



Volker Blüml & Thorsten Krüger

## Verbreitung, Bestand und Habitatwahl von Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe *Limosa limosa* in Niedersachsen und Bremen 2020

BLÜML, V. & T. KRÜGER (2022): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl von Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe *Limosa limosa* in Niedersachsen und Bremen 2020. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 49: 37-71.

In Niedersachsen und Bremen wurde im Jahr 2020 eine jeweils landesweite Erfassung der beiden Wiesenlimikolen Kiebitz und Uferschnepfe durchgeführt. Ergänzt wurden die gewonnenen Daten um Ergebnisse aus den Vorjahren 2018 und 2019, vereinzelt auch aus noch weiter zurückliegenden Jahren, sowie aus dem Jahr 2021.

Insgesamt wurden 18.289 Reviere vom Kiebitz und 1.789 Reviere der Uferschnepfe gemeldet. Unter Berücksichtigung von Erfassungslücken ist beim Kiebitz von einem Landesbestand von 19.000-22.000 Revieren und bei der vollständiger erfassten Uferschnepfe von 1.800-1.825 Revieren auszugehen.

Verbreitungsschwerpunkte beider Arten sind die Marschen an der Nordseeküste einschließlich der Ostfriesischen Inseln sowie an den Unterläufen von Ems, Weser und Elbe. Der Kiebitz ist darüber hinaus auch über weite Teile vor allem der westniedersächsischen Geestgebiete verbreitet, während die Uferschnepfe nur noch wenige Brutgebiete im tieferen Binnenland besiedelt und östlich der Weser mit Ausnahme des EU-Vogelschutzgebietes „Untereibe“ weitgehend verschwunden ist. Hinsichtlich der Habitatwahl unterscheiden sich beide Arten deutlich: Etwa 56 % der gemeldeten Kiebitz-Reviere befanden sich auf Grünland und 39 % auf Äckern. Die Uferschnepfe brütete hingegen fast ausschließlich in feuchtem Dauergrünland, Ackerbruten machten lediglich 2,8 % aus, andere Habitate wurden nicht besiedelt. Beide Arten gehen in ihrem Bestand seit Jahrzehnten stark zurück; die negativen Entwicklungen haben sich in den 2000er und 2010er Jahren noch verstärkt. Nur wenige Schutzgebiete mit großflächig wiedervernässtem Feuchtgrünland und intensiver Betreuung wie Untereibe, Dümmer und bestimmte Bereiche auf einigen Ostfriesischen Inseln beherbergen stabile bis zunehmende Populationen auch der Uferschnepfe. Etwa 45 % der Kiebitz- und 78 % der Uferschnepfen-Reviere wurden in EU-Vogelschutzgebieten erfasst. Beim Kiebitz dürfte der tatsächliche Anteil dort etwas niedriger zu veranschlagen sein. Der Erhaltungszustand beider Arten ist landesweit klar ungünstig. Stabile bis positive Entwicklungen in großflächig wiedervernässten, angepasst genutzten und teils zusätzlich mit einem Prädatorenmanagement versehenen Schutzgebieten zeigen aber auf, dass ein wirksamer Schutz der beiden Wiesenlimikolen gelingen kann.

**Schlüsselwörter:** Kiebitz *Vanellus vanellus*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Bestandserfassung, Niedersachsen, Erhaltungszustand, Gefährdungen

V.B., Freiheitsweg 38a, 49086 Osnabrück, v.bluemi@bms-umweltplanung.de

T.K., Staatliche Vogelschutzwarte im NLWKN, Im Dreieck 12, 26127 Oldenburg, thorsten.krueger@nlwkn.niedersachsen.de

BLÜML, V. & T. KRÜGER (2022): Distribution, population size and habitat use of Northern Lapwing *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in Lower Saxony and Bremen in 2020. Vogelkd. Ber. Niedersachs. 49: 37-71.

In Lower Saxony and Bremen, a state-wide survey of the two meadow bird species Northern Lapwing and Black-tailed Godwit was carried out in 2020. A total of 18,289 territories of Northern Lapwing and 1,789 territories of Black-tailed Godwit were recorded. Taking gaps in coverage into account, a total population

of 19,000-22,000 breeding pairs of Northern Lapwing and 1,800-1,825 breeding pairs of Black-tailed Godwit can be assumed. The main distribution areas of both species are the marshes on the North Sea coast including the East Frisian Islands and along the lower reaches of the rivers Ems, Weser and Elbe. The Northern Lapwing is also widespread over large parts of the western Lower Saxony Geest in particular, while the Black-tailed Godwit today only inhabits a few breeding areas in the deeper inland and has largely disappeared east of river Weser, with the exception of the EU Special Protection Area "Lower Elbe". In terms of habitat use, the two species differ significantly: about 56% of the reported Northern Lapwing territories were on grassland and 39% on arable fields. The Black-tailed Godwit, on the other hand, bred almost exclusively in wet permanent grassland, with only 2.8% breeding in arable fields, and no other habitats were used. Both species are in long-term decline, and the negative developments intensified in many cases in the 2000s and 2010s. Only a few protected areas with large areas of rewetted grassland and intensive management, such as the Lower Elbe, the lowland at lake Dümmer and certain areas on several East Frisian Islands, are home to stable to increasing populations of Black-tailed Godwit as well. About 45% of Northern Lapwing and 78% of Black-tailed Godwit territories have been recorded in EU Special Protection Areas; for Northern Lapwing the actual proportion is probably lower. The conservation status of both species is clearly unfavourable state-wide. Stable to positive developments in protected areas that have been rewetted on a large scale, used in an adapted manner and in some cases additionally equipped with predator management show, however, that effective protection of the two meadow bird species can succeed.

**Key words:** Northern Lapwing *Vanellus vanellus*, Black-tailed Godwit *Limosa limosa*, state-wide survey, Lower Saxony, conservation status, threats



Abb. 1: Kiebitz-Männchen, Ochsenmoor. 17.04.2020. Foto: T. Krüger. – Male Northern Lapwing.

## 1 Einleitung

Kiebitz *Vanellus vanellus* und Uferschnepfe *Limosa limosa* sind paläarktische Brutvögel. Während der Kiebitz dabei vor allem in Europa weit verbreitet ist, konzentriert sich die in Kontinentaleuropa brütende Unterart der Uferschnepfe *L. l. limosa* mit der Hälfte ihres europäischen Brutbestandes auf die Niederlande (HAGEMEIJER & BLAIR 1997, KELLER et al. 2020). Hier sowie in den umliegenden Ländern Belgien, Deutschland und Dänemark ist sie eine primäre Wiesenvogelart und bildet zusammen mit dem Kiebitz und einigen weiteren Arten die typische Wiesenvogel-Avizönose (BEINTEMA et al. 1995, BEINTEMA & MELTER 1997). Dagegen brüten die Uferschnepfen im östlichen Mitteleuropa vorwiegend in Primärhabitaten wie Flusstalmooren.

Die Bestände von Kiebitz und Uferschnepfe sind unter anderem in ihren wichtigen Brutgebieten im nordwestlichen Mitteleuropa und speziell auch in Nordwestdeutschland seit Jahrzehnten rückläufig. Hinsichtlich ihrer globalen Gefährdungseinstufung gelten Kiebitz und Uferschnepfe als „Near Threatened“

(„Gefährdet“; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2021), deutschlandweit sind sie „Stark gefährdet“ bzw. sogar „Vom Aussterben bedroht“ (RYSILAVY et al. 2020).

Auch aufgrund der Einstufung in der Roten Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens als „Gefährdet“ (Kiebitz) bzw. „Stark gefährdet“ (Uferschnepfe; KRÜGER & SANDKÜHLER 2022), der hohen Verantwortung Niedersachsens für Erhalt und Schutz im gesamtdeutschen Kontext sowie aufgrund ihrer negativen Bestandsentwicklung und schlechten Verbreitungsprognose werden sie im landesweiten Vogelartenschutz als „hochprioritär“ eingestuft. Die Uferschnepfe rangiert dabei auf dem zweiten Platz hinter dem inzwischen als Brutvogel praktisch verschwundenen Goldregenpfeifer *Pluvialis apricaria*, der Kiebitz wird auf Rang neun geführt (KRÜGER & OLTMANN 2008).

Die Erfassung beider Arten hat zusammen mit derjenigen weiterer Wiesenvogelarten, insbesondere den Limikolen Bekassine *Gallinago gallinago*, Brachvogel



Abb. 2: Uferschnepfen-Männchen, Ochsenmoor. 07.04.2020. Foto: T. Krüger. – Male Black-tailed Godwit.

*Numenius arquata* und Rotschenkel *Tringa totanus*, in vielen Gebieten Norddeutschlands eine vergleichsweise lange Geschichte und ist seit Jahrzehnten eng mit den Bemühungen um ein Aufhalten der stark negativen Bestandsentwicklungen dieser Arten und den Schutz des Lebensraumes Feuchtgrünland insgesamt verknüpft (z. B. MELTER et al. 1998, SÜDBECK & KRÜGER 2004). Als optisch und akustisch auffällige und leicht zu bestimmende Vogelarten vorwiegend weiträumiger, offener Landschaften sind Brutbestandserfassungen zudem auch ohne Spezialkenntnisse auf großer Fläche mit verhältnismäßig geringem Zeitaufwand möglich.

Beide Arten sind nicht nach Art. 4 Abs. 1 der EU-Vogelschutzrichtlinie (2009/147/EG) in Anhang I geführt, gleichwohl fallen sie als europäische Vogelarten unter den Schutz der Richtlinie und sind als Zugvogelarten gem. Art. 4 Abs. 2 für die Identifizierung und Abgrenzung von EU-Vogelschutzgebieten in Niedersachsen und Bremen von entscheidender Bedeutung gewesen (KRÜGER et al. 2003). Aus Niedersachsen und Bremen liegen gerade aus diesen, weiteren Schutzgebieten sowie ausgewählten Gebieten für das eigens aufgelegte Wiesenvogel-Monitoring in der „Normallandschaft“ eine Reihe von oft mehrfach wiederholten, teils sogar langfristig alljährlichen Bestandserfassungen vor (z. B. BELTING et al. 1997, MELTER et al. 1997, 1998, HÖTKER et al. 2007). Insbesondere beim Kiebitz mangelt es aber an einer überregionalen Gesamtschau auch aus weiteren Gebieten in der Normallandschaft. Erfassungen, vorwiegend in Schutzgebieten und im Rahmen des Wiesenvogel-Monitorings, berücksichtigen überproportional die Populationen im Grünland, in denen vielfach weitergehende Schutzmaßnahmen durchgeführt werden und können daher zu einer Unterschätzung des Rückganges in der Normallandschaft führen (HÖTKER et al. 2007).

Daher initiierte die Staatliche Vogelschutzwarte im Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) in enger Kooperation mit der Niedersächsischen Ornithologischen Vereinigung (NOV) e. V. im Frühjahr 2020 eine landesweite Brutbestandserfassung von Kiebitz und Uferschnepfe. Neben der Frage nach der aktuellen Bestandsgröße beider Arten und ihren jeweiligen Verbreitungsmustern standen Art und Ausmaß der Habitatnutzung sowie herrschende Gefährdungsfaktoren in den Vorkommensgebieten im Fokus der Untersuchung.

## 2 Material und Methode

### 2.1 Aufruf zur Mitarbeit

Der Aufruf zur Beteiligung an der Erfassung wurde auf vielfältige Weise publik gemacht. So wurden alle ca. 900 Mitglieder der NOV sowie alle aktiven Melder des Niedersächsischen Vogelarten-Erfassungsprogramms unter dem Dach der Staatlichen Vogelschutzwarte im NLWKN angeschrieben und dabei Meldebögen und ausführliche methodische Hinweise beigefügt. Außerdem erschienen Aufrufe zur Mitarbeit auf der vogelkundlichen Beobachtungsplattform [www.ornitho.de](http://www.ornitho.de) und weiteren Internetseiten, überdies wurden sie in verschiedenen E-Mail-Verteilern mit ornithologischem Schwerpunkt gestreut. Der NABU Niedersachsen schrieb alle seine Kreis- und Ortsgruppen an und warb für eine Beteiligung an der Erfassung. Neben diesen allgemeinen Aufrufen wurden in allen Landkreisen, in denen Vorkommen zumindest des Kiebitzes möglich erschienen, regional oder lokal tätige Gruppen bzw. einzelne Avifaunisten direkt angesprochen. In neun Regionen/Landkreisen fanden Gruppentreffen statt, bei denen das Projekt vom Erstautor vorgestellt und das Vorgehen besprochen wurde; diese Treffen fanden noch vor den Corona-Kontaktbeschränkungen im Frühjahr 2020 statt.

### 2.2 Weitere Datenquellen

Neben der beschriebenen ehrenamtlichen Erfassung durch die in der NOV und/oder lokalen und regionalen Gruppen organisierten Ornithologen wurde versucht, möglichst viele Erfassungsergebnisse aus anderen Studien einzubeziehen:

In den Europäischen Vogelschutzgebieten bzw. in wesentlichen Teilen von diesen erfolgte 2020 oder in den Vorjahren zumindest eine einmalige Erfassung im Rahmen von Beauftragungen durch die Staatliche Vogelschutzwarte. Diese zumeist großräumig und methodisch vergleichbar erhobenen Daten wurden in der Regel auch dann übernommen, wenn aus kleineren Teilbereichen aktuellere Erfassungen vorlagen, die aber eine erfolgte räumliche Verlagerung der Vorkommen nicht abschätzen ließen. In einigen Gebieten musste auf mehr als drei Jahre alte Daten zurückgegriffen werden (vgl. Tab. 1), da eine aktuelle Erfassung nicht leistbar war. Bei der landesweiten Bestandsschätzung wurden die überregionalen, negativen Bestandstrends berücksichtigt, um eine Überschätzung durch solche älteren Daten zu ver-

meiden. Sofern für ein Gebiet keine Erfassung aus den Jahren 2018-2020 vorlag, wurden auch Untersuchungen aus 2021 einbezogen.

Daneben wurden zahlreiche Periodika (regionale avifaunistische Jahresberichte u. Ä.), sonstige Publikationen und diverse Gutachten, u. a. aus Windenergie- und Straßenbauplanungen, wasserwirtschaftlichen Genehmigungsverfahren sowie aus Effizienzkontrollen von Kompensationsmaßnahmen, einbezogen, sofern sie plausibel erscheinende, nach der Revierkartierungsmethode vorwiegend in den Jahren 2018 bis 2020 erhobene Daten enthielten und die Daten zugänglich und zugleich freigegeben waren. Dazu wurden im Vorfeld die Naturschutzbehörden aller Landkreise und kreisfreien Städte angeschrieben, die teils wertvolle Hinweise gaben und weitere Kontakte vermittelten.

Weiterhin wurden die Ergebnisse aus dem „Monitoring häufiger Brutvögel“ in der Normallandschaft von Niedersachsen und Bremen (vgl. MITSCHKE & LUDWIG 2004) einbezogen.

In ornitho.de gemeldete Daten wurden ergänzend auch dann berücksichtigt, wenn sie aus den Jahren 2017-2019 sowie 2021 stammten oder 2020 ohne Projektbezug gemeldet wurden (s. u.). Einzelne, sich abzeichnende Erfassungslücken wurden durch Verfasser V.B. in Teilbereichen der Landkreise Aurich, Osnabrück und Diepholz geschlossen.

Eine kreisweit weitgehend vollständige Erfassung konnte für die Landkreise Grafschaft Bentheim, Heidekreis, Lüchow-Dannenberg, Osterholz, Osnabrück, Peine und Vechta sowie die kreisfreien Städte Braunschweig, Oldenburg, Osnabrück und Wilhelmshaven erreicht werden, ebenso für das Land Bremen. Weitere Landkreise wurden zu großen Teilen abgedeckt, vor allem die Landkreise Ammerland, Aurich, Wesermarsch und Wittmund sowie die Stadt Emden. Im Landkreis Uelzen und in den meisten südniedersächsischen Landkreisen konnten die relevanten Bereiche gezielt kontrolliert werden. In vielen übrigen Bereichen verblieben dagegen teils größere Erfassungslücken (Abb.4). Insgesamt abgedeckt wurden etwa 24.625 km<sup>2</sup>, was etwa 51% der Landfläche Niedersachsen und Bremens entspricht; außerhalb dieser systematisch kontrollierten Bereiche erfolgten via ornitho.de (s. u.) Meldungen von 245 Kiebitz- und drei Uferschnepfenrevieren, die als Zufallsfunde ohne Bezug zu einem abgrenzbaren Untersuchungsgebiet mit einbezogen wurden. Hierbei ist einerseits zu berücksichtigen, dass auch für den Kiebitz ungeeignete EU-

Vogelschutzgebiete wie der Nationalpark Harz und Schaumburger Wald in die kontrollierte Fläche ebenso eingerechnet sind wie bewaldete und bebauten Bereiche in flächendeckend untersuchten Landkreisen, kreisfreien Städten und Messtischblatt-Quadranten. Umgekehrt sind aber viel größere Teile der nicht kontrollierten Bereiche deshalb ausgespart worden, weil sie außerhalb des Verbreitungsgebietes des Kiebitzes und der Uferschnepfe liegen, aufgrund der vorherrschenden Habitats ungeeignet sind oder allenfalls einzelne Kiebitz-Vorkommen aufweisen könnten. In der Naturräumlichen Region „Watten und Marschen“, die für die hier betrachteten Arten besonders bedeutsam ist, wurden 69% der Landfläche erfasst, ebenfalls mit Schwerpunkt in den potenziell geeigneten Habitaten.

### 2.3 Erfassungsmethodik, Meldebogen

ANDRETTKE et al. (2005) empfahlen für eine methodisch belastbare Erfassung von Kiebitzen im Binnenland vier Begehungen von Ende März bis Ende April und an der Küste zwei Erfassungen Mitte und Ende April. Für die Uferschnepfe sahen sie entsprechend im Binnenland drei (Anfang und Ende April sowie Anfang Mai) und an der Küste zwei Zähltermine vor (Mitte April und Anfang Mai).

Bei einer jedoch noch immer recht weit verbreiteten Art wie dem Kiebitz wurde es vor dem Hintergrund begrenzter Mitarbeiterkapazitäten als zu aufwendig erachtet, große Ausschnitte der Normallandschaft mehrmals erfassen zu lassen. Zudem führen landwirtschaftliche Arbeiten wie das Walzen und Schleppen von Grünland sowie Umbruch und Neueinsaat von Äckern vielfach zu Brutabbrüchen und Umsiedlungen. Bei früheren relativ großflächigen Erfassungen in Nordrhein-Westfalen und Niedersachsen war daher teils nur ein Kartierdurchgang im April (z. B. HEGEMANN et al. 2008) bzw. ein Kartierdurchgang Anfang/Mitte April und ein weiterer im Mai vorgesehen, wobei im Zuge der Auswertung vorrangig die April-Daten zur Herleitung der Bestandsgrößen dienten (z. B. BLÜHDORN 2001, MELTER 2001).

Daher wurde auch für die hier vorgestellte landesweite Erfassung empfohlen, nur einen Kartierdurchgang für den Kiebitz zu absolvieren, der möglichst Anfang bis Mitte April (01.04. bis 20.04.) stattfinden sollte. Nur für den Fall, dass dabei auch Uferschnepfen angetroffen wurden, sollte eine zweite Erfassung mit wenigstens einwöchigem Abstand zwischen Ende April und Anfang Mai (21.04. bis 05.05.) stattfinden.

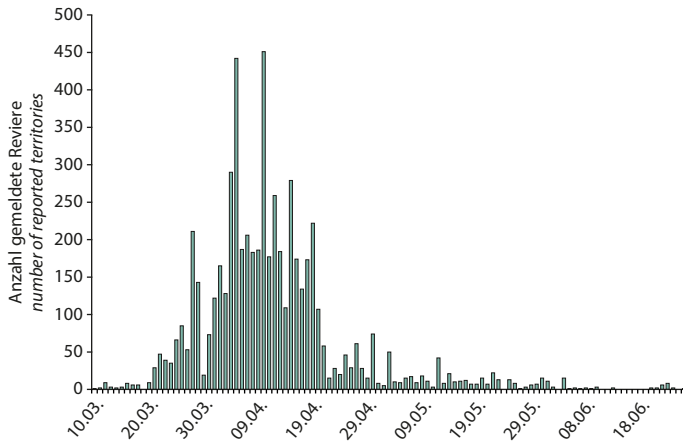


Abb. 3: Anzahl im Verlauf einer landesweiten Arterfassung in Niedersachsen und Bremen erfasster und gemeldeter Kiebitz-Reviere im Frühjahr 2020 ( $n=5.849$ ; nur erste bzw. einmalige Feststellungen pro Gebiet berücksichtigt). – *First or only date of survey for 5.849 Northern Lapwing-territories in 2020.*

Tatsächlich erfolgten die Erfassungen des Kiebitzes (erster bzw. einziger Erfassungsdurchgang;  $n=5.849$ ), soweit in den Meldungen datumsgenau angegeben, mit einem Anteil von 71,4% in der ersten oder zweiten Aprildekade sowie mit 0,8% in der zweiten und mit 13,7% in der letzten Märzdekade; der Median fällt auf den 10.04. (Abb. 3). Somit wurde das vorgegebene Zeitfenster für die Erfassung insgesamt gut eingehalten. Die übrigen Feststellungen datieren hingegen aus einer deutlich breiteren Zeitspanne von der letzten April-Dekade (6,4%) bis Ende Juni. Jahreszeitlich späte Feststellungen betreffen vielfach Brutnachweise, dies gilt insbesondere für alle Feststellungen Mitte bis Ende Juni, die ansonsten außerhalb des zulässigen Wertungszeitraums nach ANDRETZKE et al. (2005) lägen. Bei den Erfassungen im März ist zu berücksichtigen, dass ab Monatsmitte bereits verschiedenerorts Vollgelege registriert wurden, andererseits wurden aber über die zweite und dritte Märzdekade hinweg noch zahlreiche Trupps wohl durchziehender Kiebitze gemeldet (ornitho.de). Zu berücksichtigen ist auch, dass mit den beginnenden, weitreichenden „Lockdown“-Maßnahmen zur Eindämmung der Corona-Pandemie ab etwa Mitte März 2020 viele Bearbeiter bereits vor den niedersächsischen Osterferien (30.03.-14.04.) über mehr Zeit als zunächst einkalkuliert verfügten. Insgesamt litt die Erfassung unter den Kontaktbeschränkungen kaum, da es keine Ausgangsbeschränkungen gab.

