.02.2022.
- DOUGLAS, D. J.; EVANS, D. M. & S. M. REDPATH (2008):** Selection of foraging habitat and nestling diet by Meadow Pipits *Anthus pratensis* breeding on intensively grazed moorland. Capsule Foraging sites with lowvegetation height and density, but with high arthropodbiomass, are selected. In: *Bird Study* 55 (3), S. 290–296. DOI: 10.1080/00063650809461534.
- ELFSTRÖM, T. (1979):** Display patterns of Meadow pipit and Rock pipit during the breeding season, a search for behavioural isolating mechanisms. Dissertation. Universität Göteborg. Zoologisches Department.
- ERIKSSON, M. O. G. & F. GOTMARK (1982):** Habitat Selection: Do Passerines Nest in Association with Lapwings *Vanellus vanellus* as Defence against Predators? In: *Ornis Scandinavica* 13 (3), S. 189. DOI: 10.2307/3676297.
- EUROPÄISCHE KOMMISSION (EK) (Hg.) (2021):** Naturschutz: Unzureichender Schutz von blütenreichen Wiesen in Natura2000-Gebieten – Kommission verklagt DEUTSCHLAND vor dem Gerichtshof der Europäischen Union. Unter Mitarbeit von Vivian Loonela und Daniela Stoycheva.
- EUROPÄISCHE UNION (EU) (2022):** WMS Deutschlandmosaik aus Sentinel-2-Daten: Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG). Online verfügbar unter <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/wms-deutschlandmosaik-aus-sentinel-2-daten-wms-sentinel2-de.html>, zuletzt geprüft am 28.02.2022.
- Europäisches Parlament; Rat der Europäischen Union (30.11.2009):** Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. Vogelschutzrichtlinie.
- EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL (EBBC) & BIRDLIFE INTERNATIONAL (Hg.):** Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS): Species trends. *Anthus pratensis* (Meadow Pipit). Online verfügbar unter <https://pecbms.info/trends-and-indicators/species-trends/species/anthus-pratensis/>, zuletzt geprüft am 13.09.2021.
- FIELD, A.; MILES, J.; FIELD, Z. (2012):** Discovering Statistics Using R. Los Angeles, London, New Delhi, Singapore, Washington DC: SAGE Publications Ltd.
- FISCHER, K. & K. MÜLLER (2018):** Schlechter Erhaltungszustand wertgebender Vogelarten in EU-Vogelschutzgebieten des Westerwaldes: Dramatischer Rückgang von Braunkehlchen *Saxicola rubetra* und Wiesenpieper *Anthus pratensis*. In: *Die Vogelwelt* 138, S. 17–28.
- GEMEINDE HOPSTEN:** Halverde. Online verfügbar unter <https://www.hopsten.de/gemeindeleben/gemeindeportraet/gemeindeteile/halverde/>, zuletzt geprüft am 06.09.2021.
- GEOBASIS NRW (2022):** Open Data. offene Verwaltungsdaten des Landes und der Kommunen: Ministerium für Wirtschaft, Innovation, Digitalisierung und Energie des Landes Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter <https://open.nrw/open-data>, zuletzt geprüft am 28.02.2022.
- GEOLOGISCHER DIENST NORDRHEIN-WESTFALEN (GD NRW):** Bodenkarte von Nordrhein-Westfalen 1 : 50 000 – digital und analog. Online verfügbar unter https://www.gd.nrw.de/pr_kd_bodenkarte-50000.php, zuletzt geprüft am 12.03.2021.
- GERLACH, B.; DRÖSCHMEISTER, R.; LANGGEMACH, T.; BORKENHAGEN, K.; BUSCH, M.; HAUSWIRTH, M.; HEINICKE, T.; KAMP, J.; KARTHÄUSER, J.; KÖNIG, C.; MARKONES, N.; PRIOR, N.; TRAUTMANN, S.; WAHL, J.; SUDFELDT, C. (2019):** Übersichten zur Bestandssituation. Münster: Dachverband Deutscher Avifaunisten e.V (Vögel in Deutschland, 2019). Online verfügbar unter https://www.dda-web.de/downloads/publications/statusreports/statusreport_uebersichten_bestandssituation.pdf, zuletzt geprüft am 09.04.2021.

- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M. (1985a):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/II. Passeriformes (1. Teil) Motacillidae - Prunellidae. Pieper, Stelzer, Wasseramseln, Zaunkönige, Spottdrosseln, Braunellen. 2. Aufl. Wiesbaden: Aula-Verlag (Bd. 10/II).
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M. (1985b):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/I. Passeriformes (1. Teil) Alaudidae – Hirundinidae. Lerchen und Schwalben. 2. Aufl. Wiesbaden: Aula-Verlag (Bd. 10/I).
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N.; BAUER, K. M.; BEZZEL, E. (1986):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 7. Charadriiformes (2. Teil). Schnepfen-, Möwen- und Alkenvögel. 2. Aufl. Wiesbaden: Aula-Verlag (7).
- GOOGLE LLC (Hg.) (2021):** Google Scholar. Erweiterte Suche am 21.09.2021 nach Publikationen mit den deutschen, englischen oder wissenschaftlichen Namen der Vogelarten Kiebitz, Großer Brachvogel oder Wiesenpieper im Titel. Online verfügbar unter https://scholar.google.com/scholar?hl=de&as_sdt=0%2C5&q=&btnG=#d=gs_asd, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- GROSSKOPF, G. (1968):** Die Vögel der Insel Wangerooge. Institut für Vogelforschung "Vogelwarte Helgoland". Wilhelmshaven: Mettcker (Abhandlungen aus dem Gebiet der Vogelkunde, 5).
- GRÜNEBERG, C.; SUDMANN, S. R.; HERHASU, F.; HERKENRATH, P.; JÖBGES, M.; KÖNIG, H.; NOTTMAYER, K.; SCHIEDELKO; KATHRIN; SCHMITZ, M.; SCHUBERT, W.; STIELS, D. & J. WEISS (2017):** Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung; Stand: Juni 2016. Herausgegeben von der Nordrhein-Westfälischen Ornithologengesellschaft (NWO) und dem Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV). In: *Charadrius* 52 (1-2), S. 1–66. Online verfügbar unter http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/charadrius/charadrius51_1_1_66_roteliste2016_bv.pdf.
- GRÜNEBERG, C.; SUDMANN, S. R.; WEISS, J.; JÖBGES, M.; KÖNIG, H.; LASKE, V.; SCHMITZ, M.; SKIBBE, A. (2013):** Die Brutvögel Nordrhein-Westfalens. Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft e.V. (NWO); Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW). Münster: LWL-Museum für Naturkunde.
- HÄUBEMANN, U.; BACH, M.; KLEMENT, L. & L. BREUER (2019):** Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Methodik, Ergebnisse und Minderungsmaßnahmen. TEXTE 131/2019. Hg. v. Umweltbundesamt (UBA). Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1410/publikationen/2019-10-28_texte_131-2019_stickstoffflaechenbilanz.pdf, zuletzt geprüft am 06.01.2022.
- HERKENRATH, P. & B. FELS (2021):** LIFE Wiesenvögel NRW. Breeding and migratory low wetland meadow birds in North-Rhine – Westphalia. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW), 22.02.2021. Online verfügbar unter https://www.life-wiesenvoegel.nrw.de/fileadmin/wiesenvoegel/dokumente/projekt/PHerkenrath_BFels_LIFE_Wiesenvoegel_Auftakt_23Feb2021.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2022.
- HERKENRATH, P.; HELM, S. & K. NOTTMAYER (2021):** Vogelschutztagung NRW. Drohnen, Multicopter, Quadrocopter – ein Überblick über das Angebot, Einsatzmöglichkeiten und die Rechtslage. In: *Natur in NRW* (4), S. 36–40.
- HOLSTEN, B. (2003):** Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im Oberen Eidertal. Dissertation. Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Online verfügbar unter <https://d-nb.info/971995753/34>, zuletzt geprüft am 07.03.2022.
- HÖTKER, H. (1982):** Studies of Meadow Pipit *Anthus pratensis* dispersal. In: *Ringing & Migration* 4 (1), S. 45–50. DOI: 10.1080/03078698.1982.9673791.
- HÖTKER, H. (1984):** Untersuchungen zum Territorialverhalten des Wiesenpiepers. Staatsexamensarbeit. Universität Bielefeld.
- HÖTKER, H. (1988):** Untersuchungen zur Populationsbiologie des Wiesenpiepers. Dissertation. Universität Bielefeld.
- HÖTKER, H. (1990):** Der Wiesenpieper. *Anthus pratensis*. 1. Aufl. Wittenberg Lutherstadt: Ziemsen (Die neue Brehm-Bücherei, 595).
- HÖTKER, H.; BERNARDY, P.; DZIEWIATY, K.; FLADE, M.; HOFFMANN, J.; SCHÖNE, F. & THOMSEN KAI-MICHAEL (2013):** Vögel der Agrarlandschaft. Gefährdung und Schutz. Hg. v. Naturschutzbund Deutschland e.V. (NABU). Online verfügbar unter <https://www.nabu.de/imperia/md/content/nabude/vogelschutz/nabu-feldvogel-studie-2013.pdf>, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- HÖTKER, H.; DIERSCHKE, V.; FLADE, M. & C. LEUSCHNER (2014):** Diversitätsverluste in der Brutvogelwelt des Acker- und Grünlands. In: *Natur und Landschaft* 89 (09/10), S. 410–416.

