



Ermittlung der Toleranz von Wiesenbrütern gegenüber Gehölzdichten, Schilfbeständen und Wegen in ausgewählten Wiesenbrütergebieten des Voralpenlandes



natur



Ermittlung der Toleranz von Wiesenbrütern gegenüber Gehölzdichten, Schilfbeständen und Wegen in ausgewählten Wiesenbrüter- gebieten des Voralpenlandes

Impressum

Ermittlung der Toleranz von Wiesenbrütern gegenüber Gehölzdichten, Schilfbeständen und Wegen in ausgewählten Wiesenbrütergebieten des Voralpenlandes

Herausgeber:

Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU)
Bürgermeister-Ulrich-Straße 160
86179 Augsburg
Tel.: 0821 9071-0
Fax: 0821 9071-5556
E-Mail: poststelle@lfu.bayern.de
Internet: www.lfu.bayern.de

Bearbeitung/Text/Konzept:

Dipl. Biol. Ingo Weiß, Häuserstr. 26, 83671 Benediktbeuern

Redaktion:

LfU, Referat 55, Margarete Siering

Bildnachweis:

Ingo Weiß, Häuserstr. 26, 83671 Benediktbeuern, Titelbild

Quellennachweis der Geobasisdaten in den Abbildungen:

Abb. 1–5, 7–14:
Digitale Orthophotos © Bayerische Vermessungsverwaltung 2013

Stand:

Dezember 2016

Diese Publikation wird kostenlos im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Bayerischen Staatsregierung herausgegeben. Sie darf weder von den Parteien noch von Wahlwerbern oder Wahlhelfern im Zeitraum von fünf Monaten vor einer Wahl zum Zweck der Wahlwerbung verwendet werden. Dies gilt für Landtags-, Bundestags-, Kommunal- und Europawahlen. Missbräuchlich ist während dieser Zeit insbesondere die Verteilung auf Wahlveranstaltungen, an Informationsständen der Parteien sowie das Einlegen, Aufdrucken und Aufkleben parteipolitischer Informationen oder Werbemittel. Untersagt ist gleichfalls die Weitergabe an Dritte zum Zweck der Wahlwerbung. Auch ohne zeitlichen Bezug zu einer bevorstehenden Wahl darf die Publikation nicht in einer Weise verwendet werden, die als Parteinahme der Staatsregierung zugunsten einzelner politischer Gruppen verstanden werden könnte. Den Parteien ist es gestattet, die Publikation zur Unterrichtung ihrer eigenen Mitglieder zu verwenden. Bei publizistischer Verwertung – auch von Teilen – wird um Angabe der Quelle und Übersendung eines Belegexemplars gebeten.

Das Werk ist urheberrechtlich geschützt. Alle Rechte sind vorbehalten. Die Broschüre wird kostenlos abgegeben, jede entgeltliche Weitergabe ist untersagt. Diese Broschüre wurde mit großer Sorgfalt zusammengestellt. Eine Gewähr für die Richtigkeit und Vollständigkeit kann dennoch nicht übernommen werden. Für die Inhalte fremder Internetangebote sind wir nicht verantwortlich.



BAYERN | DIREKT ist Ihr direkter Draht zur Bayerischen Staatsregierung. Unter Tel. 089 122220 oder per E-Mail unter direkt@bayern.de erhalten Sie Informationsmaterial und Broschüren, Auskunft zu aktuellen Themen und Internetquellen sowie Hinweise zu Behörden, zuständigen Stellen und Ansprechpartnern bei der Bayerischen Staatsregierung.

Inhaltsverzeichnis

1	Zusammenfassung	7
2	Ausgangslage und Zielsetzung	7
3	Untersuchungsgebiete	8
4	Methodik	14
4.1	Grundlagendaten	14
4.2	Luftbilddauswertung	15
4.3	Ermittlung der Toleranzen	16
5	Toleranz von Wiesenbrütern gegenüber Schilfbeständen, Gehölzen und Wegen	17
5.1	Wachtelkönig	17
5.2	Kiebitz	20
5.3	Großer Brachvogel	22
5.4	Bekassine	24
5.5	Braunkehlchen	26
5.6	Wiesenpieper	28
6	Kulissen- und Störwirkungen von Gehölzstrukturen, Schilfbeständen und Wegen auf Wiesenbrüter	30
6.1	Kulissen- und Störwirkungen im Untersuchungsgebiet	30
6.2	Literaturangaben zu Kulissen- und Störwirkungen von Gehölzen und Straßen	36
6.3	Empfehlungen zu Gehölzdichten in Wiesenbrütergebieten des Voralpengebietes	37
6.4	Übertragbarkeit auf andere Gebiete	40
7	Dank	41
8	Literatur	41

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Teilgebiet Ampermoos, Landkreise FFB, LL, STA, Größe 762 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten	10
Abb. 2:	Teilgebiet Ammersee-Süd, Landkreise LL, WM, Größe 569 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten	11

Abb. 3:	Teilgebiet Murnauer Moos, Landkreis GAP, Größe 2.611 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten	12
Abb. 4:	Teilgebiet Loisach-Kochelsee-Moore, Landkreise GAP, TÖL, WM, Größe 2.032 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten	13
Abb. 5:	Teilgebiet Bergener Moos inklusive Staudach-Egerndacher Filze und Wildmoos, Landkreis TS, Größe 828 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten	14
Abb. 6:	Vollständige Legende zu den Karten (Abb. 7-14) in Kapitel 6	31
Abb. 7:	Landschilf (hellbraun) in Verbindung mit Streuwiesen (braun-grün) und Intensivgrünland (grün) auf Niedermoor in einem der Untersuchungsgebiete. Braunkehlchen brüten hier entlang des Schilfrandes und der Gräben in hoher Dichte, in den Streuwiesen zwischen Schilf und Grünland außerdem Wiesenpieper und Großer Brachvogel. Die Entfernung einer linearen Baumhecke im Süden der Streuwiesen hat zu merklichen Bestandszunahmen der Wiesenbrüter geführt. Legende siehe Abb. 6	31
Abb. 8:	Beispiel für zu hohe Gehölzdichten in einem Streuwiesengebiet in einem der Untersuchungsgebiete. Die Entfernungen der Gehölze zueinander (meist einzelne, kugelförmige Weiden) beträgt 10-50 m. Derzeit suboptimaler Lebensraum für einzelne Wiesenpieper- (gelber Stern) und Braunkehlchenpaare (rot)	32
Abb. 9:	Beispiel für unterschiedlich alte und dichte Gehölzsukzessionen in einem Streuwiesengebiet in einem der Untersuchungsgebiete. Ältere Sukzessionsstadien sind in Form geschlossener (Feld)Gehölze und dichter Hecken erkennbar, jüngere Sukzessionsstadien sind lichter und die Gehölze niedriger. Derzeit kein Wiesenbrüterlebensraum aufgrund der insgesamt sehr hohen Kulissenwirkung, zu der die Störwirkung der Straße mit einem Störkorridor von, je nach Art, 100 bis 200 m kommt	33
Abb. 10:	Wald im Osten des Streuwiesengebietes und der Gehölzsaum entlang des Flusses engen die Lebensräume für Wiesenbrüter in diesem Streuwiesengebiet auf etwa die Hälfte ein. Legende siehe Abb. 6	34
Abb. 11:	Beispiel für Störkorridore (rot = 100 m, orange = 200m) entlang stark frequentierter Wege in einem der untersuchten Wiesenbrütergebiete. Wege begleitende Gehölze spielen hier kaum eine Rolle. In dem Mosaik aus relativ trockenen Streuwiesen und Intensivgrünland toleriert nur das Braunkehlchen (rote Sterne) die suboptimale Lebensraumausstattung sowie die Störeffekte. Für große Wiesenbrüter ist das Gebiet wegen andauernder Störungen nicht nutzbar, nur ein Wachtelkönig-Rufplatz befand sich noch dort (schwarzer Stern). Der Kulisseneffekt der Gehölze ist violett dargestellt	36
Abb. 12:	Beispiel für unterschiedliche Siedlungsdichten und Artenspektren in einem der Untersuchungsgebiete. Aufgrund der hohen Gehölzdichte westlich des Flusses können sich trotz vergleichbarer Qualität der Streuwiesenlebensräume nur wenige Wiesenbrüterarten in geringer Dichte ansiedeln. Legende siehe Abb. 6	38
Abb. 13:	Kulisseneffekte durch Gehölze in einem Wiesenbrüterlebensraum (Dichtezentrum). Der Kulisseneffekt von Einzelbäumen ist dichteabhängig. Die Wirkung der Gehölze auf Wiesenbrüter ist artspezifisch sowie je nach Gehölzhöhe und -dichte	

	unterschiedlich – entsprechend sind die Kulissen schmaler oder breiter dargestellt. Hinzu kommt die Störwirkung der Wege. Legende siehe auch Abb. 6	39
Abb. 14:	Beispiel für vorgeschlagene Gehölzentnahmen in Ausschnitt von Abb. 13. Bei Durchführung der empfohlenen Gehölzentnahmen ist für mehrere Wiesenbrüterarten eine Bestandszunahme in diesem Dichtezentrum zu erwarten. Legende siehe auch Abb. 6	40

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Wachtelkönig (n = 55 Reviere)	18
Tab. 2:	Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Wachtelkönig (n = 262 Einzelbeobachtungen). Da der Schwerpunkt der Analyse auf den Revierdaten liegt, wurden für die Einzeldaten nur die wichtigsten Kategorien zusätzlich analysiert, sie werden für die Analyse nur unterstützend herangezogen (auch in den folgenden Artkapiteln)	19
Tab. 3:	Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Wachtelkönig (n= 55 Reviere). Ergänzend zu Minimaldistanzen sind zur Darstellung der Gehölzwirkung auf Wiesenbrüter flächenbezogene Variablen nötig (gilt auch für folgende Artkapitel). Straßen und Alleen befanden sich nicht innerhalb des theoretischen Revierradius	19
Tab. 4:	Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Kiebitz (n= 31 Reviere)	21
Tab. 5:	Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Kiebitz (n= 128 Einzelbeobachtungen)	21
Tab. 6:	Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in theoretischen Revierkreisen beim Kiebitz (n= 31 Reviere)	22
Tab. 7:	Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Großen Brachvogel (n= 33 Reviere)	23
Tab. 8:	Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Großen Brachvogel (n= 133 Einzelbeobachtungen)	23
Tab. 9:	Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Großen Brachvogel (n= 33 Reviere). Auwald, Hochwald und Frequentierte Wege befanden sich nicht innerhalb des theoretischen Revierradius	24
Tab. 10:	Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen bei der Bekassine (n = 122 Reviere)	25
Tab. 11:	Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen bei der Bekassine (n= 462 Einzelbeobachtungen)	25
Tab. 12:	Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen bei der Bekassine (n= 122 Reviere).	

	Alleen, Straßen und Scheunen befanden sich nicht innerhalb des durchschnittlichen Revierradius	26
Tab. 13:	Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Braunkehlchen (n= 259 Reviere)	27
Tab. 14:	Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Braunkehlchen (n= 773 Einzelbeobachtungen)	27
Tab. 15:	Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Braunkehlchen (n= 259 Reviere). Hochwald und Straßen befanden sich nicht innerhalb des durchschnittlichen Revierradius	28
Tab. 16:	Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Wiesenpieper (n= 379 Reviere)	29
Tab. 17:	Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Wiesenpieper (n= 379 Reviere)	29
Tab. 18:	Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Wiesenpieper (n= 1070 Einzelbeobachtungen). Auwald und Hochwald befanden sich nicht innerhalb des durchschnittlichen Revierradius	30
Tab. 19:	Minimale/ Drittkleinste Distanzen der Zentren der Papierreviere aller Wiesenbrüter zu umgebenden Strukturen. Angaben in [m]; - = keine Strukturen im Umkreis von 500 m vorhanden; Wk = Wachtelkönig, Ki = Kiebitz, Gbv = Großer Brachvogel, Bek = Bekassine, Brk = Braunkehlchen, Wp = Wiesenpieper	35
Tab. 20:	Minimale Entfernungen von Einzelbeobachtungen aller Wiesenbrüter zu umgebenden Strukturen; Angaben in [m]; Wk = Wachtelkönig, Ki = Kiebitz, Gbv = Großer Brachvogel, Bek = Bekassine, Brk = Braunkehlchen, Wp = Wiesenpieper	35
Tab. 21:	Abstands- und Dichteempfehlungen von Wiesenbrüterrevieren zu umgebenden Strukturen	38

1 Zusammenfassung

Wiesenbrüter gehören zu den am stärksten gefährdeten Vogelgruppen in Bayern. Gehölzsukzession in Extensivwiesengebieten oder im Rahmen der Landschaftspflege belassene Gehölze sind bedeutende Gefährdungsfaktoren. Sie schränken den Lebensraum ein und fördern Prädatoren. Um Empfehlungen zu Gehölzdichten in Wiesenbrütergebieten abgeben zu können, wurden Revierkartierungen von Wachtelkönig, Großem Brachvogel, Kiebitz, Bekassine, Braunkehlchen und Wiesenpieper aus den fünf bedeutendsten Wiesenbrütergebieten im oberbayerischen Voralpenland (Ampermoos, Ammersee-Süd, Loisach-Kochelsee-Moore, Murnauer Moos und Bergener Moos) analysiert. Durch Luftbilddauswertungen wurden in den jeweiligen Gebieten die Gehölz- und Schilfbestände digitalisiert und mit den Revierdaten im GIS verschnitten. Gleichmaßen wurde in Bezug auf Straßen und Wege vorgegangen.

