

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebiete- ten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes

Bericht 2011



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

von
Dr. Hermann Hötter,
Dr. Jochen Bellebaum
Holger A. Bruns,
Dagmar Cimiotti,
Angela Helmecke,
Heike Jeromin
& Kai-Michael Thomsen
Michael-Otto-Institut im NABU
Bergenhäuser

November 2011



Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2011

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

Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen

November 2011

Dr. Hermann Hötker¹
Dr. Jochen Bellebaum²
Holger A. Bruns¹
Dagmar Cimiotti¹
Angela Helmecke¹
Heike Jeromin¹
Kai-Michael Thomsen¹

¹ Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen; Hermann.Hoetker@NABU.de

² Wiesenstraße 9, 16278 Angermünde

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	3
1. Einleitung	5
2. Untersuchungsgebiete	6
2.1 Dithmarscher Eidervorland	6
2.2 Meggerkoog	7
2.3 Tollenmoor	7
3. Material und Methode	9
3.1 Bestandserfassungen und Farbringkontrollen in den Brutgebieten	9
3.2 Fang und Beringung der Altvögel	9
3.3 Beringung der Jungvögel	10
3.4 Schlupf- und Bruterfolg	13
3.5 Ablesung farbberingter Kiebitze	13
3.6 Datenauswertung	13
4. Ergebnisse	14
4.1 Bestandsentwicklung	14
4.2 Fang und Beringung	16
4.3 Schlupf- und Bruterfolg	17
4.4 Sichtungen und Umsiedlungen beringter Kiebitze	18
4.5 Überlebensraten beringter Kiebitze	20
5. Diskussion	22
5.1 Bestandsentwicklung	22
5.2 Schlupf- und Bruterfolg	23
5.3 Überlebensraten	24
6. Populationsmodell	25
6.1 Mindest-Reproduktionserfolg	25
6.2 Bruterfolg und Bedarf an Schutzgebietsflächen	27
7. Zukünftiger Forschungsbedarf	31
8. Danksagungen	32
9. Literatur	32

Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein am Beispiel des Kiebitzes - Bericht 2011

Dr. Hermann Hötter, Dr. Jochen Bellebaum, Holger A. Bruns, Dagmar Cimiotti, Angela Helmecke, 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 Projektes ist es, für den Kiebitz ein Schutzgebetskonzept 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 Bestände des Kiebitzes zeigten lokal unterschiedliche Trends. In einigen Teilen von Eiderstedt konnten 2011 die seit 2001 zu beobachtenden Rückgänge bestätigt werden. Nur dort, wo Wasserstandsanhebungen vorgenommen wurden, gab es positive Trends. In den Gebieten des Wiesenvogelmonitorings in Schleswig-Holstein betrug der Rückgang seit 1990 etwa 20%. In den letzten Jahren waren die Bestände stabil.

Die im Jahre 2007 im küstennahen Dithmarscher Eidervorland sowie in den binnenländischen Gebieten Tollenmoor und Meggerkoog in der Eider-Treene-Sorge-Niederung (ETS) begonnenen Untersuchungen wurden 2011 fortgesetzt. Insgesamt gelang es 2011, sechs Altvögel und 11 Jungvögel mit individuell aus größerer Entfernung erkennbaren Farbringkombinationen zu markieren. Damit wurden bisher seit 2007 117 Alt- und 200 Jungvögel farbmarkiert. Es konnten (lokale) Überlebensraten der Altvögel mithilfe des Programms MARK berechnet werden. Die Überlebensrate der Adulten betrug für die ETS 0,735 im ersten Jahr nach der Beringung (bzw. Erstfeststellung) und 0,872 in den Jahren danach. Im Dithmarscher Eidervorland betrug die jährliche Überlebensrate der Altvögel 0,781 im ersten Jahr nach der Beringung (bzw. Erstfeststellung) und 0,728 in den Jahren danach. Für die Jungvögel im ersten Überlebensjahr wurden Überlebensraten von 0,318 (ETS) bzw. 0,418 (Dithmarschen) geschätzt. Die Daten deuten darauf hin, dass zahlreiche Jung- und Altvögel das Gebiet durch Umsiedlung dauerhaft verlassen. Die tatsächliche Überlebensrate der Kiebitze liegt vermutlich nahe am Wert von 0,87.

Der Schlupferfolg war 2010 in den Untersuchungsgebieten mit insgesamt 20% deutlich niedriger als im Vorjahr. Auch die Bruterfolgsraten waren mit 0,47 flüggen Jungvögeln/Paar im Dithmarscher Eidervorland, 0 flüggen Jungvögeln im Tollenmoor und 0,23 flüggen Jungvögeln/Paar im Meggerkoog vergleichsweise niedrig.

Aus der im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Überlebensrate der Altvögel und dem Eintrittsalter der Jungvögel in die Population (ca. 1,5 Jahre) und einem der Literatur entnommenen Wert für die Überlebensrate im ersten Lebensjahr wurde der zum Erhalt der gegenwärtigen Populationsstärke notwendige Bruterfolg als jährlich 0,46 flügge Jungvögel pro Paar errechnet. Dieser Wert ist als vorläufig anzusehen, da er sehr stark von der Überlebensrate der Altvögel beeinflusst wird, deren Schätzung derzeit noch nicht sehr präzise ist. Die folgenden Überlegungen sind dementsprechend vor allem als Demonstration der Möglichkeiten des Populationsmodells anzusehen. Die konkreten zahlenmäßigen Ergebnisse können bestenfalls als erste Orientierung gewertet werden, da sie sich durch geringe Abweichungen bei der Berechnung der Altvogelüberlebensrate noch entscheidend ändern können: Seit dem Jahre 2000 wurden in Gebieten mit umfangreichem Wiesenvogelmanagement in Schleswig-Holstein Bruterfolge von durchschnittlich 0,49 flüggen Jungvögeln pro Paar erreicht, in Gebieten ohne umfangreiche Wiesenvogelschutzmaßnahmen von 0,25 flüggen Jungvögeln pro Paar (mit abnehmender Tendenz). Derzeit brüten etwa 32% der schleswig-holsteinischen Kiebitze in Gebieten mit Schutzmaßnahmen. Wenn nach diesen Vorgaben das Ziel eines bestandserhaltenden Bruterfolgs der gesamten schleswig-holsteinischen Population erreicht werden soll, muss entweder der Bruterfolg innerhalb der Schutzgebiete auf 0,92 flügge Jungvögel pro Paar erhöht werden oder es müssen auf weiteren Flächen Naturschutzmaßnahmen durchgeführt werden. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt wären dazu bei einer Annahme einer Siedlungsdichte von 16,12 Paaren/km² etwa 442 km² neue Schutzgebiete erforderlich. Es ist auch möglich und in der Praxis sicherlich sinnvoll, sowohl den Bruterfolg zu erhöhen als auch die Schutzgebietskulisse zu erweitern. Das weiter entwickelte Populationsmodell enthält einfache Gleichungen, mit denen errechnet werden kann, welche Kombination von Bruterfolgserhöhung und Schutzgebietserweiterung ebenfalls zu einer stabilen Population in Schleswig-Holstein führen könnte.

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 nahmen die Bestände fast aller Wiesenvogelarten ab, so auch die des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) (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 et al. 2011). 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 seit 2007 Kiebitze gefangen und markiert, und es wurde versucht, die 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 Bruterfolgs im Jahr 2011 in den Untersuchungsgebieten. Die 2009 erstmals berechneten Überlebensraten von Kiebitzen in Schleswig-Holstein werden anhand neuerer Daten überprüft. Daten zur Bestandsentwicklung und zu Bruterfolgsmessungen in Schleswig-Holstein werden fortgeschrieben – insbesondere durch weitere Bestandskartierungen auf Eiderstedt – und analysiert. Das bereits in den letzten Jahren angelegte Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-Holstein wird verfeinert.

2. Untersuchungsgebiete

Der Kiebitz brütet 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). Das Tollenmoor und der Meggerkoog gehören zur Flusslandschaft Eider-Treene-Sorge (ETS). Für einige Fragestellungen werden die Ergebnisse beider Gebiete unter der Bezeichnung ETS zusammengefasst.

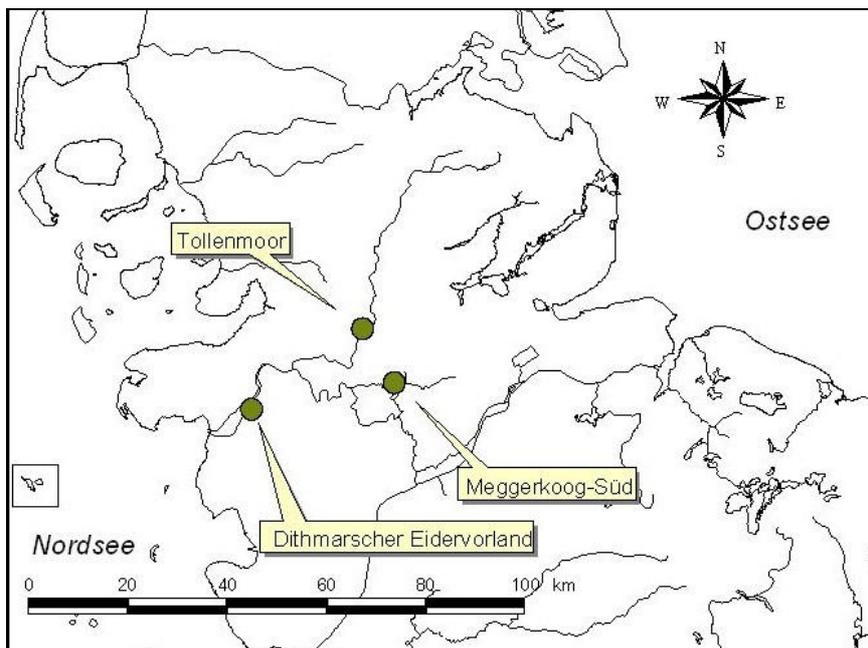


Abb. 1. Lage der drei Untersuchungsgebiete in Schleswig-Holstein.