- HÖTKER, H.; JEROMIN, H. & K.-M. THOMSEN (2007):** Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen. Endbericht. Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt DBU AZ: 22718. Hg. v. Michael-Otto-Institut im NABU.
- HÖTKER, H. & C. LEUSCHNER (2014):** Naturschutz in der Agrarlandschaft am Scheideweg. Misserfolge, Erfolge, neue Wege. im Auftrag der Michael Otto Stiftung für Umweltschutz. Online verfügbar unter https://www.umweltstiftungmichaelotto.de/uploads/downloads/Initiativen/lang_Studie2014_Naturschutz%20in%20der%20Agrarlandschaft%20am%20Scheideweg_Michael%20Otto%20Stiftung.pdf, zuletzt geprüft am 20.09.2021.
- HÖTKER, H. & C. SUDFELDT (1982a):** Untersuchungen zur Brutbiologie des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*). In: *Journal für Ornithologie* 123, S. 183–201.
- HÖTKER, H. & C. SUDFELDT (1982b):** Untersuchungen zur Nistplatzwahl einer nordwestdeutschen Population des Wiesenpiepers (*Anthus pratensis*). In: *Die Vogelwelt* 103, S. 178–187.
- HUNTLEY, B.; GREEN, R. E.; COLLINGHAM, Y. C.; WILLIS, S. G. (2007):** A Climatic Atlas of European Breeding Birds. Barcelona: Durham University; RSPB; Lynx Edicions.
- HUTTER, C.-P.; BRIEMLE, G.; FINK, C. (2002):** Wiesen, Weiden und anderes Grünland. Biotope erkennen, bestimmen, schützen. Stuttgart: Hirzel (Biotop-Bestimmungs-Bücher).
- JEDICKE, E. (2012):** Naturschutz durch großflächig-extensive Beweidung – Erfahrungen aus dem Biosphärenreservat Rhön. Vortrag, gehalten auf der Tagung „Wisent, Auerochse, Wasserbüffel in der Landschaftspflege“ vom 27.-28. September 2012 in der Brandenburgischen Akademie „Schloss Criewen“, 2012. Online verfügbar unter <https://www.nationalpark-unteres-odertal.de/wp-content/uploads/literature/Naturschutz-durch-grossflaechig-extensive-Beweidung.pdf>.
- KAMP, J.; FRANK, C.; TRAUTMANN, S.; BUSCH, M.; DRÖSCHMEISTER, R.; FLADE, M.; GERLACH, B.; KARTHÄUSER, J.; KUNZ, F.; MITSCHKE, A.; SCHWARZ, J. & C. SUDFELDT (2021):** Population trends of common breeding birds in Germany 1990–2018. In: *J Ornithol* 162 (1), S. 1–15. DOI: 10.1007/s10336-020-01830-4.
- KIEL, E.-F. (2015):** Geschützte Arten in Nordrhein-Westfalen. Vorkommen, Erhaltungszustand, Gefährdung, Maßnahmen. Hg. v. Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MULNV NRW). Online verfügbar unter https://www.umwelt.nrw.de/fileadmin/redaktion/Broschueren/geschuetzte_arten_2016.pdf, zuletzt geprüft am 21.09.2021.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G.; VOLESKE, P. (2007):** Biostatistik. Eine Einführung für Biologen und Agrarwissenschaftler. 4. aktualisierte und erweiterte Auflage. Berlin, Heidelberg, New York: Springer.
- KOLLMANN, J.; KIRMER, A.; TISCHEW, S.; HÖLZEL, N.; KIEHL, K. (2019):** Renaturierungsökologie. Berlin, Heidelberg: Springer.
- KÖNIG, C.; STÜBING, S. & J. WAHL (2021):** Frühjahr 2021: Späte Heimkehrer, "kalt erwischte" Eisvögel und mögliche Erstrnachweise. In: *Der Falke* (8), S. 7–13. Online verfügbar unter https://www.dda-web.de/downloads/publications/falke/68/koenig_et_al_2021_rueckblick_fruehjahr_2021.pdf, zuletzt geprüft am 14.12.2021.
- KOSICKI, J. Z. & P. CHYLARECKI (2013):** Predictive mapping of Meadow Pipit density using integrated remote sensing data and an atlas of vascular plants dataset. In: *Bird Study* 60 (4), S. 500–508. DOI: 10.1080/00063657.2013.849656.
- KREIS STEINFURT (2021):** Betretungserlaubnis für die Naturschutzgebiete „Düsterdieker Niederung“ und „Halverder Aa Niederung“.
- KUMSTÁTOVÁ, T.; BRINKE, T.; TOMKOVÁ, S.; FUCHS, R. & A. PETRUSEK (2004):** Habitat preferences of tree pipit (*Anthus trivialis*) and meadow pipit (*A. pratensis*) at sympatric and allopatric localities. In: *J Ornithol* 145 (4), S. 334–342. DOI: 10.1007/s10336-004-0048-3.
- KUNZ, W. (2019):** Zu den Auswirkungen der Stickstoffeinträge aus der Luft. In: Verein zum Schutz der Bergwelt e.V. (VzSB) (Hg.): Jahrbuch 2019. Schwerpunkt Insektensterben (84), S. 135–158.
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (LANUV NRW) (Hg.):** Naturschutzgebiete und Nationalpark Eifel in NRW. Liste aller Naturschutzgebiete in NRW. Online verfügbar unter <http://nsg.naturschutzinformationen.nrw.de/nsg/de/fachinfo/gebiete/gesamt>, zuletzt geprüft am 24.08.2021.
- LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (LANUV NRW) (Hg.) (2017):** Daten zur Natur in Nordrhein-Westfalen 2016. LANUV-Fachbericht 83. Online verfügbar unter