Die sechs Zielarten der Untersuchung zeigen artspezifisch unterschiedliches Meideverhalten zu Gehölzbeständen. Die Abstände zwischen Aufenthaltsorten der Vögel sowie ihren Revierzentren und Gehölzbeständen nehmen aber artübergreifend mit der Höhe und Dichte der Gehölze zu. Wenige kleine Einzelbüsche im Revier werden von allen Arten noch toleriert bzw. können für Wachtelkönig, Braunkehlchen und Wiesenpieper noch die Reviere bereichernde Strukturelemente darstellen. Mit zunehmender Dichte setzen Meidereaktionen zu Einzelgehölzen und Gebüschgruppen ein. Noch stärker ist das Meideverhalten aller genannten Arten gegenüber Bäumen. Hier halten insbesondere Kiebitz und Großer Brachvogel bereits dauerhaft Minimalabstände von ca. 30 m ein, und Papierrevierzentren liegen typischerweise ca. 100 m und mehr entfernt. Von flächigen Sukzessionskomplexen und Gebüschern liegen die Papierrevierzentren aller Arten (außer die des Wachtelkönigs) typischerweise bereits 20-80 m entfernt, bei linearen Sukzessionskomplexen ist das Meideverhalten etwas geringer. Mit zunehmender Geschlossenheit und Höhe der Gehölze erreicht das Meideverhalten der untersuchten Wiesenbrüterarten seine maximalen Werte, vom Hochwald und Feldgehölzen liegen die Papierrevierzentren aller Arten minimal 100 m entfernt, typischerweise aber über 200 m. Zu Sukzessionskomplexen und hohen Einzelbäumen betragen die Abstände ebenfalls mindestens 100 m. Schilfbestände können für die meisten Arten (zumindest bei Abwesenheit kleinflächiger Brachestrukturen) wichtige Habitatbestandteile bilden, nur Großer Brachvogel und Kiebitz halten hier Abstände ein.

Von Straßen werden je nach Verkehrsaufkommen typischerweise minimale Abstände zu Papierrevierzentren von 100-300 m eingehalten, stark frequentierte Wege üben vergleichbare Störwirkungen aus.

Aus dieser Abstandsanalyse ergeben sich Hinweise zu Gehölzdichten, die von Wiesenbrütern toleriert werden. Einzeln stehende Gebüschgruppen sollten optimaler Weise in einer Dichte von unter einem Gebüsch/Strauch pro Hektar, Einzelbäume in noch geringerer Dichte ($< 0,2$ pro Hektar) vorkommen.

Die Konsequenz ist deshalb die Empfehlung von z. T. umfangreichen Entbuschungsmaßnahmen in den Niedermooren, um nicht nur die Habitatqualität und damit den Bruterfolg zu erhöhen, sondern vor allem den zur Verfügung stehenden Lebensraum deutlich zu vergrößern.

2 Ausgangslage und Zielsetzung

Wiesenbrüter gehören zu den am stärksten gefährdeten Vogelgruppen in Bayern; einige Arten mussten in der Neufassung der Roten Liste der gefährdeten Vogelarten in Bayern aufgrund starker Bestandabnahmen in eine höhere Gefährdungskategorie eingestuft werden (RUDOLPH et al. 2016). Wiesenbrüter sind einem ganzen Komplex an Gefährdungsursachen ausgesetzt, im Wiesenbrüterschutz in Bayern besteht akuter Handlungsbedarf (LIEBEL 2015). Bei der 6. Landesweiten Wiesenbrüterkartierung 2014/2015 wurde von den regionalen Ornithologen als häufigste Gefährdungsursache die Inten-

sivierung der Landwirtschaft genannt. Bereits an zweiter Stelle mit Nennung in 46 Wiesenbrütergebieten Bayerns steht die entgegengesetzte Entwicklung, die Nutzungsaufgabe und damit einhergehende Verbuschung oder Gehölzsukzession (LIEBEL 2015). Wiesenbrüter benötigen gehölzarme, weiträumige Offenlandschaften als Lebensraum. Gehölze vom kleinen Einzelbusch bis hin zu geschlossenen Hochwäldern beeinflussen in unterschiedlicher Art und Weise ihren Lebensraum: von der Nutzung des Einzelgebüsches als Ansitz- oder Singwarte bis hin zur völligen Meidung von Wäldern und waldnahen Flächen. Gehölze werden von Wiesenbrütern v. a. wegen ihrer Bedeutung als Rückzugsraum und Ansitz für Prädatoren gemieden. Eine Studie aus den Niederlanden bekräftigt, dass Prädationsraten bei Wiesenvögeln in Landschaften mit hohen Gehölzanteilen und ausgeprägter Kammerung besonders hoch sind (WYMENGA & ENGELMOER 2001 in VAN DER VLIET et al. 2010). Gehölzsukzession in Wiesenbrütergebieten bedeutet daher gleichzeitig einen Verlust an Lebensräumen, der zu den Lebensraumverlusten durch Intensivierung der Grünlandnutzung, Entwässerungen, Erschließung und Störungen hinzukommt.

Trotz der Bedeutung der Gehölzsukzession als Gefährdungsfaktor hochgradig bedrohter Vogelarten fehlen bisher weitgehend quantitative Angaben zur Kulissenwirkung von Gehölzen auf Wiesenbrüter: Wie groß sind die Abstände tatsächlich, die Wiesenbrüter von Gehölzen unterschiedlicher Struktur einhalten? Welche Flächenanteile in Wiesenbrütergebieten werden durch den unterschiedlichen Gehölzbewuchs (vorhandene Gehölze, Sukzession) für diese Vogelarten als Lebensraum unbrauchbar?

Aus den fünf bedeutendsten Wiesenbrütergebieten Bayerns im Voralpengebiet liegen aus den Jahren 2013-2016 quantitative Brutvogelerfassungen der Wiesenbrüter vor (WEIß 2015a, b, 2016, WEIß & BURBACH 2016), die alle mit der gleichen Methodik und überwiegend vom gleichen Bearbeiter durchgeführt worden sind. Dieser Datensatz ist repräsentativ für die Wiesenbrüterpopulationen in Streuwiesenlebensräumen in Niedermooren und bietet sich als Grundlage für vertiefende Auswertungen zu Lebensraumansprüchen und zur Habitatnutzung ausgewählter Wiesenbrüterarten an. Ziel dieser Untersuchung ist daher, genauere Angaben über die Wirkung von Gehölzen sowie von Schilfbeständen und Wegen auf die Verteilung der Wiesenbrüterreviere zu gewinnen und daraus Empfehlungen zur Landschaftspflege und zur Verbesserung der Wiesenbrüterlebensräume abzuleiten.

3 Untersuchungsgebiete

Das Untersuchungsgebiet umfasst fünf Wiesenbrütergebiete in großen Mooren im oberbayerischen Alpenvorland: im Ammerseegebiet das Ampermoos nördlich des Ammersees sowie das Ammersee-Südende, im Chiemseebecken das Bergener Moos, im Werdenfelser Land das Murnauer Moos sowie die Loisach-Kochelsee-Moore. Für diese fünf Gebiete liegen aus den Jahren 2013 (Bergener Moos, WEIß & BURBACH 2016), 2015 (Ampermoos, Ammersee-Südende und Loisach-Kochelsee-Moore, WEIß 2015a, b) und 2016 (Murnauer Moos, WEIß 2016) eigene flächendeckende Revierkartierungen der Wiesenbrüter vor. Die Gesamtgröße aller Untersuchungsgebiete beträgt 6.800 ha.

Zur Ermittlung der Toleranzen der Wiesenbrüter gegenüber Gehölzen, Schilfbeständen und Verkehrswegen wurden Teilbereiche der ursprünglichen Untersuchungsgebiete abgegrenzt (Abb. 1-5). Als Abgrenzung diente dabei ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten. Weiter entfernte Teilgebiete wurde aus der Untersuchung ausgenommen, da in größerer Entfernung keine nachweisbaren Effekte mehr zu erwarten sind.

Kartengrundlagen:

Hierfür stellte das Landesamt für Digitalisierung, Breitband und Vermessung (LDBV) topographische Karten und digitale Orthophotos (DOP - Stand 2013) zur Verfügung. Die DOP selbst entsprechen nicht in allen Bereichen dem Pflegezustand im Untersuchungsjahr.



Abb. 1: Teilgebiet Ampermoos, Landkreise FFB, LL, STA, Größe 762 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten



Abb. 2: Teilgebiet Ammersee-Süd, Landkreise LL, WM, Größe 569 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten



Abb. 3: Teilgebiet Murnauer Moos, Landkreis GAP, Größe 2.611 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten



Abb. 4: Teilgebiet Loisach-Kochelsee-Moore, Landkreise GAP, TÖL, WM, Größe 2.032 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten



Abb. 5: Teilgebiet Bergener Moos inklusive Staudach-Egerndacher Filze und Wildmoos, Landkreis TS, Größe 828 ha. Zur Gebietsabgrenzung diente ein Puffer mit einem Radius von 300 m zu den Einzelbeobachtungen der relevanten Wiesenbrüterarten

4 Methodik

4.1 Grundlagendaten

Grundlagendaten der Auswertung waren die flächendeckenden Revierkartierungen ausgewählter Wiesenbrüterarten in den jeweiligen Teilgebieten. 2013 wurde das Bergener Moos in Rahmen der Erstellung des SPA-Managementplanes mit sieben Begängen erfasst (WEIß & BURBACH 2016), 2015 im Rahmen des Ammerseemonitorings im Auftrag der Regierung von Oberbayern das Ammerseegebiet mit dem Ampermoos und dem Ammersee-Südende mit je fünf Begängen (WEIß 2015a), 2015 die Loisach-Kochelsee-Moore im Auftrag des Bayerischen Landesamtes für Umwelt mit fünf Begängen (WEIß 2015b) und 2016 das Murnauer Moos im Auftrag des Landratsamts Garmisch-Partenkirchen mit drei Begängen (WEIß 2016).

Bei den Begehungen wurden die Untersuchungsgebiete (UG) schleifenförmig abgelaufen und akustische wie optische Artnachweise (unterstützt durch Fernglas und Spektiv) näherungsweise im GPS eingemessen. Da die Daten zum Zwecke der Revierermittlung erfasst wurden und zunächst keine punktgenaue Verortung vorgesehen bzw. für weiterführende Auswertungen gedacht war, schwankt die Genauigkeit der Erfassung der Einzeldaten etwas. Die Erfassungsgenauigkeit dürfte dabei meist in einem Bereich von 10-20 m liegen, in großräumigen, unstrukturierten Streuwiesenarealen teilweise auch etwas darüber (bis ca. 30 m). Da die Reviere der einzelnen Wiesenbrüterarten in der Regel weitaus größer sind, spielt diese Ungenauigkeit für die Revierauswertung nur eine untergeordnete Rolle.

Aus diesen Rohdaten wurde nach den Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands (SÜDBECK et al. 2005) eine Revierauswertung erstellt, die bei ausreichender Datenlage zur Ermittlung eines Papierreviers führt. Die Wertung als sicheres Revier erfolgte nach SÜDBECK et al. (2005) und benötigt im Wesentlichen zwei Feststellungen an einem Platz in geringer räumlicher Entfernung. Die-

se Papierreviere bilden die Grundlage für die folgenden Auswertungen. Essentiell für die Bewertung der Ergebnisse ist es zu wissen, dass diese Papierreviere in der Regel als grober Mittelpunkt der Einzelfeststellungen gebildet werden und keine automatische Entsprechung wichtiger natürlicher Gegebenheiten des tatsächlichen Reviers eines Wiesenbrüters darstellen müssen. D. h., sie entsprechen weder genau dem tatsächlichen Reviermittelpunkt noch dem Neststandort oder den am häufigsten genutzten Singwarten des jeweiligen Reviers, sondern stellen lediglich Näherungswerte dar. Durch diese Mittelung der Einzeldaten werden die Ungenauigkeiten der Erfassung der Einzeldaten wieder etwas ausgeglichen, so dass einzelne Ausreißer in der Freilanderfassung nur wenig ins Gewicht fallen. Aus diesem Grund wird das Hauptaugenmerk der Auswertung auf die Wertung der Papierrevierdaten gelegt, und die Einzeldaten werden nur unterstützend herangezogen. Dennoch stellen reale Vogelreviere natürlich keine Punkte, sondern flächenhafte Gebilde dar. Errechnete Distanzen zwischen Papierrevieren und Gehölzstrukturen sind daher keine starren Abstände, die ein Vogel nie unterschreitet. Sie können sogar Teilareale eines Vogelreviers darstellen, das von den Reviervögeln mitgenutzt werden kann.

Die Artauswahl dieser Auswertung beschränkte sich auf folgende Arten:

Wachtelkönig, Kiebitz, Großer Brachvogel, Bekassine, Braunkehlchen und Wiesenpieper.

Uferschnepfe und Rotschenkel kommen in den Untersuchungsgebieten aktuell nicht mehr vor. Die Grauammer ist sehr selten und mit insgesamt nur drei Revieren konnten keine Auswertungen vorgenommen werden.

4.2 Luftbildauswertung

Die Erfassung der Gehölze, Schilfbestände, Straßen und Wege erfolgte im Luftbild in Programm QGIS.

Dabei wurden für folgende Einzelstrukturen jeweils Punktshapes mit folgender Methodik erstellt:

- **Einzelgebüsche:** Sofern im Luftbild klar als Gebüsch/Strauch erkennbar; sehr kleine Gebüsche wurden daher nicht mehr erfasst.
- **Einzelbaum:** Im Luftbild klar als einzeln stehendes Gehölz mit ausgeprägter Krone und meist deutlichem Schattenwurf erkennbar.
- **Höhere Einzelgehölze:** Gehölze, bei denen im Luftbild nicht klar zu erkennen war, ob es sich noch um einen Busch oder schon um einen kleinen Baum handelt. Häufig bei Birken oder Erlen mit schmaler Krone, aber vorhandenem Schattenwurf schwer zu entscheiden.
- **Allee:** Einzelbäume wurden punktverortet.

Lineare Strukturen wurden als Linienshape erstellt. Da die Auswertung der Daten über eine Distanzmatrix in QGIS nur mit Punktshapes möglich ist, wurden die Linien in ein Punktshape mit 10 m Punktabstand umgewandelt.

Lineare Sukzessionskomplexe: Wurden nicht als Einzelpunkte verortet, sondern als Linien. Solche Komplexe bilden sich meist entlang von ungemähten linearen Strukturen wie Gräben, Wegen, Bächen, können in den Randbereichen der Wiesenbrütergebiete aber auch Feldgehölze und (Baum-) Hecken sein. Da im Luftbild häufig keine klare Entscheidung möglich war, ob es sich um Gebüsche oder Bäume handelt sowie häufig eine sehr hohe Gehölzdichte vorlag, wurden diese zu einer Struktur zusammengefasst. Lineare Sukzessionskomplexe können also sehr unterschiedlich hohe Strukturen

sein. Lineare Sukzessionskomplexe wurden wegen ihrer möglichen Kulissenwirkung und Kammerungseffekten separat behandelt.

