

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein

Bericht 2009



Projektbericht für das Ministerium für
Landwirtschaft, Umwelt und
ländliche Räume
des Landes Schleswig-Holstein,

von
Angela Helmecke,
Dr. Hermann Hötker,
Holger A. Bruns,
Stephanie Lobach,
Jochen Bellebaum,
Heike Jeromin &
Kai-Michael Thomsen

Michael-Otto-Institut im NABU
Bergenhäuser

Dezember 2009



Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2009

Angela Helmecke, Hermann Hötker, Holger A. Bruns, Stephanie Lobach, Jochen Bellebaum,
Heike Jeromin & Kai-Michael Thomsen

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2009

Angela Helmecke, Hermann Hötter, Holger A. Bruns, Stephanie Lobach, Jochen Bellebaum, Heike Jeromin & Kai-Michael Thomsen

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung.....	3
1. Einleitung.....	5
2. Untersuchungsgebiete.....	6
2.1 Dithmarscher Vorland.....	6
2.2 Meggerkoog.....	7
2.3 Tollenmoor.....	8
3. Material und Methode.....	9
3.1 Fang und Beringung der Altvögel.....	9
3.2 Beringung der Jungvögel.....	10
3.3 Schlupf- und Bruterfolg.....	12
3.4 Ablesung farbberingter Kiebitze.....	13
3.5 Weitere Daten.....	13
3.6 Datenauswertung.....	14
4. Ergebnisse.....	14
4.1 Fang und Beringung.....	14
4.2 Schlupf- und Bruterfolg.....	15
4.3 Rückkehraten, Anwesenheitsdauer und Wanderbewegungen.....	16
4.4 Überlebensraten beringter Kiebitze.....	18
4.5 Besonderheiten des Untersuchungsjahres 2009.....	19
5. Diskussion der Ergebnisse und Entwicklung eines Populationsmodells	22
5.1 Schlupf- und Bruterfolg.....	22
5.2 Rückkehr ins Schlupf- bzw. Brutgebiet.....	22
5.3 Schätzung der Mindestbruterfolgsrate für Kiebitze in Schl.-Holst. ...	23
5.4 Bestandssituation des Kiebitzes in Schleswig-Holstein.....	26
5.5 Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-Holstein: Modellierung des Mindestbruterfolgs in Schutzgebieten.....	28
5.6 Maßnahmen zur Erhöhung des Bruterfolgs von Kiebitzen	
6. Zukünftiger Forschungsbedarf.....	30
7. Danksagungen.....	31
8. Literatur.....	31

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein Bericht 2009

Angela Helmecke, Hermann Hötker, Holger A. Bruns, Stephanie Lobach,
Jochen Bellebaum, Heike Jeromin & Kai-Michael Thomsen

Zusammenfassung

Wiesenvögel zählen in Deutschland zu den am stärksten von Bestandsrückgängen betroffenen Vogelarten. Für ihren Erhalt wurden Schutzgebiete eingerichtet, die unter anderem auch einen ausreichend hohen Bruterfolg der Populationen gewährleisten sollen. Ziel des hier behandelten Projekts ist es, für den Kiebitz ein Schutzgebietskonzept für Schleswig-Holstein zu entwickeln, das den langfristigen Erhalt der Art gewährleisten kann. Dazu war es notwendig, mit der individuellen Markierung einer ausreichenden Menge von Alt- und Jungvögeln die Voraussetzungen dafür zu schaffen, die notwendigen und bisher nicht vorhandenen Daten zu den entscheidenden populationsbiologischen Parametern „Überlebensrate“ und „Dispersionsrate“ (Umsiedlungsrate zwischen Gebieten) zu gewinnen.

Die im Jahre 2007 im küstennahen Dithmarscher Eidervorland sowie in den binnenländischen Gebieten Tollenmoor und Meggerkoog begonnenen Untersuchungen wurden 2009 fortgesetzt. Insgesamt gelang es 2009, 16 Altvögel und 20 Jungvögel mit individuell aus größerer Entfernung erkennbaren Farbringkombinationen zu markieren. Damit wurden bisher seit 2007 109 Alt- und 114 Jungvögel farbmarkiert. Erstmals konnten (lokale) Überlebensraten der Altvögel mithilfe des Programms MARK berechnet werden. Die Überlebensrate betrug 0,87 (Konfidenzintervall 0,51 – 0,98). Für die Jungvögel reichten die Daten für eine realistische Abschätzung der Überlebensrate noch nicht aus.

Das Jahr 2009 zeichnete sich durch zum Teil sehr starke Bestandsrückgänge (nicht nur in den Untersuchungsgebieten) aus, die von einer sehr hohen Störungsempfindlichkeit der Kiebitze, signifikant geringeren Gelegegrößen aber auch von höheren Altvogelgewichten begleitet wurden. Zusätzlich konnte festgestellt werden, dass fast keine der 2008 farbberingten 59 Jungvögel im Jahre 2009 zurückkehrten. Die Bruterfolgswerten waren mit 0,2 flüggen Jungvögeln/Pair im Dithmarscher Eidervorland, 0 flüggen Jungvögeln im Tollenmoor und 0,5 flüggen Jungvögeln/Pair im Meggerkoog vergleichsweise gering.

Basierend auf der erstmals für Schleswig-Holstein berechneten Überlebensrate für adulte Kiebitze konnte eine Präzisierung der Schätzung der minimalen Reproduktionsrate vorgenommen werden, die notwendig ist, um die schleswig-holsteinische Kiebitzpopulation dauerhaft stabil zu erhalten. Die berechneten Werte lagen, je nach Annahmen über das Verhalten der einjährigen Kiebitze, zwischen 0,4 und 0,6 flüggen Jungvögeln und damit erheblich unter den bisher aus der Literatur bekannten Zahlen.

Eine Zusammenstellung von Bruterfolgsmessungen aus Schleswig-Holstein ergab, dass in nur wenigen Gebieten und Jahren und in keinem der Gebiete dauerhaft 0,6 flügge Jungtiere / Paar produziert wurden, wobei aus nur wenigen Gebieten Messungen vorlagen. Die Bruterfolgswerten des Kiebitzes in Schutzgebieten im öffentlichen Besitz, in EU-Vogelschutzgebieten, im Privatbesitz und in ungeschützten Gebieten unterschieden sich nicht signifikant.

Die Brutbestandsentwicklung des Kiebitzes wurde aus verschiedenen Quellen ermittelt. Die schleswig-holsteinischen Bestände dürften seit 1990 um 13% bis 20% zurückgegangen sein.

Diese vergleichsweise geringe Bestandsabnahme spricht für die Annahme eines niedrigen kritischen Reproduktionswertes nahe 0,4.

Die präzisierten Parameterschätzungen erlaubten die Entwicklung eines Populationsmodells zur Abschätzung von Zielgrößen für die Entwicklung der Schutzgebiete und ihrer Ausdehnung. Einige Beispiele werden vorgestellt.

Für eine genauere Einschätzung der Gegebenheiten sind vor allem Daten über die Überlebensrate von Jungvögeln und weitere Bruterfolgsmessungen notwendig.

1 Einleitung

Die auf Feuchtwiesen brütenden Vögel gehören zu den in Mitteleuropa am stärksten gefährdeten Vogelgilden (SÜDBECK et al. 2007; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004). Auch in Deutschland nehmen die Bestände fast aller Wiesenvogelarten ab, so auch die des Kiebitzes (*Vanelus vanellus*), die sich seit 1990 um mindestens ein Viertel verringerten (HÖTKER et al. 2007a). Die Bestandstrends zeigten jedoch regionale Unterschiede. So blieben die Bestände an den Küsten weitgehend stabil, während im Binnenland besonders starke Rückgänge festgestellt wurden. Als Gründe für die Bestandsrückgänge sind in erster Linie sinkende Reproduktionsraten erkannt worden (HÖTKER et al. 2007b), wohingegen es keine Hinweise auf erhöhte Mortalitätsraten gab (ROODBERGEN in HÖTKER et al. 2007b). Über die Mortalitäts- bzw. Überlebensraten von Kiebitzen sind allerdings in der Literatur nur wenige Angaben zu finden. Die von BAK & ETTRUP (1982), BOYD (1962) und KRAAK et al. (1940) publizierten Überlebensraten sind aus methodischen Gründen erheblich zu gering. Die einzige, mit modernen Auswertungsmethoden durchgeführte Studie basiert auf in Großbritannien vor allem in den 1970er und 1980er Jahren beringten Kiebitzen (CATCHPOLE et al. 1999), in der mittlere Überlebensraten von 0,67 für Vögel im ersten Lebensjahr und 0,82 für Altvögel ermittelt wurden.

In Ermangelung anderer Angaben wurde vor allem die Studie von PEACH et al. (1994) für die Berechnung von minimalen Reproduktionsraten herangezogen (Reproduktionsraten, die zum Bestandserhalt einer Population mindestens erreicht werden müssen). In Großbritannien sind Kiebitze allerdings zu einem größeren Anteil Standvögel als in Mitteleuropa. Es ist somit fraglich, ob diese Studie auf die gegenwärtigen Verhältnisse in Schleswig-Holstein übertragbar ist, so dass in der Brutperiode 2007 damit begonnen wurde, Kiebitze in drei Brutgebieten individuell zu markieren um in den Folgejahren ihre Überlebensraten messen zu können. Schleswig-Holstein trägt innerhalb Deutschlands eine besondere Verantwortung für den Kiebitz. Etwa 16 % des deutschen Bestandes brüten hier (HÖTKER et al. 2001).

Die Untersuchungen, über die hier berichtet wird, sollen letztendlich helfen festzustellen, wie viele Schutzgebiete mit entsprechendem Habitatmanagement und gutem Bruterfolg es in Schleswig-Holstein geben muss, um den Bestandsrückgang der Art zu stoppen und den Trend umzukehren. Dazu müssen nicht nur die Überlebensraten bekannt sein, sondern es muss auch ermittelt werden, welchen Einfluss Umsiedlungen auf die Populationsdynamik der Art besitzen. Insbesondere muss die Frage beantwortet werden, über welchen Raum sich Jungvögel aus Quellenpopulationen, das heißt Populationen mit Jungvogelüberschuss, ausbreiten. Nur so kann ein strategisches Schutzgebietssystem entwickelt werden, das den Bestand der Art in der Kulturlandschaft langfristig gewährleisten kann.

Zur Beantwortung dieser Fragestellung wurden daher 2008 und 2009 weitere Kiebitze gefangen und markiert, und es wurde versucht, die 2007 und 2008 beringten Vögel in ihren Brutgebieten und deren Umgebung zu finden und zu kontrollieren. Wegen der unterschiedlichen Bestandsentwicklungen erfolgten die Feldarbeiten sowohl an der Küste als auch in zwei Untersuchungsgebieten im Binnenland.

Gegenstand dieses Berichts sind die Fangtätigkeit und die Ablesungen der in den Vorjahren beringten Vögel und zusätzlich auch die Ermittlung des Bruterfolges im Jahr 2009 in den Untersuchungsgebieten. Zusätzlich werden erstmals Überlebensraten von Kiebitzen in Schleswig-Holstein berechnet. Daten zur Bestandsentwicklung und zu Bruterfolgsmessungen in Schleswig-Holstein werden zusammengestellt und analysiert und zu einem Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-Holstein zusammengeführt.

2. Untersuchungsgebiete

Der Kiebitz brüdet in Schleswig-Holstein im Binnenland und an der Küste (BERNDT et al. 2003). Wie HÖTKER et al. (2007a) zeigten, weisen diese Lebensräume deutlich verschiedene Bestandstrends beim Kiebitz auf. Um repräsentative Aussagen zur Fragestellung zu gewinnen, wurden daher neben den binnenländischen Gebieten Meggerkoog-Süd (Kreis Schleswig-Flensburg) und Tollenmoor (Kreis Nordfriesland) das Dithmarscher Eidervorland (Kreis Dithmarschen) als Küstenlebensraum untersucht (Abb. 1).

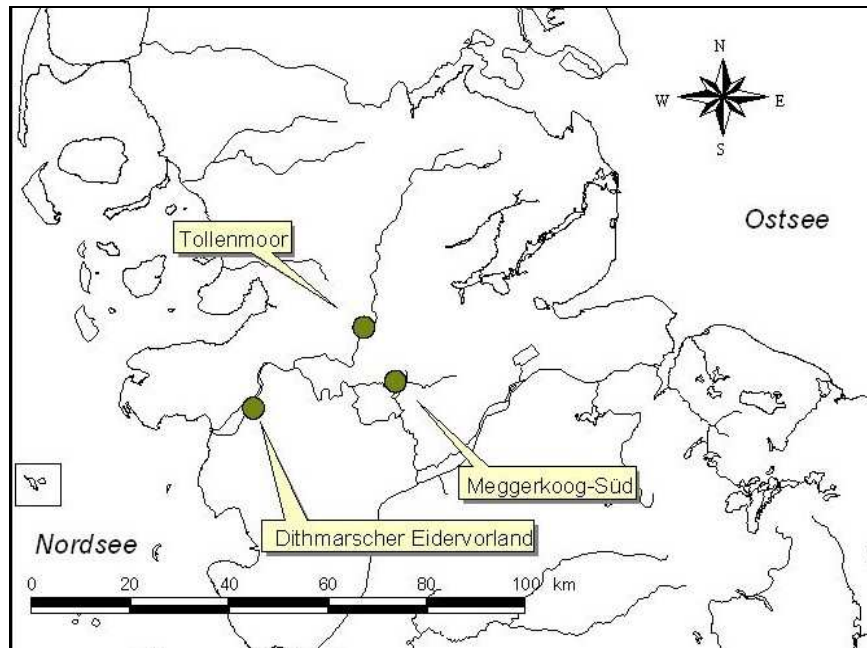


Abb. 1. Lage der drei Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein.