https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuvpubl/3_fachberichte/Daten_zur_Natur_in_NRW_2016.pdf, zuletzt geprüft am 12.07.2021.

LANDESAMT FÜR NATUR, UMWELT UND VERBRAUCHERSCHUTZ NRW (LANUV NRW) (Hg.) (2019): Biotop- und Lebensraumtypenkatalog inkl. Erhaltungszustandsbewertung von FFH-Lebensraumtypen. Online verfügbar unter http://methoden.naturschutzinformationen.nrw.de/methoden/web/babel/media/sammelmappe_lrt_ezb_april_2019.pdf, zuletzt geprüft am 13.09.2021.

LEGGE, H. (2009): Brutbestand von Baum- *Anthus trivialis* und Wiesenpieper *A. pratensis* im NSG "Neuer Hagen" im Jahr 2007. In: *Charadrius* 45 (4), S. 219–224. Online verfügbar unter http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/charadrius/charadrius45_4_219_224_legge_pieper.pdf, zuletzt geprüft am 01.07.2021.

LEMKE, S. (2022): Rede der Bundesministerin für Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und Verbraucherschutz in der Vereinbarten Debatte zur Politik der Bundesregierung vor dem Deutschen Bundestag. Berlin, 12.02.2022. Online verfügbar unter <https://www.bundesregierung.de/breg-de/service/bulletin/rede-der-bundesministerin-fuer-umwelt-naturschutz-nukleare-sicherheit-und-verbraucherschutz-steffi-lemke--1996332>, zuletzt geprüft am 04.03.2022.

LEYER, I.; WESCHE, K. (2008): Multivariate Statistik in der Ökologie. Eine Einführung. Korrigierter Nachdruck. Berlin, Heidelberg: Springer.

LIMBRUNNER, A.; BEZZEL, E.; RICHARZ, K.; SINGER, D. (2013): Enzyklopädie der Brutvögel Europas. Über 420 Arten in mehr als 1600 Farbfotos. Sonderausg. des 2001 ersch. Doppelbd. und der 2007 ersch. Sonderausg. Stuttgart: Kosmos.

MÄDLow, W. (2010): Brutzeiten von Wiesenvögeln in Ostdeutschland – eine Auswertung von Beringungsdaten. Ringfundmitteilung der Beringungszentrale Hiddensee. In: *Nationalpark-Jahrbuch Unteres Odertal* 7, S. 103–107. Online verfügbar unter <https://www.nationalpark-unteres-odertal.de/wp-content/uploads/literature/Brutzeiten-von-Wiesenvoegeln.pdf>, zuletzt geprüft am 31.01.2022.

MALM, L. E.; PEARCE-HIGGINS, J. W.; LITTLEWOOD, N. A.; KARLEY, A. J.; KARASZEWSKA, E.; JAKES, R.; PAKEMAN, R. J.; REDPATH, S. M. & D. M. EVANS (2020): Livestock grazing impacts components of the breeding productivity of a common upland insectivorous passerine: Results from a long-term experiment. In: *J Appl Ecol* 57 (8), S. 1514–1523. DOI: 10.1111/1365-2664.13647.

MENKVELD, W. & M. ZONDERWIJK (1984): De Graspieper, biotoop en populatieverloop in Noordhollandse graslandgebieden. In: *Graspieper* (4), S. 43–54.

MILDENBERGER, H. (1984): Die Vögel des Rheinlandes. Band 2. Greven: Kilda-Verlag (Beitrag zur Avifauna NRW, 19-21).

MOSS, D.; TAYLOR, P. N. & N. EASTERBEE (1979): The Effects on Song-Bird Populations of Upland Afforestation with Spruce. In: *Forestry* 52 (2), S. 129–150. DOI: 10.1093/forestry/52.2.129.

NEITZKE, A.; BORNKESSEL, R. & E. FOERSTER (2017): Grünlandkartierung Nordrhein-Westfalen. Methodik und Arbeitsanleitung. Erscheinungsjahre: 2000, 2004, 2012, 2015, 2017. Hg. v. Landesanstalt für Ökologie Bodenordnung und Forsten NRW (LÖBF) und Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW (LANUV NRW). Recklinghausen.

NORDRHEIN-WESTFÄLISCHE ORNITHOLOGENGESELLSCHAFT E.V. (NWO) (Hg.) (2002): Die Vögel Westfalens. Ein Atlas der Brutvögel von 1989 bis 1994. Bonn (Beitrag zur Avifauna NRW, 36).

PEDROLI, J.-C. (1975): La biologie du Pipit farlouse dans le Jura suisse. Travail de diplôme. Université Neuchâtel.

PEDUZZI, P.; CONCATO, J.; KEMPER, E.; HOLFORD, T. R. & A. R. FEINSTEIN (1996): A simulation study of the number of events per variable in logistic regression analysis. In: *Journal of Clinical Epidemiology* 49 (12), S. 1373–1379. DOI: 10.1016/S0895-4356(96)00236-3.

PÖTSCH, E. M. (2009): Einflussfaktoren auf Ertrag und Qualität von Grünlandfutter. In: Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft Raumberg-Gumpenstein (LFZ) (Hg.): Tierärztliche Bestandesbetreuung von Milchviehbetrieben in Österreich, S. 5–14.

PUCHTA, A.; SCHÖNENBERGER, A. & A. STEININGER (2017): Der Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) im Kojenmoos (Riefensberg – Vorarlberg / Österreich und Oberstaufen – Bayern / Deutschland) (inatura – Forschung online, 47). Online verfügbar unter https://www.inatura.at/forschung-online/ForschOn_2017_047_0001-0030.pdf, zuletzt geprüft am 08.02.2022.

Rat der Europäischen Gemeinschaften (21.05.1992): RICHTLINIE 92/43/EWG DES RATES vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie.