Uferschnepfen wurden größtenteils mittels der Revierkartierungsmethode bei Brutvogelerfassungen in EU-Vogelschutzgebieten und dem Wiesenvogel-Monitoring erfasst, teils auch im Rahmen von (ergänzenden) Gelegeschutzprojekten. Für diese Daten wurden die Erfassungstermine i. d. R. nur als

Zeitraum angegeben, in dem eine größere Zahl von Begehungen stattfand, weitergehende Auswertungen zur genauen Terminierung erfolgen daher an dieser Stelle nicht.

Da beide Arten tagsüber gut erfassbar sind, wurden keine tageszeitlichen Vorgaben für die Durchführung der Erfassung gemacht.

## 2.4 Auswertung und Methodendiskussion

Sofern bereits punktgenaue Angaben zu Brutplätzen, ausgewerteten Reviermittelpunkten oder einmaligen Feststellungen vorlagen (Gutachten, digitale gemeldete Beobachtungsdaten, analoge Meldebögen mit Karten), wurden diese nach Plausibilitätsprüfung direkt in ein geographisches Informationssystem (GIS) übernommen bzw. digitalisiert. Für viele Bereiche lagen jedoch Beobachtungen von mehreren Terminen und oftmals auch von mehreren Meldern vor, insbesondere in ornitho.de. Hier wurden alle im Wertungszeitraum liegenden Datensätze beider Arten aus 2020 getrennt in ein GIS geladen und i. d. R. händisch ausgewertet. Da Projekt- und Brutzeitcodes vielfach nicht angegeben waren, wurden dabei sämtliche (Zufalls-)Beobachtungen nach einer Vorauswahl (u. a. Entfernung von Datensätzen, die sich in Anzahl, Detailangaben und/oder Bemerkungen offenkundig auf überziehende/-fliegende Vögel oder Rasttrupps beziehen) gesichtet. Messtischblatt-Quadranten, (Halb-)Minutenfelder oder andersartig begrenzte Untersuchungsgebiete bis hin zu ganzen Landkreisen, die in Kombination mit Nullmeldungen oder durch entsprechende Mitteilung der Melder abgrenzbar waren, wurden zusätzlich als Polygone flächig abgegrenzt, um erfasste Bereiche sowie Bear-

beitungslücken zu dokumentieren und eine landesweite Bestandsschätzung dadurch präziser werden zu lassen.

In vielen Fällen wurden beim Kiebitz „Brutkolonien“, d. h. mehrere Paare auf einem Grünland-/Ackerschlag oder größeren Flächenblock, von den Meldern nicht genauer ausdifferenziert. Hier wurde ein Mittelpunkt verortet, der mehrere Brutpaare bzw. Reviere (Rev.) umfasst. Die punktgenauen Daten ermöglichten verschiedene halbautomatische Verschnidungen, u. a. mit Schutzgebietskulissen, Schlägen, Naturräumen, Landkreisen/Gemeinden und Bodenarten. Problematisch waren Auswertung und exakte Verortung, wenn Daten in onitho.de nicht punktgenau, son-

dern nur auf Basis von Halbminutenfeldern/Gebieten gemeldet wurden oder die scheinbar exakte Verortung offenkundig den Standort des Melders mit seinem GPS-fähigen mobilen Endgerät auf einem Weg angab.

Habitatangaben wurden in zwei Weisen ausgewertet: Vom Melder angegebene Habitate wurden grundsätzlich im Datenbestand vermerkt. Für alle nicht-landwirtschaftlichen Standorte (u. a. wiedervernässte Hochmoore, Gewässer, Bodenabbauflächen) wurden nur diese Angaben gewertet. Sofern die Registrierungen auf (Teil-)Schlägen der Agrarförderung zu verorten waren (Datenquelle: <https://www.sla.niedersachsen.de/andi/hilfe/faq/> schemadateien-

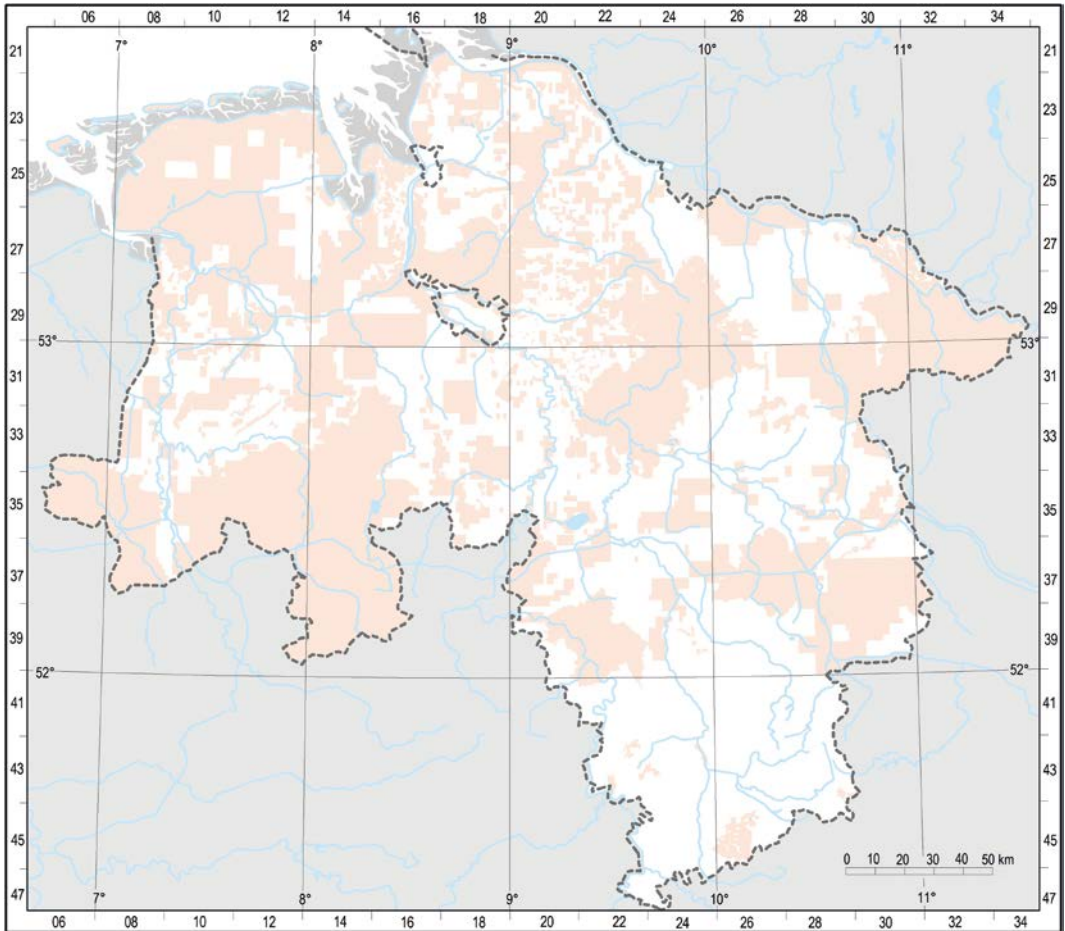


Abb. 4: Vollständigkeit der landesweiten Erfassung von Kiebitz und Uferschnepfe in Niedersachsen und Bremen im Jahr 2020 (bzw. in Vorjahren sowie 2021) auf der Basis aufgesuchter TK 25-Quadranten. Die nicht abgedeckten Bereiche enthalten nur teilweise vom Kiebitz und ggf. auch von der Uferschnepfe besiedelbare Habitate. – *Coverage of survey 2020, previous years or 2021. Areas which were not covered only partly consist of suitable habitats for Northern Lapwings.*

der-schnittstellen-179643.html), wurde aus diesem Datensatz eine Zuordnung zu Grün- bzw. Ackerland vorgenommen, wenn keine Angaben des Melders vorlagen. Für 95,1% aller Kiebitz-Reviere war hierdurch eine grobe Habitatangabe möglich. Weitere Habitatdetails wurden ausschließlich, soweit vorhanden, aus den Melderangaben übernommen, ansonsten aber weggelassen, da in den Daten der Agrarförderung die Anbaufrüchte aus dem Förderjahr 2020 hinterlegt sind. Da Kiebitze aber häufig vorjährige Stoppelfelder sowie frisch umgebrochene Äcker besiedeln, hätte eine Auswertung auf Basis der 2020 vielfach erst später eingesäten Anbaufrüchte zu erheblichen Unschärfen geführt.

Die Kategorien Brutnachweis (BN), Brutverdacht (BV) und Brutzeitfeststellung (BZF) wurden gemäß den Vorgaben von ANDRETTKE et al. (2005) vergeben. Für einzelne Gebiete wurden nur „Brut-/Revierpaare“ gemeldet, die in dieser Auswertung durchweg als BV gewertet wurden. Somit ist der Anteil der durch BN besonders gut dokumentierter Vorkommen real noch höher als hier dargestellt.

BZF wurden nur teilweise berücksichtigt: Lagen Erfassungen nach der Revierkartierungsmethode mit drei oder mehr Erfassungsdurchgängen vor, wurden als BZF gemeldete Datensätze nur in begründeten Einzelfällen gewertet. Anders wurde mit den überwiegend ehrenamtlich, zumeist nur in ein bis zwei Durchgängen erhobenen Daten, verfahren: „Qualifizierte“ BZF, die zumeist in ornitho.de mit den Brutzeitcodes A2 („Singendes/balzendes Männchen zur Brutzeit im möglichen Bruthabitat festgestellt“) oder B3 („Paar zur Brutzeit in geeignetem Bruthabitat festgestellt“) gemeldet wurden, wurden sofern insgesamt plausibel erscheinend, berücksichtigt. Mit Brutzeitcode A1 („Art zur Brutzeit im möglichen Bruthabitat festgestellt“) versehene Daten wurden nur dann berücksichtigt, wenn Zeitraum, Anzahl, Habitat und ggf. weitere mitgeteilte Beobachtungsumstände gegen Durchzügler sprachen. Die Zuordnung der Brutzeitcodes erfolgte uneinheitlich, so dass viele Datensätze bei der Auswertung angepasst wurden (z. B. A2 statt A1, wenn als Verhaltensweise „Gesang/Balz“ gemeldet wurde).

Von den gewerteten 3.117 BZF des Kiebitzes (Tab. 1) wurden 56,5% mit dem Brutzeitcode B3 und 28,9% mit A2 gemeldet. Lediglich 13,3% entfallen auf den Brutzeitcode A1 und 1,3% auf Brutzeitfeststellungen ohne nähere Angabe. Bei der Uferschnepfe wurden von 50 BZF 32 (64,0%) mit Brutzeitcode B3 und

13 (26,0%) mit A2 sowie nur fünf mit A1 bzw. als BZF ohne nähere Angabe (10,0%) gemeldet. Somit sind die berücksichtigten einmaligen Feststellungen beider erfasster Arten zu hohen Anteilen mit Beobachtungsdetails (Gesang, Balz und/oder Verpaarung) hinterlegt, die gegen eine irrtümliche Wertung von Durchzüglern oder Nahrungsgästen sprechen.

Diese Wertung von Daten einer einmaligen Erfassung vorwiegend im April unter Ausschluss offensichtlicher Durchzügler entspricht dem bewährten Vorgehen (z. B. GRÜNEBERG & SCHIELZETH 2005, OLTHOFF et al. 2020, RIBBROCK et al. 2020).

Neben zahlreichen alljährlichen oder zumindest mehrfach wiederholten Brutbestandserfassungen hauptsächlich in Schutzgebieten (s. Kap. 4.2), dienen für den Kiebitz die Daten von MELTER (2001) aus dem Jahr 2000 als eine weitere Vergleichsgrundlage. Damals wurden einzelne Minutenfelder (ca. 2,1 km<sup>2</sup>) bzw. Blöcke aus mehreren Minutenfeldern mit einem Durchgang zwischen dem 2. und 12. April und einer weiteren Begehung im Zeitraum 7.-17. Mai erhoben; wichtig war für die vorgenommene Berechnung von Siedlungsdichten die detaillierte Erfassung aller anwesenden Kiebitze mit Geschlechtsangaben. Die beim April-Durchgang erfassten Vögel wurden mit dem Faktor 0,7 multipliziert (Details s. MELTER 2001). 2020 konnte die 20 Jahre alte Erfassung auf insgesamt 69 Minutenfeldern bzw. Minutenfeldblocken mit insgesamt 692,8 km<sup>2</sup> wiederholt und somit vergleichend ausgewertet werden.

Erste Auswertungen der Erfassung 2020 auf lokaler Ebene wurden bereits ebenso publiziert (CARIUS 2021, LINKE & BACHMANN in diesem Heft) wie auch eine vorläufige landesweite Darstellung (BLÜML & BRANDT 2021); letztere umfasst allerdings erst einen Teil der nun vorgestellten Daten.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Aktuelle Bestandsgröße in Niedersachsen

#### Kiebitz

2020 wurden 10.851 Kiebitz-Reviere einschließlich Brutzeitfeststellungen gemeldet; hinzu kommen umfangreiche Daten aus 2020 nicht erfassten Gebieten, dabei vor allem aus den Jahren 2019 und 2018 (Tab. 1). Insgesamt ergeben sich 18.289 Rev., von denen 27,9% auf Brutnachweise zurückgehen und weitere 55,0% als Brutverdachtsfälle zu werten sind. Die übrigen 17,1% entfallen auf Brutzeitfeststellungen, die aber größtenteils einmalige Erfassungen



Tab. 1: Anzahl der im Haufterfassungszeitraum 2018-2020 sowie aus weiteren Jahren gemeldeten bzw. berücksichtigten Kiebitz-Vorkommen (BN, BV, BZF) in Niedersachsen und Bremen. – *Number of breeding pairs and territories of Northern Lapwing reported in 2020 with additional data from former years as well as from 2021. BN = confirmed breeding, BV = probable breeding, BZF = possible breeding.*

Jahr – year	Anzahl Reviere – number of territories			Gesamt – total
	BN	BV	BZF	
2021	58	119	65	242
2020	2.872	4.934	3.045	10.851
2019	1.605	1.984	6	3.595
2018	264	1.222	1	1.487
2017	71	458		529
2016	126	808		934
2015	80	356		436
2014	5	16		21
2013	8	16		24
2012		103		103
2011		28		28
2010	21	18		39
<b>Summe</b>	<b>5.110</b>	<b>10.062</b>	<b>3.117</b>	<b>18.289</b>

betreffen und durch beobachtete Verhaltensweisen wie Balz und/oder Verpaarung ebenfalls eine gute Nachweisqualität haben. 87,1% der Daten stammen aus den Jahren 2018 bis 2020.

**Uferschnepfe**

2020 wurden 660 Uferschnepfen-Revire gemeldet; zusammen mit den Daten aus den Vorjahren sowie aus dem Jahr 2021 ergeben sich 1.789 Rev. Mit 18,0% ist der Anteil der Brutnachweise geringer als beim Kiebitz, hinzu kommt aber ein hoher Anteil von 79,1% Brutverdachtsfällen, hingegen nur 2,9% Brutzeitfeststellungen (Tab. 2). 83,5% der Nachweise stammen aus den Jahren 2018 bis 2020, somit ist der Anteil der Daten aus dem Hauptuntersuchungsjahr etwas geringer als beim Kiebitz.

Tab. 2: Anzahl der im Haufterfassungszeitraum 2018-2020 sowie aus anderen Jahren gemeldeten bzw. berücksichtigten Uferschnepfen-Vorkommen (BN, BV, BZF) in Niedersachsen und Bremen.– *Number of breeding pairs and territories of Black-tailed Godwits reported in 2020 with additional data from former years as well as from 2021.*

Jahr – year	Anzahl Reviere – number of territories			Gesamt – total
	BN	BV	BZF	
2021	2	7	10	19
2020	152	467	41	660
2019	142	385	1	528
2018	12	293		305
2017	4	25		29
2016	6	205		211
2015	4	27		31
2014		5		5
2013				
2012		1		1
<b>Summe</b>	<b>322</b>	<b>1.415</b>	<b>52</b>	<b>1.789</b>

**3.2 Verbreitung**

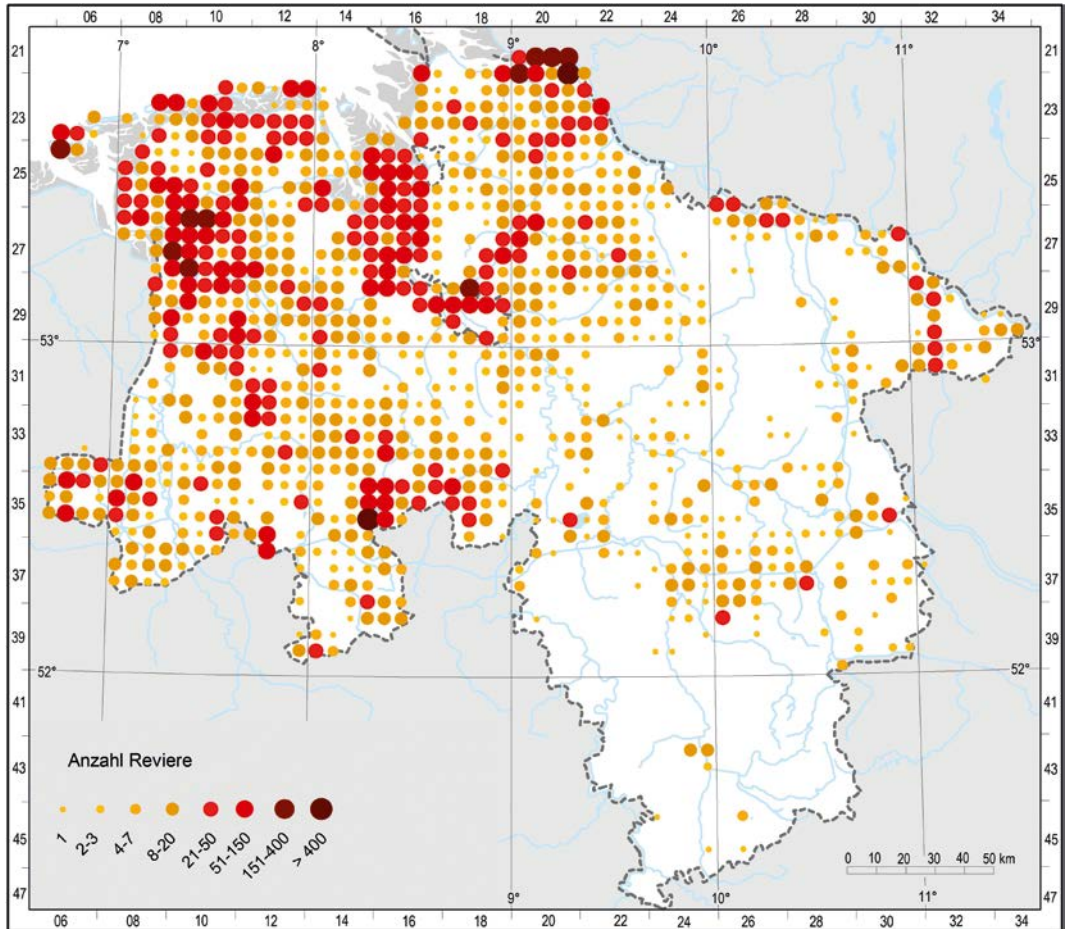
Kiebitz und Uferschnepfe haben ihre traditionellen Verbreitungsschwerpunkte vor allem in den nord-westlichen Landesteilen sowohl in den küstennahen Bereichen als auch im Binnenland. Entsprechend seines um mehr als den Faktor zehn größeren Bestandes und weniger spezifischen Habitatansprüche zeigt der Kiebitz aktuell nicht nur lokal viel höhere Siedlungsdichten, sondern ist auch noch deutlich weiter verbreitet als die Uferschnepfe (Abb. 5, 6). Beide Arten fehlen in der Naturräumlichen Region 9 „Harz“.

**Kiebitz**

Die Naturräumliche Region „Watten und Marschen“ beherbergt über die Hälfte des niedersächsischen Kiebitz-Brutbestandes (Tab. 3). Dabei ist die Art auf den meisten Ostfriesischen Inseln als Brutvogel vertreten. Die größten Bestände sind auf Borkum (349

Tab. 3: Anzahl der in den Naturräumlichen Regionen Niedersachsens und Bremens erfassten Revire von Kiebitz und Uferschnepfe. 1: Watten und Marschen, 2: Ostfriesisch-Oldenburgische Geest, 3: Stader Geest, 4: Ems-Hunte Geest und Dümmer-Geestniederung, 5: Lüneburger Heide und Wendland, 6: Weser-Aller-Flachland, 7: Börden, 8: Hügel- und Bergland. – *Number of territories of Northern Lapwings and Black-tailed Godwits within Lower Saxony’s natural units 1-8.*

Art – species	Naturräumliche Region – natural unit								Gesamt – total
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Kiebitz – Northern Lapwing	9.708 (53,1%)	2.231 (12,2%)	1.294 (7,1%)	3.616 (19,8%)	558 (3,1%)	472 (2,6%)	256 (1,4%)	154 (0,8%)	18.289 (100%)
Uferschnepfe – Black-tailed Godwit	1.373 (76,7%)	126 (7,0%)	1 (0,1%)	288 (16,1%)	-	1 (0,1%)	-	-	1.789 (100%)



Kartengrundlage: NLWKN-Naturschutz-

Abb. 5: Kiebitz-Vorkommen in Niedersachsen und Bremen 2020 mit Ergänzungen aus den Vorjahren sowie 2021 nach TK 25-Quadranten. – *Breeding distribution of Northern Lapwings 2020 with additional data from previous years as well as from 2021.*

Rev.), Norderney (164 Rev.), Wangerooge (146 Rev.) und Langeoog (124 Rev.) festgestellt worden, kleinere auf Juist, Baltrum und Spiekeroog.