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

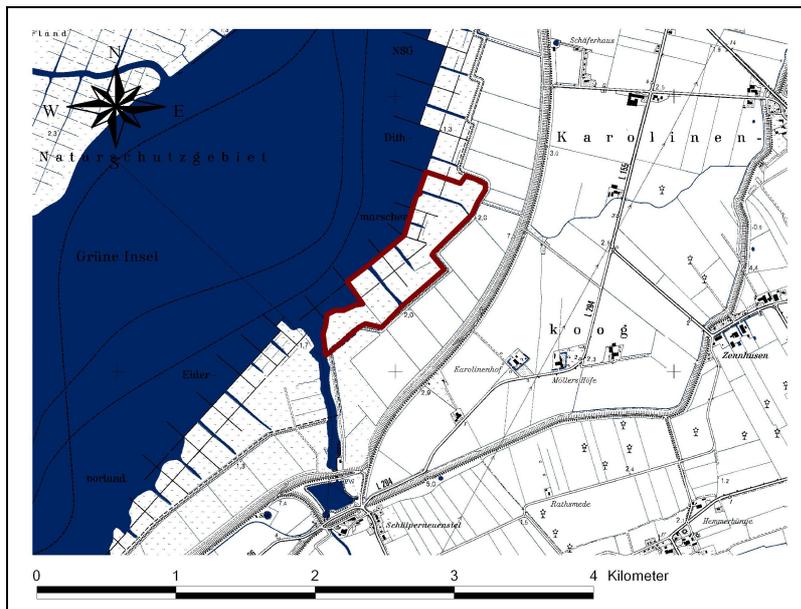


Abb. 2. Untersuchungsgebiet Dithmarscher Eidervorland.

2.2 Meggerkoog

Der Meggerkoog ist 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 1999 Untersuchungen zum Schlupf- und Bruterfolg des Kiebitzes statt (KÖSTER & STAHL 2001; KÖSTER & BRUNS 2002; KÖSTER et al. 2003; JEROMIN 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011). 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.

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 längeren Überflutungen im ausgehen-

den Winter führte, wiesen die untersuchten Flächen in den niederschlagsarmen Frühjahren 2008, 2009, 2010 und 2011 bereits im März keine Nasstellen 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.

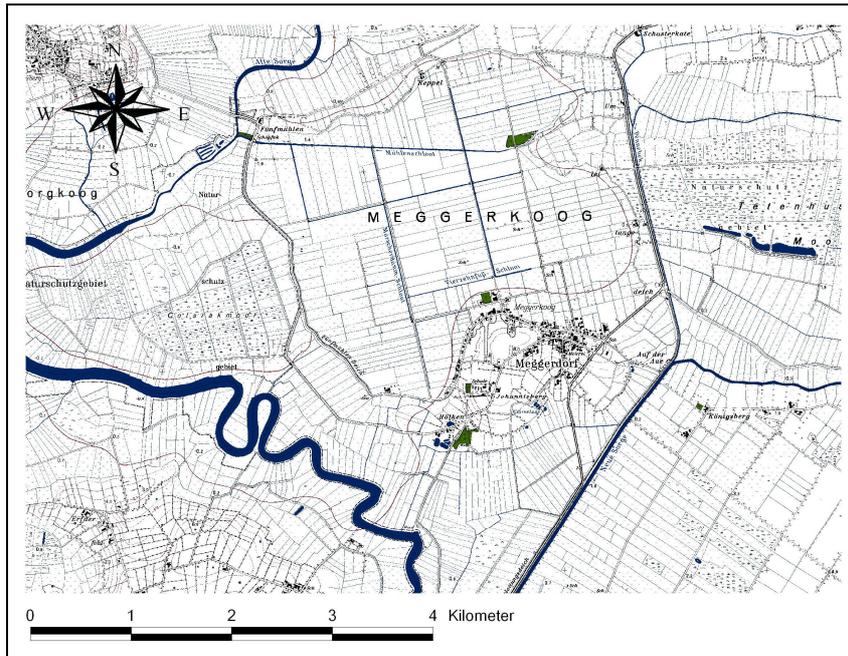


Abb. 3. Untersuchungsgebiet Meggerkoog.

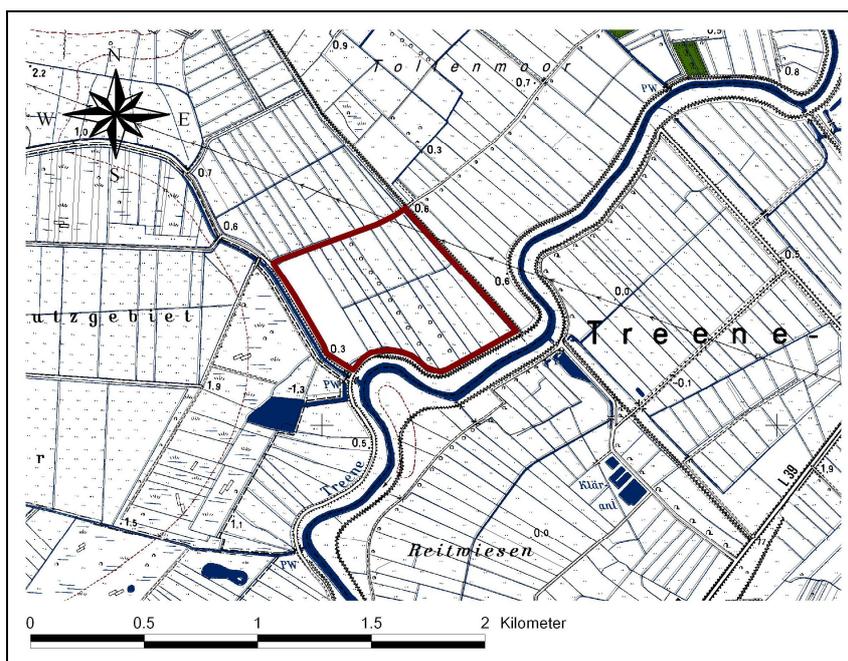


Abb. 4. Untersuchungsgebiet Tollenmoor.

3. Material und Methode

3.1 Bestandserfassungen und Farbringkontrollen in den Brutgebieten

Wie in den Jahren zuvor wurden auch 2011 die Kiebitz-Brutbestände in den Untersuchungsgebieten kartiert. Die Kartierung erfolgte bei den regelmäßigen Kontrollen im Abstand von ca. fünf Tagen, wobei alle Kiebitze mit ihren Verhaltensweisen flächenscharf in Feldkarten eingetragen wurden. Die Beobachtung von Paaren oder räumlich voneinander abgegrenzten Altvögeln mit Flächenbezug wurde jeweils als Revier gewertet. Im Meggerkoog erfolgte die Revierfeststellung im Rahmen des Projektes „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ durch Dagmar Bennewitz.

Die Trends für die landesweiten Bestände wurden aus den im Michael-Otto-Institut im NABU gespeicherten Daten nach den neuesten verfügbaren Daten berechnet (zur Methode siehe HÖTKER et al. 2007a). Dabei standen die Daten des Brutvogelmonitorings an der Nordseeküste bis 2008 sowie zahlreiche andere Berichte und Zählungen zur Verfügung. Eine größere zeitliche Datenlücke hatte sich bis 2010 für eines der wichtigsten Brutgebiete für Wiesenvögel in Schleswig-Holstein aufgetan: die Halbinsel Eiderstedt. Seit einer vollständigen Kartierung im Jahre 2001 hatte es dort keine den Vorgaben des landesweiten Monitoringprogramms genügenden Erfassungen mehr gegeben. Aufgrund widersprüchlicher Einschätzungen in der Region hat das Eiderstedter Forum daher zur Aktualisierung der Datengrundlagen eine ehrenamtliche Vogelzählung angeregt. Diese Kartierungen wurden 2010 nach der Methode des landesweiten Wiesenvogelmonitorings (HÖTKER et al. 2004) durchgeführt und 2011 fortgesetzt. Es betraf 2011 folgende Zählgebiete:

- Tating Süd (816 ha, Hannes Matthiessen)
- Garding SW (924 ha, Sabine Gettner)
- Oldenswort E (811 ha, Reinhard Schill)
- Tönning West (830 ha, Claus Ivens)

3.2 Fang und Beringung der Altvögel

In allen drei Beringungsgebieten 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 Farbringe 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 (Flügel-länge, Tarsus, Schnabellänge bis Federansatz, Kopflänge) und Körpermasse aufgenommen.