Eine Kategorisierung der **Wege** innerhalb der Wiesenbrütergebiete nach der Frequenz ihrer Begehung/ Befahrung erfolgte subjektiv nach eigenen Beobachtungen während der Kartierungsarbeiten im Gebiet. Folgende Kategorien wurden unterschieden:

- **Straßen:** Geteert und für den öffentlichen Verkehr mit Kraftfahrzeugen frei.
- **Frequentierte Wege:** Wege mit regem Betrieb, v.a. durch Spaziergänger (mit und ohne Hunde), Radfahrer und landwirtschaftlichen Verkehr. Auch Geteerte, aber für allgemeinen Kraftfahrzeugverkehr gesperrte Straßen.
- **Selten benutzte Wege:** Landwirtschaftliche Wege ohne nennenswerten Verkehr und geringer Frequenzierung durch Spaziergänger und Radfahrer.

Flächige Landschaftsbestandteile wie Landschilf, flächige Sukzessionskomplexe, Wäldchen und Wälder wurden randlich abgegrenzt und die Grenzlinien als Punktreihe mit 10 m Punktabstand aus den Linienshapes umgewandelt.

- **Flächige Sukzessionskomplexe:** wie bei linearen Sukzessionskomplexen handelt es sich um ein Konglomerat aus Gebüsch und Bäumen, es können also sehr unterschiedlich hohe Strukturen sein. Aufgrund häufig sehr hoher Gehölzdichten wurden keine Einzelpunkte erstellt, sondern angenommen, dass der Komplex als Ganzes eine Wirkung auf Wiesenbrüter ausübt.

Wälder wurden unterschieden in:

- **Wäldchen:** Kleinflächige Waldstücke in weitgehend offener Landschaft.
- **Auwald:** Mehr oder weniger flächigen Weichholzlauen mit visuell eher lockerem Eindruck und gestufter Kulisse. Erreichen nicht die Baumhöhen eines geschlossenen Hochwaldes.
- **Hochwald:** Hochwüchsige dichte Wälder mit einheitlich geschlossener Waldkulisse. Kulisse in vielen Bereichen zusätzlich durch ihre Lage auf Hügeln überhöht.

Schilfbestände wurden unterteilt in:

- **Landschilf:** Zusammenfassung von heterogenen landständigen Schilfbeständen, verschifften Streuwiesen, Großseggenrieden sowie Schneidriede. Struktur des Schilfes bzw. Röhrichs eher schütter, oft von lockeren Bereichen unterbrochen.
- **Uferschilf:** Mehr oder weniger einheitliche Schilfbestände. Dichter und hochwüchsiger als Landschilf. Häufig in Ufer- oder Grabennähe.

4.3 Ermittlung der Toleranzen

Die minimalen Abstände zu Gehölzstrukturen oder Wegen und Straßen wurden in QGIS als Distanzmatrix errechnet und für die Auswertungen auf 5 m Genauigkeit gerundet (siehe Abschn. 4.1). Bei Einzelstrukturen wie Einzelgebüsch und Einzelbäumen wurden zudem aus der Matrix die minimalen Abstände zur 2., 3., 5.- und 10.-nächsten Struktur ermittelt, um die kumulative Wirkung von Gehölzen sowie die Dichtewirkung von Einzelgehölzen zu beschreiben. Um einzelne Ungenauigkeiten zu vermeiden und besondere Einzelsituationen oder besonders tolerante Einzelvögel sowie andersgear-tete Ausreißer nicht zu stark zu bewerten, wurden zudem die drittkleinsten Entfernungen aller Reviere zu den jeweiligen Einzelstrukturen angegeben. Beispiel: Der geringste Abstand eines Revierzentrums des Kiebitzes zu einem Einzelbaum beträgt 70 m, der zweitkleinste Abstand 90 m, der drittkleinste

95 m. Letzter wird in der Tabelle dargestellt um den absoluten Minimalwert von 70 m besser einschätzen zu können.

Im Falle der Revierzentren können diese Strukturen je nach Entfernung innerhalb oder außerhalb des tatsächlichen Reviers liegen; eine Nutzung, Tolerierung oder Meidung der jeweiligen Strukturen durch die Revierinhaber ist also aus den reinen Zahlen nicht immer klar erkennbar, die Werte bedürfen einen sorgfältigen artbezogenen Interpretation.

Die Abstände der Wiesenbrüter-Papierreviere zu den nächsten Strukturen (nur Einzelstrukturen) wurden zudem mit Abständen zu gleich vielen Zufallspunkten verglichen.

Als weiteres Maß für die Toleranzen gegenüber Einzelstrukturen wurden in mehreren Dichtenzentren des Untersuchungsgebietes die durchschnittlichen Siedlungsdichten von Bekassine, Braunkehlchen und Wiesenpieper abgeschätzt und daraus ein Kreis mit durchschnittlicher Reviergröße um die jeweiligen Papierreviere gepuffert. In diesen theoretischen Revieren wurden dann per Verschneidung im GIS die Einzelstrukturen ausgezählt bzw. das prozentuale Vorhandensein linearer und flächiger Strukturen in diesen Revierkreisen ermittelt. Für die restlichen Arten wurden nicht Dichtezentren herangezogen, sondern aus Literaturwerten grobe Anhaltspunkte für die Reviergröße abgeschätzt (BAUER et al. 2005): für den Großen Brachvogel und Kiebitz ein Radius von 150 m, für den Wachtelkönig 120 m. Da tatsächliche Reviere üblicherweise weder kreisförmig sind noch das ermittelte Papierrevier der tatsächliche Reviermittelpunkt sein muss, sind diese Werte nur als Anhaltspunkte zu verstehen und mit Vorsicht zu interpretieren.

Zur Veranschaulichung der Habitatpräferenzen (Verteilung der Gehölze in den Revieren im Vergleich zum Untersuchungsgebiet) wurden zudem Zufallspunkte in QGIS in gleicher Anzahl wie die Einzelstrukturen erstellt. Daraus wurde das prozentuale Vorkommen der Zufallspunkte in den Papierrevieren ermittelt und vergleichend mit dem tatsächlichen Vorkommen von Gehölzen in den Papierrevieren dargestellt.

5 Toleranz von Wiesenbrütern gegenüber Schilfbeständen, Gehölzen und Wegen

5.1 Wachtelkönig

Wachtelkönige nutzen zur Brutzeit feuchtes Extensivgrünland, das zu Beginn der Brutzeit einige Bereiche aufweist, die seinem hohen Deckungsbedürfnis entsprechen. Dies können an Streuwiesen angrenzende Brachestrukturen, Bracheinseln, Landschilfbestände, Sukzessionskomplexe oder eingestreute Kugelweiden und ähnlich strukturiertes Gebüsch sein, das den sehr laut und ausdauernd rufenden Wachtelkönigen Schutz vor Prädatoren aus der Luft und vom Boden bietet. Niedrigere Strukturen, wie lineare Bracheelemente oder Altgrasbereiche dürften in manchen Habitaten ein Mangelfaktor sein.

Einzelbäume werden nicht genutzt, und kleinräumig gemieden, maximal konnten 15 Einzelbäume in einem Umkreis von 120 m um ein Papierrevierzentrum ermittelt werden. Auch dichtere Bestände hoher Gehölze werden nicht besiedelt. Deutliche Abstände werden von den meisten Vögeln gegenüber Wäldchen, Auwald und Hochwald eingehalten, nur sieben von 55 Revierzentren liegen näher als 90 m an Wäldern und Wäldchen. Einzelbeobachtungen zeigen allerdings die vereinzelte Nutzung von Saumstrukturen bis zu 30 m in Waldnähe.

Fast alle Wachtelkönigreviere enthalten Gehölze verschiedener Struktur und Dichte, v. a. Gebüsche und Gebüschkomplexe (v. a. Kugelweiden) stellen für die Art im Voralpenland regelmäßig wichtige Strukturen als Rufplätze dar. Dennoch nutzt die Art innerhalb der Wiesenbrütergebiete schwerpunktmäßig Bereiche ohne Gehölzbestände, zufallsverteilte Einzelpunkte (vom GIS generiert) finden sich in den Papierrevieren deutlich häufiger als der tatsächliche Bestand der Einzelgehölze. Besonders deutlich ist dies bei höheren Einzelgehölzen und Bäumen. Der Wachtelkönig toleriert also unter Umständen eine gewisse (geringe) Gehölzdichte.

Auffällig große Abstände werden gegenüber Straßen eingehalten, der Minimalabstand eines Revierzentrums betrug hier 200 m, die sehr hohe Störanfälligkeit des Wachtelkönigs gegenüber Verkehrslärm ist bekannt (GARNIEL & MIERWALD 2007). Dagegen werden von landwirtschaftlichen Fahrzeugen oder Spaziergängern frequentierte Wege mit minimal 70-100 m Abstand besser toleriert, insbesondere da die Hauptaktivitätszeiten des Wachtelkönigs außerhalb der Stoßzeiten der Freizeitnutzung liegen (siehe Tab. 1-3).

Tab. 1: Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Wachtelkönig (n = 55 Reviere)

Struktur	Distanz [m] Zentrum Papierrevier zu					
	Minimum zu nächster Struktur	Drittkleinsten Abstand eines Reviers zu dieser Struktur	2.nächster Einzelstruktur	3.nächster Einzelstruktur	5.nächster Einzelstruktur	10.nächster Einzelstruktur
Einzelgebüsch	5	5	10	25	35	50
Höhere Einzelgehölze	5	30	35	40	50	65
Einzelbaum	15	30	35	40	50	100
Lineare Sukzessionskomplexe	0	10				
Allee	155	220				
Flächige Sukzessionskomplexe	0	0				
Wäldchen	45	90				
Auwald	70	90				
Hochwald	75	140				
Hochmoorsukzession	5	60				
Landschilf	0	0				
Uferschilf	15	45				
Straßen	200	245				
Frequentierte Wege	70	105				
Selten benutzte Wege	50	70				
Scheune	55	85				

Tab. 2: Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Wachtelkönig (n = 262 Einzelbeobachtungen). Da der Schwerpunkt der Analyse auf den Revierdaten liegt, wurden für die Einzeldaten nur die wichtigsten Kategorien zusätzlich analysiert, sie werden für die Analyse nur unterstützend herangezogen (auch in den folgenden Artkapiteln)

<i>Distanz [m] Einzeldaten zu</i>					
Struktur	<i>Nächster Struktur</i>	<i>2.nächster Einzelstruktur</i>	<i>3.nächster Einzelstruktur</i>	<i>5.nächster Einzelstruktur</i>	<i>10.nächster Einzelstruktur</i>
Einzelgebüsch	5	5	5	15	20
Höhere Einzelgehölze	10	10	20	25	40
Einzelbaum	20	20	20	25	50
Lineare Sukzessionskomplexe	5				
Flächige Sukzessionskomplexe	0				
Wäldchen	10				
Hochwald	30				
Schilfbestände	0				
Straßen	70				
Frequentierte Wege	25				

Tab. 3: Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Wachtelkönig (n= 55 Reviere). Ergänzend zu Minimaldistanzen sind zur Darstellung der Gehölzwirkung auf Wiesenbrüter flächenbezogene Variablen nötig (gilt auch für folgende Artkapitel). Straßen und Alleen befanden sich nicht innerhalb des theoretischen Revierradius

<i>Anzahl Strukturen in durchschnittlichen Revieren (Revierradius 120 m)</i>					
Struktur	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Median</i>	<i>% Reviere mit dieser Struktur</i>	<i>% Reviere mit Zufalls-Strukturen (nur Punkte)</i>
Einzelgebüsch	51	7,1	3	87	100
Höhere Einzelgehölze	28	2,7	1	64	93
Einzelbaum	15	1,3	0	42	76
Scheune	2	0,1	0	7	27
Lineare Sukzessionskomplexe				27	
Flächige Sukzessionskomplexe				49	
Wäldchen				11	
Auwald				13	
Hochwald				2	
Hochmoorsukzession				11	
Schilfbestände				47	
Frequentierte Wege				9	
Selten benutzte Wege				13	

5.2 Kiebitz

Kiebitze brüten in weitem, weitgehend baumlosem Offenland mit kaum oder kurzer Vegetation. In den Voralpenmooren sind diese Bedingungen in nassen, jährlich gemähten, großflächigen Streuwiesenarealen erfüllt, die Art fehlt allerdings bereits in vielen Gebieten wie im Murnauer Moos, während in den Loisach-Kochelsee-Mooren und im Bergener Moos jeweils noch wenige Paare vorkommen. Die Stichprobe der Auswertungen ist mit 31 Revieren daher klein und stark von den Verhältnissen im Ammerseegebiet geprägt.

Kiebitze nutzen im Gegensatz zum Wachtelkönig in keiner Lebensphase Schilfbestände, höherwüchsige Brachen oder die Nähe von Gehölzen. Die Präferenzen für weitgehend gehölz- und vor allem baumfreie Lebensräume spiegeln sich in den Minimalabständen wider. Während geschlossene Schilfbestände zwar nicht genutzt werden, können einzelne Reviere bei günstigen Bodenverhältnissen (Schlenken, langfristig nass bleibende Bodenstellen) auch nahe an Schilfrändern liegen, sofern diese das Revier nur an einer Seite begrenzen und die Offenheit des Geländes in die anderen Himmelsrichtungen gewährleistet ist. Typische Abstände zu großen, geschlossenen Schilfbeständen liegen aber eher im Bereich ab 90 m Entfernung, während kleine Bracheinseln, schmale Brachestreifen und niedrigwüchsige Seggenbrachen nicht genutzt, aber offenbar weitgehend toleriert werden.

Gegenüber Gehölzen sind Kiebitze weit weniger tolerant, kleine Einzelgebüsche werden in geringer Anzahl allerdings akzeptiert. Höhere Einzelgehölze und Einzelbäume werden dagegen deutlich gemieden, die minimalen Abstände eines Papierreviers liegen hier bei 50 und 70 m, typischer sind jedoch Minimalabstände von 70 und 95 m. Gegenüber Wäldern und Wäldchen bestehen minimale Abstände zum Revierzentrum von 140 m, typischerweise werden allerdings 200-250 m und mehr eingehalten. Sukzessionskomplexe in Gebüschhöhe bewirken ein ähnliches Meidungsverhalten wie einzelne höhere Gehölze und Einzelbäume.