Im Festlandbereich der Watten und Marschen einschließlich der Flussmarschen im Land Bremen ist der Kiebitz noch weit verbreitet und weist zahlreiche größere Vorkommen auf. Besonders große Bestände sind in den Marschen entlang der Unterems zu verzeichnen, hier besonders in den EU-Vogelschutzgebiete V04 „Krummhörn“, V06 „Rheiderland“, V07 „Fehntjer Tief“, V09 „Ostfriesische Meere“ und V10 „Emsmarsch von Leer bis Emden“ (Tab. 4), aber auch in der größtenteils außerhalb von Schutzgebieten liegenden Leda-Jümme-Niederung (325 Rev. im Kernbereich).

Die besiedelten Marschgebiete setzen sich ohne solche Konzentrationen, aber auch ohne größere Verbreitungslücken, nach Osten über das Norderland und das Wangerland zum Jadebusen hin fort.

Im Bereich der Wesermarschen existieren weitere größere Vorkommen in den EU-Vogelschutzgebieten V11 „Hunteniederung“, V64 „Marschen am Jadebusen“ und V65 „Butjadingen“ (Tab. 4), aber auch außerhalb der Schutzgebiete in weiten Teilen des noch immer von Dauergrünland geprägten Landkreises Wesermarsch mit einigen lokalen Bestandsverdichtungen. Hinzu kommen die bremischen Schutzgebiete (Tab. 4). Flussabwärts sind ostseits der Weser vor allem die Osterstader Marsch (Landkreise Osterholz und Cuxhaven) und Teile des Landes Wursten dichter besiedelt,

Tab. 4: EU-Vogelschutzgebiete (VSG) mit bedeutsamen Brutbeständen (> 100 Rev.) des Kiebitzes. \* = Kiebitz ist wertbestimmende Art für das Gebiet (Niedersachsen). – SPAs with significant numbers (>100) of Northern Lapwing territories.

VSG-Nr. – SPA-No.	Name – name	Fläche [ha] – area [ha]	Anzahl Reviere – number of territories	Erfassungsjahr(e) – recording year
V18	Untereibe*	16.715	1.732	2019
V01	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer*	344.778	1.123	2017-20
V39	Dümmer*	4.630	698	2020
V06	Rheiderland*	8.685	664	2018
V09	Ostfriesische Meere*	5.922	348	2016-19
HB29	Blockland	3.180	277	2020
V64	Marschen am Jadebusen*	7.712	235	2019
V07	Fehntjer Tief*	2.313	222	2016
V65	Butjadingen*	5.444	222	2019-20
V04	Krummhörn*	5.776	215	2018
V27	Unterweser*	3.839	210	2020
V37	Niedersächsische Mittelbe*	34.010	204	2016-20
V66	Niederungen der Süd- und Mittelradde und der Marka*	4.377	193	2018
V14	Esterweger Dose*	6.441	186	2019
V40	Diepholzer Moorniederung	12.648	185	2016-20 2020
V63	Ostfriesische Seemarsch zwischen Norden und Esens	8.043	150	2010-12
V35	Hammeniederung*	6.296	142	2020
V11	Hunteniederung*	1.080	126	2020
V16	Emstal von Lathen bis Papenburg*	4.574	120	2019
V10	Emsmarsch von Leer bis Emden*	4.019	119	2018
HB33	Niedervieland	1.294	109	2020

vor allem aber die Bereiche des Arenscher, Berenscher und Oxstedter Außendeiches im EU-Vogelschutzgebiet V01 „Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer“ (143 Rev.).

Entlang der Untereibe sticht das gleichnamige EU-Vogelschutzgebiet V18 mit 1.732 Rev. heraus (Tab. 4), außerhalb dieses Schutzgebietes gibt es größere Bearbeitungslücken. In den noch zu den Marschen gerechneten Bereichen oberhalb Hamburgs (Winsener Elbmarsch, Landkreis Harburg) einschließlich des EU-Vogelschutzgebietes V20 „Untere Seeve- und Untere Luhe-Ilmenau-Niederung“ existieren noch etwa 150 Rev.

Innerhalb der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest dünnen in Westniedersachsen die Vorkommen gegenüber den Marschen merklich aus. Größere Bestände sind hier u.a. an der mittleren Ems (EU-Vogelschutzgebiet V16) sowie in der Hunte-Leda-Moorniederung zu finden, vor allem im V14 „Esterweger Dose“ (Tab. 4). Im südlichen Landkreis Friesland bestehen größere Erfassungslücken.

Die Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung ist, abgesehen von einzelnen waldreichen Gebieten wie den Ankum-Bippener-Höhen, noch weitflächig besiedelt und beherbergt nahezu ein Fünftel des landesweiten Bestandes (Tab. 3, Abb. 5). Erkennbare Lücken gehen dort überwiegend auf Erfassungsdefizite zurück.

Größere Bestände konzentrieren sich allerdings deutlich auf Schutzgebiete, insbesondere die EU-Vogelschutzgebiet V39 „Dümmer“ und V40 „Diepholzer Moorniederung“ sowie auf die Raddeniederungen im Hümmling (V66; Tab. 4), außerdem auffallend stark auf die Niedergrafschaft Bentheim. Im nördlichen Landkreis Osnabrück resultiert eine deutliche Konzentration im Grenzgebiet zum Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen, aus einem langjährigen Geeschutzprojekt in der Samtgemeinde Neuenkirchen (147 Rev.). Relativ dicht besiedelt ist auch die Westfälische Tieflandbucht, die im äußersten Süden des Landkreises Osnabrück ins Münsterland, Nordrhein-Westfalen, vermittelt (51 Rev.).

Die Stader Geest ist fast flächendeckend besiedelt, die isoliert erscheinenden Vorkommen im Westen des Naturraums sind in erster Linie auf Erfassungslücken zurückzuführen (vgl. Abb. 4, 5). Vorkommensschwerpunkte sind die Hammeniederung (V35, Tab. 4) sowie weitere Flussniederungen und Mooregebiete wie das NSG „Huvenhoopsmoor“ (44 Rev.).

In der Lüneburger Heide dünne die Vorkommen gegenüber der Stader Geest unmittelbar stark aus, ohne dass dies maßgeblich durch Bearbeitungslücken zu erklären wäre. Ein Schwerpunkt der Verbreitung stellt die niedersächsische Mittelelbe mit mindestens 204 Rev. im gleichnamigen EU-Vogelschutzgebiet V37 dar sowie die im Naturraum Wendland liegende Jeezel-Niederung.

Auch im Weser-Aller-Flachland ist die Verbreitung stark lückenhaft, wobei auch größere Bearbeitungslücken vorhanden sind, sich aber in großflächig systematisch kontrollierten Bereichen ebenfalls keine Konzentrationsräume abzeichnen. Ausnahmen stellen lediglich einzelne Schutzgebiete dar (Tab. 4), so das EU-Vogelschutzgebiet V42 „Steinhuder Meer“ mit 52 Rev. (2020), davon 47 Rev. im NSG „Meerbruchswiesen“ im Westen sowie weiteren Revieren auch außerhalb des EU-Vogelschutzgebietes im Toten Moor. Im Osten des Naturraums weisen zudem die EU-Vogelschutzgebiete V46 „Drömling“ (23 Rev., 2015) und V47 „Barnbruch“ (26 Rev., 2017) im regionalen Maßstab erwähnenswerte Bestände auf.

Innerhalb des südniedersächsischen Berg- und Hügellandes sind es vor allem die Börden mit ihrer

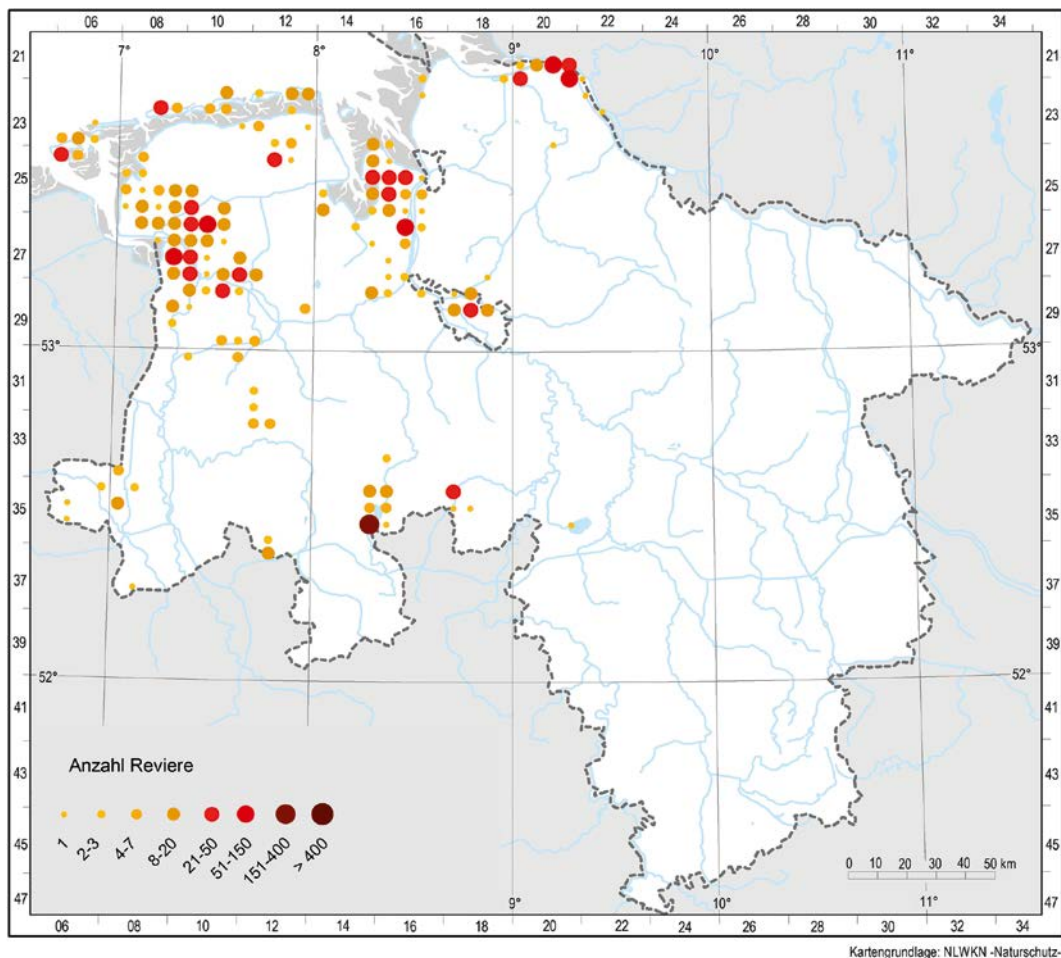


Abb. 6: Uferschnepfen-Vorkommen in Niedersachsen 2020 mit Ergänzungen aus den Vorjahren sowie 2021 nach TK 25-Quadranten. – *Breeding distribution of Black-tailed Godwits 2020 with additional data from previous years as well as from 2021.*

weitflächigen offenen Ackerlandschaft, in denen der Kiebitz noch relativ weit verbreitet ist, allerdings mit relativ geringer Bestandsgröße und ohne ausgeprägte lokale Konzentrationen.

Innerhalb des Weser- und Weser-Leineberglands ist vor allem das Osnabrücker Hügelland noch dichter mit 111 Rev. besiedelt, die sich vor allem auf die Hase-/Elsenerung konzentrieren (51 Rev.). Das übrige Südniedersachsen weist nur noch versprengt Einzelvorkommen auf. Etwaige unbemerkt gebliebene Vorkommen dürften insofern nur wenige Paare betreffen. Einzige Ausnahme ist das EU-Vogelschutzgebiet V08 „Leinetal bei Salzderhelden“ mit großflächigen Feuchtgrünlandereien, das 31 Rev. beherbergt. Zu den wenigen übrigen verbliebenen alljährlichen Brutplätzen gehört der Seeanger, Landkreis Göttingen (NSG „Seeanger, Retlake, Suhletal“, EU-Vogelschutzgebiet V19 „Unteres Eichsfeld“) mit 3 Rev.

### Uferschnepfe

Die Vorkommen der Uferschnepfe sind stark auf die Naturräumliche Region „Watten und Marschen“ konzentriert. Hinzu kommen einige Restvorkommen in den Niederungen und Mooren der Geest. Diese liegen fast ausschließlich westlich der Weser und vielfach im Übergangsbereich zur Marsch (Abb. 6, Tab. 5).

Auf den meisten Ostfriesischen Inseln ist die Uferschnepfe noch als Brutvogel vertreten (Borkum: 58 Rev., Memmert: 2 Rev., Juist: 1 Rev., Norderney: 38 Rev., Langeoog: 24 Rev., Spiekeroog: 3 Rev. sowie Wangerooge: 24 Rev. (alle größtenteils im EU-Vogelschutzgebiet V01 „Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer“ gelegen).

Im Festlandbereich der Marschen befinden sich die größten Vorkommen entlang der Unterems, wobei ebenfalls die EU-Vogelschutzgebiete V04, V06, V07, V09 und V10 am bedeutsamsten sind (Tab. 5). Dabei entfallen 22 Rev. im V07 auf die angrenzende Ostfriesisch-Oldenburgische Geest. Hinzu kommen 102 Rev. in der Leda-Jümme-Niederung (73 Rev. in den Kernbereichen; einige Reviere liegen in der umgebenden Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest). Vorkommen außerhalb der EU-Vogelschutzgebiete betreffen meist kleine Vorkommen in den Randbereichen; größere Restvorkommen existieren jedoch noch im Bereich Riepster Hammrich.

Die Vorkommen im Norder- und Wangerland befinden sich größtenteils außerhalb von Schutzgebieten, u. a. in den Niederungsbereichen um die Hundshamsleide nordöstlich von Wittmund.

In der Wesermarsch einschließlich des Jadebusens und der Unteren Hunteniederung konzentrieren

Tab. 5: EU-Vogelschutzgebiete (VSG) mit bedeutsamen Brutbeständen (> 10 Rev.) der Uferschnepfe. \* = Uferschnepfe ist wertbestimmende Art für das Gebiet (Niedersachsen). – SPAs with significant numbers (> 10) of Black-tailed Godwit territories.

VSG-Nr. – SPA No.	Name – name	Fläche [ha] – size [ha]	Anzahl Reviere – number of territories	Erfassungsjahr(e) – recording year
V18	Untereibe*	16.715	220	2019
V39	Dümmer*	4.630	201	2020
V06	Rheiderland*	8.685	196	2018
V01	Niedersächsisches Wattenmeer und angrenzendes Küstenmeer*	344.778	167	2017-20
V07	Fehntjer Tief*	2.313	103	2019
V09	Ostfriesische Meere*	5.922	77	2016-19
V27	Unterweser*	3.839	65	2020
V65	Butjadingen*	5.444	56	2019-20
HB29	Blockland	3.180	56	2020
V64	Marschen am Jadebusen	7.712	48	2019
V40	Diepholzer Moorniederung	12.648	34	2020
V04	Krummhörn*	5.776	36	2018
V10	Emsmarsch von Leer bis Emden*	4.019	23	2018
V11	Hunteniederung*	1.080	18	2020
V14	Esterweger Dose*	6.441	18	2019
V66	Niederungen der Süd- und Mittelradde und der Marka*	4.377	15	2020
V16	Emstal von Lathen bis Papenburg*	4.574	13	2019

sich die aktuellen Brutvorkommen auf die EU-Vogelschutzgebiete V11 „Hunteniederung“, V27 „Unterweser“, V64 „Marschen am Jadebusen“ und V65 „Butjadingen“ (Tab. 5). Daneben existiert noch eine Reihe kleiner Vorkommen außerhalb von Natur- und EU-Vogelschutzgebieten.

Weseraufwärts setzen sich die Vorkommen im Land Bremen fort, vor allem nordostwärts des Flusslaufes. Wenige, kleine Brutvorkommen existieren zudem in den ostseitigen Wesermarschen (Land Würden, Norde Osterstade) und im Deichvorland (Berenscher und Oxstedter Außendeich im EU-Vogelschutzgebiet V01 „Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer“).

An der Unterelbe liegen alle bekannten Brutplätze im gleichnamigen EU-VSG V18 (Tab. 5).

In der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest finden sich die aktuellen Brutvorkommen überwiegend im Übergang zu den Marschen vor allem im Bereich der Leda-Jümme-Niederung und dem NSG „Flumm-Niederung“ im V07 „Fehntjer Tief“ (s.o.). Hinzu kommen die mittlere Emsniederung im Abschnitt von Dörpen und Papenburg (EU-Vogelschutzgebiet V18) und das NSG „Melmmoor/Kuhdammoor“ (als Teil des EU-Vogelschutzgebietes V14 „Esterweger Dose“, Tab. 5) mit zwei weiteren Revieren unmittelbar angrenzend (2019), außerdem ein Einzelvorkommen in der Aueniederung bei Edeweht, das vermutlich auch regelmäßige Brutzeitbeobachtungen in den nahegelegenen NSG „Vehneemoor“ und „Vehneemoor-West“ erklärt. Ferner sind im äußersten Südwesten des Naturraums das NSG „Neuringer Wiesen“ und das NSG „Georgsdorfer Moor“ als Teile des EU-Vogelschutzgebietes V13 „Dalum-Wietmarscher Moor und Georgsdorfer Moor“ besiedelt.

Im westlichsten Teil des Naturraums Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung ist die Niedergrafschaft Bentheim noch von der Art besiedelt. Neben wenigen versprengten Einzelvorkommen existieren noch 10 Rev. im Bereich Alte Piccardie/Osterwald. Weiter nordöstlich sind die Raddeniederungen (EU-Vogelschutzgebiet V66, Tab. 5) ein wichtiges Brutgebiet. Im Landkreis Osnabrück sind es 19 Rev. im Bereich Schneckenbruch und Baakensmoor/Samtgemeinde Neuenkirchen, die u. a. mit Gelegeschutzmaßnahmen betreut werden.

Im Osten des Naturraums liegt das mit aktuell 201 Rev. mit Abstand größte Brutvorkommen in der Dümmer-niederung (V39, Tab. 5). Hinzu kommen 3 Rev. im wei-

ter nördlich gelegenen NSG „Boller Moor und Lange Lohe“; in der Diepholzer Moorniederung (V40, Tab. 5) konzentriert sich das Brutvorkommen mit 32 von insgesamt 34 Rev. auf das NSG „Bleckriede“; die übrigen 2 Rev. entfallen auf das NSG „Steinbrinker-Ströhener Masch“ am Großen Moor bei Uchte.

Östlich der Weser sind Vorkommen der Uferschnepfe außerhalb der Marschen von Weser und Elbe nahezu erloschen. 2020 wurde jeweils ein Revier in der Hammeniederung (EU-Vogelschutzgebiet V35) und im NSG „Meerbruchswiesen“ am Steinhuder Meer (V42) registriert; beide Gebiete waren in den Vorjahren nur unregelmäßig besiedelt.

### 3.3 Habitatwahl

#### Kiebitz

56,4% der landesweit gemeldeten, einem Habitat zuzuordnenden Kiebitz-Revier (n=17.396) befanden sich auf Grünland und 38,9% auf Äckern. Hinzu kommen wiedervernässte Hochmoore (3,4%), Torfabbauflächen (0,3%), Gewässer (-ufer) einschließlich überstauter Niedermoore (0,5%) und Sonderstandorte (0,4%; Abb. 7). Von den besiedelten Grünlandflächen entfallen nach Daten der Agrarförderung 6,7% auf Mähwiesen, 85,8% auf Mähweiden und 7,4% auf reine Weiden.

Für 3.460 Revier auf Äckern haben die Erfasser genauere Angaben zur Feldfrucht bzw. zum Bearbeitungszustand gemacht (Tab. 6): Fast die Hälfte aller Acker-Revier entfiel auf Maisstoppeln bzw. neu bestellte Maisfelder, weitere knapp 30% auf „Schwarzäcker“, d.h. kürzlich umgebrochene Flächen oder frisch eingesäte, noch nicht aufgelaufene Ackerkulturen. Hierunter dürfte sich noch einmal ein erheblicher Anteil von gerade umgepflügten Maisstoppeln wie auch neu eingesäten Maisfeldern verbergen. Somit entfallen über drei Viertel der Ackerbruten auf Mais, Maisstoppeln oder Umbruchflächen. Mit zusammen gut 10% haben lediglich Winter- und Sommergetreidefelder noch einen nennenswerten Anteil. Alle übrigen Kulturen wie z. B. Ackergras, Kartoffeln, Raps, Rüben wie auch Blühstreifen und Brachen machen jeweils nur geringe Anteile aus.

Aus den Anteilen genutzter Habitate je Naturraum wird deutlich, dass lediglich in den Marschen der Kiebitz noch überwiegend im Grünland siedelt (Abb. 7). Aufgrund der dort hohen Anteile am landesweiten Gesamtbestand ist Grünland auch insgesamt das deutlich am stärksten genutzte Habitat, obwohl in

Tab. 6: Differenzierung der Bruthabitate des Kiebitzes auf Äckern in Niedersachsen und Bremen (n=3.460). – *Differentiation of breeding habitats of Northern Lapwing in arable fields in Lower Saxony and Bremen.*

Kulturart – <i>crop type</i>	Anzahl Reviere – <i>number of territories</i>	Anteil [%] – <i>portion [%]</i>
Mais(-stoppel) – <i>maize (stubble)</i>	1.658	47,9
Schwarz-/Sturzacker – <i>recently ploughed</i>	999	28,9
Wintergetreide – <i>winter cereals</i>	302	8,7
Kartoffel(-stoppel) – <i>potatoe (stubble)</i>	88	2,5
Rübe – <i>turnip</i>	71	2,1
Ackergras – <i>grass (forage crop)</i>	63	1,8
Sommergetreide – <i>summer cereals</i>	57	1,6
Raps – <i>rapeseed</i>	48	1,4
Sonderkultur – <i>special crops</i>	48	1,4
Getreidestoppel – <i>cereal stubble</i>	46	1,3
Ackerbrache, Blühstreifen – <i>set aside, wildflower-strip</i>	44	1,3
Senf – <i>mustard</i>	23	0,7
Acker überschwemmt – <i>flooded arable land</i>	7	0,2
Bohne – <i>beans</i>	6	0,2

allen anderen Naturräumen mehr Acker- als Grünlandbruten erfasst wurden. Am höchsten ist der Anteil von Ackerbruten in den ausgesprochen grünlandarmen Börden.