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

3.3 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 offenem Bo-

den, an Maulwurfshügeln oder an altem Rinderdung. Ältere Küken im Binnenland 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 geschlüpfte Küken; oben rechts: getarntes Küken; unten links: beim Vermessen; unten rechts: drei Küken beim Freilassen; Fotos: S. Kemnitzer, S. Glatt A. Helmecke).

3.4 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 Bisspuren an den Eischalen 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 flügge (NEHLS et al. 1997), der jeweilige Brutversuch somit als erfolgreich.

3.5 Ablesung farbberingter Kiebitze

Um möglichst viele der farbberingten Kiebitze aus den Vorjahren wiederzufinden, wurden von Anfang März bis Ende April 2011 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. Die unmittelbaren Beringungsgebiete der Jahre 2007-2010 wurden so oft wie möglich, mindestens aber 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.

Da davon auszugehen war, dass nicht alle Kiebitze unmittelbar ins Brutgebiet zurückkehrten, wurde das Suchgebiet wie auch schon 2008, 2009 und 2010 auf 5 km Umkreis um alle Beringungsorte ausgedehnt. Zusätzlich wurde 2010 auch der Bereich zwischen den bisherigen Suchgebieten sowie südlich des Dithmarscher Untersuchungsgebietes kontrolliert. Dieses gesamte Suchgebiet von 681,5 km² (Abb. 9) wurde im März/April 2011 bis auf nicht begehbbare Schutzbereiche in der Küstenregion komplett untersucht und Teilbereiche ein zweites Mal im Mai 2011.

3.6 Datenauswertung

Die Datenauswertung, statistische Analyse und Kartendarstellung erfolgte mit den Computerprogrammen MS-Excel, R und ArcView. 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/~gwhite/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 Schlupferfolgs, 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).

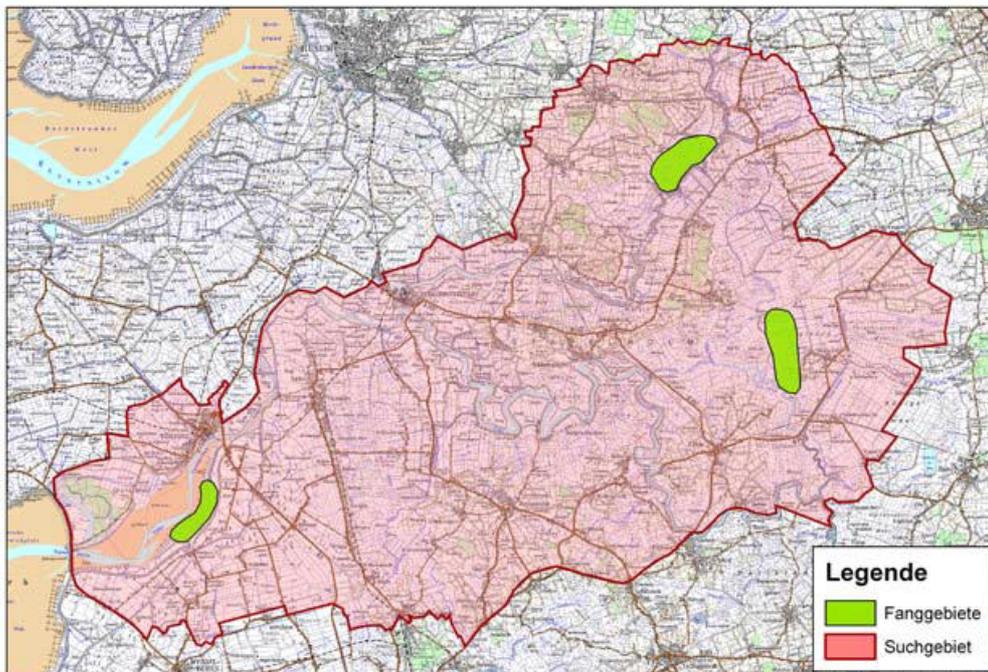


Abb. 9. Gebiet, in dem nach farbberingten Kiebitzen im Jahr 2011 gesucht wurde.

4. Ergebnisse

4.1 Bestandsentwicklung

Die Kiebitzbrutbestände in den einzelnen Untersuchungsgebieten schwankten erheblich (Tab. 1). Die Summe der 2011 insgesamt untersuchten Paare war ähnlich der der Vorjahre.

Die zusätzlichen Kartierungen auf Eiderstedt bestätigten im Wesentlichen die Ergebnisse des Vorjahres. Dort wo keine gezielten Schutzmaßnahmen in Form von Erhöhungen der Wasserstände durchgeführt worden waren, hatten sich die Bestände fast halbiert (Bestandsrückgang um 47%). In den Ge-

bieten mit Wasserstandsveränderungen, die jeweils nur einen Teil der Gebiete umfassten, betrug der Rückgang etwa 38% (Tab. 2).

Tab. 1. Kiebitz-Brutbestände (Paare) in den Untersuchungsgebieten 2011.

	2007	2008	2009	2010	2011
Dithmarscher Eidervorland	82	112	89	77	85
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	44	37	16	29	30
Tollenmoor	41	10	6	6	3

Tab. 2. Kiebitz-Brutbestände (Paare) in acht Zählgebieten auf Eiderstedt im Vergleich der Jahre 2001 und 2010/11 (Ergebnisse aus dem Jahr 2010 noch einmal dargestellt).

Monitoringgebiet	Umfangreiches Wasserstandsmanagement	Kiebitzbestand 2001 (Paare)	Kiebitzbestand 2010 (Paare)	Kiebitzbestand 2011 (Paare)
Haimoorkoog	nein	48	12	
Leglichheidskoog	nein	78	27	
Tating S	nein	93	52	63
Witzwort W	nein	81	19	
Südermarsch S Garding	ja	49	55	
Tönning W	ja	80		25
Garding SW	nein	43		43
Oldenswort E	nein	52		17

In ganz Schleswig-Holstein haben die Kiebitzbestände nach den Daten aus den Wiesenvogel-Monitoringgebieten seit 1990 deutlich abgenommen, sind aber in den vergangenen Jahren stabil geblieben (Abb. 10). Die Schätzungen für die Jahre 2009 und 2010 beruhen allerdings auf vergleichsweise wenigen Erfassungen und können sich, wenn weitere Daten gemeldet werden und einfließen, noch verändern. 2011 (Daten noch nicht dargestellt) kam es zu einem deutlichen Anstieg der Bestände in einigen Gebieten mit speziellem Wiesenvogelmanagement. Möglicherweise hing das mit der besonders ausgeprägten Trockenheit im Frühjahr und Umsiedlungen aus nicht geschützten Gebieten zusammen.

Wie schon 2010 berichtet (HELMECKE et al. 2010) fanden die Bestandsveränderungen seit 1990 nicht in allen Landesteilen gleichzeitig statt. Wegen der Bedeutung dieses Befundes soll er hier noch einmal aufgeführt werden. Besonders betroffen von den Bestandsrückgängen waren das Binnenland und die Ostseeküste, während die Köge sowie die Vorländer und Inseln annähernd konstante Bestände aufwiesen (Abb. 11). Der Einfluss der Landschaftsräume auf die Bestandstrends war statistisch signifikant (Wald-Teststatistik 84,73; DF:3; $p < 0,0001$). Seit 1990 hat demnach eine deutliche Verlagerung der Bestände vom Binnenland zur Küste stattgefunden.

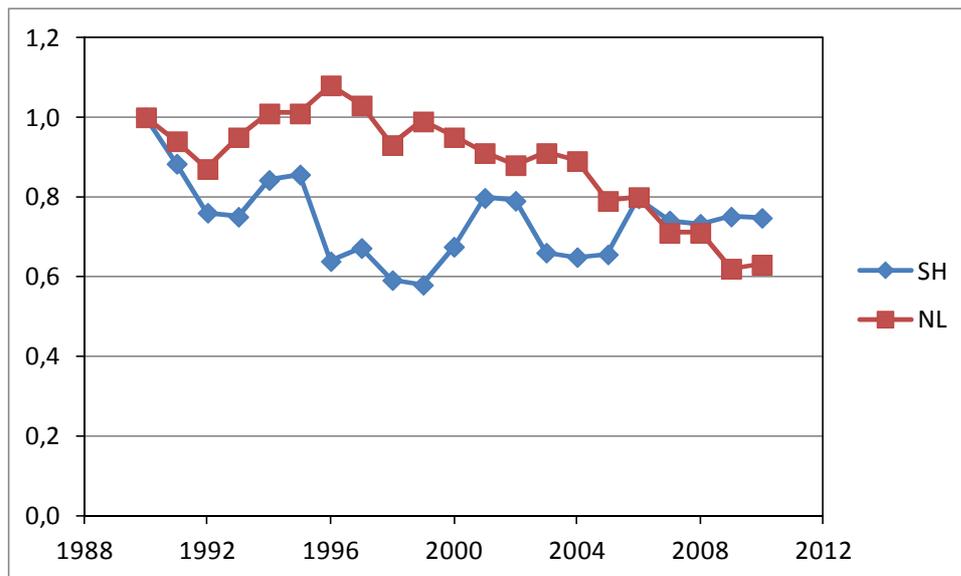


Abb. 10. Entwicklung der Kiebitz-Brutbestände (Indexwerte) in Schleswig-Holstein (SH) im Vergleich zu den Niederlanden (NL, SOVON 2010).