42 % der Kiebitzreviere sind komplett gehölzfrei. Nur in 23 % der Kiebitzreviere sind höhere Einzelgehölze vorhanden, flächige Sukzessionskomplexe in 19 %. Maximal wurden in den Untersuchungsgebieten fünf Einzelbäume, bzw. neun höhere Einzelgehölze im 150 m Umkreis zum Papierrevierzentrum toleriert, der Mittelwert liegt bei 0,9 höheren Einzelgehölzen und 0,3 Einzelbäumen pro Revier.

Kiebitze siedeln sich in ihren jeweiligen Vorkommensgebieten in einem der jeweils gehölzärmsten Bereiche an. Daneben sind Bodenfeuchte und Vegetationsverhältnisse mindestens ebenso wichtige Faktoren für ihre Brutplatzwahl.

Gegenüber Straßen und frequentierten Wegen werden mindestens 110 m Abstand eingehalten (jeweils Einzelreviere), zu selten benutzten Wegen besteht eine Distanz in einer ähnlichen Größenordnung (95 m). Typischer sind aber Sicherheitsabstände von 250 m und mehr zu Straßen und frequentierten Wegen, dies sind auch die Mindestabstände im Fall von Brutaggregationen (siehe Tab. 4-6).

Tab. 4: Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Kiebitz (n= 31 Reviere)

Struktur	Distanz [m] Zentrum Papierrevier zu					
	Minimum zu nächster Struktur	Drittkleinsten Abstand eines Reviers zu dieser Struktur	2.nächster Einzelstruktur	3.nächster Einzelstruktur	5.nächster Einzelstruktur	10.nächster Einzelstruktur
Einzelgebüsch	25	40	30	55	70	90
Höhere Einzelgehölze	50	70	55	70	110	150
Einzelbaum	70	95	110	110	140	235
Lineare Sukzessionskomplexe	55	115				
Allee	190	260				
Flächige Sukzessionskomplexe	60	80				
Wäldchen	235	250				
Auwald	140	310				
Hochwald	170	210				
Hochmoorsukzession	170	215				
Landschilf	40	90				
Uferschilf	40	100				
Straßen	110	260				
Frequentierte Wege	110	305				
Selten benutzte Wege	95	175				
Scheune	200	350				

Tab. 5: Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Kiebitz (n= 128 Einzelbeobachtungen)

Distanz [m] Einzeldaten zu					
Struktur	Nächster Struktur	2.nächster Einzelstruktur	3.nächster Einzelstruktur	5.nächster Einzelstruktur	10.nächster Einzelstruktur
Einzelgebüsch	15	20	20	45	85
Höhere Einzelgehölze	20	25	30	45	55
Einzelbaum	35	50	55	100	235
Lineare Sukzessionskomplexe	35				
Flächige Sukzessionskomplexe	30				
Wäldchen	55				
Hochwald	90				
Schilfbestände	5				
Straßen	110				
Frequentierte Wege	105				

Tab. 6: Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in theoretischen Revierkreisen beim Kiebitz (n= 31 Reviere)

<i>Anzahl Strukturen in durchschnittlichen Revieren (Revierradius 120 m)</i>					
Struktur	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Median</i>	<i>% Reviere mit dieser Struktur</i>	<i>% Reviere mit Zufalls-Strukturen (nur Punkte)</i>
Einzelgebüsch	32	6,1	2	58	94
Höhere Einzelgehölze	9	0,9	0	23	71
Einzelbaum	5	0,3	0	13	74
Allee	0	0	0	0	
Scheune	0	0	0	0	39
Lineare Sukzessionskomplexe				10	
Flächige Sukzessionskomplexe				19	
Wäldchen				0	
Auwald				3	
Hochwald				0	
Hochmoorsukzession				0	
Schilfbestände				35	
Straßen				3	
Frequentierte Wege				3	
Selten benutzte Wege				3	

5.3 Großer Brachvogel

Die Lebensräume des Großen Brachvogels in den Voralpenmooren sind großflächig offene, einschürige Streuwiesen ohne angrenzende Gehölzkulisse. Schilfbestände werden vom Großen Brachvogel nicht genutzt, einzelne Paare nutzen aber Streuwiesenareale bis nahe an die Mahdgrenze zu geschlossenen Landschilfbeständen. Wichtig ist wie beim Kiebitz, dass diese das Revier nur an einer Seite oder unterbrochen begrenzen und die Offenheit des Geländes in die anderen Himmelsrichtungen gewährleistet ist. Niedrigere Strukturen wie lineare Bracheelemente oder Altgrasbereiche in üblicher Dichte scheinen die Lebensräume kaum beeinträchtigen.

Während Einzelgebüsche in geringer Dichte noch akzeptiert werden, nimmt die Toleranz mit zunehmender Höhe der Gehölze deutlich ab. Höhere Einzelgehölze und Einzelbäume werden nur ausnahmsweise im Revierzentrum toleriert, meist besteht ein Abstand von 85 m und mehr, der nur in vier Papierrevieren unterschritten wird. In Einzelfällen (v. a. in Konkurrenzsituationen mit angrenzenden dominanten Revierpaaren) brüten Brachvögel auch in der Nähe zu Sukzessionskomplexen und Wäldchen, während zu geschlossenen Wäldern große Abstände von minimal 170-210 m, typischerweise aber über 300 m eingehalten werden.

Als Maximalwerte für Einzelstrukturen in einem theoretischen Revierkreis wurden fünf Einzelbäume und acht höhere Einzelgehölze berechnet, während im Mittel nur etwa ein Baum und vier Einzelbüsche pro Revierzentrum vorhanden sind. 21 % der Reviere sind vollkommen gehölzfrei. Große Brachvögel siedeln also vorhersagbar in gehölzarmen Streuwiesenarealen, lokale Ausnahmen sind durch starke Gehölzsukzession in traditionellen Brutgebieten der langlebigen Art (v. a. Bergener Moos) und teilweise durch Konkurrenzvermeidung gegenüber dominanten Reviernachbarn erklärbar. Über den Bruterfolg dieser Paare bestehen nur anekdotische Erkenntnisse.

Gegenüber Straßen wird ein Sicherheitsabstand von mindestens 110 m, meist aber über 260 m eingehalten. Bei frequentierten Wegen liegt auch kein Einzelfall einer größeren Gewöhnung vor, der Mindestabstand liegt bei 180 m, meist über 300 m (siehe Tab. 7-9).

Tab. 7: Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Großen Brachvogel (n= 33 Reviere)

Struktur	Distanz [m] Zentrum Papierrevier zu					
	Minimum zu nächster Struktur	Drittkleinsten Abstand eines Reviers zu dieser Struktur	2.nächster Einzelstruktur	3.nächster Einzelstruktur	5.nächster Einzelstruktur	10.nächster Einzelstruktur
Einzelgebüsch	15	35	20	30	35	55
Höhere Einzelgehölze	25	30	45	65	120	200
Einzelbaum	30	85	50	90	145	280
Lineare Sukzessionskomplexe	20	30				
Allee	105	290				
Flächige Sukzessionskomplexe	20	50				
Wäldchen	45	145				
Auwald	170	300				
Hochwald	295	510				
Hochmoorsukzession	50	145				
Landschilf	45	90				
Uferschilf	15	170				
Straßen	110	260				
Frequentierte Wege	180	300				
Selten benutzte Wege	25	75				
Scheune	30	165				

Tab. 8: Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Großen Brachvogel (n= 133 Einzelbeobachtungen)

Struktur	Distanz [m] Einzeldaten zu				
	Nächster Struktur	2.nächster Einzelstruktur	3.nächster Einzelstruktur	5.nächster Einzelstruktur	10.nächster Einzelstruktur
Einzelgebüsch	10	25	40	40	75
Höhere Einzelgehölze	25	35	55	70	155
Einzelbaum	25	35	60	140	225
Lineare Sukzessionskomplexe	20				
Flächige Sukzessionskomplexe	5				
Wäldchen	50				
Hochwald	165				
Schilfbestände	0				
Straßen	75				
Frequentierte Wege	55				

Tab. 9: Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Großen Brachvogel (n= 33 Reviere). Auwald, Hochwald und Frequentierte Wege befanden sich nicht innerhalb des theoretischen Revierradius

Struktur	Anzahl Strukturen in durchschnittlichen Revieren (Radius 120 m)				
	Maximum	Mittelwert	Median	% Reviere mit dieser Struktur	% Reviere mit Zufalls-Strukturen (nur Punkte)
Einzelgebüsch	18	4,0	2	61	94
Höhere Einzelgehölze	8	1,45	0	48	85
Einzelbaum	5	0,7	0	30	70
Allee	16	0,5	0	3	
Scheune	4	0,2	0	6	45
Lineare Sukzessionskomplexe				18	
Flächige Sukzessionskomplexe				33	
Wäldchen				9	
Hochmoorsukzession				9	
Schilfbestände				24	
Straßen				3	
Selten benutzte Wege				24	

5.4 Bekassine

Die Bekassine siedelt im Voralpengebiet insbesondere in bodennassen Arealen in Streuwiesen. Bevorzugt wird ein mosaikartiges Nebeneinander aus einschürigen Mahdflächen, gerne mit hohem Rohbodenanteil, und Schutz bietenden Schneidried-, Großseggen- und schütterten Landschilfbrachen. Außer als Ruhe- und Gesangshabitate werden halboffene, schütterte Landschilfbestände (= meist brachliegende Großseggen- oder Schneidriede) teilweise auch als Brutreviere genutzt.

Gehölze werden von Bekassinen nur ausnahmsweise als Singwarten genutzt, ansonsten besitzen sie keine Bedeutung für die Art. Dennoch kann die Bekassine teilweise recht hohe Dichten an Einzelgebüsch tolerieren, sie ist in der Besiedlung der Sukzessionsreihe im Niedermoor diejenige Wiesenli-mikole, die die höchste Vegetation toleriert und das größte Deckungsbedürfnis besitzt (GLUTZ VON BLOTZHEIM 1985, REDDIG 1981). Mit zunehmender Gehölzhöhe nimmt die Toleranz ab. Gegenüber Einzelbäumen werden bereits Minimalabstände von 50 m zum Zentrum des Papierreviers verzeichnet, während Sukzessionskomplexe geringer Höhe noch besser toleriert werden. Zu den Wäldern hin steigen die Minimalabstände von Wäldchen über den Auwald bis hin zum Hochwald deutlich an. Theoretische Revierkreise beinhalten durchschnittlich acht Einzelgebüsch, aber nur 0,6 Einzelbäume, Obergrenzen sind wegen unklarer tatsächlicher Revierabgrenzungen nur schwer zu benennen. Flächige Sukzessionskomplexe kommen in 30 % der Papierreviere vor. Diese sind deswegen aber nicht als Qualitätsmerkmal für ein Revier zu sehen.

Bekassinen halten zu Straßen weite Abstände ein, der Minimalabstand beträgt 230 m. Inwieweit dies allein durch den Einfluss der Straßen zustande kommt (GARNIEL & MIERWALD 2007 stufen die Bekassine als Art mit hoher Lärmempfindlichkeit ein) oder inwiefern in den Untersuchungsgebieten auch den Bodennässeverhältnissen eine wesentliche Bedeutung zukommt (entlang der Straßen ist es üblicherweise trockener), ist unklar. Die relativ geringen Minimalabstände zu frequentierten Wegen kommen

durch visuelle Barrieren (Gebüsche, Landschilf) oder tatsächliche (Fluss, Gräben) zustande, die Störwirkungen für die Art offenbar einschränken können (siehe Tab. 10-12).

Tab. 10: Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen bei der Bekassine (n = 122 Reviere)

<i>Distanz [m] Zentrum Papierrevier zu</i>						
Struktur	<i>Minimum zu nächster Struktur</i>	<i>Drittkleinsten Abstand eines Reviers zu dieser Struktur</i>	<i>2.nächster Einzelstruktur</i>	<i>3.nächster Einzelstruktur</i>	<i>5.nächster Einzelstruktur</i>	<i>10.nächster Einzelstruktur</i>
Einzelgebüsch	5	10	10	20	35	45
Höhere Einzelgehölze	10	30	15	30	45	50
Einzelbaum	45	60	50	55	75	85
Lineare Sukzessionskomplexe	25	25				
Allee	220	275				
Flächige Sukzessionskomplexe	0	30				
Wäldchen	35	85				
Auwald	70	90				
Hochwald	120	170				
Hochmoorsukzession	45	65				
Landschilf	0	0				
Uferschilf	0	5				
Straßen	230	280				
Frequentierte Wege	60	75				
Selten benutzte Wege	100	135				

Tab. 11: Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen bei der Bekassine (n= 462 Einzelbeobachtungen)

<i>Distanz [m] Einzeldaten zu</i>					
Struktur	<i>Nächster Struktur</i>	<i>2.nächster Einzelstruktur</i>	<i>3.nächster Einzelstruktur</i>	<i>5.nächster Einzelstruktur</i>	<i>10.nächster Einzelstruktur</i>
Einzelgebüsch	5	10	10	10	25
Höhere Einzelgehölze	5	10	15	30	55
Einzelbaum	5	30	30	40	85
Lineare Sukzessionskomplexe	5				
Flächige Sukzessionskomplexe	0				
Wäldchen	25				
Hochwald	55				
Schilfbestände	0				
Straßen	155				
Frequentierte Wege	35				

Tab. 12: Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen bei der Bekassine (n= 122 Reviere). Alleen, Straßen und Scheunen befanden sich nicht innerhalb des durchschnittlichen Revierradius

<i>Anzahl Strukturen in durchschnittlichen Revieren (Revierradius 120 m)</i>					
Struktur	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Median</i>	<i>% Reviere mit dieser Struktur</i>	<i>% Reviere mit Zufalls-Strukturen (nur Punkte)</i>
Einzelgebüsch	93	8,0	2	63	91
Höhere Einzelgehölze	76	2,4	0	34	86
Einzelbaum	17	0,6	0	20	77
Lineare Sukzessionskomplexe				21	
Flächige Sukzessionskomplexe				30	
Wäldchen				4	
Auwald				7	
Hochwald				2	
Hochmoorsukzession				6	
Schilfbestände				72	
Frequentierte Wege				11	
Selten benutzte Wege				5	

5.5 Braunkehlchen

Das Braunkehlchen besiedelt im Voralpengebiet überwiegend einschürige Streuwiesen in offenem Gelände ohne Kulissenwirkung. Vereinzelt werden auch an solche Komplexe anschließende Grünlandbereiche mit verschliffen Gräben und permanenten Weidezäunen, Extensivgrünland oder Schlenkenkomplexe mit einem schütterem Überstand aus niedrigem Schilf und Großseggen sowie jüngere Brachestadien von Großseggenrieden angenommen.