Legt man die Anteile von Grün- und Ackerland aus den Daten der Agrarförderung zugrunde und ignoriert die übrigen, flächenmäßig darüber nicht quantifizierbaren Habitate, so besteht landesweit und in allen Naturräumlichen Regionen mit Ausnahme der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest, wo die Anteile der Reviere auf Grün- bzw. Ackerland fast exakt den Anteilen dieser Nutzungsarten entsprechen, eine signifikante Präferenz für Grünland gegenüber Ackerland ( $\chi^2$ -Anpassungstest; jeweils  $p < 0,05$ ).

Wiedervernässte Hochmoore spielen nur in der Ostfriesisch-Oldenburgischen Geest, der Ems-Hunte-Geest und Dümmer-Geestniederung sowie dem Weser-Aller-Flachland eine nennenswerte Rolle. Besiedelt werden vorwiegend schütter bewachsene, oftmals erst vor wenigen Monaten bis Jahren eingepolderte Flächen, die in den hauptsächlichen Erfassungsjahren witterungsbedingt vielfach partiell trockenfielen. Somit bildeten sich für den Kiebitz günstige Mosaik aus Flachwasser, offenem Torfschlamm, schütterer Vegetation und teils leicht erhöht liegenden Brutplätzen. Ältere Wiedervernässungsflächen werden dort angenommen, wo diese dank nachhaltiger Vernässung und Schutz vor Eutrophierung allenfalls zu geringen Anteilen der Sukzession mit hochwüchsigen Arten wie Pfeifengras *Molinia caerulea* und Flatter-Binse *Juncus effusus* sowie Gehölzen

unterliegen sowie Wasserflächen mit Torfschlamm-bänken verbleiben (s. a. BLÜML & SANDKÜHLER 2015). Vor allem im Emsland brüten Kiebitze auch noch in aktiven Abbauflächen im Frästorfverfahren.

Des Weiteren werden in geringem Umfang Gewässerufer und trocken gefallene Gewässerböden besiedelt. Dies betrifft großflächig überstaute, nicht mehr grünlandartig genutzte Niedermoore (z. B. Polder Bramel, Landkreis Cuxhaven), natürliche Seeufer mit Schlamm-bänken (z. B. am Dümmer), abgelassene Fisch- und Klärteiche, Spülfelder, außerdem lokal Regenrückhaltebecken mit lückiger, kurzrasiger Vegetation, die nur phasenweise geflutet werden.

Als Sonderstandorte wurden verschiedene Habitate insbesondere der Bodenabbauten (außer Torf, s. o.) zusammengefasst, vor allem Sand-, Kies-, Mergel- und Tongruben sowie Kleipütten, also Entnahmestellen für Deichbaumaterial. Zumeist weisen diese Bereiche Wasserflächen mit vegetationslosen bis -armen Flachufere auf, vereinzelt werden aber trockene Standorte besiedelt. Letzteres gilt auch für Industriebrachen, (Groß-)Baustellen und Deponien, die ausnahmsweise besiedelt werden.

Hinsichtlich der besiedelten Bodenarten überwiegen die Feinböden, d. h. Tone, Lehme und Schluffe, die vor allem die Marschen mit ihren großen Kiebitz-Beständen bilden; ähnliches gilt bei viel geringerem Kiebitzbestand für das Berg- und Hügelland in Südniedersachsen (Abb. 8). Diese schweren Böden weisen landesweit und in der Mehrzahl der

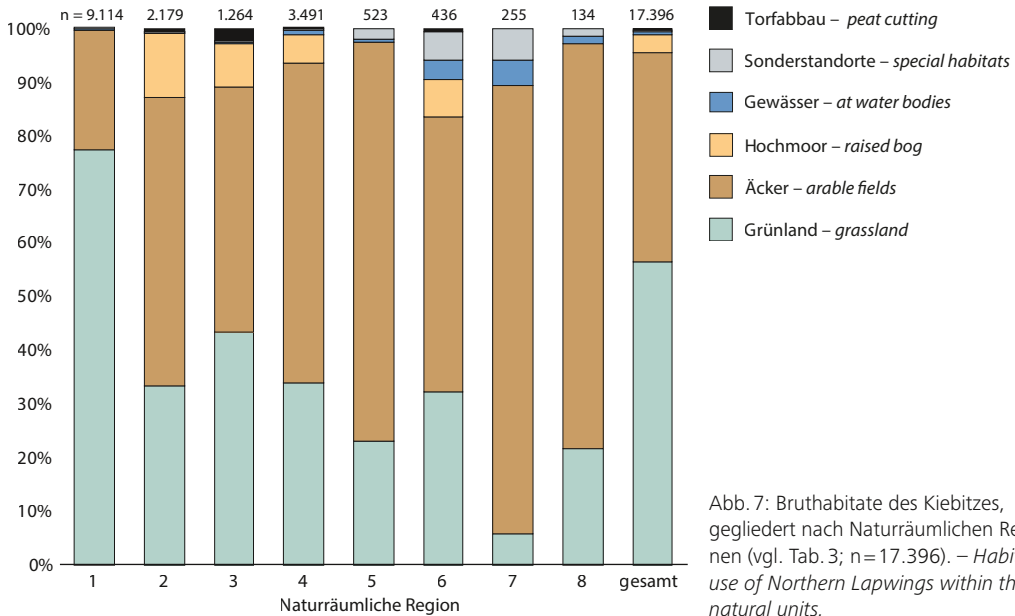


Abb. 7: Bruthabitate des Kiebitzes, gegliedert nach Naturräumlichen Regionen (vgl. Tab. 3; n = 17.396). – *Habitat use of Northern Lapwings within the natural units.*

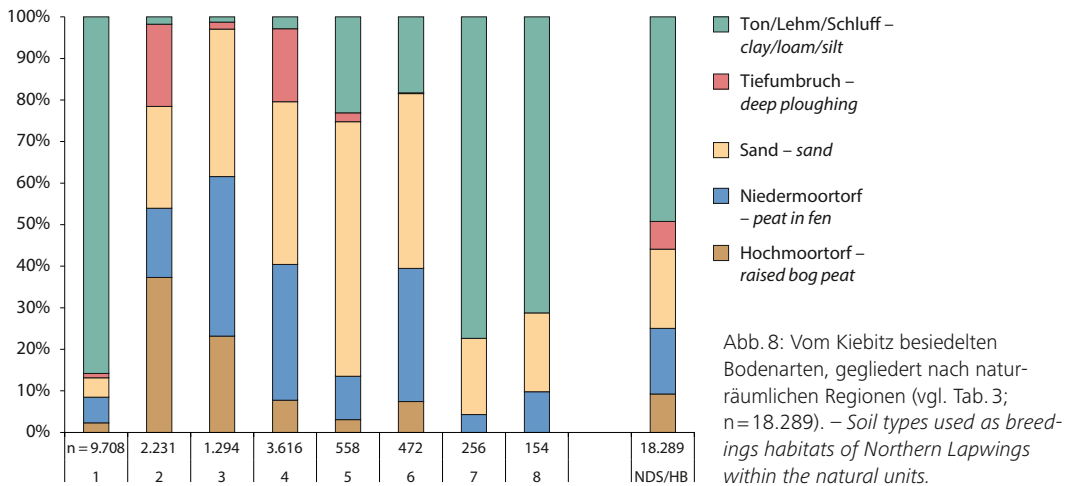


Abb. 8: Vom Kiebitz besiedelten Bodenarten, gegliedert nach naturräumlichen Regionen (vgl. Tab. 3; n = 18.289). – *Soil types used as breeding habitats of Northern Lapwings within the natural units.*

Naturräumlichen Regionen positive Präferenzindizes auf, d.h. hier siedelt ein höherer Anteil der Kiebitz-Populationen, als es der Flächenanteil dieser Böden erwarten ließe. Sandige Böden werden hingegen nur im südniedersächsischen Berg- und Hügelland präferiert, ansonsten unterdurchschnittlich häufig besiedelt. Hoch- und Niedermoorstandorte werden fast überall bevorzugt, nur in den Watten und Marschen sowie im Bergland haben Hochmoortorfe unterdurchschnittliche Anteile an den besiedelten Bodenarten. Tiefumbruchböden, also kultivierte, zumeist nunmehr sandige Moorstand-

orte bzw. Sand-Torf-Gemische werden landesweit knapp überdurchschnittlich häufig angenommen, regional ist das Bild uneinheitlich.

### Uferschnepfe

In der Habitatwahl ist die Uferschnepfe im Gegensatz zum Kiebitz fast vollständig an Grünland gebunden: Nur 47 der insgesamt 1.697 Reviere (2,8%), welche Feldblöcken der Agrarförderung zugeordnet werden konnten, fanden sich auf Äckern, die zumeist als Anbauflächen für Sommer- und Wintergetreide oder Mais genutzt wurden. Alle anderen Reviere liegen



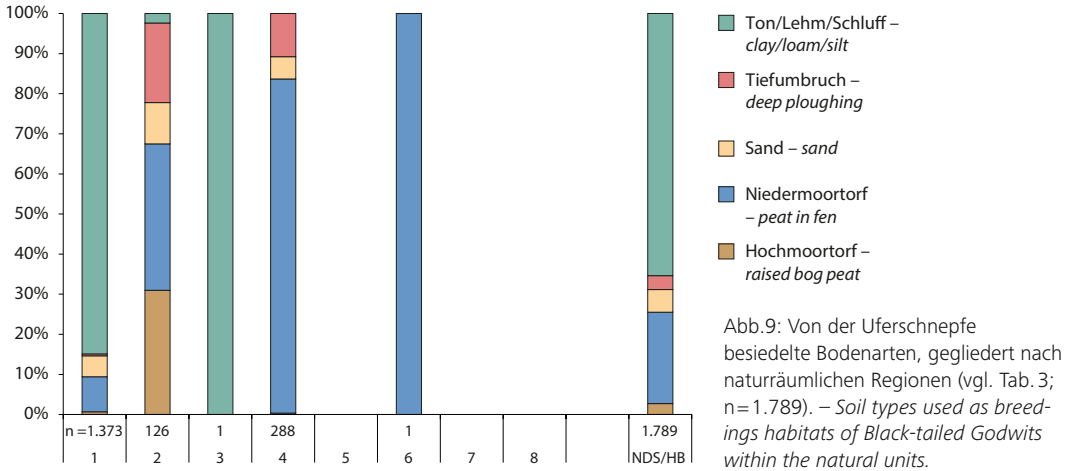


Abb.9: Von der Uferschnepfe besiedelte Bodenarten, gegliedert nach naturräumlichen Regionen (vgl. Tab. 3; n=1.789). – Soil types used as breeding habitats of Black-tailed Godwits within the natural units.

im Grünland. Die Uferschnepfe besiedelt somit nur Habitats, die einer extensiven landwirtschaftlichen Nutzung bzw. regelmäßigen Landschaftspflege mit grünlandartiger Nutzung unterliegen und nimmt z. B. wiedervernässte Hoch- und Niedermoore höchstens als zusätzliche brutzeitliche Nahrungshabitats an.

Der hohe Anteil an Vorkommen in Schutzgebieten (s. Diskussion) mit vielfach speziell auf die Bedürfnisse der Uferschnepfe und weiterer Limikolenarten ausgerichteter Bewirtschaftung macht eine Differenzierung nach Dauerweiden, Mähweiden und Mähwiesen nicht zielführend.

Entsprechend ihrer viel stärkeren Bindung an die Marschen siedeln Uferschnepfen in höherem Maße als Kiebitze auf Lehm-, Ton- und Schluffböden und zu erheblich geringeren Anteilen auf Sandböden (Abb. 9). Der Anteil der – in diesem Fall als Grünland genutzten – Hochmoorstandorte und Tiefumbruchsböden ist geringer, jener der Niedermoorstandorte höher als beim Kiebitz.

#### 4 Diskussion

##### 4.1 Aktuelle Bestandsgröße in Niedersachsen und Bremen

Die landesweite Erfassung 2020 konnte den Bestand des Kiebitzes aufgrund seiner noch immer weiten Verbreitung auch in der agrarisch intensiv genutzten Normallandschaft nicht vollständig abbilden. Hingegen dürfte die Uferschnepfe bis auf vereinzelte, kleinere Brutvorkommen weitgehend vollständig erfasst worden sein.

Auch innerhalb der für die Arten wichtigen (EU-Vogel-) Schutzgebiete ist keine alljährliche, flächen-

deckende Brutbestandserfassung leistbar. Daher musste insbesondere auf Daten aus Vorjahren zurückgegriffen werden, von denen ein kleiner Teil bereits vor 2018 erhoben wurde (vgl. Tab.1). Mit einem Anteil von über 87 % (Kiebitz) bzw. über 83 % (Uferschnepfe) der Daten aus den Jahren 2018-2020 und weiteren Daten aus dem Jahr 2021 ist jedoch der Großteil der Daten aktuell. Zwischenzeitliche Bestandsrückgänge in Gebieten mit älterem Datenstand dürften insofern nicht zu stark ins Gewicht fallen.

Unter Berücksichtigung der Erfassungslücken kann der landesweite Bestand des Kiebitzes auf 19.000-22.000 Rev. und der der Uferschnepfe auf 1.800-1.825 Rev. geschätzt werden. Hinsichtlich der Bestandsentwicklung beschränkt sich diese Arbeit auf die landesweiten Entwicklungen, da eine Auswertung wiederholter, teils alljährlicher Erfassungen auf Gebietsebene sowie mehrfacher regionaler Erfassungen den Umfang sprengen würde. Hinweise zu historischen Bestandsentwicklungen geben ONNEN & ZANG (1995) bzw. GERDES (1995) sowie MELTER (2004), speziell für Bremen außerdem SEITZ & DALLMANN (1992) und SEITZ et al. (2004).

##### 4.2 Bestandsentwicklung und Verbreitung ab 1980

###### Kiebitz

Da Kiebitze noch vergleichsweise weit verbreitet sind und flächendeckende Erfassungen aller Vorkommen meist nicht möglich waren, stellen frühere Bestandsangaben oft Schätzwerte dar oder sind in Form von (breiten) Spannen angegeben. Als realistisch sind die Angaben von ONNEN & ZANG (1995) für den Zeitraum

1961-1993 anzusehen. Jedenfalls ist auf Grundlage von gut dokumentierten Bestandstrends aus einzelnen Regionen (z. B. MELTER et al. 1998, KELM 2007) bzw. definierten Zählgebieten landesweit ein deutlicher Bestandsrückgang belegt, der spätestens ab etwa 1980 einsetzte (MELTER & WELZ 2001, MELTER 2004, HANDKE 2011). Günstiger verlief die Entwicklung lokal zumindest zeitweise auf einigen Ostfriesischen Inseln, was wahrscheinlich vor allem auf gute Habitatbedingungen und einen geringeren Prädationsdruck zurückgeführt werden kann (HÖTKER et al. 2007, SCHRÖDER et al. 2008). In den letzten Jahren hat sich der landesweit deutlich negative Trend fortgesetzt (Abb. 11), zwischen 1985 und 2020 beträgt der Rückgang insgesamt 64,2%.

Zwei weitere methodische Ansätze liefern Daten über den Bestandsrückgang in vergleichbarer Größenordnung: In 69 niedersächsischen Probeflächen, die im Jahr 2000 (MELTER 2001) und erneut 2020 (diese Arbeit) aufgenommen wurden, wurde ein Rückgang um 755 Individuen der Art auf nur noch 955 territoriale Individuen festgestellt. Die Individuendichte bezogen auf die gesamte untersuchte Fläche sank von 2,41 auf 1,38 Kiebitze/km<sup>2</sup> und entspricht einem Rückgang um 42,9% (Wilcoxon-Test,  $p < 0,001$ ,  $n = 8$ ;

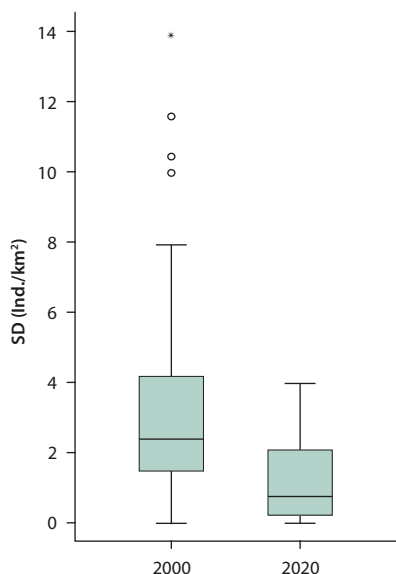


Abb. 10: Veränderung der Siedlungsdichte (SD) des Kiebitzes auf Probeflächen im Vergleich der Erfassungen 2000 und 2020 als Box-Whisker-Plot ( $n = 69$ ). Box = 25-75% der Werte, Strich in der Box = Median, Whisker = Bereich ohne Ausreißer, Kreise = milde Ausreißer, Stern = extremer Ausreißer. – *Change in the breeding density of Northern Lapwing on selected study sites between 2000 and 2020* ( $n = 69$ ).

Abb. 10). Ein ähnlich starker Rückgang wäre aus dem Monitoring häufiger Vögel in der Normallandschaft (A. MITSCHKE, pers. Mitt.) zu erwarten. Tatsächlich ging der Indexwert beim Kiebitz von 105,2 im Jahr 2000 auf 72,1 im Jahr 2020 und damit um 31,4% zurück.

Darüber hinaus ist die Bestandsentwicklung auf Ebene wiederholt erfasster Gebiete unterschiedlicher Größe in einer kaum mehr überschaubaren Zahl dokumentiert. Neben dem Monitoring in EU-Vogelschutzgebieten betrifft dies auch das vielfach außerhalb von Schutzgebieten stattfindende Wiesenvogel-Monitoring sowie weitere lokale Erfassungen. Beispielfür letztere kann die Entwicklung im Landkreis Lüchow-Dannenberg stehen, aus dem publizierte Erfassungen aus den Jahren 1972, 1988, 1992, 2000, 2002, 2003 und 2020 vorliegen (NEUSCHULZ 1996, PLINZ 1996, MELTER 2001, KELM 2007, diese Arbeit). Dort verwaisten bis 1988 bereits 64% der 1972 besetzten Minutenfelder. Langjährig untersucht ist auch das Gebiet der kreisfreien Stadt Osnabrück (KOOIKER & BUCKOW 1997). In den Jahren 2000-03 betrug der Bestand hier noch 72-87 Reviere (KOOIKER 2004), 2020 waren es nur noch acht (diese Arbeit). Zu berücksichtigen ist in Osnabrück aber auch der besonders starke quantitative Verlust an Bruthabitaten durch Flächenverbrauch (Siedlung, Gewerbe, Verkehr), der in weniger urban geprägten Räumen Niedersachsens zumeist deutlich geringer ist.

Von den 1980er Jahren an bis in die frühen 2000er Jahre gab der Kiebitz weite Teile vor allem Südniedersachsens als Brutgebiet auf. 2005-2009 betrug der Anteil der von der Art besiedelter TK 25-Quadranten an der Gesamtzahl der TK 25-Quadranten in Niedersachsen (Rasterfrequenz) 73,8% – gegenüber 83,8% um 1985 (HECKENROTH & LASKE 1997, KRÜGER et al. 2014). Durch anhaltende Bestandsrückgänge dünnen auch die nord- und westniedersächsischen Schwerpunkträume weiter aus, vielfach noch ohne dass sich dies bereits in der Aufgabe ganzer TK 25-Quadranten zeigte. Das aktuelle Ergebnis mit einer Rasterfrequenz von nur noch 58,5% offenbart insgesamt jedoch eindrücklich, dass sich der großräumige Rückzug aus der Fläche weiter fortgesetzt hat (Abb. 12). Berücksichtigt man dabei, dass die Rasterfrequenz bei mehrjährigen, summarischen Datenzusammenstellungen für Brutvogelatlantendenziell höher ausfallen, ist insgesamt von einer weitgehend kontinuierlich verlaufenden Entwicklung auszugehen. Auffallend ist, dass viele 1985 sowie 1992 bei flächendeckend durchgeführten Erfassungen in Südniedersachsens (BOLLMEIER 1992, SCHREIBER 2001)

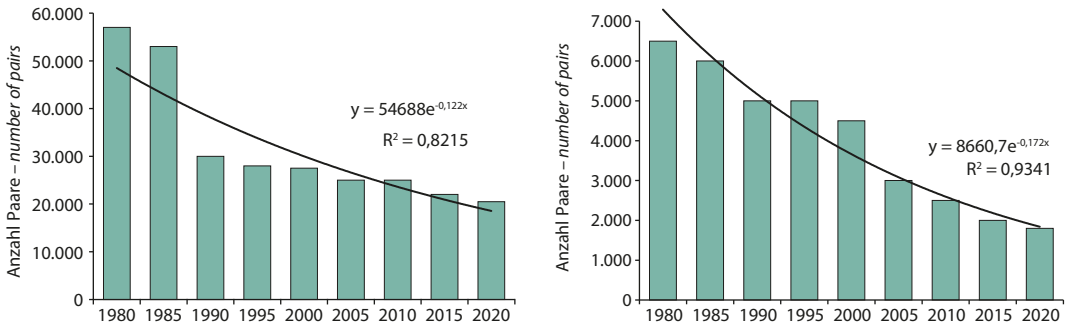


Abb.11: Bestandsentwicklung von Kiebitz (li.) und Uferschnepfe (re.) in Niedersachsen und Bremen von 1980-2020. – Population development of Northern Lapwing (left) and Black-tailed Godwit (right) in Lower Saxony and Bremen 1980-2020.

noch besiedelte TK 25-Quadranten an der Oberweser, dem Harzvorland und dem Unteren Eichsfeld bis zum Erfassungszeitraum 2005-09 aufgegeben wurden (vgl. KRÜGER et al. 2014). Seitdem kommen vor allem Arealverluste in den Tieflandsregionen Lüneburger Heide einschließlich Wendland sowie Weser-Aller-Flachland hinzu (Abb.12). Daneben sind aktuell 49 Quadranten besiedelt, die bei KRÜGER et al. (2014) keine Vorkommen aufwiesen. Diese fallen in der Bilanz aber kaum ins Gewicht und dürften am ehesten auf unstete Brutvorkommen wie auch auf Erfassungsunsicherheiten zurückzuführen sein.