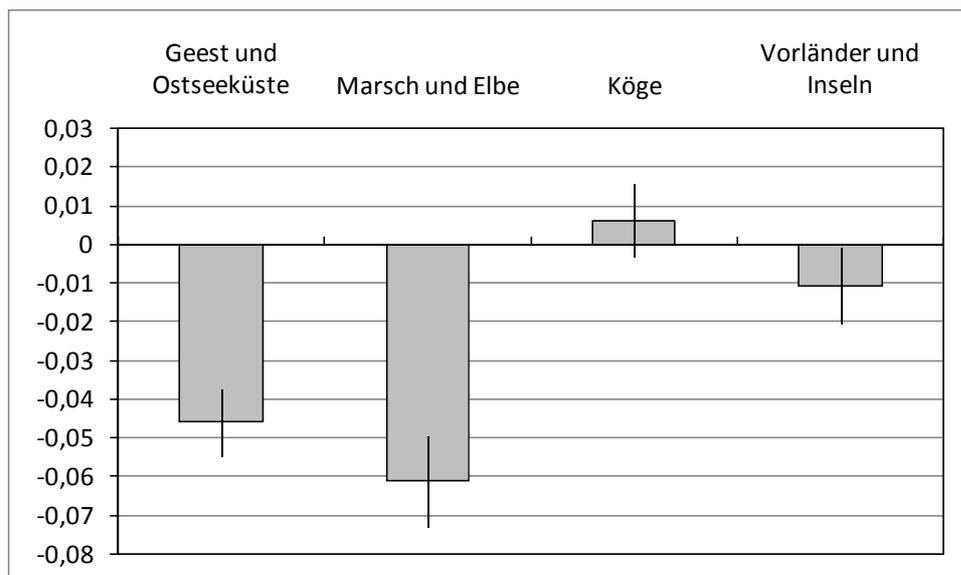


Abb. 11. Lineare Trends der Brutbestandsentwicklung des Kiebitzes in verschiedenen Regionen Schleswig-Holsteins in den Jahren 1990-2010. Die Werte auf der Y-Achse repräsentieren die linearen jährliche Veränderungen der TRIM-Indices bezogen auf das Jahr 1990. Ein Wert von beispielsweise -0,02 bedeutet eine "durchschnittliche" jährliche Bestandsabnahme von 2% des Bestandes von 1990. Die vertikalen Linien über und unter den Symbolen repräsentieren die mit TRIM geschätzten Standardfehler.

4.2 Fang und Beringung

Im Jahr 2011 konnten sechs Altvögel, ausschließlich Weibchen, gefangen werden (Tab. 3). Zusätzlich konnten insgesamt 90 Küken mit einem Vogelwartenring und davon 11 Küken mit Farbringen beringt werden.

Tab. 3. Anzahl beringter adulter Kiebitze und Kiebitzküken in den Untersuchungsgebieten 2011.

Gebiete	Farbberingung			nur Metallring Jungvögel	Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel		
Tollenmoor	0	1	0	0	1
Meggerkoog	0	5	1	0	6
Dithmarscher Eidervorland	0	0	10	79	89
Summe	0	6	11	79	96

In allen Untersuchungsjahren 2007 bis 2011 wurden insgesamt bisher neun adulte Männchen, 108 adulte Weibchen und 200 Jungvögel farbberingt, die meisten davon im Dithmarscher Eidervorland (Tab. 4).

Tab. 4. In den Jahren 2007 bis 2011 mit Farbringen markierte Kiebitze.

Gebiete	Farbberingung			Summe
	Männchen	Weibchen	Jungvögel	
Tollenmoor	2	14	13	29
Meggerkoog	6	50	55	111
Dithmarscher Eidervorland	1	44	132	177
Summe	9	108	200	317

4.3 Schlupf- und Bruterfolg

Ein weiterer Schwerpunkt der Untersuchungen war die Ermittlung des Schlupf- und Bruterfolges. Hierfür standen im Jahr 2011 155 Kiebitzgelege zur Verfügung. Im Durchschnitt aller Gebiete war eine Schlupfwahrscheinlichkeit von knapp 20 % zu verzeichnen. Bedeutendster Verlustfaktor war die Prädation. Etwa 79 % der Kiebitzgelege wurden prädiert (Tab. 5). Die Schlupfraten waren deutlich niedriger als in den Vorjahren und die Prädationsraten deutlich höher.

Zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten gab es Unterschiede in den Schlupfraten. Der Schlupferfolg war im Dithmarscher Eidervorland deutlich höher als in den übrigen Gebieten. Auf die Bedeutung der Schutzzäune im Meggerkoog (JEROMIN et al. 2011) wird in einem gesonderten Bericht über das Prädatorenprojekt eingegangen werden.

Anhand der Farbberingungen, aber auch durch Beobachtungen unberingter Jungvögel ließ sich der Bruterfolg der Kiebitze in den drei Untersuchungsgebieten abschätzen. Im Vergleich zum vergangenen Jahr, in dem der Bruterfolg im Meggerkoog und im Dithmarscher Eidervorland außerordentlich hoch gewesen war, lagen die Werte deutlich niedriger. Im Tollenmoor wurden keine Küken flügge (Tab. 6). Im Meggerkoog wurden - wie in den Vorjahren - auf einer Teilfläche von 431 ha (Langzeitprobefläche) regelmäßige Revierkartierungen und Bruterfolgsuntersuchungen durchgeführt (JEROMIN 2011). In 30 Revieren wurden mindestens sieben 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.

Tab. 5. Schlupf- und Prädationswahrscheinlichkeiten (nach MAYFIELD) der Kiebitzgelege in den Untersuchungsgebieten 2011.

	Dithmarscher Eidervorland	Tollenmoor	Maisacker bei Meggerdorf	Meggerkoog alle Gelege	Meggerkoog ohne Gelege in Schutzzäunen	insgesamt (ohne Schutzzäune)
Anzahl Gelege	114	2	19	25	22	157
davon auswertbar	114	2	17	25	22	155
Anzahl Mayfieldtage	1619,5	24	96	343	282	2021,5
Prädationsverluste	69	1	13	23	20	103
Landwirtschaftsverluste	0	0	0	0	0	0
verlassen	2	0	0	0	0	2
unbekannte Verluste	0	0	0	0	0	0
Fangverluste	0	0	0	0	0	0
überschwemmt	2	0	0	0	0	2
Erfolgreich	41	1	?	2	2	mind. 44
tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit	0,955		0,865	0,933	0,929	0,947
Schlupfrate	25,1%		1,3%	12,5%	11,0%	19,6%
Prädationsrate	72,9%		98,7%	87,5%	89,0%	79,2%

Tab. 6. Kiebitzbruterfolg in den Untersuchungsgebieten im Jahre 2011.

	Anzahl Reviere	Flügge Küken	Bruterfolg (flügge Küken/Revier)
Dithmarscher Eidervorland	85	30-50	0,47
Meggerkoog (Langzeitprobefläche)	30	7	0,23
Tollenmoor	3	0	0

4.4 Sichtungen und Umsiedlungen 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 Ableseungen 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 eine vergleichsweise niedrige Vegetation vorhanden. Somit waren während der gesamten Untersuchungsperiode relativ gute Beobachtungsbedingungen gegeben. Insgesamt wurden im Jahre 2011 307 Ableseungen getätigt.

Die Komplettkartierung der Brutgebiete und deren Umgebung erbrachte Informationen zu 94 individuell farbberingten Kiebitzen.

Von den 43 Küken, die seit 2007 beringt worden waren und in einem der folgenden Jahre als Altvögel zum ersten Mal kurz vor oder während der Brutzeit gesichtet werden konnten, wurden 40 an ihrem Geburtsort festgestellt und drei an einem anderen Ort (Tab. 7 und 8). Dabei wurden Umsiedlungen vom Dithmarscher Eidervorland in den unmittelbar benachbarten Karolinenkoog (n=6) nicht gewertet. Alle Umsiedlungen betrafen Kiebitze, die in der ETS beringt worden waren. Der Anteil der Um-

siedlungen der Jungvögel in der ETS und im Dithmarscher Vorland unterschieden sich signifikant voneinander (Exakter Test von Fisher, $p=0,030$). Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen ergaben sich nicht (Exakter Test von Fisher, $p=1,0$).

Von den 96 Altvögeln, die wenigstens während zwei Brutzeiten beobachtet werden konnten, hielten sich 91 in allen Beobachtungsjahren im selben Gebiet auf, lediglich fünf wechselten (Tab. 7 und 8). Wiederum wurden Umsiedlungen vom Dithmarscher Eidervorland in den unmittelbar benachbarten Karolinenkoog ($n=1$) nicht berücksichtigt. Alle Umsiedlungen betrafen Kiebitze, die in der ETS beringt worden waren. Der Anteil der Umsiedlungen der Altvögel in der ETS und im Dithmarscher Vorland unterschieden sich annähernd signifikant voneinander (Exakter Test von Fisher, $p=0,058$). Für die Altvögel ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen Männchen und Weibchen (Exakter Test von Fisher, $p=0,13$).

Tab. 7. Ortstreue und Umsiedlung von Kiebitzen in den Untersuchungsgebieten 2007-2011. Die Zahlen geben an, wie viele der als Küken beringten Kiebitze sich an ihrem Geburtsort (Ortstreue) bzw. an einem anderen Ort ansiedelten (Umsiedlung) bzw. wie viele Altvögel während all ihrer Brutzeitkontrollen am Fangort (Ortstreue) oder mindestens in einem Jahr an einem anderen Brutort gesehen wurden (Umsiedlung).