Kleinere Einzelbüsche können als permanente Ansitz- und Singwarten wichtige Rollen im Einzelrevier spielen, auch Einzelbäume werden als Singwarten genutzt. Eine Meidung solcher Einzelstrukturen ist daher nicht zu erwarten. Hingegen nehmen die Abstände zu den nächstgelegenen Einzelgehölzen schnell zu, d. h. eine Verdichtung des Gehölzbewuchses wird schlecht akzeptiert. Minimalabstände zu Wäldchen und geschlossenen Wäldern liegen bei 70-100 Metern, zum Hochwald typischerweise sogar bei über 200 m.

Besonders aufschlussreich sind die Dichtewerte der Einzelgehölze im theoretischen Revierkreis. Maximal werden acht Einzelbäume akzeptiert, höhere Einzelgehölze neun. Die Durchschnittswerte liegen mit zwei Einzelgebüsch und nur 0,6 Einzelbäumen pro Revier sehr niedrig, ebenso der Anteil der Reviere mit flächigen Sukzessionskomplexen (nur 8 %). 33 % der Papierreviere sind komplett gehölzfrei. Damit besiedelt das Braunkehlchen im Durchschnitt Reviere mit weniger Gehölzen als z. B. der Große Brachvogel und der Kiebitz (beachte aber die unterschiedlichen angenommenen Reviergrößen)! Zudem kommt die Art meist nur noch in größeren Streuwiesenarealen in guter Dichte vor, in denen sich dann eine zusammenhängende Kleinpopulation bilden kann, die häufig im Lauf der Brutsaison weitere Satellitenmännchen anzieht. Kleinflächige, isolierte Areale werden kaum noch besiedelt. Hier könnten neben den Habitatgegebenheiten auch soziale Faktoren wie z. B. eine bevorzugte Ansiedlung neben bereits bestehenden Revieren eine wichtige Rolle spielen (Tab. 13-15).

Tab. 13: Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Braunkehlchen (n= 259 Reviere)

Struktur	Distanz [m] Zentrum Papierrevier zu					
	Minimum zu nächster Struktur	Drittkleinst-er Abstand eines Re-viers zu dieser Struktur	2.nächster Einzel-struktur	3.nächster Einzel-struktur	5.nächster Einzel-struktur	10.nächster Einzel-struktur
Einzelgebüsch	0	0	10	10	15	25
Höhere Einzelgehölze	0	5	5	10	30	100
Einzelbaum	0	5	5	10	35	110
Lineare Sukzessionskomplexe	5	10				
Allee	10	20				
Flächige Sukzessionskomplexe	25	30				
Wäldchen	80	95				
Auwald	70	105				
Hochwald	105	225				
Hochmoorsukzession	55	60				
Landschilf	0	0				
Uferschilf	0	0				
Straßen	80	110				
Frequentierte Wege	5	10				
Selten benutzte Wege	5	5				
Scheune	5	20				
Hoch- und Mittelspannungsleitungen	10	45				

Tab. 14: Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Braunkelchen (n= 773 Einzelbeobachtungen)

Distanz [m] Einzeldaten zu					
Struktur	Nächster Struktur	2.nächster Einzel-struktur	3.nächster Einzel-struktur	5.nächster Einzel-struktur	10.nächster Einzel-struktur
Einzelgebüsch	0	10	10	20	25
Höhere Einzelgehölze	0	10	15	25	70
Einzelbaum	5	10	15	30	85
Lineare Sukzessionskomplexe	5				
Flächige Sukzessionskomplexe	0				
Wäldchen	10				
Hochwald	85				
Schilfbestände	0				
Straßen	5				
Frequentierte Wege	0				

Tab. 15: Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Braunkehlchen (n= 259 Reviere). Hochwald und Straßen befanden sich nicht innerhalb des durchschnittlichen Revierradius

<i>Anzahl Strukturen in durchschnittlichen Revieren (Revierradius 120 m)</i>					
Struktur	<i>Maximum</i>	<i>Mittelwert</i>	<i>Median</i>	<i>% Reviere mit dieser Struktur</i>	<i>% Reviere mit Zufalls-Strukturen (nur Punkte)</i>
Einzelgebüsch	68	2,0	1	51	97
Höhere Einzelgehölze	9	0,9	0	35	77
Einzelbaum	8	0,6	0	24	51
Scheune	3	0,1	0	5	17
Allee	10	0,1	0	2	
Lineare Sukzessionskomplexe				9	
Flächige Sukzessionskomplexe				8	
Wäldchen				2	
Auwald				1	
Hochmoorsukzession				2	
Schilfbestände				37	
Frequentierte Wege				9	
Selten benutzte Wege				14	

Gegenüber Straßen halten Braunkehlchenpaare einen Minimalabstand von 80-110 m ein, während zumindest Einzelvögel nahe an frequentierten Wegen ihr Revierzentrum halten können (Tab 13-15).

5.6 Wiesenpieper

Wiesenpieper besiedeln in den Voralpenmooren zum einen bevorzugt Hochmoorheiden, zum anderen einschürige, großflächige Streuwiesenkomplexe mit einer niedrigen, aber strukturell reichhaltigen Bodenvegetation. Geschlossene Landschilfbestände werden dabei kaum genutzt, aber auch nicht explizit gemieden. Sie dienen in erster Linie randlich als Sing- und Ansitzwarten. Vereinzelt können Reviere in halboffenen Großseggenrieden mit schütterem Schilfüberstand liegen. Dichtes hohes Uferschilf wird dagegen gemieden.

Gehölze werden nur in geringer Dichte akzeptiert, bei vereinzeltem Vorkommen auch Bäume. Mit zunehmender Dichte steigt der Einfluss der Höhe der Gehölze. Auch Sukzessionskomplexe werden vereinzelt toleriert, bei geringem Abstand zum Revierzentrum aber gemieden oder nur gelegentlich als Singwarte genutzt. Zu Wäldchen und Auwäldern wird ein Minimalabstand von 80-125 m zum Revierzentrum eingehalten, zum Hochwald 115-140 m.

Wie auch beim Braunkehlchen können in einem Wiesenpieper-Papierrevier viele kleine Einzelgebüsche wachsen, der Durchschnitt pro Revier ist mit 2,4 Einzelbüschen und 0,2 Einzelbäumen allerdings sehr gering, insbesondere bei den Einzelbäumen; hier werden nur maximal fünf Einzelbäume pro Revier toleriert, meist deutlich weniger. Nur 11 % der Wiesenpieper-Papierreviere weisen flächige Sukzessionskomplexe auf, 47 % sind komplett gehölzfrei (Tab. 15-18).

Tab. 16: Minimale Distanzen der Zentren der Papierreviere zu umgebenden Strukturen beim Wiesenpieper (n= 379 Reviere)

<i>Distanz [m] Zentrum Papierrevier zu</i>						
Struktur	<i>Minimum zu nächster Struktur</i>	<i>Drittkleinsten Abstand eines Reviers zu dieser Struktur</i>	<i>2.nächster Einzelstruktur</i>	<i>3.nächster Einzelstruktur</i>	<i>5.nächster Einzelstruktur</i>	<i>10.nächster Einzelstruktur</i>
Einzelgebüsch	0	5	10	10	15	25
Höhere Einzelgehölze	0	5	15	20	30	65
Einzelbaum	5	10	25	60	80	130
Lineare Sukzessionskomplexe	10	35				
Allee	55	145				
Flächige Sukzessionskomplexe	0	20				
Wäldchen	80	100				
Auwald	80	125				
Hochwald	115	140				
Hochmoorsukzession	10	15				
Landschilf	0	0				
Uferschilf	40	40				
Straßen	15	40				
Frequentierte Wege	50	95				
Selten benutzte Wege	5	5				
Scheune	15	25				
Hoch- und Mittelspannungsleitungen	0	80				

Tab. 17: Minimale Distanzen der Einzelbeobachtungen zu umgebenden Strukturen beim Wiesenpieper (n= 379 Reviere)

<i>Distanz [m] Einzeldaten zu</i>					
Struktur	<i>Nächster Struktur</i>	<i>2.nächster Einzelstruktur</i>	<i>3.nächster Einzelstruktur</i>	<i>5.nächster Einzelstruktur</i>	<i>10.nächster Einzelstruktur</i>
Einzelgebüsch	0	5	10	15	20
Höhere Einzelgehölze	0	10	10	20	70
Einzelbaum	5	10	10	20	85
Lineare Sukzessionskomplexe	5				
Flächige Sukzessionskomplexe	0				
Wäldchen	60				
Hochwald	40				
Schilfbestände	0				
Straßen	0				
Frequentierte Wege	5				

Wenig befahrene Straßen tolerieren einzelne Wiesenpieper besser als frequentierte Wege, von denen das Revierzentrum minimal 50-95 m Abstand entfernt sein kann (Tab. 15-18).

Tab. 18: Anzahl Einzelstrukturen in theoretischen Revierkreisen und prozentualer Anteil flächiger und linearer Strukturen in Revierkreisen beim Wiesenpieper (n= 1070 Einzelbeobachtungen). Auwald und Hochwald befanden sich nicht innerhalb des durchschnittlichen Revierradius

Anzahl Strukturen in durchschnittlichem Revierradius [100 m]					
Struktur	Maximum	Mittelwert	Median	% Reviere mit dieser Struktur	% Reviere mit Zufalls-Strukturen (nur Punkte)
Einzelgebüsch	122	2,4	0	41	85
Höhere Einzelgehölze	10	0,7	0	25	65
Einzelbaum	5	0,2	0	13	44
Scheune	3	0,02	0	1	17
Allee	11	0,03	0	0	
Lineare Sukzessionskomplexe				5	
Flächige Sukzessionskomplexe				11	
Wäldchen				1	
Hochmoorsukzession				5	
Schilfbestände				27	
Straßen				1	
Frequentierte Wege				1	
Selten benutzte Wege				16	

6 Kulissen- und Störfwirkungen von Gehölzstrukturen, Schilfbeständen und Wegen auf Wiesenbrüter

6.1 Kulissen- und Störfwirkungen im Untersuchungsgebiet

Geschlossene **Landschilfbestände** werden von Wiesenbrütern teilweise als Revierbestandteil genutzt, teilweise als Reviergrenze herangezogen. Einzelbeobachtungen können auch bei Kiebitz und Großem Brachvogel bis auf wenige Meter an die Schilfgrenze heranreichen. Bei dichtem, geschlossenem Uferschilf liegen die nächsten Revierzentren etwas weiter entfernt als bei lockeren Landschilfbeständen (außer bei Bekassine und Braunkehlchen). Bei kleinen Bracheinseln, schmalen Brachestreifen und niedrigwüchsigen Seggenbrachen konnten keine Kulissenwirkungen festgestellt werden. Ob die Nutzungsintensitäten bei Kiebitz, Großem Brachvogel oder Wiesenpieper zu den Rändern der Schilfbestände abnehmen, konnte mit dem vorhandenen Datenmaterial nicht geklärt werden, bei den anderen Arten sind solche Randstrukturen jedoch wichtige Revierbestandteile und in manchen Teilgebieten sogar Mangelstrukturen, die mit Hilfe eines gezielten Mahdregimes in der Landschaftspflege an geeigneten Stellen belassen werden sollten (Beispiel siehe Abb. 7), bevorzugt als ein- oder wenig-jährige Bracheelemente (für das Untersuchungsgebiet siehe z. B. WEIß 2008, 2015a,b, 2016).



Abb. 6: Vollständige Legende zu den Karten (Abb. 7-14) in Kapitel 6

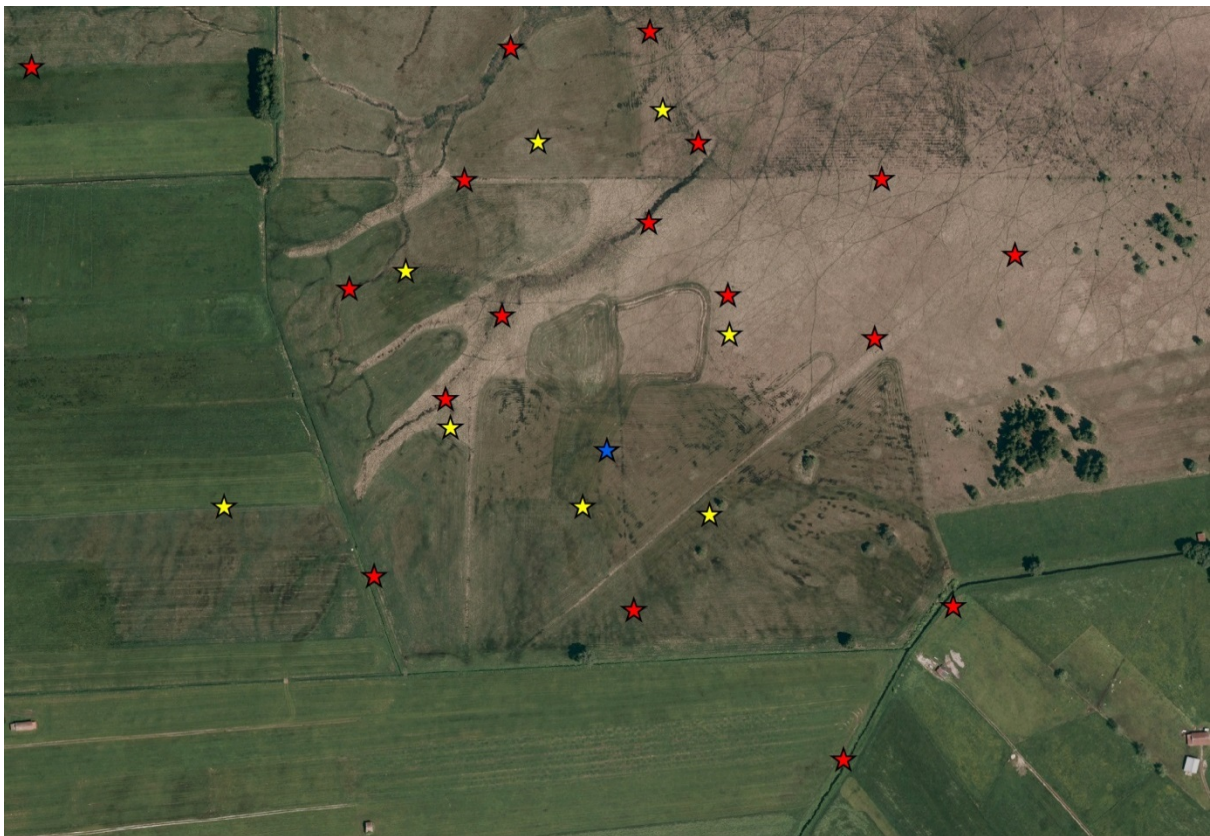


Abb. 7: Landschilf (hellbraun) in Verbindung mit Streuwiesen (braun-grün) und Intensivgrünland (grün) auf Niedermoor in einem der Untersuchungsgebiete. Braunkehlchen brüten hier entlang des Schilfrandes und der Gräben in hoher Dichte, in den Streuwiesen zwischen Schilf und Grünland außerdem Wiesenpieper und Großer Brachvogel. Die Entfernung einer linearen Baumhecke im Süden der Streuwiesen hat zu merklichen Bestandszunahmen der Wiesenbrüter geführt. Legende siehe Abb. 6