2.1 Dithmarscher Eidervorland

Das Eiderufer vor dem Karolinenkoog ist Teil des NSG „Dithmarscher Eidervorland mit Watt“, welches vom NABU Naturzentrum Katinger Watt betreut wird. Die tiefer liegenden Uferbereiche sind tidebeeinflusste Überschwemmungsflächen der Eider, die regelmäßig bei Hochwasser mit Brackwasser überflutet werden (Abb. 2). Seit der Fertigstellung der Eiderabdämmung 1973 verhindert das Sperrwerk allerdings den Durchlass aller Tiden, die höher als 2 m über NN sind. So fallen etwa 70 Tiden pro Jahr mit höheren Wasserständen aus. Das Geländenniveau des Schutzgebietes erreicht stellenweise 2,5 m über NN, so dass heute die höher liegenden Flächenanteile dem Einfluss der Tide vollständig entzogen und ausgesüßt sind. Das weiträumig gruppierte Eiderufer vor dem Karolinenkoog wird in der Zeit vom 1.5. bis 15.10. mit Schafen beweidet. In der Brutzeit bis zum 15.7. ist die Anzahl der Schafe auf ca. 5 Tiere / ha begrenzt.

Der Einfluss der Tide, die Rast von Tausenden von Gänsen (September bis Mitte Mai) und die Schafbeweidung führten dazu, dass die Vegetation flächendeckend niedrig war. Das Untersuchungsgebiet umfasste eine Fläche von ca. 85 ha, in der sich das Gros der Arbeiten auf die westliche Hälfte konzentrierte.

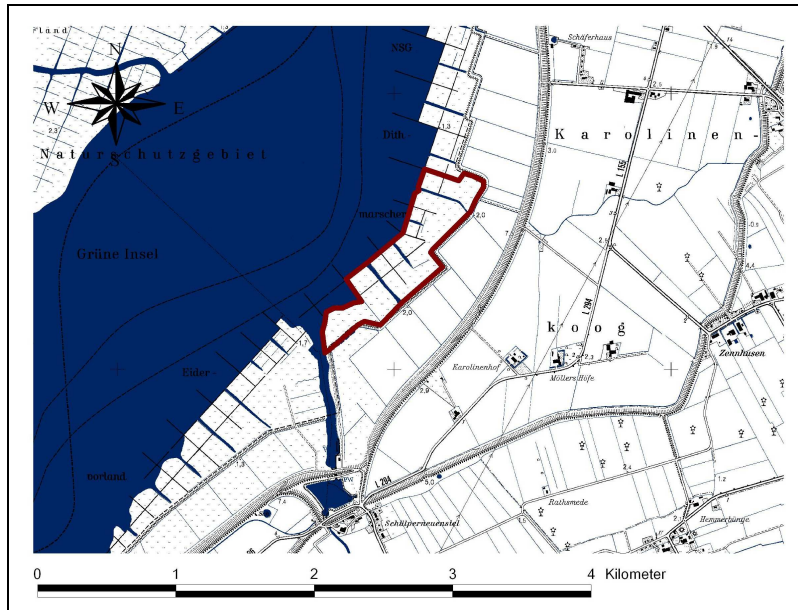


Abb. 2. Untersuchungsgebiet Dithmarscher Eidervorland.

Der binnenseitig gelegene Deich ermöglichte eine effektive Beobachtung der markierten Kiebitze.

2.2 Meggerkoog

Der Meggerkoog war eines der binnenländischen Untersuchungsgebiete in der Eider-Treene-Sorge-Region (Abb. 3). Das Gebiet ist durch eine intensive Grünlandbewirtschaftung auf Niedermoorboden gekennzeichnet. Einzelne Flächen werden derzeit als Maisacker bestellt. Vorherrschende Bewirtschaftungsform im Grünland sind Mähwiesen, die mit zwei bis drei Schnitten der Silageproduktion dienen bzw. nach dem ersten oder zweiten Schnitt beweidet werden.

Die Wiesenflächen beherbergen ein bedeutendes Vorkommen von bedrohten Wiesenvögeln wie Uferschnepfe, Großer Brachvogel und Kiebitz.

Die Untersuchungen in diesem Gebiet wurden in enger Zusammenarbeit mit dem Projekt „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz in der Eider-Treene-Sorge-Niederung“ und dem Projekt „Prädatoren“ durchgeführt. In diesem Zusammenhang finden in einem 431 ha großen Teilgebiet seit 2003 Untersuchungen zum Schlupf- und Bruterfolg des Kiebitzes statt (KÖSTER & STAHL 2001; KÖSTER & BRUNS 2002; KÖSTER et al. 2003; JEROMIN 2005, 2006, 2007, 2008). Damit lag eine gute Grundlage für die Untersuchungen vor.

Um einen Vergleich mit den vorjährigen Untersuchungen zu gewährleisten, wurden zusätzlich zu den Grünlandflächen auch Maisäcker miteinbezogen. Diese befanden sich hauptsächlich im Süden des Untersuchungsgebietes. Insgesamt wurden über 1.000 ha untersucht.

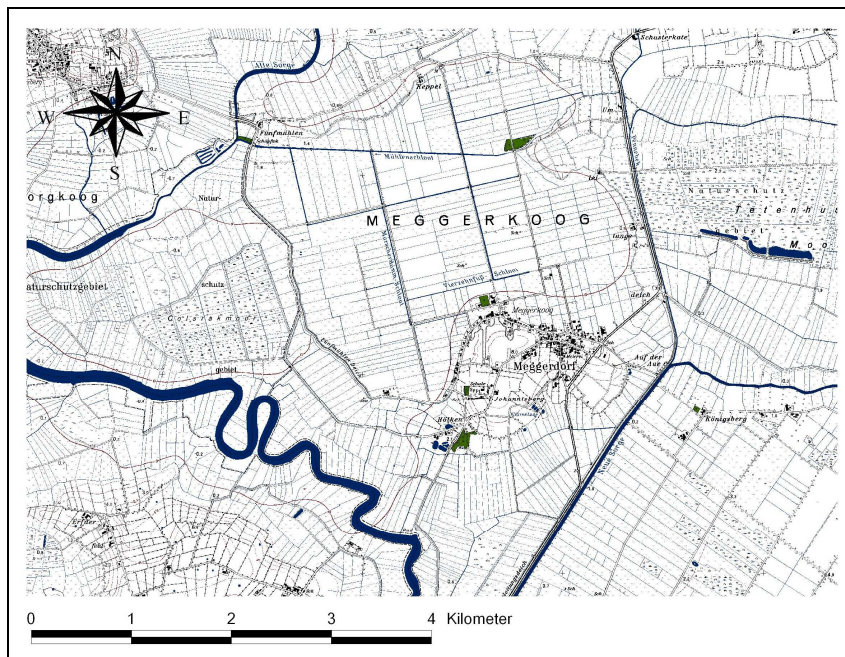


Abb. 3. Untersuchungsgebiet Meggerkoog.

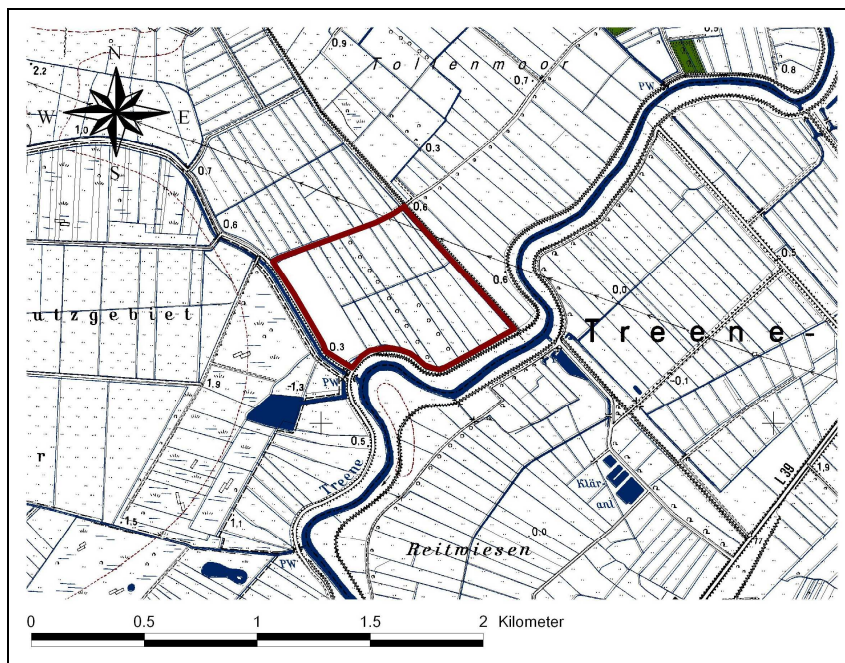


Abb. 4. Untersuchungsgebiet Tollenmoor.

2.3 Tollenmoor

Angrenzend an die Treene befinden sich die Untersuchungsflächen des Tollenmoores, des zweiten binnenländischen Untersuchungsgebietes (Abb. 4). Typisch für dieses Gebiet sind die extensiv bewirtschafteten Wiesen- und Weideflächen, die vom Wasserstand der Treene beeinflusst werden. Im Gegensatz zu 2007, als das Winterhochwasser der Treene zu länge-

ren Überflutungen im ausgehenden Winter führte, wiesen die untersuchten Flächen in den niederschlagsarmen Frühjahren 2008 und 2009 bereits im März keine Nassstellen mehr auf. Im Mai und somit noch zur Brutzeit der Kiebitze waren die Flächen dann bereits so weit abgetrocknet, dass sich erste Trockenrisse im Boden bildeten und somit die Nahrungserreichbarkeit für die Limikolen vermutlich stark eingeschränkt war. Wie bereits in den Vorjahren, wurden die Untersuchungsflächen mit Ausnahme zweier Ackerflächen als Silagewiesen bewirtschaftet.

3. Material und Methode

3.1 Fang und Beringung der Altvögel

In allen drei Gebieten wurde mit der gleichen Methodik wie in den Vorjahren vorgegangen. Es wurden zunächst jeweils möglichst viele Nester gesucht. Bei der Beobachtung eines brütenden Alttieres wurde sein Standort aufgesucht und das Gelege mit einem oder zwei unauffälligen Bambusstöcken in einem Abstand von zwei bis zehn Meter markiert. Die Lage des Nestes wurde in eine Karte eingetragen. Auf diesen Nestern wurde versucht, die brütenden Altvögel mit Hilfe von selbstauslösenden Prielfallen zu fangen. Unabhängig von der Bebrütungsdauer der gefundenen Kiebitzgelege wurde möglichst frühzeitig mit den Fangvorbereitungen begonnen. Hierzu wurde zunächst eine Prielfalle (Länge: 60 cm, Breite: 50 cm, Höhe: 25 cm) im Abstand von zwei Metern vom Nest abgelegt und in den Folgetagen in ein bis zwei weiteren Schritten bis unmittelbar an das Nest angenähert, um so eine Gewöhnung der Tiere an die Falle zu ermöglichen.

Für den direkten Fang wurden möglichst windstille, nicht zu heiße oder zu kühle Tage ausgewählt. Bei stärkerem Wind wurde die windanfällige Falle in ihrer Auslöseempfindlichkeit angepasst. Um die Eier nicht zu gefährden, wurden diese während des Fanges meistens durch Eiattrappen ausgetauscht (Abb. 5). Die Eier selbst wurden währenddessen vermessen und anschließend warm eingepackt.

Um einen effektiven Fang zu gewährleisten, musste teilweise der Bodengrund der Falle mithilfe von Bodenmaterial der Umgebung angepasst werden (siehe Abb. 6). Während des Fanges war immer ein Bearbeiter in Sichtnähe, um ein gefangenes Tier möglichst schnell aus der Falle zu entnehmen und so dessen Stress zu minimieren. Teilweise bemerkten die Vögel auch nicht den unmittelbaren Fang und brüteten unter der Falle auf den Eiattrappen, bis der Bearbeiter die Fläche betrat.

Die gefangenen Vögel wurden unmittelbar nach dem Fang beringt und vermessen. Die Beringung erfolgte mit jeweils fünf Farbringen: Zwei Ringe jeweils beidseitig über dem Intertarsalgelenk und ein gelber Ring als Kennring dieser Untersuchung zusammen mit einem Ring der Vogelwarte Helgoland unter dem linken Intertarsalgelenk (Abb. 7). Zur dauerhaften Haltbarkeit wurden die Ringe zusätzlich mit Sekundenkleber verklebt. Die verwendete Ringkombination ermöglicht eine dauerhafte, individuelle Erkennung bei späteren Beobachtungen. Die Auswahl der Farbringkombinationen wurde mit der Wader Study Group international abgestimmt. Von allen Kiebitzen wurde die Größe (Flügelänge, Tarsus, Schnabellänge bis Federansatz, Kopflänge) und Körpermasse aufgenommen.



Abb. 5. Kiebitzfang-Vorbereitungen (oben: Kiebitzgelege; unten: Austausch der Eier gegen Eiattrappen; Fotos: S. Abel).