	Erstansiedlung der Jungvögel				Umsiedlung von Altvögeln			
	Männchen		Weibchen		Männchen		Weibchen	
	Dithm. Eider-vorland	ETS	Dithm. Eider-vorland	ETS	Dithm. Eider-vorland	ETS	Dithm. Eider-vorland	ETS
Ortstreue	15	6	16	6	5	6	40	40
Umsiedlung	0	2	0	1	0	2	0	3

Tab. 8. Dokumentierte Umsiedlungen von Kiebitzen in den Untersuchungsgebieten 2007-2011. Abkürzungen: Ber.: Beringung, Meg.: Meggerkoog, Tol.: Tollenmoor.

Farbring-Kom-	Ringnr.	Sex (M/W)	Alter (Beringung)	2007	2008	2009	2010	2011
Dismigration bei der Erstansiedlung von Jungvögeln								
RLGR	6335870	M	nicht flügge	Ber. Meg.	0	Börm	Börm	0
RLGG	6335866	W	nicht flügge	Ber. Meg.	Treenebrücke	0	0	0
GGGR	6336042	M	nicht flügge			Ber. Meg.	0	z.d. Schloten
Umsiedlung von Altvögeln								
SLRG	6335878	M	nicht flügge	Ber. Meg.	Meg.	Meg.	Meggerholm	Meg.
LLSG	6335882	M	adult		Ber. Meg.	Meg.	Bergenhusen	Külken
LGGR	6335810	W	adult	Ber. Tol.	Wohlde	Börm	0	0
LRGS	6335834	W	adult	Ber. Tol.	Tol.	Börm	0	Tol.
LLLGG	6335900	W	adult		Ber. Meg.	0	Horst-Bergewörden	0

Das Alter, in dem die Jungvögel in das Untersuchungsgebiet zurückkehren, lässt über den Untersuchungszeitraum 2008-2011 keinen Unterschied zwischen den Gebieten erkennen (Vierfeldertest; $\chi^2 = 0,095$; n.s., Tab. 9). Die hier betrachtete Rückkehr ist allerdings nicht in jedem Fall als Brutansiedlung zu interpretieren.

Tab. 9. Alter bei der Rückkehr in die Untersuchungsgebiete in den Jahren 2008-2011 der als Küken beringten Kiebitze.

Alter bei Rückkehr	Dithmarschen	ETS	Summe
1 Jahr	18 (50%)	12 (75%)	30 (58%)
2 Jahre	16	2	18
>2 Jahre	2	2	4
Gesamt	36	16	52

4.5 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.

Für die Modellierung standen die Daten von 298 in den Jahren 2007-2010 beringten Kiebitzen zur Verfügung (Tab. 10). Für die Altvögel wurde das Modell ausgewählt, bei dem sich die lokale Überlebensrate adulter Kiebitze zwischen den Gebieten unterscheidet, sich die Überlebensraten zwischen dem ersten und den folgenden Jahren nach der Beringung unterscheiden, aber keine Unterschiede zwischen den Jahren oder Geschlechtern auftauchen, und sich die modellierten Wiedersichtungswahrscheinlichkeiten zwischen den Jahren und den Gebieten unterscheiden (Tab. 11).

Tab. 10. Für die Schätzung von Überlebensraten verfügbare Beringungen von Kiebitzen aus den Jahren 2007-2010.

	Dithmarschen	ETS	Summe
Altvögel	47	75	122
Jungvögel	112	64	176
Gesamt	159	139	298

Tab. 11. Vergleich der Modelle zur Abschätzung der Überlebensraten von adulten Kiebitzen anhand der Ablesungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008-2011.

Modell	AICc	Δ AICc	AICc Weight	Model Likelihood	Anzahl Parameter	Deviance
Φ (gebietspezifisch) p(site*t)	756.7	0	0.459	1	14	152.1
Φ (age+transient*site) p(t)	756.9	0.1	0.430	0.937	12	156.5
Φ (age+transient*site) p(site*t)	759.8	3.1	0.097	0.212	16	150.9
Φ (age+transient*site) p(site*t)	764.1	7.3	0.012	0.026	18	150.8
Φ (age+transient*group) p(site*t)	767.8	11.1	0.002	0.004	21	147.9

AICc Akaike's Information Criterion

Δ AICc Differenz von AICc zum niedrigsten AICc-Wert im Modellsatz

Model Likelihood berechnet aus Δ AICc als $L(g_i|x) = e^{-1/2\Delta_i}$

AICcweight berechnet als $w_i = \frac{e^{-1/2\Delta_i}}{\sum_{r=1}^R e^{-1/2\Delta_r}}$, Summe aller Werte für den Modellsatz ist 1

Die Bezeichnungen der Modelle in den Modellsätzen enthalten folgende Kürzel:

- (.) Modell mit konstanter Wahrscheinlichkeit
- (t) Modell mit zeitabhängiger Wahrscheinlichkeit (1 Parameter je Jahr)
- (age) Modell mit altersabhängiger Wahrscheinlichkeit (3 Jahre bis adult)
- (site) Modell mit gebietsabhängiger Wahrscheinlichkeit (Föhr / ETS)
- (transient) Modell für Abwanderung von Altvögeln mit separater Schätzung für Φ im 1. Jahr

Die Ergebnisse wurden als gewichtete Mittelwerte aus allen Modellen durch die model averaging-Funktion in MARK ermittelt.

Im Jahr 2011 reichte das Datenmaterial zum ersten Mal für eine Schätzung der lokalen Überlebensrate von Jungvögeln aus. Dabei wird die Schätzung für das erste Lebensjahr von der Abwanderung beeinflusst, da sich ein Teil der jungen Kiebitze zur Brut weiter vom Geburtsort entfernt ansiedelt.

Bezüglich der Überlebensrate der Altvögel zeigt sich wiederum der im Vorjahr festgestellte Unterschied zwischen der ETS und dem Eidervorland. In der ETS war die lokale Rückkehrtrate im Jahr nach der Beringung deutlich geringer als für die Vögel, die bereits einmal zurückgekehrt waren. Der Unterschied ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass unter den gefangenen Vögeln eine Gruppe mit geringer Ortstreue vertreten war, die dann im Folgejahr nicht mehr auftauchte. Die ab dem zweiten Jahr nach der Beringung modellierte lokale Überlebensrate von 0,872 dürfte, weil dauerhafte Umsiedlungen selten waren, eher der tatsächlichen Überlebensrate entsprechen. Im Dithmarscher Eidervorland war wie in den Jahren zuvor die lokale Überlebensrate im zweiten Jahr nach der Beringung deutlich niedriger. Allerdings erzielten hier die zweijährigen Jungvögel eine sehr hohe lokale

Überlebensrate von 0,855, die wiederum nahe dem Wert der ortstreuen ETS-Altvögel liegt. Bei der Betrachtung der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, dass die Konfidenzintervalle besonders für die Jungvögel noch sehr hoch sind. Wenige abweichende Daten in den nächsten Jahren könnten die Ergebnisse also noch entscheidend verändern.

Tab. 12. Schätzungen der Überlebenswahrscheinlichkeit Φ und der Sichtungswahrscheinlichkeit p von Kiebitzen anhand der Ablesungen aus den Untersuchungsgebieten der Jahre 2008-2011.

Parameter	Wert	SE	LCI	UCI
lokale Überlebenswahrscheinlichkeit Altvögel *				
Φ ETS 1. Jahr nach Beringung	0.735	0.070	0.579	0.849
Φ ETS > 1 Jahr nach Beringung	0.872	0.067	0.679	0.956
Φ Dithmarschen 1. Jahr	0.781	0.081	0.587	0.900
Φ Dithmarschen > 1 Jahr	0.728	0.079	0.551	0.853
lokale Überlebenswahrscheinlichkeit Jungvögel *				
Φ ETS 1. Jahr	0.318	0.072	0.195	0.472
Φ ETS 2. Jahr	0.543	0.150	0.267	0.795
Φ Dithmarschen 1. Jahr	0.418	0.063	0.302	0.544
Φ Dithmarschen 2. Jahr	0.855	0.131	0.426	0.979
Sichtungswahrscheinlichkeit $p(\text{site} \cdot t)$				
p ETS 2008	0.836	0.074	0.639	0.936
p ETS 2009	0.632	0.089	0.447	0.784
p ETS 2010	0.590	0.087	0.416	0.745
p ETS 2011	0.769	0.129	0.446	0.932
p Dithmarschen 2008	0.822	0.103	0.538	0.948
p Dithmarschen 2009	0.452	0.081	0.304	0.610
p Dithmarschen 2010	0.767	0.084	0.566	0.893
p Dithmarschen 2011	0.627	0.102	0.417	0.798

* durch *model averaging* ermittelt

SE Standardfehler

LCI, UCI: Untere bzw. Obere Schranke des 95%-Konfidenzintervalls

5. Diskussion

5.1 Bestandsentwicklung

In den einzelnen Untersuchungsgebieten schwankten die Kiebitz-Brutbestände in den vergangenen Jahren. Insbesondere im Tollenmoor war ein deutlicher Rückgang zu beobachten. Möglicherweise waren die Kiebitzbestände dort wegen besonderer Verhältnisse im ersten Untersuchungsjahr 2007 außergewöhnlich hoch gewesen. Auf den Untersuchungsflächen auf Eiderstedt, die alle außerhalb des Vogelschutzgebietes lagen, setzte sich der bereits 2010 festgestellte Bestandsrückgang fort, der mit der fortschreitenden Entwässerung und dem seit 2001 stark forcierten Umbruch von Grünlandflächen in Zusammenhang stehen dürfte. Der für Kiebitze auf Eiderstedt zur Verfügung stehende Lebensraum dürfte sich erheblich verkleinert haben.