- REICH, D. (2021):** Investigation of predation pressure on meadow birds in the Eifel National Park. A case study on meadow pipit (*Anthus pratensis*) and common skylark (*Alauda arvensis*) using artificial nests and camera traps. Masterarbeit. Westfälische Wilhelms-Universität Münster.
- RENWICK, A. R.; MASSIMINO, D.; NEWSON, S. E.; CHAMBERLAIN, D. E.; PEARCE-HIGGINS, J. W. & A. JOHNSTON (2012):** Modelling changes in species' abundance in response to projected climate change. In: *Diversity and Distributions* 18 (2), S. 121–132. DOI: 10.1111/j.1472-4642.2011.00827.x.
- RYSLAVY, T.; BAUER, H.-G.; GERLACH, B.; HÜPPOP, O.; STAHRER, J.; SÜDBECK, P. & C. SUDFELDT (2020):** Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 6. Fassung, 30. September 2020. In: *Berichte zum Vogelschutz* 57.
- SAATKAMP, M. (1989):** Halverde: 1189 - 1989. ein Gang durch die Ortsgeschichte. Hopsten: Gemeinde Hopsten.
- SCHLEY, L. & M. LEYTEM (2004):** Extensive Beweidung mit Rindern im Naturschutz: eine kurze Literaturlauswertung hinsichtlich der Einflüsse auf die Biodiversität. In: *Bulletin de la Société des naturalistes luxembourgeois* (105), S. 65–85, zuletzt geprüft am 07.03.2022.
- SCHLICHTMANN, W. (1951):** Bemerkungen zur Ornithologie Niedersachsens. 2. Teil. In: *Beitrag zur Naturkunde Niedersachsens* (4), S. 67–73.
- SCHMIDT, K. (2017):** Langjähriges Brutmonitoring zeigt starken Rückgang beim Wiesenpieper, *Anthus pratensis*, in der Werraue zwischen Rhön und Thüringer Wald (Wartburgkreis). In: *Semana: naturwissenschaftliche Veröffentlichungen des Naturhistorischen Museums Schloss Bertholdsburg Schleusingen* 32 (2017), S. 79–88.
- SCHWARTZE, P.; TÜLLINGHOFF, R.; BRINKERT, A. & N. HEINRICH (2020):** Biodiversitätsstrategie Kreis Steinfurt. Förderung der Biologischen Vielfalt in der Agrallandschaft. Hg. v. Kreis Steinfurt. Online verfügbar unter https://www.kreissteinfurt.de/kv_steinfurt/Themen%20%20Projekte/BNE-Regionalzentrum/Zuhause%20schafft%20Wissen/Ohne%20Artenvielfalt%20ist%20nichts%20los%20auf%20dem%20Planeten/Biodiversit%C3%A4tsstrategie_Web-Version.pdf, zuletzt geprüft am 24.08.2021.
- SEEL, D. C. & K. C. WALTON (1979):** Numbers of meadow pipits *Anthus pratensis* on mountain farm grassland in north Wales in the breeding season. In: *Ibis* 121 (2), S. 147–164. DOI: 10.1111/j.1474-919X.1979.tb04958.x.
- STEIDLE, J. L. M.; KIMMICH, T.; CSADER, M. & O. BETZ (2022):** Negative impact of roadside mowing on arthropod fauna and its reduction with 'arthropod-friendly' mowing technique. In: *Journal of Applied Entomology*.
- STURM, P.; ZEHEM, A.; BAUMBACH, H.; BRACKEL, W. VON; VERBÜCHELN, G.; STOCK, M.; ZIMMERMANN, F. (2018):** Grünlandtypen. Erkennen - Nutzen - Schützen. Unter Mitarbeit von Robert Zintl, Ortrun Schwarzer und Julia von Brackel. Wiebelsheim: Quelle & Meyer Verlag.
- SÜDBECK, P.; ANDRETZKE, H.; FISCHER, S.; GEDEON, K.; SCHIKORE, T.; SCHRÖDER, K. & C. SUDFELDT (Hg.) (2005):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell: [Max-Planck-Inst. für Ornithologie, Vogelwarte Radolfzell].
- SUDFELDT, C.; DRÖSCHMEISTER, R.; FLADE, M.; GRÜNEBERG, C.; MITSCHKE, A.; SCHWARZ, J.; WAHL, J. (2009):** Vögel in Deutschland – 2009. im Auftrag des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA), des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) und der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (LAG). Münster (Vögel in Deutschland).
- SUDMANN, S. R.; GRÜNEBERG, C.; HEGEMANN, A.; HERHASU, F.; MÖLLE, J.; NOTTMAYER-LINDEN, K.; SCHUBERT, W. & W. VON DEWITZ (2008):** Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens. 5. Fassung. In: *Charadrius* 44 (4), S. 137–230. Online verfügbar unter http://www.nw-ornithologen.de/images/textfiles/charadrius/charadrius44_4_137_230_roteliste2008.pdf, zuletzt geprüft am 19.07.2021.
- SVENSSON, L.; MULLARNEY, K.; ZETTERSTRÖM, D. (2017):** Der Kosmos Vogelführer. Alle Arten Europas, Nordafrikas und Vorderasiens. 3. Edition. Stuttgart: Kosmos.
- THIESMANN, P. (2021):** Wiesenpieper. Foto (*Nutzungsberechtigung*), 14.04.2021.
- TÜLLINGHOFF, R. (2021):** Vorkommen vom Wiesenpieper im Kreis Steinfurt, 19.02.2021. Telefonat.
- TÜLLINGHOFF, R. (2022):** Düngung von privaten Flächen in den Untersuchungsgebieten, 12.01.2022. Telefonat.
- UHL, H.; SCHMALZER, A.; POLLHEIMER, J. & A. SCHUSTER (2009):** Managementplan für das Europaschutzgebiet „Wiesengebiete im Freiwald“ AT3124000. Endbericht. Hg. v. Amt der Oberösterreichischen Landesregierung. Online verfügbar unter

https://www.land-oberoesterreich.gv.at/files/naturschutz_db/MMP_Freiwald_final_samt_Karten.pdf, zuletzt geprüft am 11.01.2022.

UHL, H. & G. WICHMANN (2013): Wiesen- und Kulturlandschaftsvögel in Oberösterreich 2011-2013. Landesweite Bestandszählungen 1994 bis 2012 sowie Bildungsprojekte und Öffentlichkeitsarbeit. BirdLife Österreich. Online verfügbar unter https://www.zobodat.at/pdf/GUTNAT_0805_0001-0120.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2022.

UMWELTBUNDESAMT (UBA) (Hg.) (2021): Stickstoff - Zuviel des Guten?. Überlastung des Stickstoffkreislaufs zum Nutzen von Umwelt und Mensch wirksam reduzieren. Dessau-Roßlau. Online verfügbar unter <https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/publikation/long/4058.pdf>, zuletzt geprüft am 07.01.2022.

VAN DE POEL, D. & A. ZEHM (2014): Die Wirkung des Mähens auf die Fauna der Wiesen. Eine Literaturlauswertung für den Naturschutz. In: *ANLiegen Natur* 36 (2), S. 36–51. DOI: 10.1002/9783527678471.hbnl2015001.