### Uferschnepfe

Die Bestandsentwicklung der Uferschnepfe ist durch die geringere Bestandsgröße und stärker eingeschränkte Brutverbreitung sowie die stärkere Konzentration auf Schutzgebiete besser dokumentiert als die des Kiebitzes.

Die Rasterfrequenz nimmt seit Jahrzehnten stark ab: Waren um 1985 in Niedersachsen und Bremen noch 25,0% aller TK 25-Quadranten besiedelt (HECKENROTH & LASKE 1997), waren es 2005-2009 nur noch 15,0% (KRÜGER et al. 2014). Aktuell sind es nur noch 8,5% aller Quadranten (Abb.13). Im Vergleich der beiden Brutvogelatanten hatte sich die Uferschnepfe bereits aus weiten Teilen der Mittelbe- und der Allerniederung ebenso zurückgezogen, wie auch aus Brutgebieten im gesamten Weser-Ems-Raum, rechtsseits der Unterweser und des Bremer Beckens. In den letzten etwa 15 Jahren setzte sich diese Entwicklung weiter fort, wobei das östliche Niedersachsen mit Ausnahme der Niederelbe nahezu komplett geräumt wurde. Weitere Arealverluste betreffen aber auch das südliche und zentrale Ostfriesland, das Wangerland, die Wesermarsch, das Bremer Becken sowie die Grafenschaft Bentheim. Mit Ausnahme der räumlich schon länger eng begrenzten Population am Dümmer und

in der Diepholzer Moorniederung werden die Arealverluste nunmehr auch an den Rändern aller übrigen verbliebenen Kernverbreitungsgebiete sehr deutlich. Dennoch sind aktuell 22 Quadranten besiedelt, die nach KRÜGER et al. (2014) keine Brutvorkommen aufwiesen. Diese liegen durchweg benachbart zu solchen Quadranten, die um 2005 besiedelt waren und es überwiegend auch noch sind. Es dürfte sich somit überwiegend um kleinräumige Verlagerungen von Brutplätzen handeln.

Der langfristige Rückgang hat sich weiter fortgesetzt (Abb. 11). Nur wenige, gut gemanagte Schutzgebiete weisen weitgehend stabile bzw. sogar wieder zunehmende Bestände auf.

### 4.3 Habitatwahl

In der Habitatwahl unterscheiden sich beide Arten deutlich voneinander: Die Uferschnepfe siedelt nach wie vor ganz überwiegend im feuchten Dauergrünland. Sie kann sich offenkundig weder der immer weiter voranschreitenden Umwandlung von Grün- in Ackerland anpassen, noch neu entstandene Habitats in wiedervernässten Hoch- und Niedermooren oder Bodenabbauten erschließen, wie es der Kiebitz in begrenztem Umfang vollzogen hat.

### Kiebitz

Mit über der Hälfte aller registrierten Kiebitz-Reviere ist das (Dauer-)Grünland insgesamt weiterhin wichtigster Habitattyp in Niedersachsen und Bremen. Für diese Bilanz ausschlaggebend sind die noch vergleichsweise großen Vorkommen in den Marschgebieten an der niedersächsischen Nordseeküste einschließlich der Flussmarschen an den Unterläufen von Ems, Weser und Elbe. Innerhalb des Grünlandes präferiert der Kiebitz heterogen strukturierte Flächen, wofür eine extensive Beweidung über längere Zeit

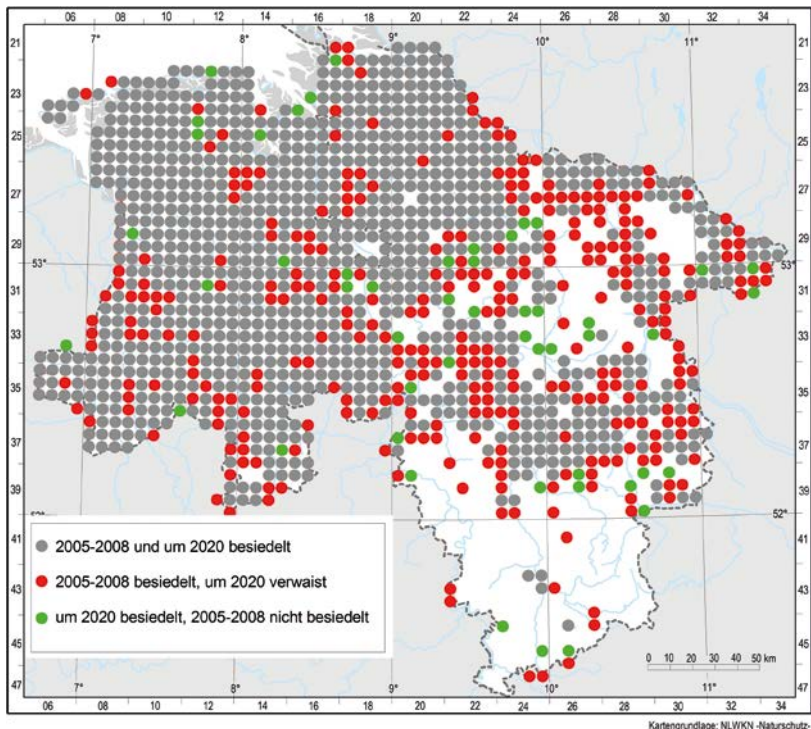


Abb. 12: Veränderungen in der räumlichen Verteilung brütender Kiebitze seit 2005-2008. – *Changes in Northern Lapwing breeding distribution since 2005-2008 (red: abandoned, blue: unchanged, green: expansion).*

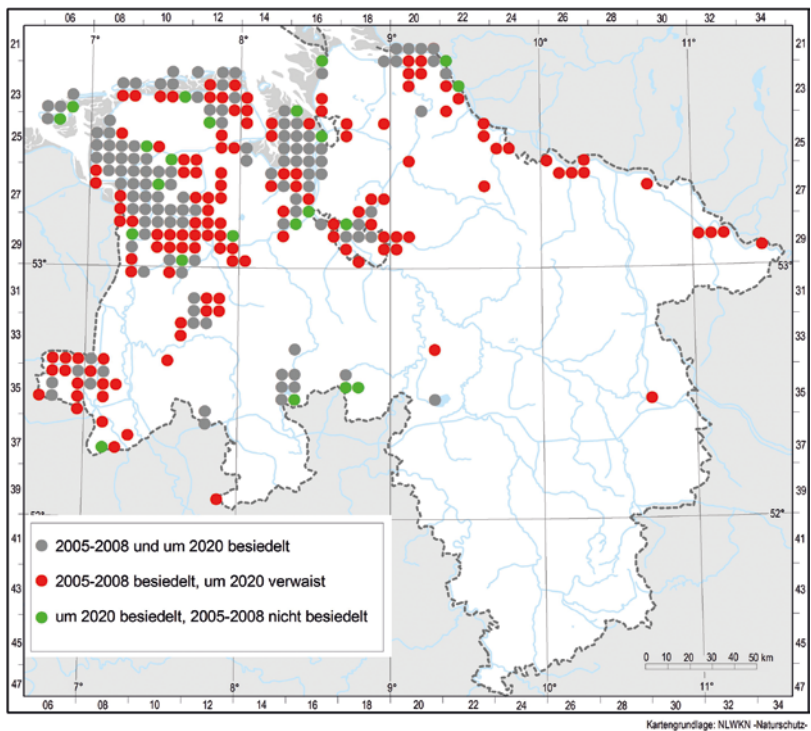


Abb. 13: Veränderungen in der räumlichen Verteilung brütender Uferschnepfen seit 2005-2008. – *Changes in Black-tailed Godwit breeding distribution since 2005-2008 (red: abandoned, grey: unchanged, green: expansion).*

räume im Jahr in der Regel günstig ist (VERHULST et al. 2011). Der hohe Anteil von als Mähweiden klassifizierten Flächen sowohl am niedersächsischen Grünland insgesamt als auch an den vom Kiebitz besiedelten Parzellen lässt allerdings an dieser Stelle keine detaillierteren Auswertungen zu; hierbei kann es sich sowohl um mahdbetonte Grünländer mit nachfolgenden Beweidungsphasen, als auch um Weiden mit späterem (Pflege-)Schnitt handeln. Zudem vermischen sich hier langjährig gewachsene, „narbenechte“ Dauergrünländer, die vor allem durch Beweidung vielfältige Kleinstrukturen aufweisen, mit häufiger neu eingesäten und dabei planierten Flächen. Neben der Bewirtschaftungsart der Parzelle, der der Brutplatz bzw. Reviermittelpunkt zugeordnet wurde, kann zudem das Umfeld eine wichtige Rolle spielen. Besonders dem Kiebitz kommt ein relativ kleinräumiges Mosaik aus verschiedenen Nutzungstypen zugute (OOSTERVELD et al. 2011).

In allen Naturräumlichen Regionen des Binnenlandes brüten Kiebitze zwar auch noch in erheblichem Umfang im Grünland, sie sind dort mittlerweile aber vorwiegend zu einer Feldvogelart geworden. Das Überwiegen von Ackerbruten ist für das nord- und westdeutsche Binnenland seit langem bekannt (z. B. BOLLMEIER 1992, NEHLS 1996, KOOIKER & BUCKOW 1997, SCHREIBER 2001, KELM 2007). In Niedersachsen sind Ackerbruten in größerem Umfang bereits seit dem 18. Jahrhundert vielfach beschrieben (ONNEN & ZANG 1995).

Auffallend hoch ist der Anteil von Mais(stoppel)feldern und (frisch) umgebrochenen „Schwarzäckern“ unter den besiedelten Lebensraumtypen. Obwohl seit langem als Bruthabitat bekannt (u. a. KOOIKER 1987), wird Maisfeldern vielfach eine geringe bis mittlere Habitatqualität u. a. für den Kiebitz zugesprochen (z. B. GEVERS et al. 2001, HÖTKER et al. 2005, 2009, EVERAARS et al. 2014). Ein erhöhter Anteil von Mais als Anbaufrucht ist als ein wesentlicher Faktor für den Rückgang von Feldvögeln, darunter auch dem Kiebitz, identifiziert worden (z. B. BUSCH et al. 2020). Dabei kommen Maisstoppelfelder, Umbruchflächen und kürzlich eingesäte Maisfelder mit fehlender oder lückiger und zugleich niedriger Vegetation natürlichen Habitaten in offenen Hoch- und Niedermooren, an Gewässerufern wie auch den traditionellen Sekundärhabitaten im Feuchtgrünland oftmals am Nächsten (z. B. VOOUS 1965, KOOIKER & BUCKOW 1997, SCHRÖDER & SCHIKORE 2004). In Niedersachsen weit verbreitete Ackerkulturen wie Wintergetreide

und Raps, die sich im Frühjahr zumeist dicht bewachsen und sattgrün darstellen, werden hingegen in viel geringerem Umfang besiedelt. Ansiedlungen werden dort oft durch Fehlstellen, vor allem in zeitweilig überstauten Bereichen, begünstigt. Zuckerrübenfelder sind zwar ein wesentliches Bruthabitat in den Bördelandschaften Niedersachsens und bieten dem Kiebitz über die gesamte Brutzeit hinweg günstige Habitatstrukturen (BUSCHMANN et al. 2017), es kommen dort aber nur geringe Anteile des landesweiten Bestandes vor. In ebenfalls nur geringerem Umfang werden auch die in vielen Geestgebieten sowie auf kultivierten Moorflächen existierenden Kartoffelfelder angenommen, obwohl sie ebenfalls günstige Habitatstrukturen aufweisen können (z. B. LUTHER 2020, RIBBROCK et al. 2020).

Alle übrigen Habitattypen erlangen sowohl landesweit, als auch in einzelnen Naturräumlichen Regionen nur eine untergeordnete Bedeutung. Wiedervernässte Hochmoore können zwar bei günstigen Habitatbedingungen wichtige Ersatzlebensräume für den Kiebitz und andere Wiesenlimikolen mit Ausnahme der Uferschnepfe darstellen und teils auch hohe Siedlungsdichten ermöglichen (z. B. RICHTER et al. 2009, BLÜML & SANDKÜHLER 2015, MAARES 2019), haben im Verhältnis zur besiedelbaren Agrarlandschaft aber nur einen geringen Flächenanteil. Außerdem werden wesentliche Flächenanteile bei nicht optimaler Vernässung und Schutz vor Nährstoffeinträgen und damit verbundener Sukzession mit hochwüchsigen Arten (u. a. Pfeifengras sowie Gehölze) binnen weniger Jahre als Kiebitz-Lebensraum wieder entwertet (LEHN 2012). Der ermittelte Anteil von 9,3% aller Kiebitz-Reviere auf Hochmoortorfen gegenüber nur 3,5% in Hochmoor-Wiedervernässungen und weiteren 0,3% in Torfabbauf Flächen verdeutlicht, dass der Kiebitz auch auf Hochmoorstandorten in erster Linie die landwirtschaftlich genutzten Grünlandflächen besiedelt. Wiedervernässungsflächen können allerdings wichtige Nahrungs- und Kükenführungshabitate für auf angrenzenden Nutzflächen brütende Kiebitze darstellen.

Insgesamt zeigt sich bei den Böden eine Präferenz für die Hoch- und Niedermoorstandorte, was sich vorrangig aus dem Angebot an relativ feuchten und gehölzarmen, vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Bruthabitaten ergibt. Ansonsten spiegelt die Verteilung auf die Bodenarten vorwiegend das Vorherrschen der Sandböden in den Geestgebieten sowie der tonigen, schluffigen und lehmigen Böden

in den Marschen sowie den Börden wider. Insbesondere in den Börden, aber auch auf vielen sandigen Geeststandorten, zeigt sich außerdem, dass Grundwassernähe oder gar offene Wasserflächen keinesfalls obligat für eine Besiedlung sind. Sofern niedrige und lückige Vegetationsstrukturen vorhanden sind, werden auch relativ trockene Acker-, Grünland- und Sonderstandorte besiedelt, wie etwa Zuckerrübenfelder in den Börden. In seinem Nahrungserwerb ist der Kiebitz im Gegensatz zu anderen Wiesenlimikolen nicht auf weiche, stocheifähige Oberböden angewiesen (u. a. BÖLSCHER 1992, BEINTEMA et al. 1995, KOOIKER & BUCKOW 1997).

Trotz heute überwiegender Anteile der Äcker unter den binnenländisch genutzten Habitaten ist der Kiebitz in Niedersachsen und insbesondere auch Bremen weiterhin in erster Linie ein Wiesenvogel mit einem deutlichen Verbreitungsschwerpunkt im feuchten bis nassen Dauergrünland der Marschgebiete.

### Uferschnepfe

Auch und insbesondere die Uferschnepfe ist hinsichtlich ihrer Bruthabitate in Niedersachsen und Bremen ein klassischer Wiesenvogel. Brut-, Nahrungs- und Kükenführungshabitate bleiben weitgehend auf das feuchte, stocheifähige Dauergrünland einschließlich Überstauungsflächen und Kleingewässern beschränkt. Eine genauere Typisierung des Grünlandes ist an dieser Stelle nicht möglich. Generell bevorzugt die Uferschnepfe feuchte, strukturell vielfältige Grünländer, die botanisch aber häufig eher artenarm sind (s. a. LAURSEN & HALD 2012). Da die Uferschnepfe nicht in dem hohen Maße wie der Kiebitz kurzrasige, lückige Vegetationsbestände präferiert, brütet sie bei einem ausreichenden Angebot an geeigneten Nahrungs- und Kükenführungshabitaten neben typischem Extensivgrünland teils auch in artenarmem, wüchsigem Grünland. Einzelne Ackerbruten betreffen meist unmittelbar an Grünland grenzende Parzellen mit aufwachsender Gerste, welche phasenweise grünlandähnliche Strukturen als Nisthabitat bieten kann, vereinzelt auch Maisfelder. Insgesamt kann sich die Art nicht in von Ackerland beherrschten Niederungslandschaften halten und hat heute entsprechend dominierte Räume längst aufgegeben. Auch andere Ersatzlebensräume wie wiedervernässte Hochmoore, die zumindest in ihren Randbereichen einst auch Primärhabitats der Uferschnepfe darstellten (z. B. KUNZ 1959, FLADE 1994, GERDES 1995, SCHRÖDER & SCHIKORE 2004), werden im Gegensatz zum Kiebitz nicht ersatzweise besiedelt. Lediglich kann örtlich beobachtet werden, dass Uferschnep-

fen gepolderte Hochmoor-Regenerationsflächen als Nahrungshabitats nutzen und gelegentlich auch mit ihren Küken aus benachbarten Feuchtgrünlandereien dort einwandern (RICHTER et al. 2009). Die Habitatwahl der Uferschnepfe wird maßgeblich durch die Nahrungsverfügbarkeit bestimmt. Während Kiebitze in hohem Maße Regenwürmer und Bodenarthropoden fressen, ist die Uferschnepfe vor allem in der Kükenaufzuchtphase stark auf Hautflügler angewiesen, die nur auf blütenreichem Grünland in hoher Abundanz vorkommen (z. B. BELTING & BELTING 1992, BEINTEMA et al. 1995).

## 4.4 Gefährdung und Schutz

### 4.4.1 Beeinträchtigungen und Gefährdungen Lebensraumveränderungen

Als maßgebliche Rückgangsursache für Kiebitz und Uferschnepfe wie auch für die anderen Wiesenlimikolen ist unstrittig die tiefgreifende Veränderung ihrer Lebensräume anzusehen. Beide Arten fanden in den feuchten, vielfach periodisch überschwemmten Dauergrünlandereien insbesondere der Küsten- und Flussmarschen, aber auch der Fluss-, Bach- und zu Grünland kultivierten Moorniederungen in den Geestgebieten großflächig geeignete Lebensräume. Die Kultivierung der Hochmoore förderte teils bis in die Nachkriegszeit hinein noch die Bestände. Das im Zuge dessen entstandene Moor-Grünland glich den Verlust von natürlichen Bruthabitaten in den Moor(rand)bereichen zunächst mehr als aus.

Diese Situation verkehrte sich allerdings schon ab den 1950er Jahren durch Melioration und Nutzungsintensivierung dieser Flächen. Parallel dazu fanden in Niedersachsen und Bremen großräumige Eindeichungen, Begradigungen von Fluss- und Bachläufen und Schaffung hochwasserfreier Auen und Niederungen statt (SANDEN-GUJA 1965, BLASZYK 1966). Die verschiedenen Veränderungen in den Brutlebensräumen lassen sich wie folgt zusammenfassen (vgl. BEINTEMA et al. 1995, MELTER et al. 1998, KRÜGER & SÜDBECK 2004, HÖTKER & TEUNISSEN 2006, ROODBERGEN et al. 2012):

- Direkter, vollständiger Verlust sowie Fragmentierung von Bruthabitaten vor allem durch Umwandlung in Ackerland, Aufforstung oder Anpflanzung von Gehölzen (s. a. TAMIS & HEEMSKERK 2020) sowie durch Bebauung („Siedlungsfraß“), die Errichtung von Windenergieanlagen inkl. Infrastruktur, Rohstoffgewinnung, Straßen- und Wegebau, Errichtung ober- und unterirdischer Leitungstrassen etc.;

- Qualitätsverlust durch Entwässerung, insbesondere für die Uferschnepfe auch Verringerung der Stocherfähigkeit, Verlust von kurzrasigen oder nicht bewachsenen (Feucht-)Stellen, insgesamt stärkere Wüchsigkeit und Uniformierung der Vegetation durch Düngung und Eutrophierung sowie Umbruch und Neueinsaat;
- Qualitätsverlust insbesondere hinsichtlich Nahrungsangebot und -verfügbarkeit, hervorgerufen durch Düngung, Nährstoffeinträge über die Luft, Pestizideinsatz und intensivierte Nutzung einhergehend mit einer Verarmung des botanischen Artenreichtums und Blütenreichtums;
- die Qualitätsverluste gelten u. a. hinsichtlich Feuchtestellen, Wüchsigkeit und Nahrungsangebot auch für von Kiebitzen besiedelbare Ackerstandorte;
- auf Ackerstandorten außerdem durch die Umstellung auf dichtwüchsige Kulturen wie Raps, die kaum besiedelt werden, und überhaupt nicht besiedelbare, hochwüchsige Kulturen von Energiepflanzen.

Einhergehend mit einer Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung kommt es zu verstärkten Gelege- und Kükenverlusten infolge häufiger und jahreszeitlich früher stattfindender Mahd des Grünlands, Umbruchs von Stoppelfeldern und Ackergraskulturen. Bearbeitungsschritte wie Schleppen, Walzen und Striegeln sowie ein Befahren zur Aufbringung von Düngern und Pestiziden führen zu Verlusten. Hohe Viehdichten vergrößern das Risiko, dass Gelege und Küken zertrampelt werden. Auch der Reproduktionserfolg auf Äckern ist oftmals sehr niedrig (z. B. BERG et al. 2002).

### Prädation

Ein negativer Einfluss von Prädation ist für Kiebitz, Uferschnepfe und andere Wiesenlimikolen vorwiegend für die Bebrütungsphase in unzähligen Studien sowohl in Niedersachsen und Bremen, als auch in den Nachbarländern dokumentiert (z. B. SEITZ 2001, BELLEBAUM 2002, HÖNISCH et al. 2008, TEUNISSEN et al. 2008).

Der Einfluss der Prädation ist lokal und abhängig von zahlreichen weiteren, teils saisonalen Faktoren (u. a. Anwesenheit, Brut-/Aufzuchtzeiten der Prädatoren, Witterung, Wasserstand und u. a. damit verbundene Erreichbar- und Auffindbarkeit der Nester) sehr variabel. Zumeist überwiegt der Einfluss von Raubsäugern als Prädatoren gegenüber dem von durch Vögel verursachter Prädation deutlich. In zahlreichen Studien konnten Prädationsraten festgestellt werden,

die selbst in Schutzgebieten, in denen Gelege- und Kükenverluste durch landwirtschaftliche Arbeiten weitgehend vermieden werden können, einen populationserhaltenden Bruterfolg nicht ermöglichen, sondern diesen teilweise fast gänzlich verhindern (z. B. TEUNISSEN et al. 2006, 2008, ROODBERGEN et al. 2012, PLARD et al. 2019, SALEWSKI et al. 2019, LAIDLAW et al. 2021; aus Niedersachsen z. B. JUNKER et al. 2006).