Einzeln stehende Gebüsche in geringer Dichte und Höhe werden von Wachtelkönig, Braunkehlchen, Wiesenpieper und Grauammer als Strukturbestandteile im Revier genutzt und erfüllen teilweise wichtige Funktionen als Rückzugsraum oder Ansitz- und Gesangswarten. Die Bekassine toleriert einzelne Gebüsche, ohne sie zu nutzen. Kiebitz und Großer Brachvogel halten bereits erste Sicherheitsabstände zu Einzelbüschen ein, wenn auch die Minimalabstände noch klein sind und im Bereich von 10-25 m bei den Einzelbeobachtungen liegen. Mit zunehmender Gehölzhöhe und -dichte nehmen die Kulisseneffekte stark zu (Tab. 21). Bei Einzelgehölzen sind die Minimalabstände noch

moderat, bei Bäumen bei Wachtelkönig, Kiebitz und Großem Brachvogel mit 25-35 m aber bereits merklich. Diese Minimalabstände der Einzelbeobachtungen können als Anhaltspunkte für die Kulissenwirkung von Gehölzstrukturen bei besonders toleranten Individuen gelten. Die durchschnittliche Kulissenwirkung dürfte eher größer sein und zwischen den Minimalwerten der Einzelbeobachtungen und denen der Minimalabstände der Papierrevierzentren liegen.

Zu beachten ist neben der zunehmenden Kulissenwirkung bei Verdichtung von Einzelgehölzen insbesondere, dass nicht die Extremwerte der Toleranzen ausschlaggebend sein dürften, sondern Durchschnittswerte. Hier zeigt sich, dass durchschnittliche Papierreviere aller Wiesenbrüterarten nur 2-8 Einzelbüsche und 0,2-1,3 Einzelbäume enthalten (Abb. 8).



Abb. 8: Beispiel für zu hohe Gehölzdichten in einem Streuwiesengebiet in einem der Untersuchungsgebiete. Die Entfernungen der Gehölze zueinander (meist einzelne, kugelförmige Weiden) beträgt 10-50 m. Derzeit suboptimaler Lebensraum für einzelne Wiesenpieper (gelber Stern) und Braunkehlchenpaare (rot)

Die Wirkung **flächiger Sukzessionskomplexe** geringer Höhe liegt in ihrer Kulissenwirkung bei den größeren Wiesenbrütern unter der von Einzelbäumen, bei den kleinen Arten üben flächige Gehölze offenbar eine stärkere Wirkung aus, als höhere Einzelbäume. Nur in 8 bzw. 11 % der Papierreviere von Braunkehlchen und Wiesenpieper werden flächige Sukzessionskomplexe toleriert (Abb. 9).

Kiebitze und Große Brachvögel reagieren auf **lineare Sukzessionskomplexe** (Abb. 9) bereits mit großen Abständen zum Revierzentrum (nur ein Ausnahmefall unter 100 m, die meisten über 160 m). Dies zeigt die starke Kulissenwirkung von Hecken und Gehölzsukzessionen entlang von Gräben und Wegen. Anekdotisch kann dies durch die Entfernung einer Baumhecke am Ochsenzitz in den Loisach-Kochelsee-Mooren bestätigt werden, die gleich im Folgejahr zu einer Brutansiedlung des Großen Brachvogels in der angrenzenden Streuwiese führte.



Abb. 9: Beispiel für unterschiedlich alte und dichte Gehölzsukzessionen in einem Streuwiesengebiet in einem der Untersuchungsgebiete. Ältere Sukzessionsstadien sind in Form geschlossener (Feld)Gehölze und dichter Hecken erkennbar, jüngere Sukzessionsstadien sind lichter und die Gehölze niedriger. Derzeit kein Wiesenbrüterlebensraum aufgrund der insgesamt sehr hohen Kulissenwirkung, zu der die Störwirkung der Straße mit einem Störkorridor von, je nach Art, 100 bis 200 m kommt

Wäldchen und **Auwälder** bewirken eine ausgeprägte Kulissenwirkung, die Revierzentren der kleinen Wiesenbrüterarten liegen hier minimal 35-80 m entfernt, typischerweise dürften die Abstände jedoch eher im Bereich von ca. 100 m liegen. Bei Kiebitz und Großem Brachvogel ist die Vermeidung von geschlossenen Gehölzstrukturen noch deutlicher, die Revierabstände liegen hier bei ca. 150 m bis hin zu ca. 300 m. Einzelbeobachtungen der empfindlicheren Arten können noch bis in ca. 50 m Entfernung zum Gehölzrand reichen, dies dürfte dann auch die minimale absolute Kulissenwirkung für die meisten Arten sein, die nur in Ausnahmefällen unterschritten werden, typischerweise aber höher liegen dürfte.

Geschlossene **Hochwälder**, in den Untersuchungsgebieten meist in Kombination ihrer Lage auf erhöhtem Relief entfalten erwartungsgemäß die höchste Kulissenwirkung, Beispiel siehe Abb. 10). Die minimalen Abstände der Revierzentren liegen hier bei 75-170 m, typischerweise ab 140-210 m. Die weitesten Abstände zum Hochwald (300-500 m) hält der Große Brachvogel ein. Minimale Beobachtungsentfernungen zu einzelnen Vögeln liegen je nach Art 30-165 m entfernt, dies dürfte in etwa auch die absolute Kulissenwirkung des Hochwaldes im Untersuchungsgebiet sein.



Abb. 10: Wald im Osten des Streuwiesengebietes und der Gehölzsaum entlang des Flusses engen die Lebensräume für Wiesenbrüter in diesem Streuwiesengebiet auf etwa die Hälfte ein. Legende siehe Abb. 6

Die Tab. 21 fasst die Minimalabstände der Papierrevierzentren zu den nächstliegenden Strukturen in ihren Revieren zusammen.

Die Wirkungen von Straßen und frequentierten Wegen auf die Verteilung der Reviere der Wiesenbrüter sind klar erkennbar, während selten begangene Wege eine deutlich geringere Störfwirkung entfalten.

Die Störfwirkung von Straßen ist besonders beim Wachtelkönig stark ausgeprägt, mit minimal 200-250 m Abstand zum Revierzentrum und 70 m zu Einzelbeobachtungen ist die Art gegenüber Straßenlärm besonders empfindlich. Frequentierte Wanderwege werden eher toleriert. Ausgeprägte Vermeidungsabstände sind auch bei Kiebitz und Großem Brachvogel zu verzeichnen. Beim Kiebitz liegen typische Minimalabstände der Revierzentren bei über 230 m, beim Großen Brachvogel bei über 260 m, nur in speziellen Einzelfällen darunter. Einzelbeobachtungen liegen beim Kiebitz immer über 100 m von frequentierten Wegen und Straßen entfernt, beim Großen Brachvogel nur ausnahmsweise unter 70 m.

Zur Bekassine siehe Diskussion unter 5.4.

Kleine Wiesenbrüter können in Einzelfällen ihre Reviere in der Nähe von Straßen und Wegen etablieren. Einzelne Braunkehlchen sind gegenüber frequentierten Wegen ziemlich tolerant (verlassen aber die Wegränder bei Frequentierung durch Menschen und Hunde), während sie deutliche Abstände zu Straßen einhalten. Dagegen akzeptieren einzelne Wiesenpieper eher kleinere Straßen, halten aber Abstand zu frequentierten Wegen.

Tab. 19: Minimale/ Drittkleinste Distanzen der Zentren der Papierreviere aller Wiesenbrüter zu umgebenden Strukturen. Angaben in [m]; - = keine Strukturen im Umkreis von 500 m vorhanden; Wk = Wachtelkönig, Ki = Kiebitz, Gbv = Großer Brachvogel, Bek = Bekassine, Brk = Braunkehlchen, Wp = Wiesenpieper

Struktur	minimale / Drittkleinste Distanz [m] Papierrevier					
	Wk	Ki	Gbv	Bek	Brk	Wp
Landschilf	0/0	40/90	45/90	0/0	0/0	0/0
Uferschilf	15/45	40/100	15/170	0/5	0/0	40/40
Schilf gesamt	0/0	40/45	15/45	0/0	0/0	0/0
Einzelgebüsch	5/5	25/40	15/35	5/10	0/0	0/5
Höhere Einzelgehölze	5/30	50/70	25/30	10/30	0/5	0/5
Einzelbaum	15/30	70/95	30/85	45/60	0/5	5/10
Alle Einzelgehölze	5/5	25/40	15/35	5/10	0/5	0/5
Lineare Sukzessionskomplexe	0/10	55/115	20/30	25/25	5/10	10/35
Allee	155/220	190/260	105/290	220/275	10/20	55/145
Flächige Sukzessionskomplexe	0/0	60/80	20/50	0/30	25/30	0/20
Wäldchen	45/90	235/250	45/145	35/85	80/95	80/100
Auwald	70/90	140/310	170/300	70/90	70/105	80/125
Hochwald	75/140	170/210	295/510	120/170	105/225	115/140
Hochmoorsukzession	5/60	170/215	50/145	45/65	55/60	10/15
Alle Gehölze	0/0	25/40	15/20	0/10	0/0	0/0
Straßen	200/245	110/260	110/260	230/280	80/110	15/40
Frequentierte Wege	70/105	110/305	180/300	60/75	5/10	50/95
Selten benutzte Wege	50/70	95/175	25/75	100/135	5/5	5/5
Scheune	55/85	200/350	30/165	-/-	5/20	15/25
Hoch- und Mittelspannungsleitungen	-/-	-/-	-/-	65/-	10/45	0/80

Tab. 20: Minimale Entfernungen von Einzelbeobachtungen aller Wiesenbrüter zu umgebenden Strukturen; Angaben in [m]; Wk = Wachtelkönig, Ki = Kiebitz, Gbv = Großer Brachvogel, Bek = Bekassine, Brk = Braunkehlchen, Wp = Wiesenpieper

Struktur	minimale Distanz [m] Einzelbeobachtung					
	Wk	Ki	Gbv	Bek	Brk	Wp
Schilfbestände	0	5	0	0	0	0
Einzelgebüsch	5	15	10	5	0	0
Höhere Einzelgehölze	10	20	25	5	0	0
Einzelbaum	20	35	25	5	5	5
Lineare Sukzessionskomplexe	5	35	20	5	5	5
Flächige Sukzessionskomplexe	0	30	5	0	0	0
Wäldchen	10	55	50	25	10	60
Hochwald	30	90	165	55	85	40
Straßen	70	110	75	155	5	0
Frequentierte Wege	25	105	55	35	0	5

Da Scheunen und andere landwirtschaftlich genutzte Gebäude in den Lebensräumen des Untersuchungsgebietes nicht regelmäßig verteilt sind, sind Abstandsberechnungen wenig repräsentativ. Während Braunkehlchen und Wiesenpieper einzelne Scheunen in ihrem Revier akzeptieren und teilweise

als Singwarte nutzen, sind Scheunen im direkten Revierumfeld der Wiesenlimikolen kaum vertreten, und die Zahlen wenig aussagekräftig.

Auch Hoch- und Mittelspannungsleitungen queren nur sehr vereinzelt potentielle Wiesenbrüterlebensräume im Untersuchungsgebiet, so dass hier keine allgemeingültigen Aussagen möglich sind. In Einzelfällen liegen Revierzentren von Wiesenpieper und Braunkehlchen unter solchen Leitungen, Vermeidungsreaktionen sind aber nicht gänzlich auszuschließen.