3.2 Beringung der Jungvögel

Die Kiebitznester wurden teilweise zum Schlupftermin letztmalig kontrolliert und die gerade geschlüpften Küken mit einem Stahlring der Vogelwarte Helgoland beringt. Damit ließen sich die Küken später den Nestern und somit den Revierpaaren eindeutig zuordnen. Auch Küken von unberingten Altvögeln wurden beringt, um so die Stichprobe zur Berechnung der Überlebensrate zu erhöhen. Für eine Farbmarkierung waren die frisch geschlüpften Küken jedoch noch zu klein. Ab einem Alter von 6 Tagen, meist jedoch erst ab 14 Tagen, wurden die Jungvögel dann ebenfalls mit einer Farbringkombination versehen und deren Körpermasse gemessen. Hierzu wurden Kiebitzfamilien beobachtet und der Aufenthaltsort der Jungvögel aufgesucht. Die Jungvögel flüchteten meist nur wenige Meter und verbargen sich dann unter höherer Vegetation oder, auf ihre Tarnung vertrauend, auf offenen Boden, an Maulwurfshügeln oder an altem Rinderdung. Ältere Küken flüchteten hingegen oft über größere Strecken, so dass zu deren Auffinden eine zweite Person hilfreich war. Flüchteten die Jungvögel in angrenzende Grabenvegetation, so wurde diese systematisch abgesucht, und meist konnten dabei die jungen Kiebitze gefunden werden.

Die Jungvögel wurden ebenfalls unmittelbar nach dem Fang vermessen und beringt. Das Vorgehen war dabei dasselbe wie bei den Altvögeln. Wenn nur ein Teil der Küken einer Familie gefangen werden konnte, wurde die Beringung ortsnah durchgeführt, damit die Altvögel nicht währenddessen ihre verbliebenen Küken wegführten. Nach der Beringung und Vermessung wurden die Jungvögel zügig wieder am Fangort freigelassen (siehe Abb. 8).



Abb. 6. Kiebitzfang und Beringung (oben links: Anpassung des Fallenuntergrundes; oben rechts: fängige Falle; unten links: gefangener Kiebitz in der Falle; unten rechts: während der Beringung; Fotos: S. Abel, A. Helmecke, S. Kemnitzer).

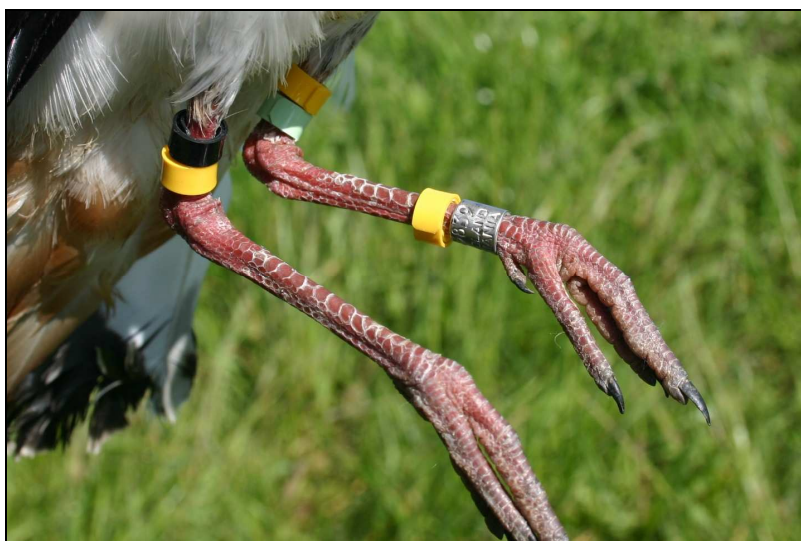


Abb. 7. Beispiel einer verwendeten Ringkombination (Foto: A. Helmecke).



Abb. 8. Kiebitzjungvögel (oben links: frisch geschlüpftes Küken; oben rechts: getarntes Küken; unten links: beim Vermessen; unten rechts: drei Küken beim Freilassen; Fotos: S. Kemnitzer, S. Glatt A. Helmecke).

3.3 Schlupf- und Bruterfolg

Alle markierten Nester wurden hinsichtlich des Gelegeschicksals regelmäßig kontrolliert. Bei Abwesenheit der Brutvögel wurde der Neststandort aufgesucht, um die Ursache festzustellen. Verluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten waren durch offensichtliche Veränderungen der Flächenstruktur und der Beschädigung der Markierungsstöcke sowie der Nestmulde deutlich zu erkennen. Prädation konnte nur bedingt anhand von Schnabel- oder Bissspuren festgestellt werden. Sowohl Krähen und Möwen als auch Raubsäuger entfernen oft die Eier aus dem Nest. Traten Gelegeverluste ohne erkennbare Einwirkung der Landwirtschaft auf und fehlten die Eier, wurde dieser Verlust den Prädatoren zugeordnet. Fanden sich hingegen keine Eier, aber feinste Schalensplitter auf dem Nestboden, so waren die Küken geschlüpft. Jedes Gelege, aus dem mindestens ein Küken schlüpfte, wurde als erfolgreich gewertet.

Die Dokumentation des Bruterfolges gelang mit Hilfe der Beobachtung der farbberingten Jung- und Altvögel, durch Fang nicht farbberingter Jungtiere und durch Beobachtung aller weiteren anwesenden Kiebitze. Junge Kiebitze gelten ab einem Alter von 21 Lebenstagen als flügel (NEHLS et al. 1997), der jeweilige Brutversuch somit als erfolgreich.

3.4 Ablesung farbberingter Kiebitze

Um möglichst viele der farbberingten Kiebitze aus den Vorjahren wiederzufinden, wurden von Anfang März bis Ende April 2009 alle Beringungsgebiete der Vorjahre und die nähere Umgebung derselben aufgesucht und alle beobachteten Kiebitze, nach Geschlechtern getrennt, notiert. Möglichst viele dieser Tiere wurden auf Farbringe kontrolliert und deren Kombinationen abgelesen. So erhielten wir für jede Fläche, jeweils für beide Geschlechter, eine Angabe zur Anwesenheit der Kiebitze, zur Anzahl angesehener und eine zur Anzahl farbberingter Kiebitze. Da davon auszugehen war, dass nicht alle Kiebitze unmittelbar ins Brutgebiet zurückkehrten, wurde das Suchgebiet wie auch schon 2008 auf 5 km Umkreis um alle Beringungsorte von 2007 und 2008 ausgedehnt. Dieses gesamte Suchgebiet von 361 km² (Abb. 9) wurde im März/April 2009 bis auf nicht begehbare Schutzbereiche in der Küstenregion komplett kartiert und Teilbereiche ein zweites Mal im Mai 2009.

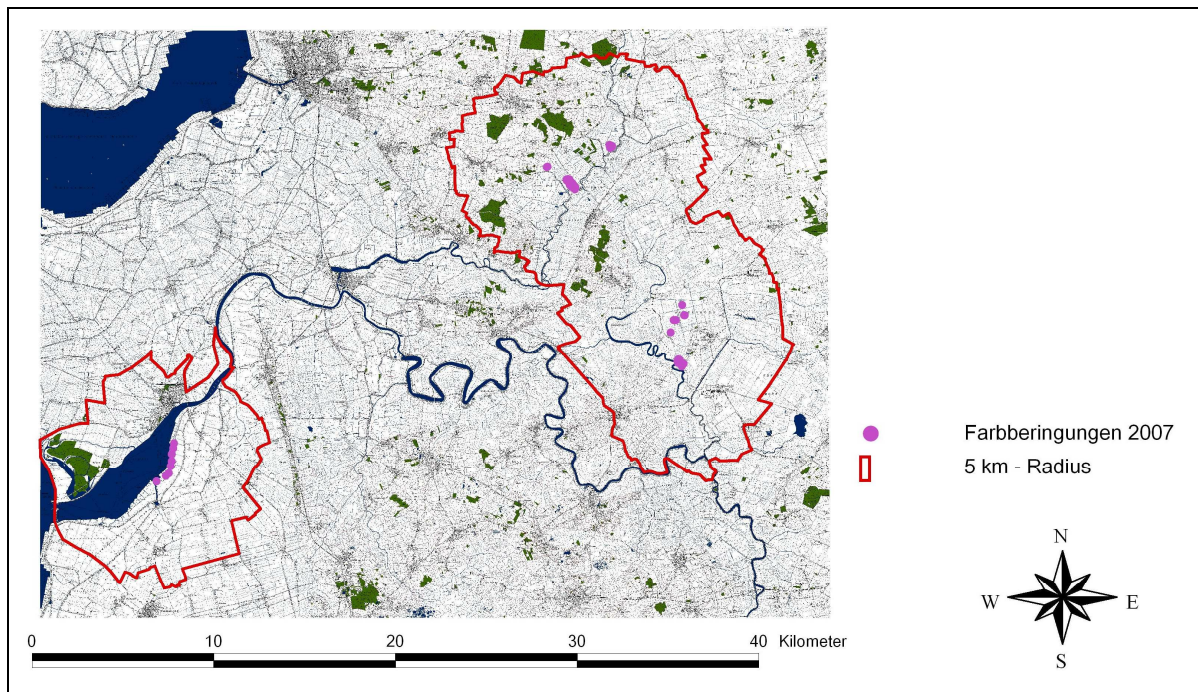


Abb. 9. Gebiet, in dem nach farbberingten Kiebitzen gesucht wurde.

Die unmittelbaren Beringungsgebiete der Jahre 2007-2009 wurden so oft wie möglich, mindestens alle fünf Tage aufgesucht. Angrenzende Wiesen und Äcker mit vielen Kiebitzen wurden zusätzlich regelmäßig kontrolliert. Alle Orte, an denen farbberingte Kiebitze beobachtet wurden, wurden ähnlich häufig wie die Beringungsgebiete kartiert.

3.5 Weitere Daten

Für die Aufstellung des Populationsmodells für den Kiebitz in Schleswig-Holstein wurden weitere Daten benötigt. Es handelt sich dabei um Angaben zum Bruterfolg von Kiebitzen, die einer Zusammenstellung von HÖTKER et al. (2007b) sowie weiteren, aktuelleren und zum Teil unveröffentlichten Berichten entnommen wurden. Zusätzlich wurden die Daten der Wiesenvogelmonitoring-Datenbank des Michael-Otto-Instituts im NABU ausgewertet um Aussagen über die Bestandsentwicklung des Kiebitzes in Schleswig-Holstein zu treffen und die Verbreitungsschwerpunkte des Kiebitzes in Schleswig-Holstein darstellen zu können. Die Daten-

bank beruht auf einem im Auftrag des schleswig-holsteinischen Umweltministeriums entwickelten Zählgebiets- und Monitoringsystems für Wiesenvogel in Schleswig-Holstein (HÖTKER et al. 2004).

3.6 Datenauswertung

Die Datenauswertung, statistische Analyse und Kartendarstellung erfolgte mit den Computerprogrammen MS-Excel, R und Arc View. Einige Tabellenwerte wurden direkt in SACHS (1978) nachgeschlagen. Die Auswertung der Trends erfolgte mit TRIM 3.54 (STRIEN et al. 2004). Die Überlebensraten wurden mit dem Programmpaket MARK (<http://warnercnr.colostate.edu/~qwhite/mark/mark.htm>, Nov. 2009) modelliert.

Der Schlupferfolg der markierten Gelege wurde nach MAYFIELD (1975) errechnet:

$$P=(1-T_V/T_K)^{30}$$

P: geschätzte Schlupferfolgsrate,

T_K: Anzahl der Tage, an denen Nester unter Kontrolle standen,

T_V: Anzahl der Verlusttage (entspricht der Anzahl der verlorengegangenen Nester).

Diese Methode berücksichtigt, dass einzelne Nester bereits frühzeitig, bevor sie gefunden worden sind, verloren gehen und eine alleinige Betrachtung der gefundenen Nester den Schlupferfolg überschätzt. Der Schlupferfolg ergibt sich dabei aus der täglichen Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester und der Brutdauer. Diese Berechnungsmethode erlaubt eine realistische Einschätzung der Höhe der Gelegeverluste bzw. des Schlupferfolges, da sie die Verluste für die gesamte Anwesenheitsdauer eines Geleges, vom Legebeginn bis zum Schlupf, berücksichtigt.

Für die Ermittlung der Prädationswahrscheinlichkeit wurde die tägliche Überlebensrate mit der Anzahl der Nestverluste verrechnet (MAYFIELD 1975).

4 Ergebnisse

4.1 Fang und Beringung

Zwischen dem 3.4.2009 und dem 2.6.2009 konnten 16 Altvögel, ausschließlich Weibchen, gefangen werden (Tab. 1). Im Zeitraum vom 17.4.2009 bis zum 26.6.2009 konnten insgesamt 25 Küken mit einem Vogelwartenring und zusätzliche 20 Küken mit Farbringen beringt werden. Die Gründe für den 2009 vergleichsweise niedrigen Fangerfolg werden in Kap. 4.5 aufgezeigt.

Tab. 1. Anzahl beringter adulter Kiebitze und Kiebitzküken in den Untersuchungsgebieten 2009.

Gebiete	Farbberingung			nur Metallring Jungvögel	Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel		
Tollenmoor	0	2	6	0	8
Meggerkoog	0	6	9	14	29
Dithmarscher Eidervorland	0	8	5	11	24
Summe	0	16	20	25	61

Über alle Untersuchungsjahre 2007 bis 2009 betrachtet, wurden insgesamt bisher 11 Männchen, 98 Weibchen und 114 Jungvögel farbberingt, die meisten davon im Dithmarscher Eidervorland (Tab. 2).

Tab. 2. In den Jahren 2007, 2008 und 2009 mit Farbringen markierte Kiebitze.