In Anbetracht der sehr negativen Bestandsentwicklung im Binnenland, die auch in ganz Deutschland zu beobachten ist (HÖTKER et al. 2007a), ist der in Abb. 10 dargestellte scheinbar nur mäßige Be-

standsrückgang der landesweiten Brutbestände nur schwer zu erklären. Es ist einerseits davon auszugehen, dass das Wiesenvogelmonitoring, wie es in Schleswig-Holstein betrieben wird, einen zu positiven Eindruck der Bestandsentwicklung des Kiebitz erzeugt. Der Grund dafür dürfte darin liegen, dass im Zählgebietssystem vor allem die noch bedeutenden Wiesenvogelgebiete vertreten sind und küstennahe Gebiete bzw. das Wattenmeer selbst überrepräsentiert sind. Binnenländische Gebiete, in denen nur noch Kiebitze aber keine anderen Wiesen-Limikolen vorkommen, sind hingegen im Gebietsnetz kaum vertreten. Vermutlich spielt sich derzeit vor allem in solchen Gebieten der Rückgang der Art ab. Ein Vergleich mit den Daten des Monitorings häufiger Brutvogelarten in der Normallandschaft des Dachverbandes Deutscher Avifaunisten (DDA) zeigte in ganz Deutschland eine entsprechende Diskrepanz. Die räumlich weiter gestreuten DDA-Daten zeigten einen erheblich stärkeren Rückgang als die Daten des Wiesenvogelmonitorings (HÖTKER et al. 2007a).

Andererseits hat es in den vergangenen Jahren erhebliche Anstrengungen des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein gegeben, die Brutbedingungen für Kiebitze in Schutzgebieten zu verbessern. Zu nennen sind hier die auf Wiesenvögel zugeschnittenen Angebote des Vertragsnaturschutzes (JEROMIN 2009, Landesregierung Schleswig-Holstein 2009) sowie erhebliche Maßnahmen auf landeseigenen Flächen (W. PETERSEN-ANDRESEN, mdl.). Auch die Tatsache, dass sich auf Eiderstedt die Kiebitzbestände dort positiv entwickelten, wo Wasserstände erhöht werden konnten, zeigt, dass die Art auf geeignete Gestaltungsmaßnahmen reagiert. Aus Abb. 10 lässt sich demnach herauslesen, dass es offensichtlich gelungen ist, den Bestandsrückgang des Kiebitz in den Kern-Verbreitungsgebieten zu stoppen.

5.2 Schlupf- und Bruterfolg

Im Jahr 2011 wurden in den Untersuchungsgebieten im Gegensatz zum Vorjahr vergleichsweise niedrige Schlupf- und hohe Prädationsraten festgestellt, wie sie auch schon in den Jahren 2007 bis 2009 vorgeherrschten hatten (HELMECKE et al. 2007, 2008, 2009). Dementsprechend lag auch der Bruterfolg in allen drei Untersuchungsgebieten niedriger als im Vorjahr (Abb. 12).

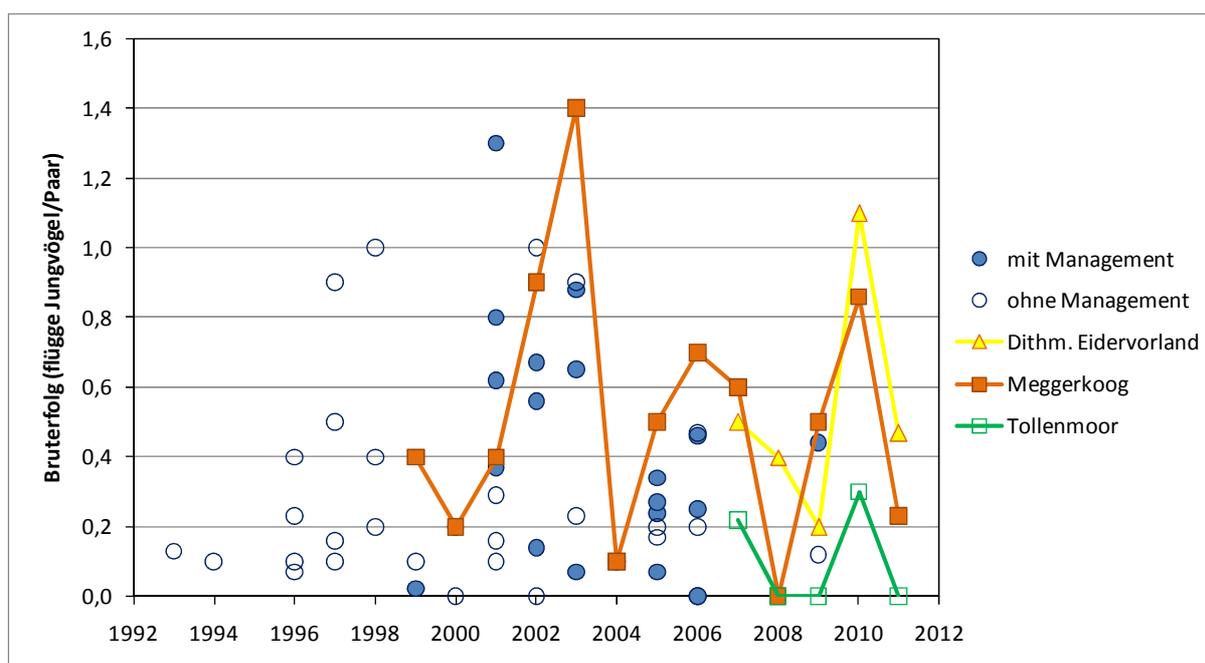


Abb. 12. Bruterfolgsraten von Kiebitzen in den Untersuchungsgebieten und in Schleswig-Holstein (Quellen: Hötter 2007b und Archiv Michael-Otto-Institut im NABU).

Die im Rahmen dieser Studie gemessenen Schlupf- und Bruterfolgsraten lagen im Vergleich zu anderen Daten aus Mitteleuropa im Mittelfeld (HÖTKER et al. 2007b). Auch im Vergleich zu den übrigen 53 seit 1993 in Schleswig-Holstein gemessenen jährlichen Reproduktionsraten von Kiebitzen (Mittelwert 0,34 flügge Junge/Paar) lagen die Ergebnisse im Rahmen der Erwartungen (Abb. 12). 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.

Vergleicht man alle Studien in Schleswig-Holstein seit dem Jahre 2000, die in Gebieten durchgeführt wurden, in denen ein gezieltes Management für Wiesenvögel (Wasserstands-Regulierung, Schutz von Nestern und Bruten) durchgeführt wurde, mit allen anderen Gebieten, ergibt sich ein deutlich höherer Bruterfolg von 0,49 flüggen Jungvögel/Paar/Jahr ($n=35$, $SD=0,35$) gegenüber 0,25 ($n=18$, $SD=0,28$), der statistisch signifikant ist (Wilcoxon Test, $W=455,5$, $p=0,008$). In Abb. 12 lässt sich ein leichter Rückgang des Bruterfolgs außerhalb von Management-Gebieten ab 2000 erkennen, der sich jedoch nicht mit statistischen Methoden nachweisen ließ (Spearman Rang-Korrelationstest, $\rho=-0,23$, $p=0,36$). Es ist allerdings zu beachten, dass in den vergangenen Jahren nur sehr wenige Untersuchungen außerhalb von Schutzprogrammen durchgeführt wurden.

5.3 Überlebensraten

Nach dem fünften Untersuchungsjahr konnten zum dritten Mal 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. Auch für die Jungvögel konnte ein Modell berechnet werden. Wegen des relativ geringen Stichprobenumfangs und der geringen Anzahl der Jahre sind die ermittelten Werte noch als vorläufig anzusehen. Dies drückt sich durch die immer noch sehr großen Konfidenzintervalle für die Schätzungen aus.

Die neuen Berechnungen konnten, wenn man die Werte ab dem zweiten Jahr nach der Beringung betrachtet, die hohen Überlebensraten der Altvögel aus den Vorjahren bestätigen, (HELMECKE et al. 2009, 2010). Die Werte für die Altvögel liegen damit über den bisher publizierten Werten (Tab. 13).

Das jetzt gewählte Modell für die Überlebensraten zeigt Unterschiede in der Rückkehrate zwischen den binnenländischen und den küstennahen Untersuchungsgebieten. Allerdings sind die Unterschiede nicht konsistent und deshalb auch nicht leicht erklärbar. In der ETS waren die lokalen Überlebensraten im Jahr nach der Beringung deutlich niedriger als in den Jahren danach. In Dithmarschen verhielt es sich genau umgekehrt. Es spricht viel dafür, dass unterschiedliche Abwanderungsraten für einige der Phänomene verantwortlich sind.