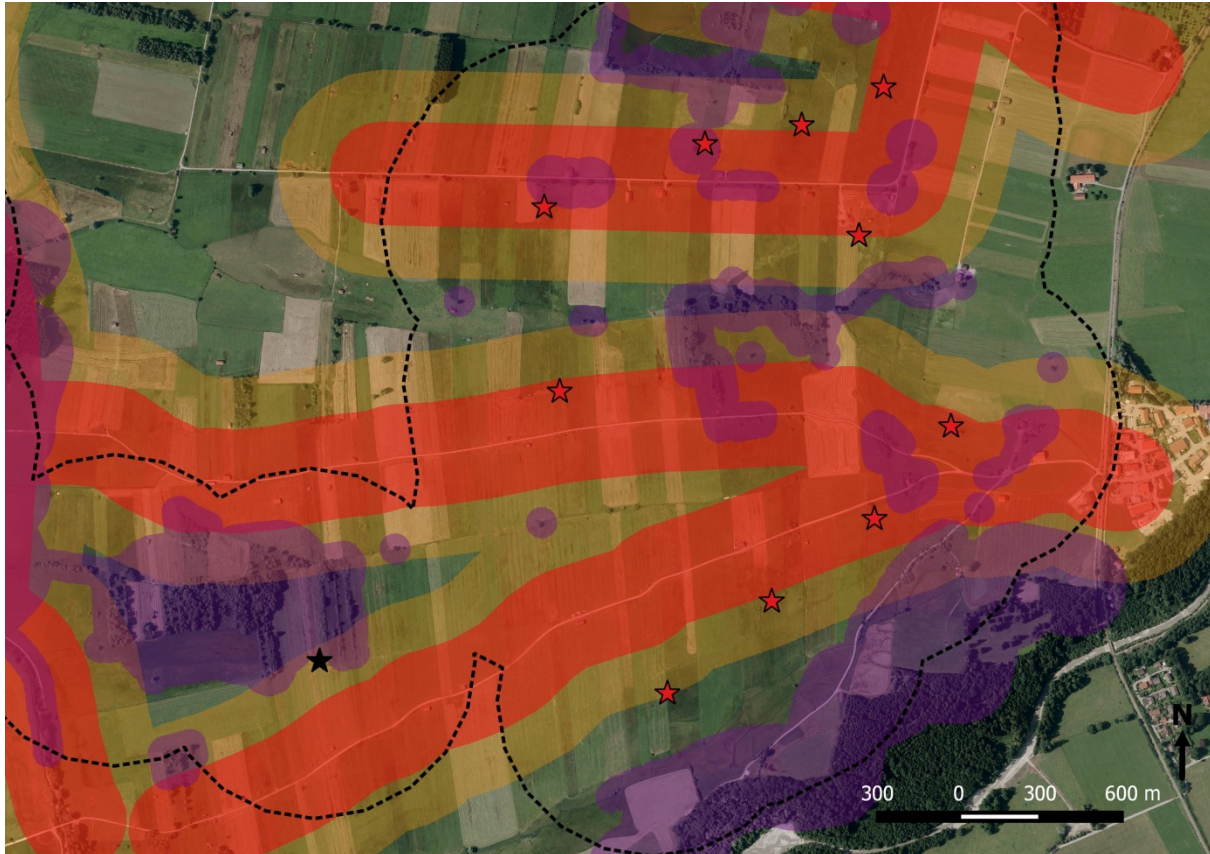


Abb. 11: Beispiel für Störkorridore (rot = 100 m, orange = 200 m) entlang stark frequentierter Wege in einem der untersuchten Wiesenbrütergebiete. Wege begleitende Gehölze spielen hier kaum eine Rolle. In dem Mosaik aus relativ trockenen Streuwiesen und Intensivgrünland toleriert nur das Braunkehlchen (rote Sterne) die suboptimale Lebensraumausstattung sowie die Störeffekte. Für große Wiesenbrüter ist das Gebiet wegen andauernder Störungen nicht nutzbar, nur ein Wachtelkönig-Rufplatz befand sich noch dort (schwarzer Stern). Der Kulisseneffekt der Gehölze ist violett dargestellt

6.2 Literaturangaben zu Kulissen- und Störfwirkungen von Gehölzen und Straßen

Während für Windkraftanlagen und Straßen ausführliche Untersuchungen vorliegen (LAG VSW 2014, GARNIEL & MIERWALD 2007), fehlt eine zusammenfassende Darstellung der Kulissenwirkungen von Gehölzen auf Wiesenbrüter bisher. Es finden sich lediglich sehr weit verstreute und schwer auffindbare Angaben zu Minimalabständen von Revierzentren und Brutplätzen, die hier nicht systematisch aufgearbeitet werden konnten. Exemplarische Angaben finden sich beispielsweise in BOSCHERT (1993) zum Großen Brachvogel, der zum Brutplatz 104 +/- 39 m als minimale Abstandswerte zu Gehölzen angibt, das BfN gibt ca. 150 m Abstand zu Gehölzen an (<http://natursportinfo.bfn.de/14640.html>). Für den Kiebitz gibt BÖHNER (2015) auf den Münchner Schotterebenen durchschnittliche Abstände des angenommenen Brutplatzes von 100 m zu vertikalen Strukturen an. Minimale Abstände betrugen zu Hecken 30 m, zu Sträuchern 41 m, zu Bäumen 50 m und zu Schilf 33 m. Gemittelte Abstände betru-

gen 97 m zu Hecken, 88 m zu Sträuchern, 105 m zu Bäumen und 71 m zu Schilf, wobei hier nur Strukturen im Umkreis von 150 m berücksichtigt wurden. VAN DER VLIET et al. (2010) geben als kombinierte minimale Abstandswerte für Brutplätze von Austernfischer, Kiebitz und Uferschnepfe in den Niederlanden ca. 50 m zu Schilf und Hecken an, während zu Waldrändern ca. 100 m Abstand eingehalten werden. Im Entwurf zur "Entwicklung methodischer Standards zur Ergänzung der saP-Internet-Arbeitshilfe des LfU" werden für den Kiebitz Abstände von 100 m zu großen und dichten Baumreihen und Wäldern zugrunde gelegt (G. v. LOSSOW, schriftl. Mitt.). Für Rufplätze des Wachtelkönigs fanden WEID & SACHTELEBEN (1989) durchschnittliche Entfernungen von 60 m zum nächsten Einzelbusch oder zur nächsten Baumreihe. Über Minimalwerte liegen keine Angaben vor.

Besonders wichtig in Zusammenhang mit den geringen Bruterfolgen der meisten Wiesenbrüterarten im mitteleuropäischen Binnenland ist der Zusammenhang zwischen hohen Prädationsraten und zunehmender Gehölzdichte (WYMENGA & ENGELMOER 2001 in VAN DER VLIET et al. 2010).

Zu Störeffekten von Straßen liegen mehr und vertiefte Studien vor. GARNIEL & MIERWALD (2007) ermittelten maximale Effektbereiche von schwach bis stark befahrenen Straßen für den Wachtelkönig mit 450-1.000 m, für den Kiebitz mit 625-2.000 m, für den Großen Brachvogel mit 120-560 m und für den Wiesenpieper mit 25-90 m. Effektdistanzen werden für die Bekassine mit 500 m, für den Großen Brachvogel und Kiebitz mit 400 m, sowie für Wiesenpieper und Grauammer mit 200 m angegeben. Wiesenlimikolen besiedeln straßennahe Bereiche deutlich schwächer als straßenferne, an Eisenbahnlinien ist dieser Effekt schwächer ausgeprägt.

Im Entwurf zur „Entwicklung methodischer Standards zur Ergänzung der saP-Internet-Arbeitshilfe des LfU“ werden für den Kiebitz Abstände von 100 m zu Straßen und Wegen zugrunde gelegt, zu Straßen und Wegen mit sehr starker Nutzung 200-400 m (G. v. LOSSOW in litt.).

Minimale Abstände von einzelnen Kiebitzrevieren können niedriger liegen, BÖHNER (2015) gibt Abstände von 86 m zu Straßen an, IfuPlan et al. (2014) 120-130 m Minimalabstand zu Dammlagen mit Gehölzen für den Kiebitz 120 m und 100 m für den Großen Brachvogel. Zu frequentierten Wegen halten Große Brachvögel mindestens 150 m Abstand ein (NERB 2007). Interessant ist auch die negative Korrelation von Straßennähe und Kondition der Weibchen bzw. dem Legebeginn beim Kiebitz an der Eidermündung, die die verminderte Habitatqualität straßennaher Habitate untermauert (EILERS 2007).

6.3 Empfehlungen zu Gehölzdichten in Wiesenbrütergebieten des Voralpengebietes

Gehölze beeinträchtigen den Lebensraum indirekt über die Habitatpräferenzen der jeweiligen Arten und direkt über eine Erhöhung des Prädationsrisikos in gehölzreicheren Habitaten, da verschiedene Prädatoren Unterschlupf, Ansitzwarten und Deckung in Bäumen und Büschen finden. Folgeeffekte wie eine Verminderung der individuellen Fitness und ein verringerter Bruterfolg in solchen suboptimalen Arealen sind zu erwarten. Verbuschung durch Sukzession sowie hohe bestehende Gehölzdichten (Beispiel siehe Abb. 11) in offenen Wiesenlandschaften sind, das zeigt auch die letzte landesweite Wiesenbrüterkartierung, zentrale Gefährdungsfaktoren für Wiesenvögel in Bayern; hier besteht akuter Handlungsbedarf (LIEBEL 2015).

Unsere Analyse zeigt, dass die Gehölzdichten in den wenigen verbliebenen Verbreitungszentren der ausgewählten Wiesenbrüterarten oftmals zu hoch sind, um für Wiesenbrüter noch optimale Lebensräume darstellen zu können, Beispiele siehe Abb. 8-9 sowie Abb. 11. Es verbleiben selbst in großflächigen Gebieten wie den großen Voralpenmooren häufig nur noch Teilareale, die die Voraussetzungen für weiträumige, gehölzarme Wiesenlandschaften als Lebensräume für Wiesenbrüter erfüllen können. Und selbst in diesen Teilarealen bewegt sich die Gehölzdichte z. T. bereits an der Obergren-

ze der Anpassungsfähigkeiten einzelner Arten. Die Abbildung 12 zeigt dies eindrücklich für zwei Teilflächen im Naturschutzgebiet Ammersee-Süd, die hinsichtlich der Vegetationsstruktur ähnliche Lebensräume darstellen und sich vor allem in der Gehölzdichte unterscheiden.

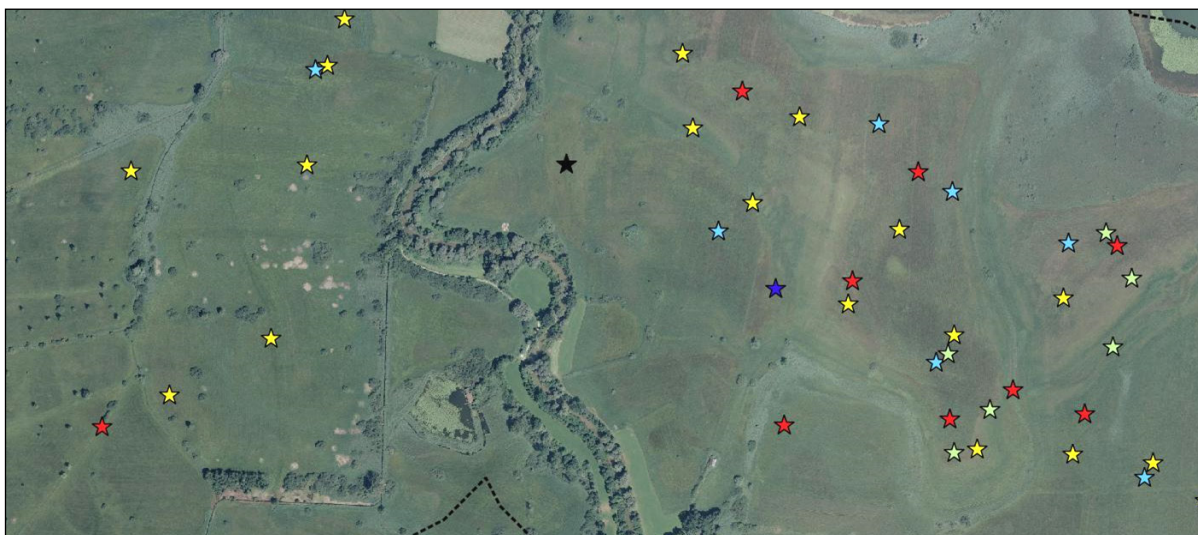


Abb. 12: Beispiel für unterschiedliche Siedlungsdichten und Artenspektren in einem der Untersuchungsgebiete. Aufgrund der hohen Gehölzdichte westlich des Flusses können sich trotz vergleichbarer Qualität der Streuwiesenlebensräume nur wenige Wiesenbrüterarten in geringer Dichte ansiedeln. Legende siehe Abb. 6

Als erste Sofortmaßnahmen sollten daher in den verbliebenen Dichtezentren und an deren Randbereichen Gehölze mit besonders starker Kulissen- und Kammerungswirkung entfernt werden. Dies führt nicht nur zu einer spürbaren Lebensraumvergrößerung und damit verbundenen Ansiedlungsmöglichkeiten weiterer Revierpaare, sondern auch zu einer Verbesserung der Habitatqualität angrenzender Reviere und damit verknüpftem verbessertem Bruterfolg. Sie dürfte zu einer spürbaren Bestandszunahme der bedrohten Arten in den Dichtenzentren führen (Abb. 13 und 14).

Aus den ermittelten Abständen und -dichten bestehender Reviere zu Gehölzen unterschiedlicher Höhe und Dichte werden in Gebieten mit Vorkommen mehrerer Wiesenbrüterarten folgende minimale Abstands- und Dichteregeln empfohlen:

Tab. 21: Abstands- und Dichteempfehlungen von Wiesenbrüterrevieren zu umgebenden Strukturen

Große Wiesenbrüter = Großer Brachvogel, Kiebitz

Kleine Wiesenbrüter = Braunkehlchen, Wiesenpieper

Bei Bekassine und Wachtelkönig liegen die Meidungsabstände mehr im Bereich der kleinen Wiesenbrüter, tolerieren aber etwas höhere Gehölzdichten

Gehölzstrukturen	Abstands- und Dichteempfehlungen	
	Große Wiesenbrüter	Kleine Wiesenbrüter
Geschlossene Schilfbestände	(>40 m) >50 m	0 m
Einzelbüsche Dichte	<1/ ha	<1/ ha
Einzelbäume	>100 m	0 m
Einzelbäume Dichte	<0,2/ ha	<0,5/ ha
Lineare Sukzessionskomplexe	(>50 m) >100 m	(>20 m) >40 m
Flächige Sukzessionskomplexe	(>50 m) >100 m	>30 m
Wäldchen/Wälder	(>100 m) >200 m	(>80 m) >100 m

Zu beachten ist insbesondere, dass solche Areale möglichst großflächig und zusammenhängend zu gestalten sind (siehe Abb. 12-14), da insbesondere die kleinen Wiesenbrüter bevorzugt in größeren zusammenhängenden Populationen ihre Reviere etablieren, während nahe gelegene kleinflächige Lebensräume unter den gegebenen negativen Bestandstrends nur unter besonders günstigen Voraussetzungen besiedelt werden. Wesentlich ist auch Kombination von Gehölzentnahmen mit einer Strukturanreicherung der Lebensräume mit wenigjährigen Altgras- und Bracheelementen.