Gebiete	Farbberingung			Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel	
Tollenmoor	2	13	11	26
Meggerkoog	6	38	35	79
Dithmarscher Eidervorland	3	44	68	115
Summe	11	95	114	220

4.2 Schlupf- und Bruterfolg

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen war die Ermittlung des Schlupf- und Bruterfolges. Hierfür standen im Jahr 2009 144 Kiebitzgelege zur Verfügung. Im Durchschnitt aller Gebiete war eine Schlupfwahrscheinlichkeit von 21 % zu verzeichnen. Bedeutendster Verlustfaktor war die Prädation. Etwa 71 % der Kiebitzgelege wurden prädiert (Tab. 3). Die Schlupfraten waren deutlich niedriger als in den Vorjahren und die Prädationsraten deutlich höher. Landwirtschaftliche Verluste traten nur in einem Fall auf. Auffällig war die hohe Zahl verlassener bzw. nach dem Fang verlassener Gelege.

Zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten gab es Unterschiede in den Schlupfraten. Der Schlupferfolg war im Tollenmoor deutlich höher als in den übrigen Gebieten. Zu bedenken ist jedoch, dass hier nur eine relativ kleine Zahl von Nestern untersucht werden konnte.

Tab. 3. Größe, Schlupf- und Prädationswahrscheinlichkeit der Kiebitzgelege in den drei Untersuchungsgebieten 2009.

	Dithmarscher Eidervorland	Tollenmoor	Meggerkoog	Meggerkoog ohne Gelege in Schutz-zäunen	insgesamt
Anzahl Gelege	72	22	50	45	144
durchschnittliche Gelegegröße	3,7	3,81	3,6	3,56	3,69
Anzahl Mayfeldtage	779	299	528	424	1634
Prädationsverluste	40	3	25	25	68
Landwirtschaftsverluste	0	0	1	1	1
verlassen	1	2	2	1	5
unbekannte Verluste	1	0	0	0	1
Fangverluste	1	2	3	3	6
überschwemmt	6	0	0	0	6
Erfolgreich	23	15	19	15	57
tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit	0,941	0,977	0,945	0,934	0,949
Schlupfrate	16,0%	50,0%	18,0%	13,0%	21,0%
Prädationsrate	78,0%	26,0%	75,0%	82,0%	71,0%

Anhand der Farbberingungen, aber auch durch Beobachtungen unberingter Jungvögel ließ sich der Bruterfolg der Kiebitze in den drei Untersuchungsgebieten abschätzen. Im Tollenmoor wurde kein einziger Jungvogel flügge. Das Gebiet ist relativ klein und gut einsehbar, so dass sicher davon ausgegangen werden kann, dass keine Jungvögel übersehen wurden. Die wenigen geschlüpften Küken verschwanden bereits kurz nach dem Schlupf. Tab. 4 zeigt die gesamten Bruterfolge der Untersuchungsgebiete, die sich aus den Beobachtungen farb- und unberingter Jungvögel zusammensetzen.

Tab. 4. Kiebitzbruterfolg in den Untersuchungsgebieten 2009.

	Anzahl Reviere	Flügge Küken	Bruterfolg (flügge Küken/Revier)
Dithmarscher Eidervorland	89	15-20	0,2
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	16	8	0,5
Tollenmoor	6	0	0

Im Meggerkoog wurden - wie in den Vorjahren - auf einer Teilfläche von 431 ha (Langzeitprobefläche) regelmäßige Revierkartierungen und Bruterfolgsuntersuchungen durchgeführt (JEROMIN in Vorb.). In 16 Revieren wurden acht Küken flügge. Im Dithmarscher Eidervorland konnte die Zahl der flüggen Jungvögel nur geschätzt werden, da die Familien mit ihren Jungen an den Rand der Eiderwatten wanderten, wo die Jungvögel vom Beobachter nicht mehr gesehen werden konnten. Der ermittelte Bruterfolg von 0,2 Jungvögeln pro Revier ist als Minimum zu betrachten.

4.3 Rückkehraten, Anwesenheitsdauer und Wanderbewegungen beringter Kiebitze

Wie im Vorjahr wurde versucht, möglichst viele der in den Vorjahren farbberingten Kiebitze zu kontrollieren. Die Ablesemöglichkeiten der Kiebitze schwankten innerhalb der Saison und unterschieden sich deutlich zwischen den Habitaten. Die meisten Ablesungen gelangen im zeitigen Frühjahr vor Beginn des Vegetationswachstums, auf den frisch angesäten Ackerflächen oder der Wiesenneueinsaat. Nach der Mahd der Wiesen waren ebenfalls kurzzeitig gute Ablesemöglichkeiten gegeben. Im Dithmarscher Eidervorland war durch Gänseäsung im Winter und beginnenden Frühling und die Schafbeweidung ab Mai vergleichsweise niedrige Vegetation vorhanden und damit während der gesamten Untersuchungsperiode relativ gute Beobachtungsbedingungen gegeben. Insgesamt wurden im Jahre 2009 309 Ablesungen getätigt.

Die Komplettkartierung der Brutgebiete und deren Umgebung im 5 km-Radius im März und April erbrachte Informationen zu fünf beringten Männchen und 39 beringten Weibchen. Zusätzlich konnten acht in den Jahren zuvor beringte Jungvögel identifiziert werden (Tab. 5).

Von den 47 im Jahre 2008 gefangenen adulten Kiebitzen kehrten 2009 21 (entspricht 45%) zurück. Von den 31 Altvögeln, die 2008 bereits markiert waren, wurden 21 (entspricht 65%) wiedergesichtet. Der Unterschied ist statistisch knapp nicht signifikant ($\chi^2=2,95$; $p=0,09$).

Zwischen den drei Untersuchungsgebieten gab es hinsichtlich der Rückkehraten im Gegensatz zu 2008 deutliche Unterschiede (Tab. 6). Sowohl die Rückkehraten der Altvögel ($\chi^2=4,30$; $p<0,05$) als auch die der Jungvögel ($\chi^2=14,29$; $p<0,001$) waren 2009 signifikant geringer als 2008.

Tab. 5. Anzahlen der 2008 und 2009 zurückgekehrten farbberingten Kiebitze in den drei Untersuchungsgebieten (Meg = Meggerkoog, Tol = Tollenmoor, Dith = Dithmarscher Eidervorland).

Jahr	adulte Männchen				adulte Weibchen				Küken			
	Dith	Meg	Tol	Summe	Dith	Meg	Tol	Summe	Dith	Meg	Tol	Summe
Beringung 2007	1	1	2	4	23	7	13	43	15	14	4	33
Ablesung 2008	0	1	2	3	16	4	8	28	3	5	1	9
Ablesung 2009	0	1	2	3	9	3	8	20	4	3	0	7
davon Ablesung 2009 aber nicht 2008	0	0	0	0	1	0	2	3	2	1	0	3
Beringung 2008	0	5	0	5	15	25	2	42	48	11	0	59
Ablesung 2009	0	2	0	2	12	6	1	19	1	0	0	1

Tab. 6. Rückkehrrate farbberingter Kiebitze, berechnet aus Tab. 7.

Rückkehraten (%)	M	W	ad	Kü	ad Dith	ad Meg	ad Tol
2007-2008	75	65	66	27	67	63	67
2008-2009	63	54	55	2	67	34	90

Es konnten 2009 insgesamt drei intersaisonale Umsiedlungen von Kiebitzen zwischen einzelnen Untersuchungsgebieten festgestellt werden:

Fall 1. Als Küken 2007 im Meggerkoog beringt, 2008 keine Ablesung, 2009 Brutvogel im Börmer Koog, Männchen.

Fall 2. Als ad. Weibchen 2007 im Tollenmoor beringt, 2008 Brutvogel in Wohlde, 2009 Brutvogel in Börm.

Fall 3. Als ad. Weibchen 2008 im Meggerkoog beringt, 2009 vor der Brutzeit an der Sorge abgelesen, nach der Brutzeit im Meggerkoog abgelesen.

Ähnlich wie im Vorjahr wurden 28 % der Altvögel nur vor der Brutzeit im Beringungsgebiet gesichtet. Auch im Dithmarscher Eidervorland blieben – im Gegensatz zum Vorjahr – nicht alle frühen Rückkehrer bis zur Brutzeit im Untersuchungsgebiet. 55 % der zurückgekehrten Kiebitze konnten sowohl vor als auch während der Brutzeit beobachtet werden und 17 % wurden nur während der Brutzeit angetroffen (Tab. 7). Die Zahlen in Tab. 7 liegen teilweise über denen von Tab. 7, da auch solche Kiebitze berücksichtigt wurden, die 2007 beringt und 2008 oder 2009 zurückgekehrt waren.

Tab. 7. Aufenthaltszeitraum der zurückgekehrten Kiebitze in den Untersuchungsgebieten (Brutzeit: ab ab 25.3.; Tol = Tollenmoor, Meg = Meggerkoog, Dith = Dithmarscher Eidervorland; M = Männchen, W = Weibchen, Vj: vorjährige Kiebitze).

	nur vor der Brutzeit			vor und in der Brutzeit			nur in der Brutzeit			Gebietswechsel in der Brutzeit		
	M	W	Vj	M	W	Vj	M	W	Vj	M	W	Vj
Dith	0	8	1	2	11	0	0	7	0	0	0	0
Meg	1	1	0	3	8	0	1	1	0	1	2	0
Tol	2	2	0	0	5	0	0	0	0	0	1	0

4.4 Überlebensraten beringter Kiebitze

Für die Schätzung der Überlebensraten anhand markierter Individuen stehen verschiedene Methoden zur Verfügung, von denen viele in dem Programmpaket MARK zusammengefasst sind. Bei der Modellierung wird davon ausgegangen, dass sich die Menge der nach einem Jahr noch lebenden Individuen zusammensetzt aus denjenigen, die gesehen werden, denjenigen die nicht gesehen werden, obwohl sie im Untersuchungsgebiet vorhanden sind, und denjenigen, die das Untersuchungsgebiet dauerhaft verlassen haben und nicht mehr gesehen werden, obwohl sie noch leben. Letztere können bei der Modellierung nicht berücksichtigt werden, deshalb ist das Ergebnis der Modellierung keine absolute Überlebensrate, sondern eine sogenannte lokale Überlebensrate (Φ), die die tatsächliche Überlebensrate gewöhnlich unterschätzt. Die Tatsache, ob ein Individuum im Untersuchungsgebiet wiedergesehen wird, hängt auch von der Wiedersichtungswahrscheinlichkeit (p) ab, die ihrerseits durch verschiedene Parameter (Aufwand für Wiedersichtungen, Wetter im Untersuchungsgebiet etc.) beeinflusst werden kann. In Mark werden sowohl Φ als auch p modelliert. Beide Parameter können sich von Jahr zu Jahr und zwischen den Altersstufen und den Geschlechtern unterscheiden. In Mark werden prinzipiell alle möglichen Kombinationen aus konstanten bzw. jahr-, alters- und geschlechtsspezifischen Φ und p modelliert. Anhand des Akaike-Informationskriteriums wird dann entschieden, welches Modell das aussagekräftigste ist. Die besten drei Modelle und ihre Akaike-Werte sind in Tab. 8 dargestellt. Ausgewählt wurde das Modell, bei dem sich die lokale Überlebensrate von einjährigen und adulten Kiebitzen unterscheidet, aber keine Unterschiede zwischen den Jahren oder Geschlechtern auftauchen, und sich die modellierten Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten zwischen 2008 und 2009 unterscheiden.

Die Schätzwerte für dieses Modell sind in Tab. 9 dargestellt. Es zeigt eine hohe jährliche Überlebensrate der Altvögel von 0,867, deren Schätzung, wie das große Konfidenzintervall zeigt, jedoch noch sehr unsicher ist. Die Überlebensrate der Jungvögel von 0,217 ist sehr niedrig und vermutlich auf die besonderen Umstände des Jahres 2009 zurückzuführen (siehe Kap. 4.5).

Tab. 8. Modelle zur Abschätzung der Überlebensraten von Kiebitzen anhand der Beringungen aus den Jahren 2007 und 2008 und der Ablesungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008 und 2009.

Model	QAICc	Delta QAICc	QAICc Weights	Model Likelihood	Num. Par.	QDeviance
{ Φ (a) p (t) PIM}	1672,216	0,000	0,467	1,000	4	135,670
{ Φ (a) p (.) PIM}	1677,653	0,544	0,356	0,762	3	161,836
{ Φ (g*a) p (t) 1fix}	1691,591	19,375	0,177	0,380	5	134,128

Tab. 9. Parameter des ausgewählten Modelle zur Abschätzung der Überlebensraten von Kiebitzen anhand der Beringungen aus den Jahren 2007 und 2008 und der Ablesungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008 und 2009.

Parameter	Schätzung	SE	95% Konfidenzintervall	
			Untere Schranke	Obere Schranke
Überlebensrate (Φ) 1. Lebensjahr	0,217	0,081	0,099	0,413
Überlebensrate (Φ) Adulte	0,867	0,106	0,518	0,975
Sichtungswahrscheinlichkeit (p) 2008	0,762	0,109	0,497	0,912
Sichtungswahrscheinlichkeit (p) 2009	0,554	0,121	0,322	0,765

4.5 Besonderheiten des Untersuchungsjahres 2009

Das Kiebitz-Untersuchungsjahr 2009 unterschied sich in mehrerer Hinsicht deutlich von den Vorjahren. Damit die 2009 beobachteten Phänomene richtig eingeordnet werden können, sollen sie hier kurz im Überblick dargestellt werden.