### Klimatische Veränderungen im Brutgebiet

Gerade in den hauptsächlichen Erfassungsjahren 2018-2020 verfestigte sich der in weiten Teilen Niedersachsens und darüber hinaus seit einigen Jahren festzustellende Trend zu einem allgemeinen Niederschlags- und damit Grund- und Oberflächenwasserdefizit sowie insbesondere auch langen nahezu niederschlagsfreien und sonnenscheinreichen Zeiträumen im Frühjahr. Dadurch können Wasserstände auch in wiedervernässten Schutzgebieten oft nicht über die gesamte Brutzeit hinweg auf dem erforderlichen Niveau gehalten werden. In der Folge trockneten Blänken vielfach aus, Schlammflächen und feuchte, stocherfähige Böden wurden vielerorts Mangelware. Der hohe Anteil schwerer (Marsch-) Böden an den landesweiten Revieren beider Arten verstärkt die Problematik austrocknender und folglich harter Oberböden in trockenen Frühjahren. Kleine Überstauungen auf Grünland und Äckern in der Normallandschaft, die für den Kiebitz attraktive Fehlstellen bedingen, entstanden seltener oder trockneten schnell ab. Sollte sich dieser Trend im Zuge des Klimawandels fortsetzen, werden grundsätzlich geeignete Lebensräume für beide Arten weiterhin schleichend entwertet. SANTANGELI et al. (2018) belegten für Finnland, dass u. a. beim Kiebitz der Klimawandel den Legebeginn stärker verfrüht hat als den Aussaattermin, was ein höheres Risiko der Zerstörung von Gelegen durch landwirtschaftliche Aktivitäten bedeutet. Hinzu kommen Brutverluste durch in zunehmendem Maße vorkommende Starkregenereignisse mit plötzlichen Überflutungen; in Vorländern im Bereich der Nordseeküste und Flussästuare auch durch Sturmfluten. An der Unterems sind Gelegeverluste, wie sie in großem Umfang vor allem für Graugänse *Anser anser* zudem durch künstlich herbeigeführte Überstauungen des Vorlandes im Zuge von Schiffsüberführungen wie Ende März 2022 dokumentiert sind, auch für Kiebitze zu vermuten (KRUCKENBERG 2022).

Noch schwieriger vorhersagen lassen sich längerfristige künftige Veränderungen durch Auswirkungen des Klimawandels. HUNTLEY et al. (2007) prognosti-

zierten für Kiebitz und Uferschnepfe erhebliche Verluste des Brutareals in Nordwestdeutschland und den Niederlanden. Die Änderungen in der Landnutzung dürften VAN DIJK et al. (2015) zu Folge jedoch die direkten Einflüsse des Klimawandels auf die Eignung der Bruthabitate überlagern bzw. stärker negativ beeinflussen. Struktur und Nutzung des feuchten Dauergrünlandes dürften jedenfalls deutliche, für Wiesenlimikolen ungünstige Veränderungen erfahren. Auch eine nachhaltige Wiedervernässung von Hoch- und Niedermooren und ein Freihalten von dichter Vegetation und Gehölzaufwuchs wird durch das prognostizierte Niederschlagsdefizit insbesondere während der Vegetationsperiode massiv erschwert und dürfte kaum durch Pflege- und Entwicklungsmaßnahmen zu kompensieren sein. Geeignete Kiebitz-Lebensräume werden daher auf ehemaligen Torfabbauf Flächen vermutlich nur vorübergehend und in deutlich geringerem Flächenumfang entstehen, als es unter günstigeren Bedingungen für eine Wiedervernässung grundsätzlich zu erwarten wäre.

### Zugwege und Winterquartier

Neben den entscheidenden Rückgangsursachen in den Brutgebieten sind auch Faktoren, die in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten wirken, in Betracht zu ziehen.

Für den Kiebitz als Kurzstreckenzieher bestehen neben den allgemeinen Gefährdungen durch Habitatveränderungen und Verlusten auf den Zugwegen und in den Winterquartieren zusätzliche Gefährdungen durch die Jagd sowie Fang mit Schlagnetzen in Frankreich.

Die Uferschnepfe ist als Langstreckenzieher neben u. a. einer – zeitweilig durch ein Moratorium ausgesetzten – Jagd auf dem Durchzug in Frankreich auch durch Habitatveränderungen sowie direkte Verluste u. a. durch Verfolgung in den afrikanischen Überwinterungsgebieten gefährdet. In der Sahel-Region wird sie, da sie insbesondere an Reisfeldern Schäden anrichten kann, auch geschossen. Gleichzeitig ist die Verweildauer in den Winterquartieren für wesentliche Anteile der mitteleuropäischen Brutpopulationen gestiegen, da sie nach Brutverlusten teils schon im Juni wieder dort eintreffen (ZWARTS et al. 2009).

### 4.4.2 Vorkommen in Schutzgebieten

Für die Beurteilung der Schutz- und Entwicklungsmöglichkeiten der Brutpopulationen von Kiebitz und Uferschnepfe und ihrer Habitate kann auch der derzeitige Anteil der Populationen in Schutzgebieten herangezogen werden (Tab. 7):

Nur gut die Hälfte aller Kiebitz-Reviere wurde in Schutzgebieten registriert. Berücksichtigt man die Erfassungslücken vor allem in der Normallandschaft, dürfte deren realer Anteil knapp unter 50 % liegen. Dabei wird deutlich, dass die EU-Vogelschutzgebiete mit 45,4 % aller Reviere einen Großteil des Bestandes in allen berücksichtigten Arten von Schutzgebieten (50,9 %) beherbergen.

Bei der Uferschnepfe ist der Anteil in Schutzgebieten siedelnder Paare mit 79,0 % erheblich höher, wobei diese mit 78,2 % fast alle EU-Vogelschutzgebiete sind. Vorkommen in FFH-Gebieten und/oder Natur- und Landschaftsschutzgebieten, die nicht gleichzeitig auch EU-Vogelschutzgebiet sind, sind die Ausnahme (Tab. 7).

Die Brutvorkommen der Uferschnepfe wie auch des Kiebitzes sind durch EU-Vogelschutzgebiete in Niedersachsen und Bremen erheblich besser abgedeckt als in den benachbarten Niederlanden (VAN DER VLIET et al. 2014). Die hohen Anteile von in EU-Vogelschutzgebieten siedelnden Kiebitzen und Uferschnepfen schmälern die Bedeutung der außerhalb davon befindlichen (Rest-)Vorkommen für den Arterhalt aus landesweiter Sicht jedoch nicht – im Gegenteil: Etwa die Hälfte aller Kiebitze und gut ein Fünftel aller Uferschnepfen siedelt auf Flächen, die keinem formalen Schutzstatus unterliegen. Hierunter fallen in einigen Fällen z. B. auch Kompensationsflächen, die außerhalb von Schutzgebieten angelegt wurden. Zudem siedeln vielerorts Kiebitze wie auch Uferschnepfen auf Flächen, die unmittelbar an Schutzgebiete angrenzen und deren Lokalpopulationen auf diese vielfach speziell gemanagten Gebiete angewiesen und konzentriert sind. Im benachbarten Westfalen brüten mittlerweile fast alle Uferschnepfen in Schutzgebieten (BECKERS et al. 2018).

Über die tatsächliche Erhaltungssituation vor Ort sagt der formale Schutzstatus allerdings nur bedingt etwas aus. So sind immer noch nicht alle EU-Vogelschutzgebiete auch nach nationalem Recht als Natur- bzw. Landschaftsschutzgebiete gesichert. Die Inhalte der Schutzgebietsverordnungen orientieren sich zudem vielfach nicht konsequent an den Bedürfnissen aller vorkommenden, besonders schutzbedürftigen Brutvogelarten. Dies gilt umso mehr für Natur- und Landschaftsschutzgebiete außerhalb von Natura 2000-Gebieten. Hier reicht die Ausgestaltung der Verordnungen von einem Grundschutz der (Offen-)Landschaft bis hin zu weitreichenden, an den Bedürfnissen von Wie-



Tab. 7: Anteil der niedersächsischen und bremischen Kiebitz- und Uferschnepfen-Vorkommen in Schutzgebieten. – *Percentages of Lower Saxony's and Bremen's Northern Lapwing- and Black-tailed Godwit populations in different categories of conservation areas.*

<b>Schutzgebietskategorie – category as a nature reserve</b>	<b>Anteil der Kiebitz-Reviere – percentage of Northern Lapwing territories</b>	<b>Anteil der Uferschnepfen-Reviere – percentage of Black-tailed Godwit territories</b>
Europäische Vogelschutzgebiete – <i>Special Protection Areas (SPA)</i>	45,4 %	78,2 %
FFH-Gebiete – <i>Areas protected according to the EU-Habitats Directive</i>	19,4 %	33,7 %
Natura 2000-Gebiete insgesamt (EU-Vogelschutz- und/oder FFH-Gebiet) – <i>Sites protected according to one or both European directives</i>	46,6 %	78,4 %
Naturschutzgebiete und Nationalparks (in Teilen Natura 2000) – <i>Nature conservation area and national parks (partly Natura 2000-sites)</i>	25,4 %	44,1 %
Landschaftsschutzgebiete (in Teilen Natura 2000) – <i>Landscape conservation area (partly Natura 2000-sites)</i>	23,0 %	33,3 %
Außerhalb von Schutzgebieten – <i>outside conservation areas</i>	49,1 %	21,0 %

senvögeln orientierten Bewirtschaftungsauflagen. Generell ermöglicht ein Schutzgebietsstatus, insbesondere die Zugehörigkeit zu EU-Vogelschutzgebieten, jedoch bessere Möglichkeiten für weitergehende Nutzungsvereinbarungen und Maßnahmen (Gelege- und Kükenschutz, Wasserhaltung, Anlage von Kleingewässern, weitere Maßnahmen zur Habitatoptimierung, Regulation von Prädatoren) zum Schutz der brütenden Wiesenvögel. Hier besteht in Niedersachsen allerdings noch erheblicher Umsetzungsbedarf: So sind von etwa 80.500 ha Dauergrünland in für Wiesenvögel relevanten EU-Vogelschutzgebieten zwar ca. 36.000 ha in öffentlichem Eigentum, von diesem werden aber wiederum nur etwa 27 % unter wiesenvogelgerechten Auflagen bewirtschaftet, mithin wird auf über 25.000 ha öffentlichen Schutzgebietsflächen bislang kein adäquater Wiesenvogelschutz betrieben. In der Summe aller Schutzinstrumente einschließlich Nutzungsvereinbarungen sowie Gelege- und Kükenschutz wird erst auf etwa 40 % des Grünlandes in niedersächsischen Wiesenvogel-Hotspots „wiesenvogelgerecht“ gewirtschaftet (PEERENBOOM 2022).

In mehreren Landkreisen finden auch außerhalb von Schutzgebieten lokale oder kreisweite Gelege- und Kükenschutzprogramme statt. Auch Kompensationsflächen und öffentliche wie privateigene Naturschutzflächen liegen vielfach außerhalb von Schutzgebieten und werden oftmals speziell nach den Anforderungen des Wiesenvogelschutzes bewirtschaftet.

Trotz noch bestehender Umsetzungsdefizite trägt das Netz Europäischer Vogelschutzgebiete wesentlich zu einem verbesserten Schutz und einer weiteren Entwicklung geeigneter Habitats sowie zu Fördermöglichkeiten für weitergehende Schutzmaßnahmen für beide Arten bei. In untergeordnetem Maße gilt das auch für FFH-Gebiete und weitere Schutzgebiete.

Wesentliche Bruthabitats sind außerdem als besonders geschützte Biotope gemäß § 24 NAGBNatSchG in Bezug zu § 30 BNatSchG pauschal geschützt. Dies betrifft vor allem Biotope der Nass- und Feuchtgrünländer, mesophilen Grünländer, Salzwiesen, naturnahen Stillgewässer, Verlandungszonen, gehölzarmen Nieder- und Übergangsmoore sowie naturnahe bzw. geschädigte, aber wiedervernässte Hochmoorflächen. Brutverluste durch eine überwiegend trotzdem relativ intensive Grünlandnutzung u. a. mit für den Wiesenbrüterschutz zu frühen Mahdterminen sind allein über den gesetzlichen Biotopschutz allerdings kaum zu vermeiden, ebensowenig eine Habitatveränderung z. B. durch schleichende Entwässerung oder Sukzession. Die zahlreichen Ackerbruten des Kiebitzes sowie viele Bruten beider Arten auf botanisch artenärmeren Grünländern sind vom gesetzlichen Biotopschutz überhaupt nicht erfasst. Für einen unmittelbaren Schutz der Gelege und Küken selbst sieht das Naturschutzrecht zwar entgegen der ansonsten gültigen Privilegierung der Landwirtschaft zwar Sonderregeln vor, wenn europäische Vogelarten unter den Auswirkungen der landwirtschaftlichen Boden-



Abb. 14: Kiebitz-Männchen, Ochsenmoor. 27.03.2020. Foto: T. Krüger – *Male Northern Lapwing*.



Abb. 15: Kiebitz-Weibchen, Augustgroden. 21.05.2010. Foto: T. Krüger – *Female Northern Lapwing*.

nutzung leiden (GELLERMANN & FISCHER-HÜFTLE 2019, KRÜGER 2019); dieses rechtliche Instrumentarium wird aber von den Naturschutzbehörden vorwiegend dort genutzt, wo spezielle Gelege- und Kükenschutzprogramme bereits implementiert wurden (s. folgendes Kapitel)

#### 4.4.3 Entwicklung der Bruthabitate und Schutzanforderungen

Für die Uferschnepfe spielt nahezu ausschließlich das feuchte und stochebfähige Dauergrünland eine Rolle, während der Kiebitz in bedeutendem Umfang auch Ackerbrüter ist und z. B. auch in wiedervernässten Hochmooren brütet, womit der Habitatschutz bei dieser Art deutlich breiter ansetzen muss. Die für einen erfolgreichen Schutz von Wiesenlimikolen in Niedersachsen und Bremen relevanten, allgemeinen Schlüsselfaktoren sind nach BELTING (2022) wie folgt zu benennen:

1. Großflächigkeit;
2. Offenheit und Gehölzfreiheit;
3. Störungsarmut;
4. hohe Wasserstände mit temporär flach überfluteten Bereichen bis in den Frühsommer;
5. nährstoffarme oder gering nährstoffversorgte Böden;
6. Mahd und Beweidung bei Schonung der Bruten;
7. angepasste, hinreichende Grünlandbewirtschaftung und -pflege zur Etablierung niedrig-lückiger Vegetationsstrukturen;
8. hohe Heterogenität auf Landschafts- und Parzellenebene;
9. moderate Prädationsraten und
10. gut organisierte Gebietsbetreuung und systematisches Monitoring.

Zur Umsetzung dieser Schlüsselfaktoren wurden Maßnahmen in Kerngebieten der niedersächsischen

Abb. 16: Uferschnepfen-Männchen, Ochsenmoor. 19.04.2018. Foto: T. Krüger – *Male Black-tailed Godwit*.



Abb. 17: Uferschnepfen-Weibchen, Ochsenmoor. 19.04.2018. Foto: T. Krüger – *Female Black-tailed Godwit*



Kulisse von Wiesenbrüteregebieten im Rahmen des LIFE+ Natur Projektes „Wiesenvögel“ (LIFE10/NAT/DE011) initiiert (<https://www.wiesenvoegel-life.de/das-life-projekt/>), gefolgt vom Integrierten LIFE-Projekt „GrassBirdHabitats“ (LIFE 19 IPE/DE/000004; <https://www.grassbirdhabitats/eu/de>).

### Kiebitz

Anforderungen an wirksame Schutzmaßnahmen wurden detailliert von CIMIOTTI et al. (2020, 2021) sowie BARKOW et al. (2020) zusammengestellt. Die Erfolgsfaktoren sind dabei in die Hauptbereiche „ökologische Faktoren“, „Strategien“ und „Maßnahmen“ unterteilt.

Als Ansiedlungen begünstigende, ökologische Faktoren sind „funktionierende“, zusammenhängende Lebensräume, eine offene Landschaft mit geringem Gehölzbestand, eine niedrigwüchsige, lückige bzw.

stellenweise fehlende Vegetation, ein hoher Grundwasserstand mit zeitweiser Überstauung, die Verfügbarkeit und Erreichbarkeit von Bodenorganismen und Insekten, eine störungsfreie Brutzeit sowie geringer Prädationsdruck zu nennen.

Unter lebensraumerhaltenden bzw. -verbessernden Maßnahmen sind eine konsequente Offenhaltung der Brut- und Rastgebiete, ein Verzicht auf Düngemittel und Pestizide bzw. deren Reduktion, Erhalt oder Wiederherstellung eines naturnahen Wasserhaushaltes, Bewirtschaftungsruhe während der Brutphase, Besucherlenkung in Gebieten mit hoher Besucherfrequenz und ggf. die Umsetzung eines Prädatoren-Managements zu verstehen.

Übergeordnete Strategien sind der Erhalt unzerschnittener Räume, der Erhalt von Kiebitz „kolonien“, die dauerhafte Sicherung von Schwerpunkträumen,

die flächendeckende Gebietsbetreuung, ein Monitoring der Brutbestände und des Bruterfolgs sowie die wissenschaftliche Begleitung von Schutz- und Entwicklungsmaßnahmen, Forschung und Begleituntersuchungen sowie eine Besucherlenkung.

Als spezielle Erfolgsfaktoren im Grünland nennen die Autoren Maßnahmen für ein „kiebitzgerechtes Grünland“ hinsichtlich Wasserhaushalt, Vegetationsstruktur, Nährstoffangebot, Förderung des Nahrungsangebots durch Beschränkung von Düngern und Pestiziden und der Bewirtschaftung. Zudem wird eine Entschärfung von Gefahrenquellen wie Stacheldrahtzäune angeführt. Für einen langfristigen Erfolg sind eine dauerhafte Flächensicherung und die Auflage kiebitzirksamer Förderprogramme mit ergänzendem Vertragsnaturschutz von entscheidender Bedeutung.

Für auf Äckern brütende Kiebitze sind unter den Maßnahmen vor allem der Erhalt von Feucht- und Nassstellen, von Stör- und Ausfallstellen und die Anlage von einjährigen Ackerbrachen punktuell als „Kiebitzinseln“ oder parzellenweise als „Kiebitzäcker“ zu nennen. Dabei sind insbesondere Maßnahmen auf Sommerkulturen geeignet (s. a. SCHMIDT et al. 2016, CIMIOTTI et al. 2022), der Schutz der Gelege bei der flächigen Bewirtschaftung, eine frühzeitige Herrichtung von Zwischenfruchtanbauflächen und ein Erhalt von (Mais-)Stoppelbrachen sowie eine Bewirtschaftungsruhe zur Brutzeit zu nennen. Besonders auf Maisfeldern ist eine zeitliche Konzentration der Bearbeitungsschritte zum Schutz der Gelege und Küken von elementarer Bedeutung (HEGEMANN et al. 2008).

Neben diesen auf nationaler Ebene entworfenen Leitlinien, die in Niedersachsen sowohl Grünland als auch Ackerbrüter abdecken, sind hier auch Schutzmaßnahmen in wiedervernässten Hochmooren zielführend. Brutstandorte auf Äckern insbesondere in den Börden, aber auch trockeneren Geestrücken sowie in Teilen des Berglands bedürfen allerdings keiner Maßnahmen hinsichtlich der Wasserverhältnisse, hingegen sind Maßnahmen zum Gelege- und Kükenschutz auch hier anwendbar (vgl. BREITSAMETER & RÖDER 2015, BÖHNER et al. 2017). Die landesweite Verteilung auf unterschiedliche Habitate, Schutzgebiete sowie die hoheitlich nicht oder nur sehr eingeschränkt geschützte „Normallandschaft“ machen zudem deutlich, dass es der gesamten aufgezeigten Bandbreite der Ansätze bedarf. Dies bedeutet einerseits gut gemanagte

Schutzgebiete mit wiedervernässtem Feuchtgrünland und ggf. ergänzendem Prädatoren-Management. Solche Gebiete sollten Quellpopulationen beherbergen, die mit einem überdurchschnittlichen Aufzuchterfolg auch die Bestände außerhalb dieser Kerngebiete stützen können. Eine dauerhafte Lebensraumoptimierung ist hier nur durch Flächenankauf und Wiedervernässung zu gewährleisten (z. B. BLÜML et al. 2014, FOCKE et al. 2020). Die Ausgestaltung des Bewirtschaftungs- bzw. Pflegeregimes muss das Nahrungsangebot insbesondere in der Kükenaufzuchtphase mit im Blick haben, da Aushagerung sowie Anstau von Niederschlagswasser je nach Standort zu Versauerung und damit zu unerwünschter Reduktion der Invertebratenfauna führen kann; ähnliches gilt für längerfristige Überstauung (u. a. DÜTTMANN & EMMERLING 2001, BEKKER et al. 2006, MCCALLUM et al. 2016).

Ergänzend ist ein gelegebezogener Schutz notwendig, um den Kiebitz in seinem gesamten rezenten Verbreitungsgebiet wirksam zu schützen. Methoden zum Schutz vor landwirtschaftlichen Maßnahmen und zur Prädatorenabwehr bei Gelegen und Küken sind vielerorts erprobt (z. B. MALPAS et al. 2013, CIMIOTTI & SOHLER 2018). Beispielhafte Projekte werden auch in Niedersachsen bereits in verschiedenen Landesteilen umgesetzt, u. a. auch in den von Ackerbau geprägten Bördelandschaften im Großraum Braunschweig (BÖHNER et al. 2017; Westniedersachsen: z. B. MELTER et al. 2009). Gerade auch in Ackerlebensräumen muss aber auch ein ausreichendes, verfügbares Nahrungsangebot sichergestellt sein. So fanden DEPPE et al. (2020) auf dicht an Niedersachsen angrenzenden Probeflächen ein viel höheres Nahrungsangebot auf Ackerbrachen ohne Ausbringung von Düngern und Pestiziden. Auf angrenzenden, konventionell bewirtschafteten Äckern war es sechsmal geringer. Insofern sind Gelegeschutzprojekte nur in Kombination mit Maßnahmen des Kükenschutzes durch Bereitstellung unmittelbar angrenzender Nahrungshabitate für diese sinnvoll.