VAN KLINK, R.; MANDEMA, F. S.; BAKKER, J. P. & J. M. TINBERGEN (2014): Foraging site choice and diet selection of Meadow Pipits *Anthus pratensis* breeding on grazed salt marshes. In: *Bird Study* 61 (1), S. 101–110. DOI: 10.1080/00063657.2013.856855.

VANDENBERGHE, C.; PRIOR, G.; LITTLEWOOD, N. A.; BROOKER, R. & R. PAKEMAN (2009): Influence of livestock grazing on meadow pipit foraging behaviour in upland grassland. In: *Basic and Applied Ecology* 10 (7), S. 662–670.

VILLAR, N.; LAMBIN, X.; EVANS, D.; PAKEMAN, R. & S. REDPATH (2013): Experimental evidence that livestock grazing intensity affects the activity of a generalist predator. In: *Acta Oecologica* 49, S. 12–16. DOI: 10.1016/j.actao.2013.02.006.

VITTINGHOFF, E. & C. E. McCULLOCH (2007): Relaxing the rule of ten events per variable in logistic and Cox regression. In: *American journal of epidemiology* 165 (6), S. 710–718. DOI: 10.1093/aje/kwk052.

VOGT, D. (1994): Untersuchungen über Flächen- und Habitatansprüche der Bekassine (*Gallinago gallinago*) im Südwestdeutschland als Grundlage für ihren Schutz. In: *Mainzer naturwissenschaftliches Archiv* 32, S. 149–189.

WICHMANN, L. & G. BAUSCHMANN (2015): Artenhilfskonzept für den Wiesenpieper (*Anthus pratensis*) in Hessen. Gutachten der Staatlichen Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Friedberg. Online verfügbar unter http://natureg.hessen.de/resources/recherche/VSW/Voegel/NA_VSW_141_Artenhilfskonzept_Wiesenpieper_Stand_04-2015.pdf, zuletzt geprüft am 07.03.2022.

WICHMANN, L. & G. BAUSCHMANN (2018): Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen im Rahmen der Umsetzung der AHK Braunkehlchen und Wiesenpieper in der Gemeinde Grebenhain (Vogelsbergkreis). Staatliche Vogelschutzwarte für Hessen, Rheinland-Pfalz und das Saarland. Friedberg. Online verfügbar unter https://natureg.hessen.de/resources/recherche/VSW/Schutzgebiete/Wirksamkeit_Bk_W_Vogelsberg%202017_Stand_Juli_2018_2019-07-30.pdf, zuletzt geprüft am 05.04.2022.

WILHELM, M. (2021a): Gesangsaktivität der lokalen Wiesenpieper. Düsterdieker Niederung, 26.04.2021. Gespräch.

WILHELM, M. (2021b): Wiesenpieper-Besiedlung in den Untersuchungsgebieten der Düsterdieker Niederung. Düsterdieker Niederung, 11.06.2021. Gespräch.

7 Anhang

Tab. 8: Probepunkte und Ausprägungen der erfassten Habitatparameter im Rohdaten-Format (ohne statistisch notwendige Zusammenfassung (s. Kap. 2.3))

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NEITZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngerform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
DDN-O_01	unbes.	7,6	83	10	NA	P-G	Grundd.	zweis. Wiese	VNS	331	37	404	23	19
DDN-O_02	unbes.	19,8	97	0	Honiggras-Feuchtwiese (I61)	P-G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	253	58	336	92	90
DDN-O_03	unbes.	8,8	90	10	mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeerde (C6)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	229	52	236	60	135
DDN-O_04	unbes.	6,8	95	10	mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeerde (C6)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	266	113	138	121	170
DDN-O_05	unbes.	9,5	99	5	Reiner Knickfuchsschwanzrasen (K5o)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	387	325	81	102	62
DDN-O_06	unbes.	14,0	96	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	310	226	18	199	48
DDN-O_07	unbes.	8,8	99	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	248	126	68	100	23
DDN-O_08	unbes.	4,6	99	15	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	218	31	14	7	2
DDN-O_09	unbes.	8,3	89	20	- (J.a.)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	137	54	272	154	183
DDN-O_10	bes.	8,4	96	20	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	185	70	156	173	176
DDN-O_11	Grenz.	8,0	100	10	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	227	130	74	199	80
DDN-O_12	Grenz.	4,8	100	50	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	298	222	24	154	29
DDN-O_13	bes.	7,5	100	45	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	348	316	122	58	21
DDN-O_14	bes.	12,0	95	15	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	390	380	138	43	19
DDN-O_15	unbes.	12,6	98	0	Honiggras-Feuchtwiese (I61)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	301	281	38	141	33
DDN-O_16	unbes.	6,8	99	15	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	212	186	61	180	51
DDN-O_17	unbes.	8,1	96	5	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	148	96	99	93	74
DDN-O_18	unbes.	5,5	100	20	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	134	8	11	5	101
DDN-O_19	unbes.	7,5	84	5	mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeerde (C62)	HN	Grundd.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	66	20	210	99	190
DDN-O_20	bes.	12,0	88	10	Trespen-Trockenrasen (Ur)	HN	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	126	64	112	107	133
DDN-O_21	bes.	10,9	98	15	Großseggenried (R9)	HN	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	200	162	13	116	58
DDN-O_22	Grenz.	10,2	80	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	249	261	86	130	61
DDN-O_23	Grenz.	9,6	77	40	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	321	360	184	18	86
DDN-O_24	Grenz.	10,5	98	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	318	357	94	80	111
DDN-O_25	bes.	7,0	99	15	Trespen-Trockenrasen (Ur)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	219	269	5	223	124
DDN-O_26	unbes.	7,6	87	0	- (B)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	125	183	23	179	147
DDN-O_27	unbes.	7,6	99	25	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	NA	zweis. Wiese	öff.	49	95	0	94	121
DDN-O_28	unbes.	8,4	93	10	frische Weidelgras-Weißkleeerde (C3)	P-G	Grundd.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	30	8	119	11	101
DDN-O_29	unbes.	22,4	87	0	Großseggenried (R9)	HN	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	32	102	103	18	107
DDN-O_30	bes.	29,6	93	5	Großseggenried (R9)	HN	ungedüngt	eins. Wiese / zweis. Wiese	öff.	106	152	49	25	112
DDN-O_31	bes.	7,3	88	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	HN	Stallmistd.	Mädweide	öff.	150	235	39	35	44
DDN-O_32	bes.	13,9	89	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	232	327	69	66	69
DDN-O_33	bes.	13,2	98	10	Fuchsschwanz-Feuchtwiese	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	324	401	103	21	101