Bestandsrückgänge

In allen Untersuchungsgebieten gab es Bestandsrückgänge, die vor allem im Meggerkoog dramatisch waren (Tab. 10). Zum Teil dürften diese Einbrüche durch Umsiedlungen erklärbar sein (Bestandsanstieg im benachbarten Börmer Koog, H. JEROMIN, mündl. Mitt.). Es gab jedoch offensichtlich auch in anderen Teilen Norddeutschlands ähnlich Rückgänge der Kiebitzbestände (J. MELTER, mündl. Mitt.), so dass es sich nach gegenwärtigem Kenntnisstand um ein überregionales Phänomen handeln dürfte.

Tab. 10. Kiebitzbestände in den Untersuchungsgebieten 2007 bis 2009.

	Anzahl Reviere 2007	Anzahl Reviere 2008	Anzahl Reviere 2009
Dithmarscher Eidervorland	82	112	89
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	44	37	16
Tollenmoor	41	10	6

Erhöhte Empfindlichkeit der Kiebitze gegenüber Störungen

Im Gegensatz zu den Vorjahren zeigten sich Kiebitze außerordentlich empfindlich gegenüber Störungen in der Nähe der Nester. Das Ablegen von Fallen in Nestnähe, das in den Jahren 2007 und 2008 von den Brutvögeln toleriert wurde, führte 2009 zu temporären Nestaufgaben. Ähnliches galt für die Installation von Nestkameras. Erst nach dem Entfernen der Fallen bzw. der Kameras kehrten die Altvögel zu ihren Nestern zurück. In vielen Fällen wurde deshalb auf den Fang verzichtet, so dass die Fangzahlen 2009 nicht die Höhe der Vorjahre erreichte (Tab. 1). Wären die Fangversuche wie gewohnt durchgeführt worden, wäre der Anteil aufgegebener Nester, der sich jetzt nicht signifikant von den Vorjahren unterschied ($\text{Chi}^2=0,37$; n.s.), erheblich höher geworden. Auch im Dithmarscher Vorland hielten sich 2009 zahlreiche individuell markierte Kiebitze nur kurz vor der Brutzeit im Gebiet auf und wurden danach nicht mehr gesehen. Dieses Phänomen war in den Vorjahren nur in den binnenländischen Untersuchungsgebieten aufgetreten.

Im Jahr 2009 wechselten vier Altvögel innerhalb der Saison ihren Brutplatz, in drei Fällen kam es zu einer Umsiedlung vom Brut- bzw. Geburtsort. 2008 hatte es lediglich drei Umsiedlungen innerhalb der Saison gegeben und keine Umsiedlung gegenüber dem Jahr zuvor.

Rückkehrraten

Die Bestandsrückgänge gingen einher mit einer Reduktion der Wiedersichtungsraten, besonders bei den Jungvögel. Während 2008 9 der 33 im Jahr zuvor individuell farbberingten Küken gesichtet werden konnten, wurde 2009 lediglich eines der 2008 beringten 59 Küken wiedergesehen. Der Unterschied ist statistisch signifikant ($\text{Chi}^2=14,29$; $p<0,001$). Auch die im Jahr zuvor beringten Altvögel wurden 2009 zu einem signifikant geringeren Anteil (21 von 47) als 2008 (31 von 47) wiedergesichtet ($\text{Chi}^2=4,30$; $p<0,05$).

Die ersten Berechnungen der Überlebensraten (siehe Kap. 4.4) zeigen, dass die unterschiedlichen Wiedersichtungsraten zwischen den Jahren möglicherweise nicht auf unterschiedliche Mortalitätsraten (Φ) zurückzuführen sind. Das angenommene Modell weist hingegen eine für 2009 geringere Kontrollwahrscheinlichkeit (p) aus. Da 2009 eher intensiver als 2008 auf Farbringträger geachtet wurde, drückt diese Zahl aus, dass 2009 Kiebitze nicht so gut ablesbar waren wie 2008. Dies wiederum dürfte mit den geringeren Aufenthaltszeiten 2009 und eventuell der größeren Empfindlichkeit der Vögel im Jahre 2009 zu tun haben.

Geringe Investitionen in die Reproduktion

Neben der hohen Störungsempfindlichkeit fiel 2009 die geringe Gelegegröße auf. Der Anteil der Gelege mit nur drei Eiern war mit 31% signifikant höher als in den Vorjahren ($\text{Chi}^2=18,12$; $p<0,001$). Es kann ausgeschlossen werden, dass der Raub einzelner Eier für dies Ergebnis verantwortlich gemacht werden kann, da Eierräuber gewöhnlich nach einiger Zeit das gesamte Gelege vernichten.

Körpermassen

Die bisherigen Befunde deuteten darauf hin, dass Kiebitze 2009 mit einer möglicherweise sehr schlechten Körperkondition in die Brutzeit gestartet sein könnten. Um dies zu überprüfen, wurden die Körpermassen der auf den Nestern gefangenen Weibchen aus den verschiedenen Jahren verglichen.

Erstaunlicherweise waren die gefangenen Kiebitzweibchen 2009 deutlich schwerer als in den vergangenen Jahren (Abb. 10). Eine Zweifweg-Varianzanalyse (Tab. 11) zeigt, dass es einen signifikanten Jahreseffekt gab und dass auch der Ort einen signifikanten Einfluss hatte. Die Kiebitzweibchen an der Küste waren schwerer als die im Binnenland. Auch die Interaktion von Jahr und Ort war signifikant, das heißt, dass Kiebitze an verschiedenen Orten unterschiedlich auf die Bedingungen der einzelnen Untersuchungsjahre reagierten.

Ein Tukey-Post-Hoc-Test (Tab. 12) zeigt, dass es tatsächlich das Jahr 2009 war, das für die Unterschiede verantwortlich war. Während sich die Körpermassen in den Jahren 2007 und 2008 nicht signifikant unterschieden, waren die Unterschiede beider Jahre gegenüber 2009 jeweils signifikant.

Tab. 11. Ergebnisse einer Zweifweg-Varianzanalyse der Körpermassen brütender Kiebitzweibchen in den Untersuchungsgebieten 2007 bis 2009.

	DF	Sum Sq	Mean Sq	F value	p
Jahr	1	2075,9	2075,9	116,1	0,00096
Ort	1	2564,1	2564,1	143,4	0,00027
Jahr x Ort	1	901	901	50,4	0,02706
Residuen	96	17160,2	178,8		

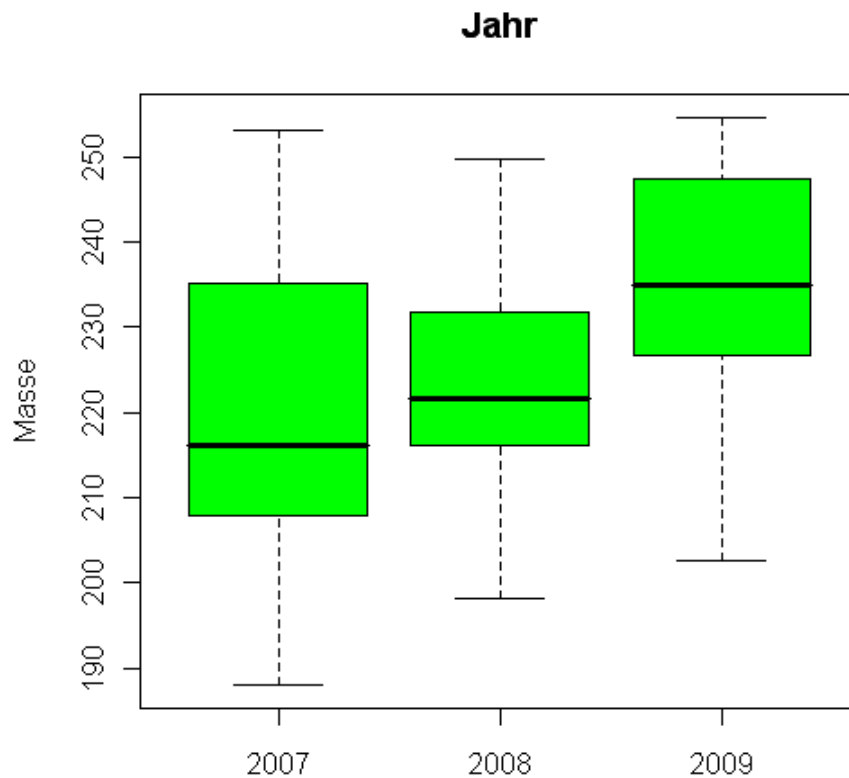


Abb. 10. Körpermassen brütender Kiebitzweibchen in den Untersuchungsgebieten in den Jahren 2007 bis 2009. Boxplotdarstellung: Waagerechte Linie: Median, innerhalb des grünen Bereichs 50% aller Daten, gestrichelte Linie Extremwerte.

Tab. 12. Ergebnisse eines Tukey-Post-Hoc-Tests der Körpermassen brütender Kiebitzweibchen in den Untersuchungsgebieten 2007 bis 2009. Es sind die Irrtumswahrscheinlichkeiten (p) angegeben.

Jahr	2008	2009
2007	0,471	0,0037
2008		0,0443

Die Befunde, insbesondere die hohen Körpermassen, lassen eine evolutionsbiologische Deutung der Phänomene zu. Wenn man davon ausgeht, dass Investitionen in die Reproduktion Kosten verursacht (Energie, Risiken), die das weitere Überleben eines Altvogel gefährden können, spricht Vieles dafür, dass Kiebitze 2009 stärker als in den Jahren zuvor auf die Sicherung des eigenen Überlebens achteten, als auf die Maximierung ihrer Reproduktionsleistung. Sie reagierten empfindlich auf Störungen und brachten sich damit selbst in Sicherheit auf Kosten des Geleges. Sie investierten durchschnittlich weniger Energie in die Produktion von Eiern (drei statt vier Eier pro Gelege) und sie stellten offensichtlich sicher, selbst während der Bebrütungsphase immer in guter Kondition zu bleiben und ggf. energetisch schwierige Zeiten mit eigenen Reserven bestreiten zu können. Allerdings lässt sich auch nicht völlig ausschließen, dass 2009 vor allem nur noch die größeren Vögel zur Brut schritten. So war die Flügelänge 2009 höher als in den anderen Jahren (ANOVA; $F=5,256$;

$p=0,02$). Bei den anderen Körpermaßen (Schnabel, Fuß, Tarsus) konnten allerdings keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren festgestellt werden.

Der Auslöser für die genannten Reaktionen liegt derzeit noch im Dunkeln. Da offensichtlich ein großer Bereich, vielleicht ganz Norddeutschland, betroffen war, ist nicht davon auszugehen, dass es sich um lokale Faktoren handelt. Möglicherweise waren bestimmte Wetterlagen auf dem Heimzug oder während der Ankunft der Kiebitze ausschlaggebend. Eine erste Analyse von Wetterdaten brachte allerdings noch keine Ergebnisse.

5. Diskussion der Ergebnisse und Entwicklung eines Populationsmodells

5.1 Schlupf- und Bruterfolg

Die Untersuchungen 2009 zeigten wie in den Vorjahren auch (HELMECKE et al. 2007, 2008) vergleichsweise niedrige Schlupf- und hohe Prädationsraten. Die in unserer Studie ermittelten Bruterfolgsdaten ordnen sich ebenso wie die Prädationsraten in das allgemeine Bild ein (siehe HÖTKER et al. 2007b) und sind nicht als Ausreißer zu betrachten, sondern sind stattdessen typisch für heutige Kiebitzpopulationen.

5.2 Rückkehr ins Schlupf- bzw. Brutgebiet

Die Farbberingung der Kiebitze, die 2007 in drei Untersuchungsgebieten im Binnenland und an der Küste begonnen wurde, konnte 2008 und 2009 fortgesetzt werden. Zusätzlich wurden die Rückkehreraten der in den jeweiligen Vorjahren beringten oder abgelesenen Kiebitze untersucht. Da Kiebitze teilweise erst im dritten oder vierten Lebensjahr erstmalig brüten (THOMPSON et al. 1994) und erst dann ihr individuelles Brutgebiet wählen, ist nach drei Jahren Untersuchungszeit noch keine abschließende Analyse möglich. Diese wird zusätzlich dadurch erschwert, dass 2009 ein außergewöhnliches Jahr mit einer extrem geringen Wiedersichtungsrate der Jungvögel war. So ist zu erwarten, dass einige der Jungvögel, die 2008 und 2009 nicht gesichtet wurden, erst in den kommenden Jahren ins Schlupfgebiet oder dessen Umgebung zurückkehren.

Nach dem dritten Untersuchungsjahr konnten allerdings erstmals Überlebensraten für Kiebitze in den Untersuchungsgebieten berechnet werden. Genau genommen handelt es sich um sogenannte lokale Überlebensraten, die unterschiedliche Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten berücksichtigen. Die Berechnungsverfahren können aber nicht diejenigen Vögel einbeziehen, die das Gebiet dauerhaft verlassen haben und deshalb nicht mehr wiedergesehen werden, obwohl sie noch leben. Die lokalen Überlebensraten unterschätzen deshalb die tatsächlichen Überlebensraten (siehe Kap. 4.4).

Wegen des relativ geringen Stichprobenumfangs und der geringen Anzahl der Jahre sind die ermittelten Werte noch als vorläufig anzusehen. Dies drückt sich durch die noch sehr großen Konfidenzintervalle für die Schätzungen aus. Die Überlebensraten für einjährige Vögel dürften sogar wegen des „Ausfalljahres“ 2009 komplett unrealistisch sein. Hier können erst weitere Untersuchungsjahre Klarheit bringen.

Die Überlebensraten der Altvögel von 0,867 sind höher als alle jemals bei Kiebitzen gemessenen Werte (Tab. 13). Dies hat Auswirkungen für die Beurteilung der populationsbiologischen Daten aus Schleswig-Holstein (siehe unten).