Dem Problem der vermuteten dauerhaften Umsiedlung kann auf zweierlei Art und Weise begegnet werden. Erstens kann die Suche nach berिंगten Kiebitzen außerhalb der Untersuchungsgebiete verstärkt und räumlich ausgedehnt werden. Zweitens können zur Auswertung der Daten sogenannte „Integrierte Populationsmodelle“ angewendet werden (SCHAUB & ABADI 2010), die neben den Beringungsergebnissen auch noch Informationen über Bestandsentwicklungen, Bruterfolg und ggf. weitere Parameter heranziehen. Um zu einem geeigneten Populationsmodell für Kiebitze in Schleswig-

Holstein zu gelangen, sollten beide Wege verfolgt werden. Für Kiebitze sind in Großbritannien entsprechende Modelle bereits angewendet worden (BESBEAS et al. 2002).

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 & ETRUP (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

6. Populationsmodell

6.1 Mindest-Reproduktionserfolg

Für viele Fragestellungen ist entscheidend, ob Kiebitze einen ausreichend hohen (Mindest-) Reproduktionserfolg erzielen, um die Mortalitätsverluste auszugleichen. Für die Beurteilung des Mindest-Reproduktionserfolgs müssen die jährlichen Überlebensraten der Altvögel bekannt sein, genauso wie

die Überlebensraten der Jungvögel bis zum ersten Lebensjahr. Weiterhin ist entscheidend, in welchem Alter die Kiebitze in die Brutpopulation eintreten und ob sie in jedem Jahr brüten. Für einen dieser Parameter, der jährlichen Überlebensrate der Altvögel, konnte in diesem Bericht der im Jahr zuvor ermittelte Wert anhand eines erweiterten Datenmaterials präzisiert werden. Dabei wird angenommen, dass die höchste gemessene Überlebensrate (Altvögel ab ein Jahr nach dem Fang in der ETS, siehe Tab. 12) die für adulte Kiebitze am besten zutreffende Messung ist. Es spricht viel dafür, dass die niedrigeren Werte durch dauerhafte Abwanderungen beeinflusst wurden und deshalb der tatsächlichen Überlebensrate weniger nah kommen. Mögliche Unterschiede zwischen den Gebieten werden nicht berücksichtigt. Auch der neue Wert von 0,872 ist ein Minimalwert, da trotz der intensiven Suche nach Farbringträgern in Schleswig-Holstein nicht auszuschließen ist, dass einige Vögel sich dauerhaft umgesiedelt haben und so nicht kontrolliert werden konnten. Dies gilt insbesondere auch für die Überlebensrate der Jungvögel, von denen viele im ersten Jahr noch nicht zur Brut schritten und deshalb nur mit geringerer Wahrscheinlichkeit kontrollierbar waren, und die sich offensichtlich in einem größeren Maße abseits der schleswig-holsteinischen Brutgebiete angesiedelt haben. Für die Schätzung des minimal erforderlichen Reproduktionserfolgs wurde deshalb das arithmetische Mittel der anhand von Ringfunden berechneten Werte in Tab. 13 (Methode D) benutzt. Es beträgt 0,594.

Unter der Annahme, dass alle überlebenden jungen Kiebitze im ersten Lebensjahr zur Brut schreiten, die Überlebensrate im ersten Lebensjahr 0,594 (\ddot{U}_1) und ab dem zweiten Lebensjahr konstant 0,872 (\ddot{U}_{ad}) beträgt, ist der zum Populationserhalt notwendige Bruterfolg B_{min1} 0,431 Jungvögel pro Jahr und Paar (Formel nach ROBINSON et al. 2004, Faktor 2, da sich die Bruterfolgsberechnungen auf Paare und nicht auf Individuen beziehen).

$$B_{min1} = 2 * (1 - \ddot{U}_{ad}) / \ddot{U}_1$$

Unter der Annahme, dass alle Jungvögel erst im zweiten Jahr erstmals zur Brut schreiten, erhöht sich die zum Populationserhalt notwendige Reproduktionsrate B_{min2} auf 0,494, bei Bruteintritt im dritten Lebensjahr auf 0,567 Jungvögel pro Jahr und Paar (B_{min3}).

$$B_{min2} = 2 * (1 - \ddot{U}_{ad}) / (\ddot{U}_1 * \ddot{U}_{ad})$$

$$B_{min3} = 2 * (1 - \ddot{U}_{ad}) / (\ddot{U}_1 * \ddot{U}_{ad} * \ddot{U}_{ad})$$

Geht man weiter davon aus, dass die Sichtungsdaten in Tab. 12 den Bruteintrittsdaten entsprechen und bildet ein mit den Anteilen der Eintrittsdaten gewichteten Mittelwert, so ergibt sich die zum Populationserhalt notwendige Reproduktionsrate B_{min} von 0,463 Jungvögeln pro Jahr und Paar.

$$B_{min} = (58 * B_{min1} + 35 * B_{min2} + 7 * B_{min3}) / 100$$

Da die Annahme, dass die Erstsichtungen junger Kiebitze in den Brutgebieten mit ihrem Eintritt in die Brutpopulation gleichzusetzen ist, nicht immer zutrifft, dürfte der wahre Wert des minimal notwendigen Reproduktionserfolgs noch etwas höher liegen. Außerdem sei noch einmal darauf hingewiesen, dass das Konfidenzintervall der Schätzung von \ddot{U}_{ad} sehr groß ist.

Damit eingeschätzt werden kann, welcher der Faktoren \ddot{U}_{ad} , \ddot{U}_1 bzw. Alter beim Eintritt in die Brutpopulation den stärksten Einfluss auf die Ergebnisse ausübt, wurde eine einfache Sensitivitätsanalyse durchgeführt. Die Faktoren wurden jeweils einzeln um 2% bzw. 5% nach oben und unten variiert, wobei die anderen Faktoren konstant gehalten wurden. Die Ergebnisse (Abb. 13) zeigen, dass die Überlebensrate der Altvögel den bei weitem stärksten Einfluss auf den minimal notwendigen Reproduktionserfolg ausübte, gefolgt von der Überlebensrate der Jungvögel und dem Alter beim Eintritt in die Brutpopulation. Bereits sehr geringe Schwankungen von \ddot{U}_{ad} führen zu enormen Abweichungen

der Schätzung des minimal notwendigen Bruterfolgs. Nimmt man die obere Grenze des Konfidenzintervalls für die Überlebensrate der Adulten ($\ddot{U}_{ad} = 0,956$, Tab. 12), ergibt sich eine minimal notwendige Reproduktionsleistung von nur 0,15 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr. Bei Annahme der unteren Grenze ($\ddot{U}_{ad} = 0,679$, Tab. 12) ergibt sich ein Wert von 1,35 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr. Die große Diskrepanz zwischen den beiden Ergebnissen unterstreicht die Notwendigkeit, die Schätzung von \ddot{U}_{ad} weiter zu präzisieren.

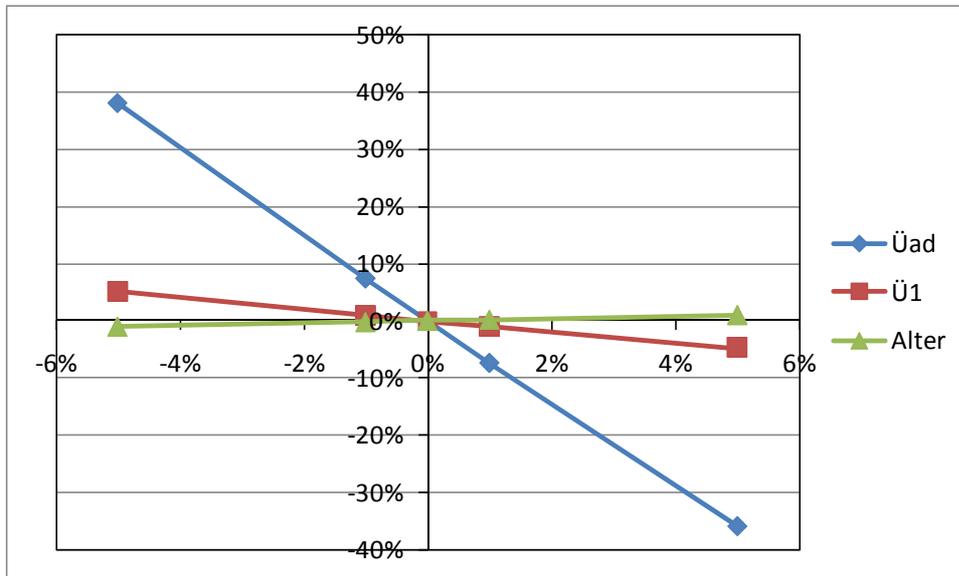


Abb. 13. Auswirkungen von Veränderungen (Abweichungen von 2% und 5%, X-Achse) der Faktoren Überlebensrate der Altvögel (\ddot{U}_{ad}) Überlebensrate im ersten Lebensjahr (\ddot{U}_1) und Alter beim Eintritt in die Brutpopulation (Alter) auf die Berechnung der zum Populationserhalt notwendigen Reproduktionsleistung. Auf der Y-Achse ist aufgetragen, um welchen Prozentsatz sich die berechnete Reproduktionsleistung verändert.