Anhang

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NETZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngerform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
					(16.)									
DDN-O_34	bes.	7,5	96	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	267	365	45	119	129
DDN-O_35	unbes.	5,0	100	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	169	270	46	140	190
DDN-O_36	bes.	20,0	92	10	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	77	178	71	175	174
DDN-O_37	Grenz.	13,3	94	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	51	113	78	89	86
DDN-O_38	unbes.	13,0	95	5	Honiggras-Feuchtwiese (I61)	P-G	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	77	68	18	71	16
DDN-O_39	unbes.	9,6	98	10	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E7)	HN	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	46	158	94	63	24
DDN-O_40	Grenz.	5,2	100	10	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	61	249	7	55	50
DDN-O_41	bes.	6,6	94	10	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	Stallmistd.	Mädweide	öff.	159	312	107	35	31
DDN-O_42	bes.	14,4	97	0	NA	HN	NA	Weg	NA	257	311	0	2	2
DDN-O_43	bes.	10,1	95	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	340	329	27	24	30
DDN-O_44	bes.	10,8	93	10	feuchte Tal-Glatthaferwiese (A50)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	280	351	8	45	123
DDN-O_45	bes.	2,4	93	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	172	271	31	100	108
DDN-O_46	Grenz.	9,5	92	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	127	207	6	178	94
DDN-O_47	bes.	9,3	86	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	Mähweide / zweis. Wiese	öff.	84	174	18	86	83
DDN-O_48	unbes.	6,2	99	10	mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeerde (C6)	G	ungedüngt	Dauerweide	öff.	38	109	69	155	37
DDN-O_49	unbes.	7,8	98	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	GM	Grundd.	zweis. Wiese	VNS	56	180	43	146	48
DDN-O_50	unbes.	24,2	84	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	GM	Stallmistd.	Mädweide	öff.	126	244	58	133	1
DDN-O_51	unbes.	9,2	95	10	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E7)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	219	224	103	105	5
DDN-O_52	unbes.	6,8	100	20	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E7)	HN	Stallmistd.	Mädweide	öff.	315	229	72	74	38
DDN-O_53	bes.	5,4	98	10	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	HN	Stallmistd.	Mädweide	öff.	310	268	47	51	62
DDN-O_54	bes.	9,7	100	10	Sumpfdotterblumenwiese mit weicher Trespe (E60)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	210	335	52	25	25
DDN-O_55	bes.	64,5	26	0	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C50)	HN	Grundd.	Mädweide	öff.	111	305	1	140	13
DDN-O_56	Grenz.	9,8	86	5	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C50)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	24	267	22	170	21
DDN-O_57	unbes.	10,2	92	0	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C50)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	45	264	51	81	44
DDN-O_58	unbes.	5,8	100	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	9	291	12	5	1
DDN-O_59	unbes.	3,8	100	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	G	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	160	118	10	228	47
DDN-O_60	unbes.	8,4	99	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	G	Stallmistd.	Mädweide	öff.	217	115	110	206	46
DDN-O_61	unbes.	7,6	99	15	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E70)	GM	Stallmistd.	Mädweide	öff.	296	136	174	176	4
DDN-O_62	bes.	12,8	100	20	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	GM	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	349	170	144	146	8
DDN-O_63	bes.	4,9	100	20	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	HN	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	266	354	21	123	55
DDN-O_64	unbes.	3,3	100	30	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	168	328	79	152	56
DDN-O_65	unbes.	4,1	100	20	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	81	270	74	224	17
DDN-O_66	unbes.	7,0	100	0	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C5o)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	47	224	50	170	18
DDN-O_67	unbes.	7,0	95	25	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	G	Grundd.	Mädweide	öff.	29	215	77	105	8

Anhang

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NETZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngerform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
DDN-O_68	unbes.	6,5	97	0	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E7)	P-G	NA	pri. Grünl.	pri.	310	50	162	164	52
DDN-O_69	unbes.	6,9	99	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	P-G	NA	pri. Grünl.	pri.	311	72	238	240	47
DDN-O_70	unbes.	5,3	100	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	250	157	79	226	54
DDN-O_71	unbes.	5,8	100	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	222	255	23	210	18
DDN-O_72	unbes.	10,3	95	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	G	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	179	236	102	249	20
DDN-O_73	unbes.	6,9	99	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	G	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	139	170	145	263	62
DDN-O_74	unbes.	7,7	100	20	NA	G	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	40	128	132	206	41
DDN-O_75	unbes.	3,1	100	5	-(B-Q m)	G-P	NA	pri. Grünl.	pri.	297	5	336	338	31
DDN-O_76	unbes.	12,6	50	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	P-G	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	214	104	135	313	0
DDN-O_77	unbes.	4,5	95	15	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	150	169	34	295	47
DDN-O_78	unbes.	8,9	100	10	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C5)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	137	156	3	309	39
DDN-O_79	unbes.	11,2	95	80	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	172	163	45	348	0
DDN-O_80	unbes.	8,8	97	10	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C5)	G	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	122	78	88	305	5
DDN-O_81	unbes.	3,6	100	10	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	P-G	Grundd.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	126	72	90	388	45
DDN-O_82	unbes.	9,6	100	0	feuchte Geest-Rotschwingelweide (D5)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	52	113	9	383	114
DDN-O_83	unbes.	6,3	99	0	Fuschschwanz-Feuchtwiese (I7)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	91	66	54	405	96
DDN-O_84	unbes.	5,7	90	10	feuchte Geest-Rotschwingelweide (D5)	HN	Grundd.	zweis. Wiese	VNS	105	105	12	406	52
DDN-O_85	unbes.	8,3	100	15	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	P-G	NA	pri. Grünl.	pri.	147	6	31	363	9
DDN-O_86	unbes.	10,3	99	15	NA	P-G	Stallmistd.	zweis. Wiese	öff.	36	36	46	469	100
DDN-O_87	unbes.	13,3	94	5	Wald-Engelwurz-Sumpfdotterblumenwiese mit Braunsegge (E72)	P-G	NA	pri. Grünl.	pri.	49	44	33	476	195
DDN-O_88	unbes.	12,0	95	10	Honiggras-Feuchtwiese (I71n)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	8	32	110	504	150
DDN-O_89	unbes.	9,7	98	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	P-G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	47	39	70	464	108
DDN-O_90	unbes.	9,5	97	20	frische Weidelgras-Weißkleeerde (C32)	G-P	Stallmistd.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	38	19	4	558	186
DDN-O_91	unbes.	NA	NA	NA	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	P-G	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	3	75	97	573	251
DDN-O_92	unbes.	10,2	95	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	P-G	NA	pri. Grünl.	pri.	54	51	169	560	207
DDN-O_93	unbes.	11,9	94	5	feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C5)	G-P	NA	pri. Grünl.	pri.	92	29	205	660	93
DDN-O_94	unbes.	9,0	99	0	mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeerde (C6)	G-P	NA	pri. Grünl.	pri.	136	4	229	627	271
DDN-W_01	unbes.	15,6	80	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	HN	wechs. D.	zweis. Wiese	VNS	61	101	91	102	239
DDN-W_02	unbes.	9,4	95	10	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	67	91	34	22	28
DDN-W_03	unbes.	10,5	92	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	wechs. D.	zweis. Wiese	VNS	60	117	64	57	88
DDN-W_04	unbes.	7,3	100	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	wechs. D.	zweis. Wiese	VNS	148	140	133	130	184
DDN-W_05	unbes.	7,3	100	45	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	128	39	35	45	50
DDN-W_06	unbes.	13,2	98	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	27	40	48	43	25