Tab. 13. Schätzungen der Überlebensraten von adulten (a) and juvenilen (j) Kiebitzen (aus ROODBERGEN in HÖTKER et al. 2007b). Erklärungen: m: Männchen; f: Weibchen; Methode: L: Wiedersichtungen lebender Vögel; (r): nur Rückkehrate, nicht um Wiedersichtungswahrscheinlichkeit korrigiert; D: Todfund; (LACK 1954) bzw. (HALDANE 1955): Methoden von LACK bzw. HALDANE ohne Korrektur um Fundwahrscheinlichkeit. Quellen: 1) KING et al., in prep., 2) BESBEAS et al. (2002), 3) BERG et al. (2002), 4) CATCHPOLE et al. (1999), 5) PEACH et al. (1994), 6) BAK & ETTRUP (1982), 7) HALDANE (1955) in BOYD (1962), 8) KRAAK et al. (1940).

Land	Saison	Jahre	Methode	Anzahl Beringungen	Anzahl Wiederfunde	Überlebensrate 1. Lebensjahr	Überlebensrate Altvögel	Trend der Überlebensrate	Populations-trend	Quelle
Großbritannien	Brutzeit	1963-1998	D			0,63 (0,53-0,66)	0,82 (0,70-0,87)	0	neg.	1 und 2
Schweden	Brutzeit	1987-1994	L(r)	127			0,74 (0,66-0,88)		0	3
Großbritannien	Brutzeit	1963-1992	D	95186	870		0,828	0		4
Großbritannien	Brutzeit	1930-1988	D		a 1085, j 484		0,812	0	neg.	4
Großbritannien	Brutzeit	1930-1988	D (Haldane)		a 1085, j 484	0,6	0,71 (^{'30-'88}), (0,66 in '30-'61, 0,75 in '61-'88)	a +, j 0	neg.	5
Dänemark		1920-1978	D (Lack)		921	0,56	0,67			6
Großbritannien		vor 1952	D (Haldane)		728	0,58	0,66			7
Europa		vor 1938	D (Lack)		978	0,6	0,6			8

5.3 Schätzung der Mindestbruterfolgsrate für Kiebitze in Schleswig-Holstein

Die Berechnung der jährlichen Überlebensrate schleswig-holsteinischer Kiebitze ermöglicht erstmals eine genauere Beurteilung des minimalen Reproduktionserfolgs, der notwendig ist, um die Population stabil zu halten. Bisher war der gängige Richtwert für diese Frage 0,83 flügge Küken pro Paar, der von PEACH et al. (1994) anhand einer Untersuchung britischer Kiebitze ermittelt wurde. Der Wert basiert unter anderem auf der Annahme, dass alle Jungvögel bereits im ersten Lebensjahr brüten. Wegen der noch großen Unsicherheit der schleswig-holsteinischen Daten sind die nachfolgenden Ausführungen als vorläufig zu betrachten.

Der Ermittlung des minimalen Reproduktionserfolgs liegen folgende Annahmen zugrunde:

- Die jährliche Überlebensrate adulter Kiebitze beträgt konstant 0,867. Pro Jahr und pro Paar müssen also jährlich durchschnittlich $2 \times (1 - 0,867) = 0,266$ Altvögel ersetzt werden.
- Die Überlebensrate der flüggen Jungvögel bis zur Brutzeit des nächsten Jahres beträgt 0,6 (am häufigsten in Tab. 13 genannter Wert). Danach beträgt die jährliche Überlebensrate konstant 0,867.
- Der Bruterfolg besitzt einen konstanten Wert, der nicht abhängig vom Alter ist.

Die minimale jährliche Reproduktionsrate R_m , unter der Annahme, dass alle Kiebitze bereits im ersten Lebensjahr brüten, lässt sich durch Auflösen der Gleichung

$$0,266 = 0,6 \times R_m$$

errechnen. Sie beträgt 0,44. Legt man die von PEACH et al. ermittelte Überlebensrate von 0,63 zugrunde, verringert sich der Wert sogar auf 0,42. Dies ist nur knapp die Hälfte des von PEACH et al. ermittelten Wertes.

Es ist allerdings nicht realistisch, von einem Brutbeginn sämtlicher Jungvögel im ersten Lebensjahr auszugehen. Deshalb wurde berücksichtigt, dass ein Teil der Jungvögel erst später mit der Brut beginnt. Der Einfachheit halber wurde von einem Brutbeginn spätestens im zweiten Lebensjahr ausgegangen. Bei der Berechnung wurde der Anteil der im ersten und im zweiten Lebensjahr brütenden Kiebitze berücksichtigt. Die Werte wurden mit Hilfe eines iterativen Verfahrens angepasst.

Um die Robustheit der Berechnungen zu überprüfen, wurden nacheinander die Variablen „jährliche Überlebensrate der Altvögel“, „jährliche Überlebensrate der Jungvögel“ und „Anteil der erst im zweiten Lebensjahr brütenden Jungvögel“ variiert und ihr Einfluss auf die minimale jährliche Reproduktionsrate anhand von Modellrechnungen bestimmt (Abb. 11). Es zeigte sich, dass die beiden Überlebensraten jeweils einen sehr starken Einfluss auf die erforderlichen Reproduktionsraten besaßen, während der Anteil der spät ins Brutgeschäft einsteigenden Jungvögel weniger bedeutsam war. Als realistischer Wert für Schleswig-Holstein kann ein Wert von 0,6 flügge Küken pro Jahr angesehen werden, der bei einer Jungvogelüberlebensrate von 0,6, einer Altvogelüberlebensrate von 0,867 und einem Brutanteil im ersten Lebensjahr von 50 % errechnet werden kann.

In Schleswig-Holstein wurde der oben berechnete kritische Reproduktionswert nur relativ selten erreicht. Im Mittel aller 67 Studien betrug die Reproduktionsrate 0,37 flügge Jungvögel pro Paar, der Median lag bei 0,24 Jungvögeln pro Paar. Mit einer Studie ist eine Untersuchung von mindestens fünf Paaren in einem Gebiet und einem Jahr gemeint. Untersuchungen im selben Gebiet in unterschiedlichen Jahren wurden als unterschiedliche Studien gewertet. Nur noch 15 der ausgewerteten Studien überstiegen den Wert. Die Überschreitungen geschahen 6 x im Meggerkoog, 5 x auf Eiderstedt 2 x im Beltringharder Koog und 2 x auf Pellworm.

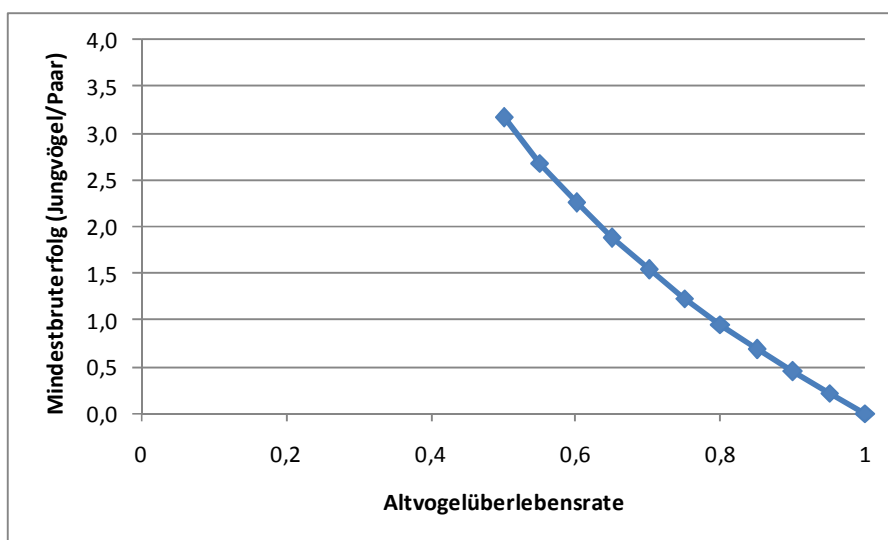
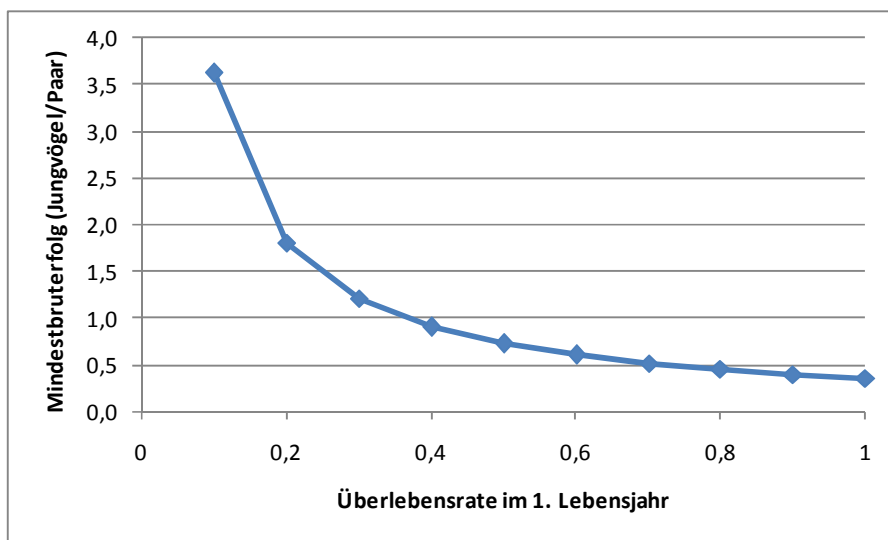
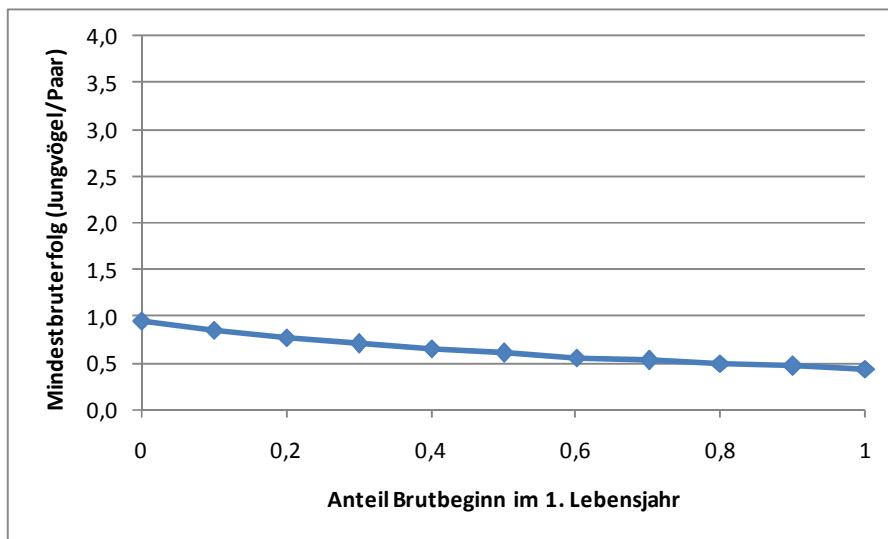


Abb. 11. Modellierte, zum Bestandserhalt notwendige minimale Bruterfolge von Kiebitzen in Schleswig-Holstein in Abhängigkeit vom Anteil der Jungvögel, die im ersten Lebensjahr mit der Brut beginnen, von der Überlebensrate im ersten Jahr und von der Altvogelüberlebensrate. Einzelheiten siehe Text.

5.4 Bestandssituation des Kiebitzes in Schleswig-Holstein

Innerhalb der Zählgebiete des Wiesenvogelmonitorings nahmen die Bestände des Kiebitzes von 1990 bis 2008 um etwa 10% bis 15% ab. Da die Zählgebiete die bedeutsameren Wiesenvogelgebiete in Schleswig-Holstein und auch viele Schutzgebiete umfassen, kann davon ausgegangen werden, dass der Rückgang im gesamten Land stärker war als in Abb. 12 suggeriert. So deuten auch die Daten des Monitorings häufiger Brutvögel des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten auf stärkere Abnahmen hin (DDA, J. SCHWARZ DDA in litt, HÖTKER et al. 2007a). Auch die landesweiten Schätzungen anhand der Brutvogelatlasdaten sanken von 16.000 um 1990 (KNIFF et al. 1995) auf ca. 12.500 um 2005 (B. KOOP, in litt.), also um 20%.

In Anbetracht der geringen Reproduktionserfolge, die Kiebitze in den vergangenen Jahren in Schleswig-Holstein erzielt haben, erscheinen die beobachteten Rückgänge als erstaunlich moderat. Die beobachtete Populationsentwicklung und die geringen Bruterfolgsraten fügen sich nur zusammen, indem entweder von einem massiven Zuzug aus anderen Gebieten ausgegangen wird, oder aber die Berechnung der minimalen Reproduktionsrate zu pessimistisch ist. Auf die Existenz einer Quellenpopulation im Umkreis Schleswig-Holsteins gibt es allerdings keine Hinweise. Populationen mit auffallend hohen Reproduktionsraten sind nirgendwo in der näheren oder weiteren Umgebung bekannt. Eher wahrscheinlich ist, dass die Überlebensrate der Jungvögel höher ist als die angenommenen 0,6 und/oder dass doch schon relativ viele Jungvögel bereits im ersten Lebensjahr zur Brut schreiten. Nach gegenwärtigem Stand des Wissens kann demnach davon ausgegangen werden, dass die tatsächliche kritische jährliche Reproduktionsrate im Bereich zwischen 0,4 und 0,6 flügge Küken pro Paar liegt.