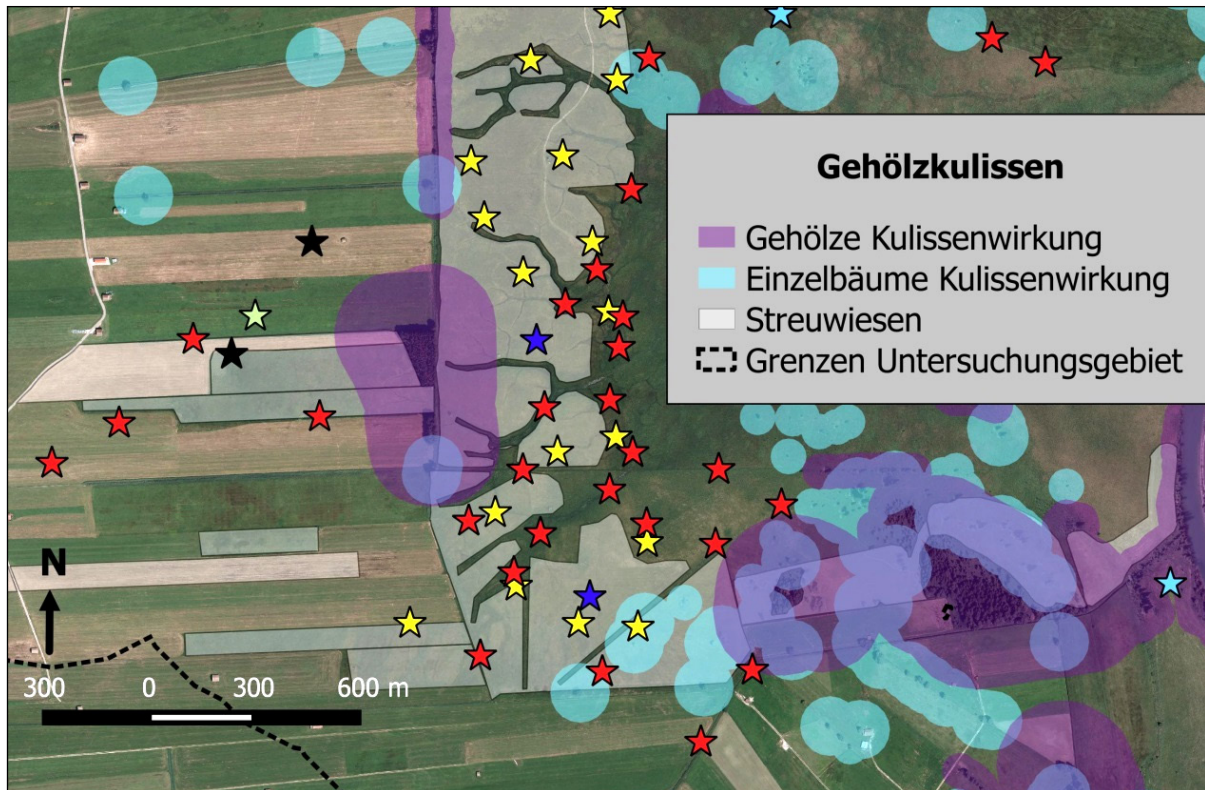


Abb. 13: Kulisseneffekte durch Gehölze in einem Wiesenbrüterlebensraum (Dichtezentrum). Der Kulisseneffekt von Einzelbäumen ist dichteabhängig. Die Wirkung der Gehölze auf Wiesenbrüter ist artspezifisch sowie je nach Gehölzhöhe und -dichte unterschiedlich – entsprechend sind die Kulissen schmaler oder breiter dargestellt. Hinzu kommt die Störfwirkung der Wege. Legende siehe auch Abb. 6

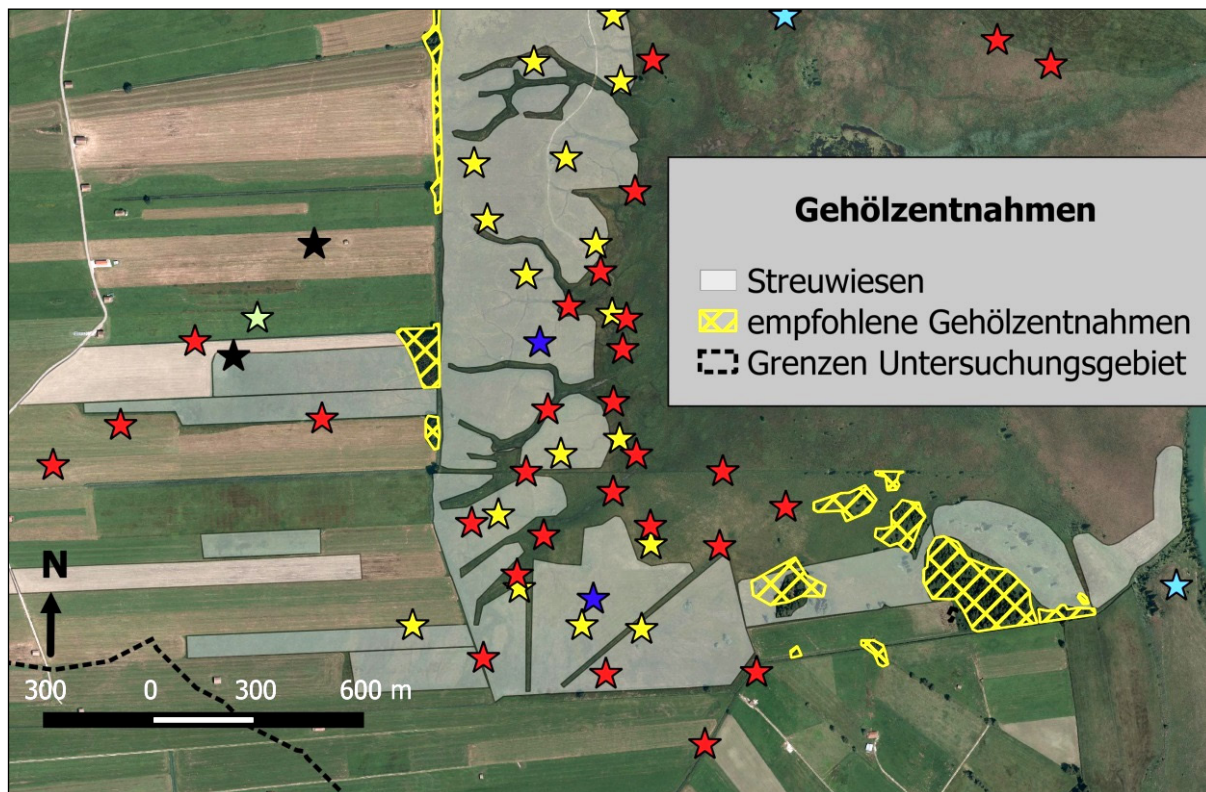


Abb. 14: Beispiel für vorgeschlagene Gehölzentnahmen in Ausschnitt von Abb. 13. Bei Durchführung der empfohlenen Gehölzentnahmen ist für mehrere Wiesenbrüterarten eine Bestandszunahme in diesem Dichtezentrum zu erwarten. Legende siehe auch Abb. 6

6.4 Übertragbarkeit auf andere Gebiete

Die ermittelten Abstandsregelungen, die hier in den bedeutendsten Wiesenbrütergebieten des südlichen Alpenvorlandes beschrieben wurden, dürften auf Wiesenbrütergebiete in den Niedermooren des mittleren und nördlichen Alpenvorlandes (z. B. Mertinger Hölle, Gundelfinger Moos, Freisinger Moos) weitgehend übertragbar sein. Für kleinere und ehemalige Wiesenbrütergebiete dürften die oftmals dicht angrenzenden Gehölzkulissen eine noch stärker ausgeprägte Bedeutung erlangt haben als in den hier untersuchten großflächigen Arealen, in denen noch ausreichend große Zentralbereiche mit gehölzarmen Streuwiesenarealen vorhanden blieben. Trotzdem schränkt auch in allen diesen Kerngebieten die Kulissenwirkung von angrenzenden Gehölzsukzessionen, Baumhecken oder kleinen Wäldchen (oft entstanden aus durchgewachsenen Sukzessionskomplexen) eine Besiedlung durch Wiesenbrüter erheblich ein. Gehölzsukzession dürfte neben der häufig starken Entwässerung und einem Mangel an strukturbildenden wenigjährigen Bracheelementen einer der Hauptfaktoren für die geringe oder fehlende Besiedlung solcher Flächen durch Wiesenbrüter sein. Befinden sich noch Vorkommen von Wiesenbrütern in der Nähe ausreichend großer, aber teilweise zugewachsener Streuwiesen, sind auch hier gezielte Gehölzentnahmen erfolgversprechend.

Inwieweit die ermittelten Werte auf Wiesenbrütergebiete in Flussauen (z. B. Altmühl-, Donau-, unteres Isartal) übertragbar sind, wäre zu prüfen. Denkbar wäre, dass sich hier in regionalen Wiesenbrüterpopulationen auch höhere Abstände zu Gehölzstrukturen tradiert haben oder eine weniger enge Verzahnung optimaler Bruthabitate mit Gehölzkomplexen höhere Abstände bedingt. Als erste Anhaltspunkte sind die ermittelten Werte jedoch sicherlich brauchbar.

7 Dank

Für diverse Auskünfte und Hilfestellungen, die zur Durchführung des Projekts nützlich waren, danke ich Margarete Siering, Klaus Burbach, Armin Görgen, Karl-Heinz Hoffmann, Günter von Lossow, Christoph Moning, Christian Niederbichler, Bernd-Ulrich Rudolph und Martin Schumann. Die Freigabe der Kartierungsdaten für diese Auswertungen erteilten freundlicherweise die Regierung von Oberbayern und die Untere Naturschutzbehörde von Garmisch-Partenkirchen.

Dafür herzlichen Dank.

8 Literatur

- [1] BAUER, H.G., BEZZEL, E. & FIEDLER, W. (HRSG., 2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 2. Auflage. - 3 Bände, Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- [2] BÖHNER, H. (2015): Die Brutplatzwahl von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) in Abhängigkeit von Vegetationsstruktur, Landnutzung und Prädationsrisiko. Projektarbeit Technische Universität München, Wissenschaftszentrum Weihenstephan.
- [3] BOSCHERT, M. (1993): Auswirkungen von Modellflug und Straßenverkehr auf die Raumnutzung beim Großen Brachvogel (*Numenius arquata*). Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 2: 11-18.
- [4] EILERS, A. (2007): Brutbiologie des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) an der Eidermündung. Diplomarbeit an der Universität Hamburg.
- [5] GARNIEL, A., DAUNICHT, W.D., MIERWALD, U. & U. OJOWSKI (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – F+E-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung.
- [6] GEIERSBERGER, I. (2012): Landschaftsveränderungen im Murnauer Moos und ihre Auswirkungen auf die Vogelwelt. Unveröff. Bericht i.A. des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.
- [7] GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. & K. BAUER (1988): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 11/I, Turdidae. Aula, Wiesbaden.
- [8] IFUPLAN, OBERMAIER & SSF INGENIEURE (2014): LANDSCHAFTSPFLEGERISCHER BEGLEITPLAN, ANHANG I, ARTENSCHUTZRECHTLICHER FACHBEITRAG, Erläuterungsbericht. Lückenschluss Erding – Flughafen München, Planfeststellungsabschnitt 4.1, Streckennummer/Strecke: 5601 / Erding – Flughafen München.
- [9] LÄNDERARBEITSGEMEINSCHAFT DER VOGELSCHUTZWARTEN (LAG VSW) (2014): Abstandsempfehlungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten Ber. Vogelschutz 51: 15–42.
- [10] LIEBEL, H. (2015): 6. Landesweite Wiesenbrütererfassung in Bayern 2014/15. Ergebnisse des Untersuchungsjahres 2014. Bayerisches Landesamt für Umwelt.
- [11] NERB, W. (2007): Avifaunistische Zustandserfassung der LBV-Projektflächen im NSG Stöcklwörth und im NSG Pfatterer Au. Unveröff. Gutachten i.A. des Landesbundes für Vogelschutz Oberpfalz.
- [12] REDDIG, E. (1981): Die Bekassine. Neue Brehm Bücherei, A. Ziemsen- Verlag, Wittenberg- Luthstadt.
- [13] RUDOLPH, B.-U., J. SCHWANDNER & H.-J. FÜNFSTÜCK (2016): Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt.

- [14] SÜDBECK, P., H. ANDRETZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (HRSG.; 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands, Radolfzell.
- [15] VAN DER VLIET R.E., VAN DIJK J. & WASSEN M.J. (2010): How different landscape elements limit the breeding habitat of meadow bird species. *Ardea* 98:203–209.
- [16] WEID, R. & J. SACHTELEBEN (1989): Der Wachtelkönig (*Crex crex*) bei Forchheim: Habitatwahl und Verhalten während der Heumahd. *Ber. Dtsch. Sect. Int. Rat Vogelschutz* 28: 27-42.
- [17] WEIß, I. (2008): Ornithologische Übersichtskartierung ausgewählter Wiesenbrüter und deren Habitatansprüche in den Loisach- Kochelsee- Mooren 2008. Unveröff. Gutachten i.A. der Regierung von Oberbayern.
- [18] WEIß, I. (2014a): Ornithologische Kartierung des Ochsenstüzes, Loisach-Kochelsee-Moore 2014. Unveröff. Gutachten i.A. des Landesbundes für Vogelschutz e.V.
- [19] WEIß, I. (2014b): Ornithologische Kartierung des Rohrseegebietes, Loisach-Kochelsee-Moore 2014. Unveröff. Gutachten i.A. des Landesbundes für Vogelschutz e.V., gefördert vom Bayerischen Naturschutzfonds aus Mitteln der Glücksspirale.
- [20] WEIß, I. (2014c): Zielartenbezogenes Monitoring naturschutzrelevanter Vogelarten auf dem Benediktbeurer Klosterland 2014. Unveröff. Gutachten i.A. des Zentrums für Umwelt und Kultur, Benediktbeuern 2014.
- [21] WEIß, I. (2015a): Bestanderfassung ausgewählter Schilf- und Wiesenbrüter im Ammerseegebiet. Brutsaison 2015. Brutvogel- Monitoring im Ramsargebiet. Gutachten i.A. der Regierung von Oberbayern.
- [22] WEIß, I. (2015b): Bestanderfassung ausgewählter Wiesenbrüter in den Loisach-Kochelsee-Mooren. Brutsaison 2015. Unveröff. Gutachten i.A. des Bayerischen Landesamtes für Umwelt.
- [23] WEIß, I. (2016): Monitoring und Artenhilfsmaßnahmen ausgewählter Wiesen- und Schilfbrüter im Murnauer Moos und den Loisachmooren. Brutsaison 2016. Unveröff. Gutachten i.A. des Landkreises Garmisch-Partenkirchen.
- [24] WEIß, I. & K. BURBACH (2016): Managementplan für das SPA-Gebiet 8141-471 "Moore südlich des Chiemsees". Entwurf. Regierung von Oberbayern und Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft.