Anhang

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NEITZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngelageform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
DDN-W_07	unbes.	13,7	96	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	58	74	103	79	13
DDN-W_08	unbes.	8,8	99	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	128	25	131	19	25
DDN-W_09	bes.	10,2	97	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	159	126	165	116	126
DDN-W_10	Grenz.	11,3	90	15	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	81	85	72	87	92
DDN-W_11	unbes.	NA	NA	NA	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Acker	pri.	67	77	86	82	67
DDN-W_12	unbes.	NA	NA	NA	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Acker	pri.	121	30	186	36	79
DDN-W_13	bes.	9,2	93	5	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	188	67	215	61	112
DDN-W_14	Grenz.	5,5	100	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	139	122	111	127	152
DDN-W_15	unbes.	7,9	100	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	65	21	17	28	71
DDN-W_16	unbes.	NA	NA	NA	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Acker	pri.	26	23	24	19	16
DDN-W_17	unbes.	NA	NA	NA	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40o)	GM	NA	pri. Acker	pri.	21	85	123	90	19
DDN-W_18	unbes.	7,4	98	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	109	12	221	8	17
DDN-W_19	unbes.	9,0	92	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	206	111	156	106	113
DDN-W_20	unbes.	5,0	100	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	200	67	57	69	172
DDN-W_21	unbes.	8,3	95	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	77	101	60	54	61
DDN-W_22	unbes.	5,5	100	5	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	86	85	160	44	72
DDN-W_23	unbes.	9,0	85	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	192	98	197	50	102
DDN-W_24	unbes.	9,2	98	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	238	106	98	110	184
DDN-W_25	unbes.	10,0	99	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	102	116	99	93	152
DDN-W_26	bes.	15,8	65	15	NA	GM	NA	Weg	NA	101	164	196	0	165
DDN-W_27	Grenz.	6,1	99	5	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	137	145	137	95	162
DDN-W_28	unbes.	8,5	100	15	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	218	46	38	53	149
DDN-W_29	unbes.	4,7	100	0	Heidekrautheide (T)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	27	21	36	32	193
DDN-W_30	unbes.	8,0	99	0	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	52	94	136	56	115
DDN-W_31	unbes.	7,1	93	5	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	46	187	180	40	84
DDN-W_32	unbes.	6,4	98	0	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	145	88	80	93	71
DDN-W_33	unbes.	6,0	99	15	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	65	77	74	69	122
DDN-W_34	unbes.	5,7	100	5	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	61	157	173	11	22
DDN-W_35	unbes.	5,8	100	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	pri.	112	127	120	85	9
DDN-W_36	unbes.	17,3	98	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	pri.	204	29	20	35	22
DDN-W_37	Grenz.	13,9	80	10	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeerde (C4)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	24	55	12	7	194
DDN-W_38	bes.	18,4	94	0	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	100	150	111	66	113
DDN-W_39	unbes.	6,9	100	15	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	154	169	161	28	89
DDN-W_40	unbes.	NA	NA	NA	- (B)	GM	ungedüngt	eins. Wiese	öff.	207	69	63	73	100

Anhang

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NETZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngelageform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
DDN-W_41	bes.	17,5	93	10	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	68	117	48	43	201
DDN-W_42	bes.	5,5	98	30	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	153	226	148	21	174
DDN-W_43	unbes.	6,0	100	20	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	251	111	106	72	178
DDN-W_44	unbes.	9,2	85	5	Fuchsschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	NA	pri. Grünl.	NA	303	9	16	5	174
DDN-W_45	bes.	13,2	90	5	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D4)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	114	140	85	37	109
DDN-W_46	unbes.	8,3	96	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	190	155	144	19	97
DDN-W_47	unbes.	8,1	94	15	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	282	63	44	56	84
DDN-W_48	Grenz.	4,3	100	10	Honiggras-Feuchtwiese (I61)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	17	136	24	19	29
DDN-W_49	bes.	5,6	100	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	115	191	186	51	16
DDN-W_50	bes.	15,9	85	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71.)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	214	92	85	98	5
DDN-W_51	Grenz.	4,3	100	0	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D4)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	90	89	61	54	48
DDN-W_52	bes.	8,9	99	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	176	134	127	140	33
DDN-W_53	Grenz.	7,2	100	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	268	34	27	39	44
DDN-W_54	Grenz.	6,5	100	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	125	114	98	92	45
DDN-W_55	Grenz.	7,0	99	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	204	75	68	79	58
DDN-W_56	unbes.	10,7	98	5	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	31	119	37	31	125
DDN-W_57	unbes.	8,3	99	0	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	130	116	108	120	137
DDN-W_58	unbes.	10,2	98	5	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	228	16	9	149	150
DDN-W_59	unbes.	7,5	96	0	mäßig feuchte Geest-Rotschwingelweide (D40)	G	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	99	158	74	68	217
DDN-W_60	unbes.	7,4	98	20	- (Ac)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	188	56	51	92	160
DDN-W_61	unbes.	6,5	86	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	68	146	14	8	217
DDN-W_62	unbes.	9,2	95	10	frische Tal-Glatthaferwiese (A30)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	151	99	93	107	125
DDN-W_63	unbes.	8,8	92	15	frische Tal-Glatthaferwiese (A30)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	46	88	51	46	150
DDN-W_64	unbes.	7,8	93	20	frische Tal-Glatthaferwiese (A30)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	114	40	32	45	55
DDN-W_65	unbes.	7,1	98	0	frische Tal-Glatthaferwiese (A30)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	114	80	76	86	90
DDN-W_66	unbes.	6,9	100	50	frische Tal-Glatthaferwiese (A30)	G	NA	pri. Grünl.	pri.	27	41	18	10	42
HAN_01	unbes.	9,0	91	10	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E70)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	98	15	11	7	5
HAN_02	unbes.	4,5	81	0	NA	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	57	103	29	50	54
HAN_03	unbes.	5,4	100	0	NA	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	44	68	9	139	111
HAN_04	unbes.	4,7	100	5	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A4H)	Q	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	98	18	7	145	97
HAN_05	unbes.	10,7	92	10	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	72	23	67	108	66
HAN_06	unbes.	5,0	100	10	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E70)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	45	102	50	47	46
HAN_07	unbes.	6,0	100	5	Fuchsschwanz-Feuchtwiese (I6)	GM	Grundd.	Mähweide / zweis. Wiese	öff.	47	110	10	33	12