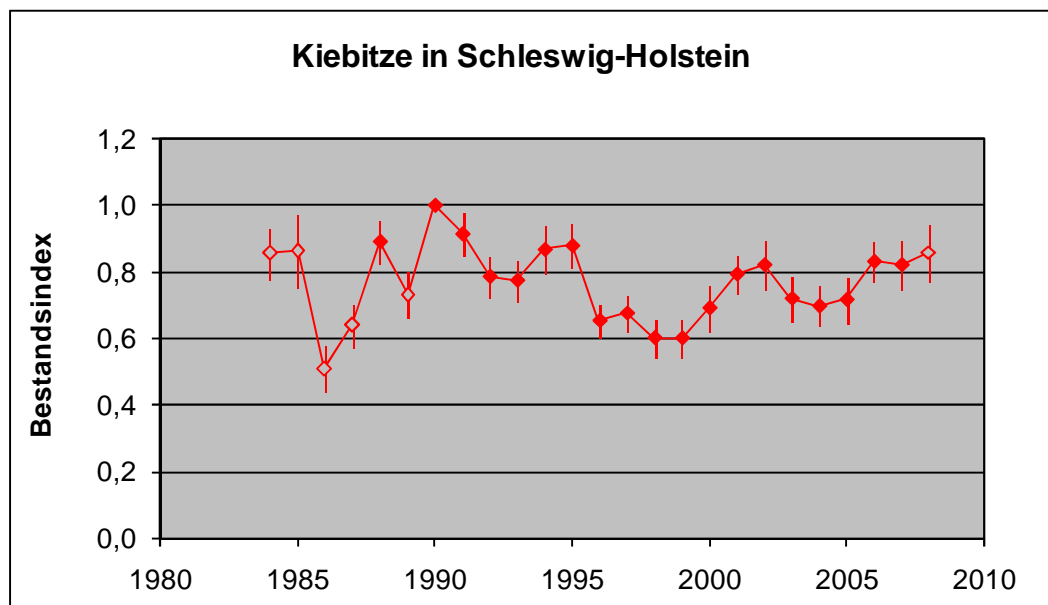


Abb. 12. Bestandentwicklung des Kiebitzes in Schleswig-Holstein. Indexwerte anhand von Daten aus Gebieten des Wiesenvogelmonitorings in Schleswig-Holstein (HÖTKER et al. 2004). Die offenen Symbole stehen für weniger verlässliche Werte (Details siehe HÖTKER et al. 2007a).

Die Entwicklung der Kiebitzbestände in Schleswig-Holstein seit 1990 unterschied sich signifikant zwischen den Landschaften. Die Abnahmen fanden vor allem im Binnenland und an der Ostseeküste statt (Tab. 14). Auch im unmittelbaren Wattenmeerbereich (Vorland, Halligen, Inseln Amrum, Föhr und Pellworm) sanken die Bestände. In den „Naturschutzkögen“ und den jüngeren Eindeichungen an der Elbe blieben die Bestände weitgehend stabil während

sie in der Marsch anstiegen. In der Bilanz führten diese Entwicklungen zu einer zunehmenden Konzentration der schleswig-holsteinischen Kiebitz-Brutbestände im Marschengürtel an der Nordseeküste.

Tab. 14. Bestandsentwicklungen der Kiebitz-Brutbestände in den Jahren von 1990 bis 2008 in verschiedenen Naturräumen Schleswig-Holsteins. Daten aus dem Archiv des Michael-Otto-Instituts im NABU, Auswertung mit TRIM 3.54. Der Koeffizient bezeichnet die jährliche lineare Veränderungsrate (-0,02 bedeutet einen jährlichen Rückgang um 2% des Ausgangswertes); SE: Standardfehler des Koeffizienten; p: Irrtumswahrscheinlichkeit für die Annahme, dass der Koeffizient nicht gleich Null ist.

Lebensraum	Koeffizient	SE	p
Wattenmeer	-0,0205	0,0037	<0,01
Köge	0,0028	0,0057	
Marsch	0,1019	0,024	<0,05
Binnenland und Ostseeküste	-0,0477	0,0053	<0,01

Die Siedlungsdichten von Kiebitzen in den Zählgebieten des Wiesenvogelmonitorings in Schleswig-Holstein werden in Abb. 13 dargestellt. Dabei wurden nur Daten ab 2000 benutzt um einen möglichst aktuellen Stand widerzuspiegeln. Kiebitze nisten in großer Zahl auch außerhalb der Zählgebiete, deren Zuschnitt vor allem die Verbreitung der Uferschnepfe abdecken sollte, so dass Abb. 13 nicht die Verbreitung des Kiebitzes in Schleswig-Holstein darstellt. Es wird jedoch deutlich, dass die wichtigsten Vorkommen nahe der Nordseeküste, vor allem auf Eiderstedt und in den sogenannten Naturschutzkögen zu finden sind.

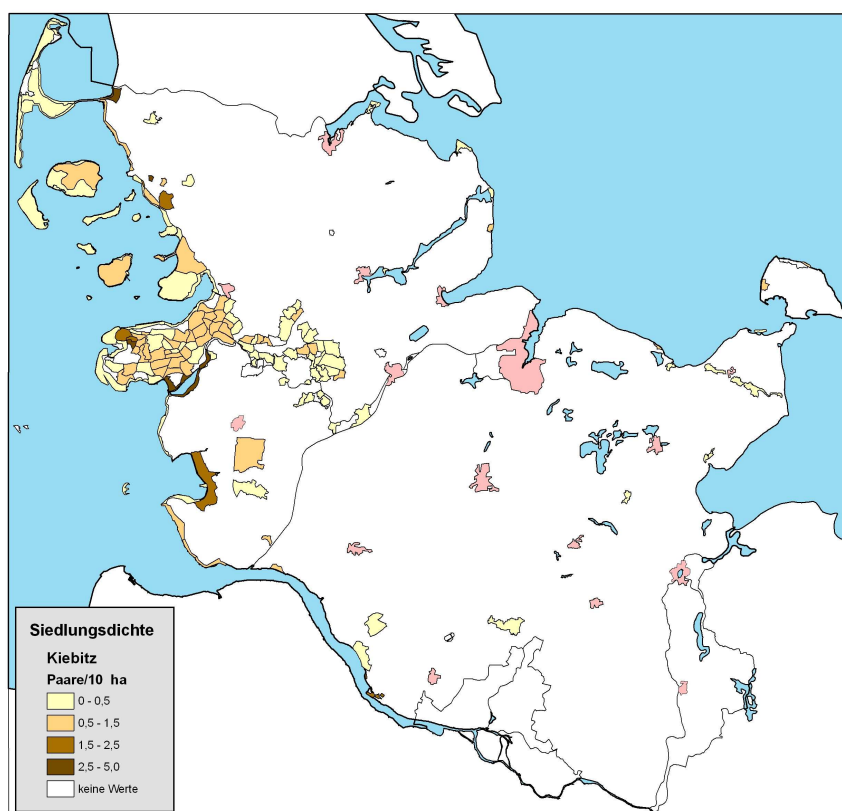


Abb. 13. Siedlungsdichten brütender Kiebitze in den Zählgebieten des Wiesenvogelmonitorings in Schleswig-Holstein. Daten aus den Jahren 2000-2008.

5.5 Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-Holstein: Modellierung des Mindestbruterfolgs in Schutzgebieten

Die Gebiete, in denen noch ausreichend hohe Bruterfolgsraten ($> 0,6$ flügge Küken/Paar) gemessen wurden, lagen vor allem in den dicht besiedelten Kernräumen der Kiebitzverbreitung (Meggerkoog, Eiderstedt, Beltringharder Koog, Pellworm, siehe oben). Diese Gebiete schienen am ehesten das Potential besitzen, noch ausreichende Reproduktionsraten zu erzielen. Zu berücksichtigen ist natürlich auch, dass aus nur vergleichsweise wenigen Gebieten Bruterfolgsmessungen vorlagen und das Bild so nicht unbedingt repräsentativ sein musste.

Nimmt man 0,4 bzw. 0,6 flügge Jungvögel als untere bzw. obere Grenze des notwendigen minimalen Reproduktionserfolgs an, so müssten die 12.500 derzeit in Schleswig-Holstein vorkommenden Paare jährlich zwischen 5000 und 7500 flügge Jungvögel produzieren, um ihren Bestand zu erhalten.

Nach den aktuellsten Daten der Wiesenvogelbank im Michael-Otto-Institut im NABU brüten ca. 3.300 Kiebitzpaare auf landeseigenen Flächen (inkl. Stiftung Naturschutz). Hinzu kommen ca. 800 Paare auf Privatflächen innerhalb Europäischer Vogelschutzgebiete. Zusammen machen die 4.100 Paare „im Zugriff des Landes“ etwa 33 Prozent des schleswig-holsteinischen Kiebitzbestandes aus. In den letzten Jahren waren noch keine deutlichen Unterschiede im Bruterfolg zwischen Kiebitzen auf Flächen im Landesbesitz (mittlerer Bruterfolg 0,34 flügge Junge/Paar), in EU-Vogelschutzgebieten auf Privatbesitz (mittlerer Bruterfolg 0,40 flügge Junge/Paar) und auf nicht geschützten Flächen (mittlerer Bruterfolg 0,31 flügge Junge/Paar) zu erkennen, die Bruterfolgsraten der drei Kategorien unterschieden sich statistisch nicht (Kruskal-Wallis-Test; $\chi^2 = 1,8212$; $df = 2$, $p = 0,40$).

Mit den vorliegenden Daten liegen nun erstmals die Angaben vor, die die Entwicklung modellhafter, realistischer Ziel-Szenarien zum Schutz des Kiebitzes in Schleswig-Holstein ermöglichen. In einem ersten Schritt soll beispielhaft aufgezeigt werden, in welcher Weise der Bruterfolg des Kiebitzes verbessert werden muss, wenn sich an der Ausdehnung der (groben) Schutzgebietskategorien „Landesbesitz“ und „SPA auf Privatflächen“ nichts ändert.

Die in den genannten Schutzgebietskategorien in jüngerer Zeit erzielten Bruterfolgsraten (siehe oben) reichen nicht zum Bestandserhalt aus. Es wird nun davon ausgegangen, dass die Handlungsmöglichkeiten zur Erhöhung des Bruterfolgs (Hinweise auf konkrete Maßnahmen siehe unten) auf den Flächen im Landesbesitz am höchsten sind und in geringerem Maße auch für Privatflächen in SPAs (Vertragsnaturschutz) zur Verfügung stehen. Auf den übrigen Flächen wird zunächst von keinen Veränderungen, allenfalls einer gewissen Verschlechterung, ausgegangen. Da sich zur Zeit nicht genau entscheiden lässt, wie hoch die kritische Reproduktionsrate anzusetzen ist, wurden die Berechnungen für verschiedene Werte durchgeführt. Als Zielgröße wurde berechnet, auf welchen Wert der Bruterfolg auf landeseigenen Flächen ansteigen müsste, um einen Bestandserhalt im ganzen Land zu gewährleisten (Tab. 15). Durch die Modellrechnungen wird deutlich, dass der Versuch, die Kiebitzbestände durch Anstrengungen auf den landeseigenen Flächen und ggf. innerhalb der SPAs zu erhalten, dann durchaus realistisch ist, wenn die kritische Reproduktionsleistung in der Größenordnung von 0,4 liegt. Eine dauerhafte Erhöhung des Bruterfolgs auf Werte über 0,6 dürfte bei entsprechendem Management auf landeseigenen Flächen erreichbar sein. Werte von 1,0 und darüber, die dann erzielt werden müssten, wenn die kritische Reproduktionsleistung deutlich oberhalb der 0,4-Marke läge, erscheinen bei den gegenwärtigen Randbedingungen auch bei optimalen Management dauerhaft und auf großen Flächen unerreichbar zu sein. Stellt sich heraus, dass die kritische Reproduktionsleistung höher ist, müssten entweder die Flächenanteile mit Managementoptionen vergrößert werden oder aber Schutzmaß-

nahmen auf breiter Fläche durchgesetzt werden, um den Bestand in Schleswig-Holstein zu erhalten.

Tab. 15. *Beispielhafte Modellberechnungen zur Ermittlung des in Schutzgebieten im Besitz der Öffentlichen Hand mindestens zu erreichenden Kiebitz-Bruterfolge in verschiedenen Szenarien.*

Zielvorstellung Mindestbruterfolg in Schleswig-Holstein	Bruterfolg in SPA auf Privatflächen	Bruterfolg auf Privatflächen außerhalb von SPA	Auf Flächen der öffentlichen Hand zu erreichender Mindestbruterfolg
0,4	konstant 0,4	konstant 0,31	0,63
0,4	Erhöhung auf 0,5	konstant 0,31	0,60
0,4	konstant 0,4	Abnahme auf 0,2	0,91
0,5	konstant 0,4	konstant 0,31	1,00
0,5	Erhöhung auf 0,5	konstant 0,31	0,98
0,5	konstant 0,4	Abnahme auf 0,2	1,29
0,6	konstant 0,4	konstant 0,31	1,39
0,6	Erhöhung auf 0,5	konstant 0,31	1,36
0,6	konstant 0,4	Abnahme auf 0,2	1,67

Die bisherigen Berechnungen gehen implizit davon aus, dass die an einem beliebigen Ort in Schleswig-Holstein produzierten Kiebitze sich mit gleicher Wahrscheinlichkeit überall in geeigneten Gebieten in ganz Schleswig-Holstein ansiedeln können. Mögliche Restriktionen durch eingeschränkte Ausbreitungsmöglichkeiten sind bisher noch nicht vorgesehen. Die bisherige Datenlage erlaubt noch keine konkreten Aussagen zu diesem Themenkomplex. Da die möglichen Quellgebiete (z.B. die Naturschutzküge an der Westküste) nahe an den Hauptverbreitungsgebieten der Kiebitze liegen, erscheint die Nichtberücksichtigung des Faktors Ausbreitungspotential zunächst einmal als gerechtfertigt.