Bei der Priorisierung sollte aber solchen Maßnahmen der Vorzug gegeben werden, die weiteren Wiesenlimikolen und anderen bodenbrütenden Arten sowie dem gesamten Ökosystem Feuchtgrünland dienlich sind. Teils personal- und kostenaufwändige Gelege- und Kükenschutzmaßnahmen sind hingegen immer nur auf den Schutz einzelner Arten (in erster Linie Kiebitz) ausgelegt. Begleitende

Untersuchungen sollten zudem sicherstellen, dass auch tatsächlich Schlupf- und Aufzuchterfolge generiert werden. Gebiete, die durch bestimmte Faktoren wie z. B. mangelnde Nahrungsverfügbarkeit oder Prädation, nicht geeignet sind, müssen aus der Kulisse der Gelege- und Kükenschutzprojekte entlassen werden, um aus ihnen keine ökologischen Fallen zu machen. In Niedersachsen ist künftig vorgesehen, statt kleiner Bereiche um einzelne Gelege herum ganze Parzellen oder zumindest Teilschläge temporär aus der Nutzung zu nehmen (LAND NIEDERSACHSEN 2022, KRUSE 2022, WENING 2022). Schon jetzt kommen vorwiegend in Schutzgebieten zur Prädatorenabwehr neben Schutzzäunen um einzelne Gelege auch Zäune zum Einsatz, die teils viele Hektar große Flächenblöcke umfassen (OBRACAY 2022). Hier sind zumindest in gewissem Umfang auch positive Effekte auf weitere bodenbrütende Vogelarten zu erwarten.

### Uferschnepfe

Als klassischer Wiesenvogel ist die Uferschnepfe in Niedersachsen einschließlich Bremens so stark auf feuchtes Dauergrünland in Schutzgebieten konzentriert, dass ein erfolgreicher Schutz weitgehend mit den zuvor für den Kiebitz im Grünland formulierten Maßnahmen identisch ist. Dabei kommt wenigen, mit umfassenden Habitatschutzmaßnahmen und relativ intensiver Betreuung versehenen Schutzgebieten, insbesondere der Unterelbe, dem Dümmer und mehreren Ostfriesischen Inseln eine zentrale Bedeutung für die Sicherung der Kernpopulationen zu. Unter Einbeziehung weiterer Schutzgebiete mit ebenfalls noch recht großen Vorkommen muss hier das zentrale Ziel sein, diese durch eine Verbesserung der Reproduktionserfolge längerfristig zu sichern, möglichst wieder zu vergrößern und durch einen Überschuss an Jungvögeln auch andere Populationen zu stützen. Die Kombination aus konsequentem Lebensraumschutz einschließlich Vernässung und Verbesserung des Nahrungsangebots (z. B. SCHROEDER et al. 2012, WIGGERS et al. 2012), angepasster Bewirtschaftung zur Vermeidung von direkten Verlusten und in der Regel auch scharfem Prädatorenmanagement sowie engmaschigere, möglichst alljährliche Erfassungen von Brutbeständen und Bruterfolg sollte daher unbedingt auf weitere (EU-Vogel-)Schutzgebiete ausgedehnt werden. Ein wirksamer, nachhaltiger Lebensraumschutz wird dabei in der Regel nur durch Flächenankäufe zumindest in größeren, geschlossenen Kernzonen zu realisieren sein.

### 4.4.4 Zusammenfassende Bewertung des Erhaltungszustandes

Für eine Bewertung des derzeitigen Erhaltungszustandes von Kiebitz und Uferschnepfe in Niedersachsen und Bremen sind die Parameter „Zustand der Population“ (Teilkriterien: Populationsgröße, Bestandstrend, Bruterfolg und Siedlungsdichte), „Habitatqualität“ sowie „Beeinträchtigungen und Gefährdungen“ heranzuziehen und grob in einer dreistufigen Skala (hervorragend, gut, ungünstig) zu bewerten (BOHLEN & BURDORF 2005).

#### Zustand der Population

- Die Kiebitz-Brutpopulation in Niedersachsen und Bremen ist für mitteleuropäische Verhältnisse als noch relativ groß anzusehen, Niedersachsen beherbergt mit Bremen die mit Abstand größten Bestände der Art unter den deutschen Bundesländern mit einem Anteil von etwa 30-50% am gesamtdeutschen Brutbestand. Aufgrund des seit Jahrzehnten anhaltenden Bestandsrückgangs ist die Populationsgröße dennoch klar als „ungünstig“ zu beurteilen, die Habitatkapazität im Betrachtungsraum wird dabei nur noch in einzelnen von der Art besonders dicht besiedelten Gebieten ausgeschöpft.

Die Uferschnepfen-Population ist (durchaus auch naturgemäß) insgesamt wesentlich kleiner als die des Kiebitzes. Niedersachsen und Bremen beherbergen dabei zusammen etwa 40-50% des gesamtdeutschen Brutbestandes der Art. Die Population ist nach jahrzehntewährendem, kontinuierlichem Rückgang stark geschrumpft und besitzt hinsichtlich ihrer heutigen, restlichen Größe einen „ungünstigen“ Erhaltungszustand.

- Die landesweite Bestandsentwicklung beider Arten ist stark negativ. Der Bestandstrend beider Arten ist daher mit „ungünstig“ zu bewerten.
- Zum Bruterfolg wurden im Rahmen dieser Erfassung zwar keine weitergehenden Daten erhoben. Die allgemeine Studienlage aus Niedersachsen und Bremen wie auch aus angrenzenden (Bundes-) Ländern zeigt jedoch - wiederum mit Ausnahme einiger speziell betreuter Gebiete - überwiegend zu geringe, nicht populationserhaltende Werte auf (ROODBERGEN et al. 2012; s. Beeinträchtigungen und Gefährdungen - Prädation). Aus landesweiter Sicht ist das Teilkriterium „Bruterfolg“ daher mit „ungünstig“ zu bewerten.
- Die Siedlungsdichte beider Arten in Niedersachsen und Bremen kann – mit Ausnahme einiger Schutzgebiete mit großen Beständen – nur als

niedrig und damit „ungünstig“ bewertet werden. Die Verinselung und Isolation der Vorkommen der Uferschnepfe, in vielen Regionen auch des Kiebitzes, stellen die Kohärenz und den Individuenaustausch zwischen Teilpopulationen zunehmend infrage. Mittel- bis langfristig können dadurch auch aktuell große, stabile bzw. derzeit sogar zunehmende Teilpopulationen wie etwa am Dümmer gefährdet sein.

**Fazit:** Insgesamt ist der Populationszustand von Kiebitz und Uferschnepfe „ungünstig“.

### Habitatqualität

Die Brutlebensräume decken hinsichtlich ihrer Qualität und den dahinter stehenden Schutzbemühungen eine breite Spanne ab, von gut gemanagten Schutzgebieten über Flächen, die nur über einen Grundschutz verfügen, bis hin zur „Normallandschaft“:

- Einzelne Schutzgebiete (u. a. Untere Elbe, Dümmer, mehrere bremische Gebiete, Brutgebiete auf Ostfriesischen Inseln) sind großflächig in öffentlicher Hand, das Grünland ist wiedervernässt und es wird speziell nach den Erfordernissen der Wiesenlimikolen bewirtschaftet. Hier bestehen zumindest in größeren Teilbereichen gute bis hervorragende Habitatqualitäten. Ihr Anteil am Dauergrünland in für Wiesenvögel relevanten EU-Vogelschutzgebieten in Niedersachsen beträgt jedoch weniger als 10%.
- Weitere Schutzgebiete weisen zumindest grundlegende, auf den Wiesenvogelschutz abgestimmte Nutzungsaufgaben/-vereinbarungen, Habitataufwertungen in Teilbereichen und teils auch ergänzende Gelege- und Kükenschutzmaßnahmen auf. Es bestehen aber Defizite insbesondere in der Phase der fortgeschrittenen Kükenaufzucht (betrifft Nahrungsverfügbarkeit, Prädation, Gefahren z. B. durch senkrechte Gruppenprofile und fehlende Reglementierung der weiteren Nutzung). Hier sind die Habitatqualitäten insgesamt nur teilweise als günstig einzuschätzen.
- In etlichen Schutzgebieten wurde bislang allenfalls nur sehr kleinflächig Habitatoptimierungen umgesetzt; die Lebensraumbedingungen sind dort zumeist ungünstig.
- In der „Normallandschaft“, die den „Löwenanteil“ der potentiell besiedelbaren Lebensräume für beide Arten ausmacht, ist die Habitatqualität überwiegend schlecht und sie verschlechtert sich durch

die weitere allgemeine Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung sukzessive weiter. Dies betrifft auch jene EU-Vogelschutz-, FFH-, Natur- und Landschaftsschutzgebiete, die allenfalls über einen Grundschutz des Dauergrünlandes verfügen und sich damit kaum bis gar nicht von der Normallandschaft unterscheiden. Uneingeschränkt gilt dies für Acker- wie auch Grünlandgebiete ohne Schutzstatus.

**Fazit:** Die Lebensraumqualität ist insgesamt für beide Arten „ungünstig“.

### Beeinträchtigungen und Gefährdungen

Diese umfassen Lebensraumveränderungen und Störungen wie auch Einflüsse durch Prädation und Konkurrenz. Anthropogene Störungen betreffen vor allem Freizeitnutzung und Landwirtschaft. Auch hierbei ist zwischen den unterschiedlich geschützten Brutgebieten zu unterscheiden:

- In Schutzgebieten können bei weitreichendem hoheitlichem Schutz negative Lebensraumveränderungen sowie Gefährdungen und Störungen (vor allem durch landwirtschaftliche Arbeiten) weitgehend verringert oder unterbunden werden. Vor allem die Prädation ist aber nur mit hohem Aufwand und in Teilen steuerbar.
- Schutzgebiete nur mit Grundschutz können eine schleichende Entwertung der Lebensräume allenfalls bedingt verhindern (z. B. kein Neubau und kein Ausbau bestehender Entwässerungseinrichtungen); um Brutverluste durch landwirtschaftliche Arbeiten zu vermeiden, bedarf es aber bereits weitergehender Nutzungsbeschränkungen/-vereinbarungen bzw. eines Gelege- und Kükenschutzes.
- In der Normallandschaft und auch vielen Schutzgebieten kann derzeit weder Lebensraumveränderungen noch direkten Verlusten durch Landwirtschaft, als auch einer starken Prädation ausreichend begegnet werden.

**Fazit:** Beeinträchtigungen und Störungen sind insgesamt für beide Arten als „ungünstig“ zu beurteilen. Nur Populationen in einigen gut gemanagten Schutzgebieten, die für einen landesweiten Bestandserhalt allein nicht ausreichend sind, sind in dieser Hinsicht hinreichend gut geschützt.

**Gesamtbilanz:** Der Erhaltungszustand der Brutpopulationen von Kiebitz und Uferschnepfe in Niedersachsen und Bremen ist klar „ungünstig“.

## 5 Dank

Die landesweite Erfassung von Kiebitz und Uferschnepfe wurde nur durch die Zuarbeit zahlreicher, überwiegend ehrenamtlich tätiger und vielfach in regionalen Gruppen organisierter, AvifaunistInnen möglich. Insgesamt gingen Meldungen von etwa 500 Personen ein, die hier zwar nicht namentlich aufgeführt werden können, denen wir jedoch zuvorderst danken.

Für den fachlichen Gedankenaustausch danken wir neben vielen anderen besonders A. Degen, J. Melter und G. Reichert sowie aus dem Kreis der Staatlichen Vogelschutzwarte H. Belting, J. Ludwig, M. Nipkow und C. Peerenboom. Die NOV (T. Brandt) unterstützte das Projekt mit Aufrufen an ihre Mitglieder und der NABU Niedersachsen e. V. (H. Buschmann) mit einem Aufruf an alle Kreis- und Ortsgruppen. Zahlreiche weitere Verbände, Gruppen, untere Naturschutzbehörden sowie gutachterlich tätige Vogelkundler halfen durch die Bereitstellung von Daten und die Vermittlung von Kontakten zu weiteren MitarbeiterInnen. Eine immense Hilfe war zudem die vom Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA) e. V. betriebene und u. a. von der NOV geförderte und mitbetreute Internetplattform ornitho.de, über die ein Großteil der Daten punktgenau und in einem einheitlichen Datenformat gemeldet wurde. J. Ludwig kümmerte sich um die Freischaltung von Zugängen und den regelmäßigen Download der Daten. Das Manuskript las J. Melter kritisch durch.

## 6 Literatur

- ANDRETTZKE, H., T. SCHIKORE & K. SCHRÖDER (2005): Artsteckbriefe. In: SÜDBECK, P., H. ANDRETTZKE, S. FISCHER, K. GEDEON, T. SCHIKORE, K. SCHRÖDER & C. SUDFELDT (Hrsg.): Methodenstandards zu Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- BARKOW, A., B. BECKERS, M. BOSCHERT, M. BRAUN, D.V. CI-MIOTTI, H. JEROMIN, R. JOEST & R. TÜLLINGHOFF (2020): Erfolgsfaktoren für den Kiebitzschutz *Vanellus vanellus*. *Charadrius* 56: 43-50.
- BECKERS, B., A. BARKOW, M. FREDE, P. HERKENRATH, D. IKEMEYER, M. JÖBGES, S. R. SUDMANN & R. TÜLLINGHOFF (2018): 40 Jahre Wiesenvogelschutz in Nordrhein-Westfalen: Entwicklung der Brutbestände von Großem Brachvogel *Numenius arquata*, Uferschnepfe *Limosa limosa*, Rotschenkel *Tringa totanus* und Bekassine *Gallinago gallinago*. *Vogelwelt* 138: 3-15.
- BEINTEMA, A., O. MOEDT & D. ELLINGER (1995): Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels. Haarlem.
- BEINTEMA, A. J. & J. MELTER (1997): Black-tailed Godwit *Limosa limosa*. In: HAGEMEIJER, W. J. M. & M. J. BLAIR (Hrsg.): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. London.
- BEKKER, R. M., H. DÜTTMANN, Y. DE VRIES, J. P. BAKKER, R. BUCHWALD & H. J. BRAUCKMANN (2006): 30 years of hay meadow succession without fertilization: how does it affect soil and avifauna groups? *Osnabr. Nat.wiss. Mitt.* 32: 145-155.
- BELLEBAUM, J. (2002): Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland – eine Übersicht. *Ber. Vogelschutz* 39: 95-117.
- BELTING, H. (2022): Wiesenvogelschutz? – 30 Jahre LIFE in Niedersachsen. In: STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE IM NLWKN (Hrsg.): „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“, Fachtagung 28.-30.09.2022, Osnabrück: Tagungsheft mit Zusammenfassungen der Beiträge: 26-27. [https://www.wiesenvogel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft\\_Wiesenvogelschutz\\_in\\_NDS.pdf](https://www.wiesenvogel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft_Wiesenvogelschutz_in_NDS.pdf).
- BELTING, S. & H. BELTING (1992): Zur Nahrungsökologie von Kiebitz- (*Vanellus vanellus*) und Uferschnepfen- (*Limosa limosa*) Küken im wiedervernässten Niedermoor-Grünland am Dümmer. *Vogelkd. Ber. Niedersachsen* 31: 11-25.
- BELTING, H., F. KÖRNER, U. MARXMEIER & C. MÖLLER (1997): Wiesenvogelschutz am Dümmer und die Entwicklung der Brutbestände sowie der Bruterfolge von wiesenbrütenden Limikolen. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 29: 37-50.
- BERG, A., T. LINDBERG & G. KÄLLEBRINK (2002): Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis* 144: E131-E140.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2021): European Red List of Birds. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- BLĄSZYK, P. (1966): Moderne Landwirtschaft und Vogelwelt. *Ber. Int. Rat Vogelschutz* 6: 36-46.
- BLÜHDORN, I. (2001): Zum Brutbestand des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im nördlichen Münsterland 1999 im Vergleich zu 1972/73 und 1989/90. *Vogelwelt* 122: 15-28.
- BLÜML, V., J. MELTER & M. SCHWEIGER (2014): Evaluation des abgeschlossenen Naturschutzgroßprojekts „Ochsenmoor“ (Landkreis Diepholz, Niedersachsen). *Nat. Landsch.* 89: 7-16
- BLÜML, V. & K. SANDKÜHLER (2015): Bedeutung niedersächsischer Hochmoore für Brutvögel. *Inf.dienst Nat.schutz Niedersachsen* 35: 119-177.
- BLÜML, V. & T. BRANDT (2021): Aktuelle Erfassung mit trauriger Bilanz: Kiebitz und Uferschnepfe in Niedersachsen. *Falke* 68, Sonderh.: 46-51.
- BÖHNER, H., N. RÖDER & C. BUSCHMANN (2017): Schutzmaßnahmen für den Kiebitz (*Vanellus vanellus*) in der Agrarlandschaft. *AVES Braunschweig* 8: 31-37.
- BOHLEN, M. & K. BURDORF (2005): Bewertung des Erhaltungszustandes von Vogelarten der Vogelschutzrichtlinie. Unveröff. Ber. Staatliche Vogelschutzwarte (NLWKN), Hekt., Hannover.
- BOLLMEIER, M. (1992): Brutbestandserfassung von Kiebitz *Vanellus vanellus*, Großem Brachvogel *Numenius arquata* und Uferschnepfe *Limosa limosa* 1992 in Südniedersachsen. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 24:77-95.
- BÖLSCHER, B. (1992): Zum Einfluß moderner Grünlandwirtschaft auf Wiesenvögel. *NNA-Ber.* 5: 37-42.

- BREITSAMETER, L. & N. RÖDER (2015) Maßnahmen zum Schutz des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in der ackerbaulich geprägten Landschaft. Aves Braunschweig 6: 28-36.
- BUSCH, M., J. KATZENBERGER, S. TRAUTMANN, B. GERLACH, R. DRÖSCHMEISTER & C. SUDFELDT (2020): Drivers of population change in common farmland birds in Germany. Bird Conserv. Internat. 30: 335-354.
- BUSCHMANN, C., H. BÖHNER & N. RÖDER (2017): Der Kiebitz – vom Grünland ins Rübenfeld. Zuckerrübe 66: 39-41.
- CARIUS, F. (2021): Wilhelmshavener Orni-Netzwerk gegründet: Rückblick auf das erste Jahr. Jahresber. Ornithol. Arb.gem. Oldenbg. 23: 173-175.
- CIMIOTTI, D. & J. SOHLER (2018): Kiebitze schützen: Ein Praxis-handbuch. 43 S., NABU-Bundesverband, Berlin.
- CIMIOTTI, D.V., H. LEMKE, J. SOHLER, H. HÖTKER, A. FÖRSTER, K. LILJE, A. TECKER, B. LINNEMANN, U. BÄHKER, R. MÜNCHBERGER, H. BÖHNER, C. BUSCHMANN, K. REITER & N. RÖDER (2020): Der Sympathieträger Kiebitz als Botschafter der Agrarlandschaft. Umsetzung eines Artenschutzprojektes zur Förderung des Kiebitzes in der Agrarlandschaft. Bundesprogramm Biologische Vielfalt, Förderschwerpunkt Arten in besonderer Verantwortung Deutschlands, FKZ: 3514\_685A01/B01/C01. [https://www.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/bpbv\\_kiebitzprojekt\\_abschlussbericht\\_final2021\\_red\\_public.pdf](https://www.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/bpbv_kiebitzprojekt_abschlussbericht_final2021_red_public.pdf)
- CIMIOTTI, D.V., H. BÖHMER, C. BUSCHMANN, A. FÖRSTER, P. HUNKE, K. LILJE, B. LINNEMANN, K. REITER, N. RÖDER, A. TECKER & C. TÖLLE-NOLTING (2021): Anforderungen an den Schutz des Kiebitzes in Deutschland: Erkenntnisse aus dem Projekt „Sympathieträger Kiebitz“ im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. [https://www.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/thesenpapier\\_anforderungen\\_an\\_den\\_schutz\\_des\\_kiebitzes\\_in\\_deutschland\\_final.pdf](https://www.nabu.de/imperia/md/nabu/images/nabu/einrichtungen/bergenhusen/projekte/thesenpapier_anforderungen_an_den_schutz_des_kiebitzes_in_deutschland_final.pdf)
- CIMIOTTI, D.V., U. BÄHKER, H.G.S. BÖHNER, A. FÖRSTER, N. HOFMANN, B. HÖNISCH, H.F. LEMKE, K. LILJE, B. LINNEMANN, U. MÄCK, J. MELTER, R. REHM, N. RÖDER, J.-U. SCHMIDT & A. TECKER (2022): Wirksamkeit von Maßnahmen für den Kiebitz auf Äckern in Deutschland: Ergebnisse aus dem Projekt „Sympathieträger Kiebitz“ im Bundesprogramm Biologische Vielfalt. Nat. Landsch. 97 (i. Dr.).
- DEPPE, F., B. WALTER & S. BOLTERS DORF (2020): Vergleich der Nahrungsvfügbarkeit auf Äckern mit konventioneller Nutzung und Ackerbrachen auf Brutflächen des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Kreis Gütersloh (NRW). Charadrius 56: 34-39.
- DÜTTMANN, H. & R. EMMERLING (2001): Grünland-Versauerung als besonderes Problem des Wiesenvogelschutzes auf entwässerten Moorböden. Nat. Landsch. 76: 262-269.
- EVERAARS, J., K. FRANK & A. HUTH (2014): Species ecology and the impacts of bioenergy crops: an assessment approach with four example farmland bird species. GCB Bioenergy 6: 252-264.
- FLADE, M. (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching.
- FOCKE, J., B. KRÜGER & D. IKEMEYER (2020): Bestandsentwicklung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Schutzgebieten des Kreises Borken von 1988 bis 2019. Charadrius 56: 2-7.
- GELLERMANN, M. & P. FISCHER-HÜFTLE (2019): Artenschutz und landwirtschaftliche Bodennutzung. Nat. Recht 41: 234-241.
- GERDES, K. (1995): Uferschnepfe *Limosa limosa*. In: ZANG, H., G. GROSSKOPF & H. HECKENROTH (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens – Austernfischer bis Schnepfen. Nat. schutz Landsch.pfl. Niedersachs. B, H. 2.5.
- GEVERS, J., T.T. HOYE, C.J. TOPPING, M. GLEMMITZ, B. SCHRODER (2011): Biodiversity and the mitigation of climate change through bioenergy: impacts of increased maize cultivation on farmland wildlife. Glob. Change Biol. Bioenergy 3: 472-482.
- GRÜNEBERG, C. & H. SCHIELZETH (2005): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Kiebitzes *Vanellus vanellus* in Nordrhein-Westfalen: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2003/2004. Charadrius 41: 178-190.
- GRÜNEBERG, C., S. R. SUDMANN, F. HERHAUS, P. HERKENRATH, M. M. JÖBGES, H. KÖNIG, K. NOTTMAYER, K. SCHIDELKO, M. SCHMITZ, W. SCHUBERT, D. STIELS & J. WEISS (2016): Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. Charadrius 52: 1-66.
- HAGEMEIJER, W.J.M. & M.J. BLAIR (1997): The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance. London.
- HANDKE, K. (2011): Brutvögel in Bremen – eine aktuelle Bestandsübersicht sowie Bestandstrends für naturschutzrelevante Arten. Vogelkd. Ber. Niedersachsen. 42: 39-60.
- HECKENROTH, H. & V. LASKE (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995. Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. H. 37.
- HEGEMANN, A., P. SALM & B. BECKERS (2008): Verbreitung und Brutbestand des Kiebitzes *Vanellus vanellus* von 1972 bis 2005 im Kreis Soest (Nordrhein-Westfalen). Vogelwelt 129: 1-13.
- HÖNISCH, B., C. ARTMEYER, J. MELTER & R. TÜLLINGHOFF (2008): Telemetrische Untersuchungen an Küken vom Großen Brachvogel *Numenius arquata* und Kiebitz *Vanellus vanellus* im EU-Vogelschutzgebiet Düsterdieker Niederung. Vogelwarte 46: 39-48.
- HÖTKER, H., K.-M. THOMSEN & H. KÖSTER (2005): Auswirkungen regenerativer Energiegewinnung auf die biologische Vielfalt am Beispiel der Vögel und der Fledermäuse. BfN-Skripten 142: 1-83.
- HÖTKER, H. & W. TEUNISSEN (2006): Bestandsentwicklung von Wiesenvögeln in Deutschland und in den Niederlanden. Osnabr. Nat.wiss. Mitt. 32: 93-98.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER (2007): Monitoring grassland waders breeding in Germany. Wader Study Group Bull. 113: 57-65.
- HÖTKER, H., P. BERNARDY, D. CIMIOTTI, K. DZIEWIATY, R. JOEST & L. RASRAN (2009): Maisanbau für Biogasanlagen – CO<sub>2</sub>-Bilanz und Wirkung auf die Vogelwelt. Ber. Vogelschutz 46: 107-125.