Anhang

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NETZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngeform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
HAN_08	unbes.	8,1	99	10	Fuchsschwanz-Feuchtwiese (I6)	GM	Grundd.	Mähweide / zweis. Wiese	öff.	5	42	76	50	43
HAN_09	unbes.	8,2	83	10	mäßig feuchte Tal- Glatthaferwiese (A4H)	Q	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	94	81	51	122	118
HAN_10	unbes.	10,2	95	15	mäßig feuchte Weidelgras- Weißkleeerde (C40o)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	18	21	30	176	32
HAN_11	unbes.	8,5	97	10	mäßig feuchte Tal- Glatthaferwiese (A4H)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	73	120	19	124	17
HAN_12	unbes.	7,8	100	35	Honiggras-Feuchtwiese (I61)	GM	Ungedünt / Grundd.	Mähweide / zweis. Wiese	öff.	60	114	63	61	29
HAN_13	unbes.	34,8	55	0	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E70)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	7	50	39	2	20
HAN_14	unbes.	12,2	93	10	mäßig feuchte Weidelgras- Weißkleeerde (C40)	Q	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	72	50	67	70	76
HAN_15	unbes.	7,2	95	5	mäßig feuchte Tal- Glatthaferwiese (A4H)	Q	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	158	180	67	165	106
HAN_16	unbes.	10,6	78	5	NA	Q	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	156	254	0	200	9
HAN_17	unbes.	7,7	95	15	mäßig feuchte Weidelgras- Weißkleeerde (C40o)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	41	70	80	75	82
HAN_18	unbes.	NA	NA	NA	NA	GM	NA	Gebäude	NA	38	18	29	23	4
HAN_19	unbes.	9,2	97	10	Fuchsschwanz-Feuchtwiese (I7)	GM	Grundd.	zweis. Wiese	öff.	49	93	53	35	39
HAN_20	Grenz.	6,3	100	0	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E70)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	104	103	78	100	104
HAN_21	unbes.	12,1	76	0	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	179	143	0	160	161
HAN_22	unbes.	7,2	98	5	Honiggras-Feuchtwiese (I71)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	210	221	72	207	109
HAN_23	unbes.	11,9	79	5	Fuchsschwanz-Frischwiese (A5A)	Q	Grundd.	Mädweide	öff.	120	176	57	124	178
HAN_24	unbes.	17,0	45	10	mäßig feuchte Weidelgras- Weißkleeerde (C40)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	82	79	42	46	83
HAN_25	bes.	8,5	94	0	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E70n)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	137	158	15	9	136
HAN_26	bes.	9,6	99	0	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E7)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	205	196	66	60	202
HAN_27	bes.	9,8	94	0	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E70)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	246	178	23	110	208
HAN_28	Grenz.	11,9	88	10	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E70)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	151	170	47	147	143
HAN_29	unbes.	8,0	90	20	mäßig feuchte Geest- Rotschwingelweide (D40)	Q	Grundd.	Mädweide	öff.	49	81	4	47	80
HAN_30	unbes.	16,9	80	20	mäßig feuchte Weidelgras- Weißkleeerde (C40)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	180	114	85	88	185
HAN_31	Grenz.	16,6	54	0	mäßig feuchte Weidelgras- Weißkleeerde (C40)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	235	192	33	38	235
HAN_32	bes.	NA	NA	NA	Wald-Engelwurz- Sumpfdotterblumenwiese mit Braunsegge (E72)	GM	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	300	115	14	8	172
HAN_33	bes.	5,3	100	40	Braunseggen- Sumpfdotterblumenwiese (E70)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	164	96	35	66	107
HAN_34	Grenz.	9,5	89	0	Knickfuchsschwanzrasen mit Brennhahnenfuß (K5o)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	163	119	29	135	44
HAN_35	bes.	10,4	86	0	Fuchsschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	NA	pri. Grünl.	pri.	56	39	52	94	19
HAN_36	unbes.	NA	NA	NA	NA	G-P	NA	pri. Acker	pri.	214	116	83	88	166
HAN_37	unbes.	NA	NA	NA	NA	GM	NA	pri. Acker	pri.	122	17	15	19	81

Anhang

Probepunkt	Besiedlung	Vegetationshöhe [cm]	Halmdichte [% sichtbar]	Offenboden-Anteil [%]	Vegetationstyp nach NEITZKE et al. (2017) (BS ST 2017 & 2012)	Bodentyp nach GD NRW	Düngeform (BS ST 2021)	Bewirtschaftungsform (BS ST 2021)	Schutzstatus (BS ST 2021)	Abstand Einzelbäume [m]	Abstand Baumreihen [m]	Abstand Gräben [m]	Abstand Wege [m]	Abstand Zäune [m]
HAN_38	unbes.	10,7	95	0	Braunseggen-Sumpfdotterblumenwiese (E7t)	HN	ungedüngt	zweis. Wiese	öff.	70	62	61	64	9
HAN_39	bes.	16,0	78	0	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	117	139	112	112	17
HAN_40	bes.	9,4	98	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	76	121	76	189	48
HAN_41	unbes.	6,8	92	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	108	169	60	234	113
HAN_42	unbes.	11,0	85	20	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	169	108	25	296	70
HAN_43	unbes.	18,3	13	0	Reiner Knickfuchsschwanzrasen (K5o)	G-P	NA	pri. Grünl.	pri.	26	35	28	33	36
HAN_44	Grenz.	9,7	88	30	Fuchsschwanz-Feuchtwiese (I7o)	HN	Grundd.	Mädweide	öff.	44	84	13	21	15
HAN_45	bes.	12,3	91	20	NA	HN	Grundd.	Mädweide	öff.	145	171	1	120	79
HAN_46	Grenz.	10,0	87	10	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	Grundd.	Mädweide	öff.	163	216	38	242	140
HAN_47	unbes.	12,2	89	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	zweis. Wiese	VNS	180	202	103	210	168
HAN_48	unbes.	13,9	85	10	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	zweis. Wiese	VNS	158	176	42	219	127
HAN_49	unbes.	12,2	43	0	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeeweide (C40o)	G-P	NA	pri. Grünl.	pri.	100	110	85	90	71
HAN_50	Grenz.	19,6	10	0	mäßig nasse Weidelgras-Weißkleeeweide (C6)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	137	171	36	113	10
HAN_51	Grenz.	16,9	28	10	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeeweide (C4)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	217	210	54	192	57
HAN_52	unbes.	NA	NA	NA	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeeweide (C4)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	157	143	139	142	147
HAN_53	unbes.	7,1	97	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	81	133	116	122	226
HAN_54	unbes.	11,0	95	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	82	185	43	172	147
HAN_55	unbes.	14,1	96	40	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeeweide (C4)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	186	117	60	114	63
HAN_56	unbes.	15,1	14	15	Reiner Knickfuchsschwanzrasen (K5o)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	88	42	127	42	140
HAN_57	unbes.	8,6	78	0	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	GM	ungedüngt	Mädweide	öff.	6	96	121	81	203
HAN_58	unbes.	9,2	99	0	mäßig feuchte Tal-Glatthaferwiese (A40)	GM	wechs. D.	Mähweide / zweis. Wiese	VNS	12	98	90	177	156
HAN_59	unbes.	NA	NA	NA	mäßig feuchte Weidelgras-Weißkleeeweide (C40)	HN	NA	pri. Grünl.	pri.	76	21	40	23	44
HAN_60	unbes.	14,7	97	0	Fuschschwanz-Frischwiese (A5A)	HN	ungedüngt	Mädweide	öff.	58	51	37	49	112
HAN_61	unbes.	27,5	64	0	Fuchsschwanz-Feuchtwiese (I7)	GM	ungedüngt	Mädweide	öff.	83	32	30	133	206