Mit den für Tab. 15 angewendeten Berechnung steht nun ein Modellgerüst zur Verfügung, das es erlaubt, unter gegebenen Bruterfolgs –und Mortalitätsraten den Flächenbedarf für den Schutz von Kiebitzen in Schleswig-Holstein zu berechnen und auch weitere Randbedingungen einzubeziehen.

5.6 Maßnahmen zur Erhöhung des Bruterfolgs von Kiebitzen

Zur Zeit sind Kiebitze und deren Bruterfolg in Schleswig-Holstein vor allem bedroht durch Habitatverluste und Qualitätsverluste von Habitaten sowie durch Prädatoren, das heißt Tiere, die Eier oder Küken der Kiebitze erbeuten. Die Habitatansprüche von Kiebitzen sind relativ genau bekannt. Kiebitze benötigen zur Brut ein offenes Gelände, das einerseits sehr geringe Vegetationshöhen aufweist, so dass auch die Küken noch ungehindert umherlaufen können,

andererseits aber auch einige Versteckmöglichkeiten für die Küken bietet. Die Nahrung vor allem für die Küken muss reichlich vorhanden und leicht erreichbar sein. Dies ist bei sehr feuchten Böden der Fall, wenn sich Bodenlebewesen nahe oder auf der Bodenoberfläche aufhalten. Blütenreiche Fluren sind ebenfalls von Vorteil, da die Küken hier Arthropoden von den Pflanzen ablesen können. Die möglichst spärlich bewachsenen Ufer kleiner Flachgewässer wie zum Beispiel Gräben sind die bevorzugten Aufenthaltsgebiete von Gräben, wie Untersuchungen auf Eiderstedt (THOMSEN *et al.* 2003) und in Großbritannien zeigen (SMART *et al.* 2006). Durch den Anstau von Gräben lassen sich, besonders dort wo noch Grüppen als Struktur vorhanden sind, mit geringem Aufwand sehr gut geeignete Lebensräume schaffen. Neben dem hohen Wasserstand ist es entscheidend, den Aufwuchs auf den Flächen möglichst niedrig zu halten und höhere Pflanzen (z. B. Flatterbinsen) an der Einwanderung zu hindern. Dazu bedarf es einer Bewirtschaftung der Flächen, die durch eine Beweidung gewährleistet werden kann. Werden die Flächen nicht beweidet sondern gemäht, müssen zur Zeit der Kükenaufzucht genügend Bereiche kurzer Vegetation vorhanden sein, in denen die Küken nach Nahrung suchen können. Dies können zum Beispiel langsam austrocknende temporäre Flachgewässer auf den Parzellen sein.

Auf landwirtschaftlich genutzten Privatflächen hat sich der gemeinschaftliche Wiesenvogelschutz als Maßnahme zur Steigerung des Bruterfolgs von Kiebitzen bewährt (JEROMIN 2005, 2006, 2007, 2008).

In vielen Gebieten wird der Bruterfolg von Kiebitzen durch Prädatoren entscheidend geschmälert (LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005). Auf diese Problematik kann im Rahmen des Berichts nicht im Einzelnen eingegangen werden. Als Managementoptionen bieten sich je nach Gebiet an, den Lebensraum für Prädatoren unattraktiv zu machen, zum Beispiel durch winterlichen Überstau, der die Hauptnahrung der Prädatoren (Kleinsäuger) vernichtet. Vermutlich ist es notwendig, Wiesenvögeln im Falle zu hoher Prädationsraten Ausweichmöglichkeiten zu schaffen. Es sollten Managementmaßnahmen also auch in Gebieten erfolgen, die aktuell nicht von Kiebitzen besiedelt sind, aber als potenziell besiedelbar erscheinen. Hierhin könnten Kiebitze ausweichen, wenn sich in ihrem Ursprungsgebiet ein Prädatör, z. B. ein Fuchs, auf die Erbeutung ihres Nachwuchses spezialisiert hat. Die Wahrscheinlichkeit, in einem neuen Gebiet wieder auf einen Spezialisten zu treffen, dürfte relativ gering sein. Weiterhin haben sich Versuche zur Auszäunung von Prädatoren als wirksam erwiesen (BO-SCHERT, JEROMIN, TÜLLINGHOFF, jeweils mündl. Mitt.). Falls keine anderen Maßnahmen wirksam sind, und Bestandsrückgänge nachweislich durch Prädatoren verursacht sind, kann auch eine Tötung einzelner Prädatoren erwogen werden. Bisherige Versuche dazu waren jedoch unterschiedlich wirksam (BOLTON *et al.* 2007, CÔTÉ & SUTHERLAND 1997).

6. Zukünftiger Forschungsbedarf

Für das weitere Vorgehen ist es vordringlich, die Eingangsdaten in das oben entwickelte Modell weiter zu präzisieren. Dies gilt insbesondere für die Überlebensraten der Jungvögel, die bisher nur aus der Literatur entnommen werden konnten. Bezüglich der Altvogelüberlebensrate muss versucht werden, das bisher noch sehr weite Konfidenzintervall erheblich einzuschränken. Beides kann durch eine Fortführung der in den Vorjahren begonnenen Arbeiten erreicht werden. Ein besonderer Schwerpunkt sollte darauf gelegt werden, die in den Vorjahren beringten, aber 2009 aus noch ungeklärten Ursachen nicht zurückgekehrten Jungvögel zu suchen. Wichtig für die Qualität der Aussagen durch das Modell sind weiterhin Untersuchungen zum Bruterfolg von Kiebitzen, vor allem in der „Normallandschaft“, das heißt außerhalb von landeseigenen Flächen oder SPAs. Dort wo Maßnahmen zum Schutz des Kiebitzes durchgeführt werden, sollten die Arbeiten unbedingt durch ein Monitoring des Bruterfolgs begleitet werden, um so die Maßnahmen gegebenenfalls nachjustieren zu können.

7. Danksagungen

Im Meggerkoog erfolgten die Untersuchungen in enger Zusammenarbeit mit dem Projekt „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“. D. BENNEWITZ und H. JEROMIN danken wir für die tatkräftige Hilfe bei der Nestersuche und –kontrolle. Ohne sie hätten die Untersuchungen keinen derart erfolgreichen Verlauf genommen, und es wären deutlich weniger Vögel markiert worden. Größter Dank gilt auch allen Landwirten, die uns ein Betreten ihrer Flächen erlaubten, ebenso dem NABU Naturzentrum Katinger Watt, das uns die Untersuchungen im Dithmarscher Eidervorland ermöglichte. Dr. L. RASRAN danken wir für seine Unterstützung der statistischen Auswertungen.

8. Literatur

- BAK, B. & H. ETTRUP (1982): Studies on migration and mortality of the Lapwing (*Vanellus vanellus*) in Denmark. - *Danish Review of Game Biology* 12, 1-20.
- Berg, Å., Jonsson, M., Lindberg, T., & Källebrink, K.-G. (2002) Population dynamics and reproduction of Northern Lapwings *Vanellus vanellus* in a meadow restoration area in central Sweden. *Ibis*, 144 (on-line), E131-E140.
- BERNDT, R.K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (2003): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Bd. 5, Brutvogelatlas. – Wachholtz Verlag, Neumünster.
- BESBEAS, P., FREEMAN, S.N., & et al. (2002) Integrating mark-recapture-recovery and census data to estimate animal abundance and demographic parameters. *Biometrics*, 58, 540-547.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL (2004): Birds in Europe: Population estimates, trends and conservation status. – BirdLife International, Cambridge.
- BOLTON, M., TYLER, G., SMITH, K. & BAMFORD, R. (2007): The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44: 534-544.
- BOYD, H. (1962): Mortality and fertility of European *Charadrii*. - *Ibis* 104, 368-387.
- CATCHPOLE, E.A., B.J.T. MORGAN, S.N. FREEMAN & W.J. PEACH (1999): Modelling the survival of British Lapwings *Vanellus vanellus* using ring-recovery data and weather covariates. *Bird Study* 46, (supplement): 5-13.
- CÔTÉ, I. M. & SUTHERLAND, W. J. (1997): The Effectiveness of Removing Predators to Protect Bird Populations. *Conservation Biol.* 11: 395-405.
- HALDANE, J.B.S. (1955): The Calculation of Mortality Rates from Ringing Data. In Proc. 11th Int. Orn. Congr., pp. 454-458, Basel.
- HELMECKE, A., H. BRUNS & H. HÖTKER (2007): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein – Endbericht 2007. - Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- HELMECKE, A., BRUNS, H. A., DÖRR, S. & HÖTKER, H. (2008): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2008. Bericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÖTKER, H., BLEW, J., BRUNS, H.A., GRUBER, S., HÄLTERLEIN, B., & PETERSEN-ANDRESEN, W. (2001): Die Bedeutung der "Naturschutzköge" an der Westküste Schleswig-Holsteins für brütende Wiesen-Limikolen. *Corax*, 18, Sonderheft 2, 39-46.
- HÖTKER, H., KÖSTER, H. & THOMSEN, K.-M. (2004): Konzeption für ein Monitoring von Wiesenvögeln in Schleswig-Holstein. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen. 1-26pp.

- HÖTKER, H., H. JEROMIN & J. MELTER (2007a): Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. – *Vogelwelt* 128, 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN (2007b): Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen. – Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 99 S.
- JEROMIN, H. (2008): "Feuerwehrtopf" 2008. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. - Bergenhusen: Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine.
- JEROMIN, H. (2007): "Feuerwehrtopf" 2007. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. - Bergenhusen: Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine.
- JEROMIN, H. (2006): "Feuerwehrtopf" 2006. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. - Bergenhusen: Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine.
- JEROMIN, H. (2005): "Feuerwehrtopf" 2005. Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Michael-Otto-Institut im NABU i.A. der Stapelholmer Naturschutzvereine. - Bergenhusen: Bericht des Michael-Otto-Institut im NABU für die Stapelholmer Naturschutzvereine.
- KNIEF, W., BERNDT, R. K., HÄLTERLEIN, B., KOOP, B. & STRUWE-JUHL, B. (1995): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins - Rote Liste. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- KÖSTER, H. & B. STAHL (2001): Entwicklung des Feuchtgebiets Alte-Sorge-Schleife von 1999 – 2001. Abschlussbericht zur Effizienzkontrolle im NSG Alte-Sorge-Schleife. – Untersuchung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- KÖSTER, H. & H.A. BRUNS (2002): Untersuchungen der Ursachen des Bestandsrückganges der Arten Kiebitz und Uferschnepfe im Naturschutzgebiet Alte Sorge-Schleife unter besonderer Berücksichtigung der Wechselwirkung mit dem konventionell bewirtschafteten Umland (Meggerkoog). Untersuchung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- KÖSTER, H., H.A. BRUNS & M. MOSEL (2003): Überprüfung der Effizienz verschiedener Konzepte zum Schutz von Wiesenvögeln in der Sorgeniederung. Untersuchung im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.
- KRAAK, W.K.; G.L. RINKEL & J. HOOGERHEIDE (1940): Oecologische bewerking van de Europese ringgegevens van de Kievit (*Vanellus vanellus* (L.)). – *Ardea* 29, 151-175.
- LACK, D. (1954): *The Natural Regulation of Animal Numbers* Clarendon Press, Oxford.
- LANGGEMACH, T. & BELLEBAUM, J. (2005): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt*, 126, 259-298.
- MAYFIELD, H.F. (1975): Calculating nest success. - *Wilson Bulletin* 87, 459-466.
- NEHLS, G., K.-M. THOMSEN, K. JEROMIN, G. MEYER, J. MEYER, S. REHFEUTER & A. SEGEBADE (1997): Untersuchung zum Schutz des Kiebitzes in der Agrarlandschaft. - Untersuchung i. A. des Ministers für Umwelt, Natur und Forsten des Landes Schleswig-Holstein, Projektbericht.
- PEACH, W.J., THOMPSON, P.S., & COULSON, J.C. (1994): Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology*, 63, 60-70.
- SACHS, L. (1978): *Angewandte Statistik*. 5. Aufl. Springer, Berlin, Heidelberg, New York.
- SMART, J., GILL, J. A., SUTHERLAND, W. J. & WATKINSON, A. R. (2006): Grassland-breeding waders: identifying key habitat requirements for management. *Journal of Applied Ecology* 43: 454-463.

- STRIEN, A. V., PANNEKOEK, J., HAGEMEIJER, W. & VERSTRAEL, T. (2004): A loglinear poisson regression method to analyse bird monitoring data. In: ANSELIN, A. (eds): Bird Numbers 1995.
- SÜDBECK, P., BAUER, H.-G., BOSCHERT, M., BOYE, P. & KNIEF, W. (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. Berichte zum Vogelschutz 44: 23-81.
- THOMPSON, P. S., BAINES, D., COULSON, J. C. & LONGRIGG, G. (1994): Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. Ibis 136: 474-484.
- THOMSEN, K.-M., HÖTKER, H. & KÖSTER, H. (2003): Naturschutzkonzept Eiderstedt. Wiesenvogeluntersuchungen auf Eiderstedt 2003. Untersuchungen des NABU Institut für Vogelschutz im Auftrag des Ministeriums für Umwelt, Naturschutz und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Bergenhusen.