- HUNTLEY, B., R. GREEN, Y. COLLINGHAM & S. G. WILLIS (2007): A Climatic Atlas of European Breeding Birds. Barcelona.
- JUNKER, S., H. DÜTTMANN & R. EHRSBERGER (2006): Schlupferfolg und Kükenmortalität beim Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf unterschiedlich gemanagten Grünlandflächen in der Stollhammer Wisch (Landkreis Wesermarsch, Niedersachsen). Osnabr. Nat.wiss. Mitt. 32: 111-122.
- KELLER, V., S. HERRANDO, P. VOŘÍŠEK, M. FRANCH, M. KIPSON, P. MILANESI, D. MARTÍ, M. ANTON, A. KLVAŇOVÁ, M. V. KALYAKIN, H.-G. BAUER & R. P. B. FOPPEN (2020): European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- KELM, H.-J. (2007): Brutbestand und Bruterfolg des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Lüchow-Dannenberg – Ergebnisse von Bestandsaufnahmen 2002 und 2003. Lüchow-Dannenberg. Ornithol. Jahresber. 17: 25-38.
- KOOIKER, G. (1987): Wird der Kiebitz zum Maisfeldbrüter? Naturschutz heute 3/87: 30-31.
- KOOIKER, G. (2004): Osnabrücker Brutvögel: Bilanz der Entwicklung seit 1900. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 36: 179-187.
- KOOIKER, G. & C. V. BUCKOW (1997): Der Kiebitz. Wiesbaden.
- KRUCKENBERG, H. (2022): Umweltskandal an der Ems: Sintflut für Mickey Mouse. Falke 69: 34-38.
- KRÜGER, T. (2019): Sumpfohreulen *Asio flammeus* als Brutvögel in Mähwiesen: Gefährdung und Schutz. Vogelwelt 139: 183-201.
- KRÜGER, T., K. BURDORF & P. SÜDBECK (2003): Erfordernisse zur Identifizierung von Europäischen Vogelschutzgebieten in der 12-Seemeilen-Zone Niedersachsens. NNA-Ber. 13/2003: 47-63.
- KRÜGER, T. & B. OLTMANN (2007): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel, 7. Fassung, Stand 2007. Inform.d. Nat.schutz Niedersachs. 27: 131-175.
- KRÜGER, T. & B. OLTMANN (2008): Identifizierung von Vogelarten für die Schwerpunktsetzung im Brutvogelschutz Niedersachsens anhand eines Prioritätenindex. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 40: 67-81.
- KRÜGER, T., J. LUDWIG, S. PFÜTZKE & H. ZANG (2014): Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005-2008. Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs. 48: 1-552.
- KRÜGER, T. & M. NIPKOW (2015): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel, 8. Fassung, Stand 2015. Inform.d. Nat.schutz Niedersachs. 35: 181-260.
- KRÜGER, T. & K. SANDKÜHLER (2022): Rote Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens, 9. Fassung, Oktober 2021. Inform.d. Naturschutz Niedersachs. 41: 111-174.
- KRUSE, F. (2022): Agrarumwelt- und Klimamaßnahmen im Dauergrünland für den Wiesenvogelschutz: Maßnahmen in der EU-Förderperiode 2023-2027. In: STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE IM NLWKN (Hrsg.): „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“, Fachtagung 28.-30.09.2022, Osnabrück: Tagungsheft mit Zusammenfassungen der Beiträge: 19-20. [https://www.wiesenvogel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft\\_Wiesenvogelschutz\\_in\\_NDS.pdf](https://www.wiesenvogel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft_Wiesenvogelschutz_in_NDS.pdf).
- KUNZ, W. (1959): Die Vogelwelt des Kreises Bersenbrück. Schr.reihe Kreisheimatbd. Bersenbrück Nr. 6, Quakenbrück.
- LAIDLAW, R. A., J. SMART, H. EWING, S. E. FRANKS, H. BELTING et al. (2021): Predator management for breeding waders: a review of current evidence and priority knowledge gaps. Wader Study 128: 44-55.
- LAND NIEDERSACHSEN (2022): Maßnahmenpaket für den Natur-, Arten- und Gewässerschutz: Der Niedersächsische Weg, Gesamtausgabe (Stand 07/2022). [https://www.niedersachsen.de/download/160156/Der\\_Niedersaechsische\\_Weg\\_Massnahmenpaket\\_fuer\\_den\\_Natur-\\_Arten-\\_und\\_Gewaesserschutz\\_Gesamtausgabe\\_07-22\\_.pdf](https://www.niedersachsen.de/download/160156/Der_Niedersaechsische_Weg_Massnahmenpaket_fuer_den_Natur-_Arten-_und_Gewaesserschutz_Gesamtausgabe_07-22_.pdf)
- LAURSEN, K. & A. B. HALD (2012): Identification of Black-tailed Godwit's *Limosa limosa* breeding habitat by botanical and environmental indicators. J. Ornithol. 153: 1141-1152.
- LEHN, K. (2012): Bestandsentwicklung von Brutvögeln in renaturierten Hochmooren der Diepholzer Moorniederung – Erfolge, Erfahrungen & Perspektiven. Vortrag, Symposium „Wiesenvögel im Moor – Sumpfvögel in Wiesen?!“, Osnabrück 12. u. 13. April 2012.
- LUTHER, S. (2020): Der Kiebitz *Vanellus vanellus* in der StädteRegion Aachen im Jahr 2017. Charadrius 56: 23-29.
- MAARES, R. (2019): Die Bedeutung wiedervernässter Abtorfungsflächen niedersächsischer Hochmoore als Brutvogellebensraum. Eine Fallstudie am Beispiel des Hovenhoopsmoores im Landkreis Rotenburg (Wümme). Bachelorarbeit, Westfl. Wilhelms-Univ. Münster, 42 S., Münster.
- MALPAS, L. R., R. J. KENNERLEY, G. J. M. HIRONS, R. D. SHELDON, M. AUSDEN, J. C. GILBERT & J. SMART (2013): The use of predator-exclusion fencing as a management tool improves the breeding success of waders on lowland wet grassland. J. Nat. Conserv. 21: 37-47.
- MCCALLUM, H. M., J. WILSON, D. BEAUMONT, R. SHELDON, M. G. O'BRIEN & K. J. PARK (2016): A role for liming as a conservation intervention? Earthworm abundance is associated with higher soil pH and foraging activity of a threatened shorebird in upland grasslands. Agricult. Ecosyst. Environ. 223: 182-189.
- MELTER, J. (2001): Siedlungsdichten des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Niedersachsen. Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 33: 43-54.
- MELTER, J. (2004): Bestandssituation der Wiesentlimikolen in Niedersachsen. In: KRÜGER, T. & P. SÜDBECK (Hrsg.): Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. Nat.schutz Landsch. pfl. Niedersachs. 41: 10-23.
- MELTER J., B. ABING & B. HÖNISCH (2009): Eiersuchen für den Vogelschutz: Gelegeschutzprojekt in Niedersachsen. Falke 56: 144-148.
- MELTER, J., G. VOSKUHL & A. WELZ (1997): Grünland und Grünland-Avizonosen in Niedersachsen: Hohe Bedeutung – unsichere Zukunft? Vogelkdl. Ber. Niedersachs. 29: 25-36.
- MELTER, J., G. VOSKUHL & A. WELZ (1998): Wiesenvögel im westlichen Niedersachsen. Arbeitskreis Feuchtwiesenschutz Westniedersachsen, Quakenbrück u. Osnabrück.

- MELTER, J. & A. WELZ (2001): Eingebrochen und ausgedünnt: Bestandsentwicklung von Wiesenlimikolen im westlichen Niedersachsen von 1987-1997. *Corax* 18, Sonderh. 2: 47-54.
- MITSCHE, A. & J. LUDWIG (2004): Monitoring häufiger Brutvögel in der Normallandschaft von Niedersachsen und Bremen. *Vogelkd. Ber. Niedersachs.* 36: 69-78.
- NEHLS, H.-G. (1996): Der Kiebitz in der Agrarlandschaft – Perspektiven für den Erhalt des Vogels des Jahres 1996. *Ber. Vogelschutz* 34: 123-132.
- NEUSCHULZ, F. (1988): Bestandsaufnahme der Wiesenlimikolen im Kreis Lüchow-Dannenberg 1988. *Lüchow-Dannenberg. Ornithol. Jahresber.* 14: 48-58.
- OBACAY, T. (2022): Prädatorenmanagement mit Elektrozaunung – Bewertung der laufenden Wiesenvogel-Projekte in Niedersachsen und benachbarten Bundesländern. In: STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE IM NLWKN (Hrsg.): „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“, Fachtagung 28.-30.09.2022, Osnabrück: Tagungsheft mit Zusammenfassungen der Beiträge: 48-49. [https://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft\\_Wiesenvogelschutz\\_in\\_NDS.pdf](https://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft_Wiesenvogelschutz_in_NDS.pdf).
- OLTHOFF, M., T. ZIMMERMANN, A. EIRICH, B. BRÜNING & J. BAUMANN (2020): Der Kiebitz *Vanellus vanellus* als Brutvogel im Kreis Coesfeld – Rückgang um über die Hälfte im Zeitraum 2004 bis 2014. *Charadrius* 56: 8-12.
- ONNEN, J. & H. ZANG (1995): Kiebitz *Vanellus vanellus*. In: ZANG, H., G. GROSSKOPF & H. HECKENROTH (Hrsg.): Die Vögel Niedersachsens – Austernfischer bis Schnepfen. *Nat.schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* B, H. 2.5.
- OOSTERVELD, E. B., F. NIJLAND, C. J. M. MUSTERS & G. R. DE SNOO (2011): Effectiveness of spatial mosaic management for grassland breeding shorebirds. *J. Ornithol.* 152: 161-170.
- PEERENBOOM, C. (2022): Bisherige Schutzinstrumente im Wiesenvogelschutz in Niedersachsen und ihre Effizienz. In: STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE IM NLWKN (Hrsg.): „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“, Fachtagung 28.-30.09.2022, Osnabrück: Tagungsheft mit Zusammenfassungen der Beiträge: 11-14. [https://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft\\_Wiesenvogelschutz\\_in\\_NDS.pdf](https://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft_Wiesenvogelschutz_in_NDS.pdf).
- PLARD, F., H. A. BRUNS, D. V. CIMIOTTI, A. HELMECKE, H. HÖTKER, H. JEROMIN, M. ROODBERGEN, H. SCHEKKERMAN, W. TEUNISSEN, H. VAN DER JEUGD & M. SCHAUB (2019): Low productivity and unsuitable management drive the decline of central European lapwing populations. *Anim. Conserv.* 23: 286-296.
- PLINZ, W. (1996): Kartierung der Wiesenlimikolen im Kreis Lüchow-Dannenberg 1992. *Lüchow-Dannenberg. Ornithol. Jahresber.* 14: 59-76.
- RIBBROCK, N., C. BECKMANN, P. HERKENRATH, M. M. JÖBGES & A. PENNEKAMP (2020): Langfristige Bestandsentwicklung des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im Kreis Recklinghausen. *Charadrius* 56: 13-22.
- RICHTER, M., C. PETERS, F. KÖRNER & H. SCHÜRSTEDT (2009): Optimierung der Wiedervernässung von Torfabbauflächen für den Vogelschutz. [http://www.naturschutzring-duemmer.de/DBU\\_Abschlussbericht\\_AZ\\_2678723\\_05\\_2012\\_okb.pdf](http://www.naturschutzring-duemmer.de/DBU_Abschlussbericht_AZ_2678723_05_2012_okb.pdf)
- ROODBERGEN, M., B. VAN DER WERF & H. HÖTKER (2012): Revealing the contributions of reproduction and survival to the Europe-wide decline in meadow birds: review and meta-analysis. *J. Ornithol.* 153: 53-74.
- RYSLAVY, T., H.-G. BAUER, B. GERLACH, O. HÜPPOP, J. STAHLER, P. SÜDBECK & C. SUDFELDT (2020): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 6. Fassung, 30. September 2020. *Ber. Vogelschutz* 57: 13-112.
- SALEWSKI, V., A. EVERS & L. SCHMIDT (2019): Wildkameras ermitteln Verlustursachen von Gelegen der Uferschnepfe (*Limosa limosa*). *Nat. Landsch.* 94: 59-65.
- SANDEN-GUJA VON, W. (1965): Die verzweifelte Lage des Dümmers. *Niedersachsen, Zeitschr. f. Heimat u. Kultur* 65: 337-347.
- SANTANGELI, A., A. LEHIKONEN, A. BOCK, P. PELTONEN-SAINIO, L. JAUHAINEN, M. GIRARDELLO & J. VALKAMA (2018): Stronger response of farmland birds than farmers to climate change leads to the emergence of an ecological trap. *Biol. Conserv.* 217: 166-172.
- SCHMIDT, J.-U., A. EILERS, M. SCHIMKAT, J. KRAUSE-HEIBER, A. TIMM, S. SIEGEL, W. NACHTIGALL & A. KLEBER (2016): Factors influencing the success of within-field AES fallow plots as key sites for the Northern Lapwing *Vanellus vanellus* in an industrialised agricultural landscape of Central Europe. *J. Nat. Conserv.* 35: 66-76.
- SCHREIBER, M. (2001): Verbreitung und Bruterfolg des Kiebitzes *Vanellus vanellus* im südwestlichen Niedersachsen in Abhängigkeit von ausgewählten bodenkundlichen Parametern und landwirtschaftlicher Nutzung. *Vogelwelt* 122: 55-65.
- SCHRÖDER, J., M. HECKROTH & T. CLEMENS (2008): Against the trend: increasing numbers of breeding Northern Lapwings *Vanellus vanellus* and Black-tailed Godwits *Limosa limosa* on a German Wadden Sea island. *Bird Study* 55: 100-107.
- SCHRÖDER, J., T. PIERSMA, N. M. GROEN, J. C. E. W. HOOIJMEIJER, R. KENTIE, P. M. LOURENCO, H. SCHEKKERMAN & C. BOTH (2012): Reproductive timing and investment in relation to spring warming and advancing agricultural schedules. *J. Ornithol.* 153: 327-336.
- SCHRÖDER, K. & T. SCHIKORE (2004): Wiesenvögel in der Naturlandschaft Niedersachsen: Überlegungen zu alternativen Schutzkonzepten. In: KRÜGER, T. & P. SÜDBECK (Hrsg.): *Wiesenvogelschutz in Niedersachsen*. *Nat. Schutz Landsch.pfl. Niedersachs.* 41: 90-105.
- SEITZ, J. (2001): Zur Situation der Wiesenvögel in Bremen. *Corax* 18, Sonderh. 2: 55-66.
- SEITZ, J. & K. DALLMANN (1992): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen. BUND-Bremen, Bremen.
- SEITZ, J., K. DALLMANN & T. KUPPEL (2004): Die Vögel Bremens und der angrenzenden Flußniederungen – Fortsetzungsband 1992-2001. BUND-Bremen, Bremen.
- SUDMANN, S. R., R. JOEST, B. BECKERS, K. MANTEL & J. WEISS (2014): Entwicklung der Kiebitzbestände *Vanellus vanellus* in Nordrhein-Westfalen von 1860 bis 2014. *Charadrius* 50: 23-31.
- SÜDBECK, P. & T. KRÜGER (2004): Erhaltungssituation und erforderliche Schutzmaßnahmen für Wiesenvögel in Niedersachsen – Bilanz und Perspektiven. In: KRÜGER, T. & P.

- SÜDBECK (Hrsg.): Wiesenvogelschutz in Niedersachsen. Nat.schutz Landschaftpl. Niedersachs. 41: 106-123.
- SÜDBECK, P. & D. WENDT (2002): Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel. 6. Fassung, Stand 2002. Inform.d. Nat.schutz Niedersachs. 22: 244-278.
- TAMIS, W. L. M. & P. HEEMSKERK (2020): A longitudinal study of the effects of trees, geese and avian predators on breeding wader meadow birds: the case of the Demmerik polder, the Netherlands. Eur. J. Wildl. Res. 66, 78: doi.org/10.1007/s10344-020-01415-9
- TEUNISSEN, W., H. SCHEKKERMAN & F. WILLEMS (2006): Predation on meadowbirds in The Netherlands – results of a four year study. Osnabrücker Nat.wiss. Mitt. 32: 137-143.
- TEUNISSEN, W., H. SCHEKKERMAN, F. WILLEMS & F. MAJOUR (2008): Identifying predators of eggs and chicks of Lapwing (*Vanellus vanellus*) and Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*) in the Netherlands and the importance of predation on wader reproductive output. Ibis 150: 74-85.
- VAN DER VLIET, R. E., I. O. VALLUERCA, J. VAN DIJK & M. J. WASSEN (2014): EU protection is inadequate for a declining flyway population of Black-tailed Godwit *Limosa limosa*: mismatch between future core breeding areas and existing Special Protection Areas. Bird Conserv. Int. 25: 111-125.
- VAN DIJK, J., R. E. VAN DER VLIET, H. DE JONG, M. J. ZEYLMANS VAN EMMICHOVEN, H. A. VAN HARDEVELD, S. C. DEKKER & M. J. WASSEN (2015): Modeling direct and indirect climate change impacts on ecological networks: a case study on breeding habitat of Dutch meadow birds. Landsc. Ecol. 30: 805-816.
- VERHULST, J., D. KLEIJN, W. LOONEN, F. BERENDSE & C. SMIT (2011): Seasonal distribution of meadow birds in relation to in-field heterogeneity and management. Agric. Ecosyst. Environ. 142: 161-166.
- Voous, K. H. (1965): Geographische herkomst van den Nederlandse weidevogelgemeenschap. Het Vogeljaar 13: 496-504.
- WENING, H. (2022): Das Wiesenvogelschutzprogramm als Teil des Niedersächsischen Weges – Zwischenstand. In: STAATLICHE VOGELSCHUTZWARTE IM NLWKN (Hrsg.): „Wiesenvogelschutz in Niedersachsen“, Fachtagung 28.-30.09.2022, Osnabrück: Tagungsheft mit Zusammenfassungen der Beiträge: 15-18. [https://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft\\_Wiesenvogelschutz\\_in\\_NDS.pdf](https://www.wiesenvoegel-life.de/fileadmin/dateien/downloads/Tagungsheft_Wiesenvogelschutz_in_NDS.pdf).
- WIGGERS, J. M. R., J. VAN RUIJVEN, F. BERENDSE & G. R. DE SNOO (2016): Effects of grass field margin management on food availability for Black-tailed Godwit chicks. J. Nat. Conserv. 29: 45-50.
- ZWARTS, L., R. G. BIJLSMA, J. VAN DER KAMP & E. WYMENGA (2009): Living on the Edge – Wetlands and birds in a changing Sahel. Zeist.



Kiebitz *Vanellus vanellus*. Foto: S. Pfützke.