Eine Reproduktionsleistung von 0,46 Jungvögeln pro Jahr und Paar ist von Kiebitzen in Schleswig-Holstein in den letzten Jahren besonders dort, wo Maßnahmen zum Schutz der Art durchgeführt wurden, durchaus erreicht worden (Abb. 12), der mittlere Bruterfolg in schleswig-holsteinischen Gebieten mit Wiesenvogel-Management lag immerhin bei 0,49 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr (siehe oben). Auch wenn die in Abb. 12 dargestellten Bruterfolgsraten in vielen Fällen Mindestangaben sind, sei an dieser Stelle allerdings noch einmal darauf hingewiesen, dass die Berechnungen der Überlebensraten der Altvögel, die einen wesentlichen Einfluss auf die Berechnungen haben, mit noch sehr großen Unsicherheiten verbunden sind.

6.2 Bruterfolg und Bedarf an Schutzgebietsflächen

In diesem Abschnitt soll das in den Berichten der vergangenen Jahre entwickelte Populationsmodell fortgeschrieben werden. Dazu werden einfache Gleichungen angegeben, die es unter bestimmten Annahmen erlauben, Parameter wie zum Beispiel den zusätzlichen Bedarf von Schutzgebieten zu berechnen. Eine entscheidende Größe für die Berechnungen ist der minimale zum Populationserhalt notwendige Bruterfolg B_{min} . Wie oben gezeigt, hängt dieser sehr eng mit der Altvogelüberlebensrate zusammen, die nur innerhalb eines vergleichsweise großen Konfidenzintervalls, also nicht präzise, bestimmt werden konnte. Die in diesem Kapitel durchgeführten Berechnungen sind dementsprechend vor allem als Demonstration der Möglichkeiten des Modells anzusehen. Die konkreten zahlenmäßigen Ergebnisse können bestenfalls als erste Orientierung gewertet werden, da sie sich durch geringe Abweichungen bei der Berechnung der Altvogelüberlebensrate noch entscheidend ändern

können. Die Präzision der Aussagen wird sich mit Fortdauer der Untersuchungen weiter steigern lassen.

Das übergeordnete Ziel des Vorhabens ist es, die Mindestzahl und ggf. die Lage von Schutzgebieten zu definieren, die mindestens erforderlich sind, um den gegenwärtig publizierten Bestand von Kiebitzen in Schleswig-Holstein (12.500 Brutpaare, KNIEF et al. 2010) zu sichern. Die dokumentierten Umsiedlungen (Tab. 8), auch wenn es bisher nur wenige sind, zeigen jedoch, dass Kiebitze in der Lage sind, neue Brutplätze in relativ großen Entfernungen von den alten bzw. vom Geburtsort zu finden (IMBODEN 1974, THOMPSON et al. 1994). Um das Populationsmodell zu vereinfachen, soll nun zunächst davon ausgegangen werden, dass Kiebitze innerhalb Schleswig-Holsteins fähig sind, alle potentiellen Brutgebiete leicht zu finden. Für die Frage, ob sich ein Kiebitz in einem Gebiet neu ansiedelt, soll dessen geographische Position also keine Bedeutung haben. Außerdem wird angenommen, dass die höchste gemessene Überlebensrate (Altvögel ab ein Jahr nach dem Fang in der ETS, siehe Tab. 12) die für adulte Kiebitze zutreffende Messung ist. Mögliche Unterschiede zwischen den Gebieten werden nicht berücksichtigt.

Als weitere Vereinfachung wird davon ausgegangen, dass es Gebiete gibt, in denen sich durch geeignetes Habitat-Management der Bruterfolg von Kiebitzen dauerhaft erhöhen lässt. Solche Maßnahmen beinhalten häufig eine Veränderung des Wassermanagements, so dass sie in der Praxis wohl nur in Schutzgebieten und anderen Sonderräumen durchgeführt werden können. Der Einfachheit halber werden die Gebiete, in denen geeignete Schutzmaßnahmen für Kiebitze durchgeführt werden, in diesem Abschnitt als „Schutzgebiete“ bezeichnet. Es wird weiter davon ausgegangen, dass in der normal genutzten Kulturlandschaft Kiebitze einen niedrigeren Bruterfolg haben und dieser auch nicht dauerhaft erhöht werden kann.

Zurzeit liegt der Bruterfolg von Kiebitzen in schleswig-holsteinischen Schutzgebieten oberhalb der kritischen Grenze von 0,46 flüggen Jungvögeln pro Paar und Jahr. Der Bruterfolg in Schutzgebieten muss dauerhaft über 0,46 liegen, damit diese dazu beitragen können, den Kiebitzbestand in Schleswig-Holstein zu erhalten.

Die Frage, wie viele Schutzgebiete nötig sind um den derzeitigen Bestand zu halten, kann zunächst in die Frage umformuliert werden, welcher Anteil von Kiebitzen in Gebieten mit Schutzmaßnahmen brüten muss. Ob ein bestimmter Bestandsanteil in Schutzgebieten ausreicht, hängt auch vom Bruterfolg innerhalb und außerhalb der Schutzgebiete ab. Allgemein und vereinfacht lässt sich der Zusammenhang in folgender Gleichung darstellen:

$$B_{\min} = B_{SG} \times A_{SG} + B_{LN} \times A_{LN}$$

B_{\min} : minimaler mittlerer Bruterfolg in Schleswig-Holstein zum Bestandserhalt (0,463)

B_{SG} : mittlerer Bruterfolg in Schutzgebieten (0,49)

A_{SG} : Bestandsanteil in Schutzgebieten (0,32), $A_{SG} + A_{LN} = 1$

B_{LN} : mittlerer Bruterfolg auf landwirts. Nutzflächen außerhalb der Schutzgebiete (0,25)

A_{LN} : Bestandsanteil auf landwirtschaftlichen Nutzflächen außerhalb der Schutzgebiete (0,68)

Zunächst soll untersucht werden, wie sich der Bruterfolg innerhalb von Schutzgebieten erhöhen müsste, wenn der Anteil der Kiebitze in Schutzgebieten konstant bleibt, also keine Schutzgebiete hinzukommen. Zurzeit brüten etwa 32% der schleswig-holsteinischen Kiebitze in Gebieten, in denen Managementmaßnahmen möglich sind (Flächen im Besitz der öffentlichen Hand, Natura 2000-Gebiete mit umgesetzten Managementplänen, Daten aus der Wiesenvogelbank im Michael-Otto-Institut im NABU), es gilt also $A_{SG} = 0,32$. Weiterhin gilt $B_{LN} = 0,25$ (siehe oben). Um den Bestand

der Kiebitze in Schleswig-Holstein dauerhaft zu erhalten, muss landesweit ein durchschnittlicher Bruterfolg von 0,463 erreicht werden. Durch Umformung der obigen Gleichung in

$$B_{SGmin} = (B_{SH} - B_{LN} \times A_{LN}) / A_{SG}$$

und Einsetzen der Zahlen ergibt sich ein Mindestbruterfolg innerhalb von Schutzgebieten von $B_{SGmin} = 0,916$. Dieser Wert wird derzeit nur selten erreicht. Erzielten Kiebitze außerhalb von Schutzgebieten überhaupt keinen Bruterfolg mehr, müssten sie in Schutzgebieten mindestens durchschnittlich 1,45 flügge Jungvögel pro Paar und pro Jahr erzeugen. Dieser Bruterfolg dürfte dauerhaft nicht zu erzielen sein. Jedenfalls gibt es nach Kenntnis der Autoren kein Brutgebiet der Kiebitze, welches über mehrere Jahre hinweg einen so hohen Bruterfolg aufweisen konnte (siehe auch HÖTKER et al. 2007b).

Alternativ wäre es auch möglich, den Anteil von Kiebitzen, die in Schutzgebieten brüten, zu erhöhen und die Gleichung nach A_{SG} aufzulösen:

$$A_{SG} = (B_{SH} - B_{LN}) / (B_{SG} - B_{LN})$$

Die Möglichkeit einer Schutzgebietserweiterung bei konstantem jährlichem Bruterfolg innerhalb der Schutzgebiete, den angenommenen 0,49 flüggen Jungvögeln pro Paar, soll als nächstes untersucht werden. Durch Einsetzen der Werte ergibt sich eine Zahl von 0,89 für den Fall $B_{SG} = 0,49$ und $B_{LN} = 0,25$; es müssten also 89% der Kiebitze in Schutzgebieten brüten. Wäre der Bruterfolg außerhalb von Schutzgebieten gleich Null, müssten 95% der Kiebitze in Schutzgebieten brüten. Es ist sehr unwahrscheinlich, dass es gelingen könnte, Populationsanteile der Kiebitze von 90% oder mehr in geeigneten Schutzgebieten mit entsprechendem Management unterzubringen.

Die oben gezeigten Gleichungen ermöglichen nun die Betrachtung weiterer Szenarien, indem die Eingangsgrößen variiert werden. Abb. 14 zeigt zum Beispiel den Zusammenhang des Mindestbruterfolgs in Schutzgebieten und des Mindestanteils der Brutvögel in Schutzgebieten unter der Voraussetzung, dass der Bruterfolg außerhalb der Schutzgebiete 0,25 flügge Küken/Paar/Jahr beträgt und der mittlere Mindestbruterfolg (gemittelt über alle Gebiete) zum Erhalt der Population 0,463 beträgt. Alle Wertekombinationen unterhalb der blauen Linie führen langfristig zu Populationsverlusten, alle Werte darüber bedeuten, dass mehr Jungvögel produziert werden als zum Erhalt der Population nötig wäre.

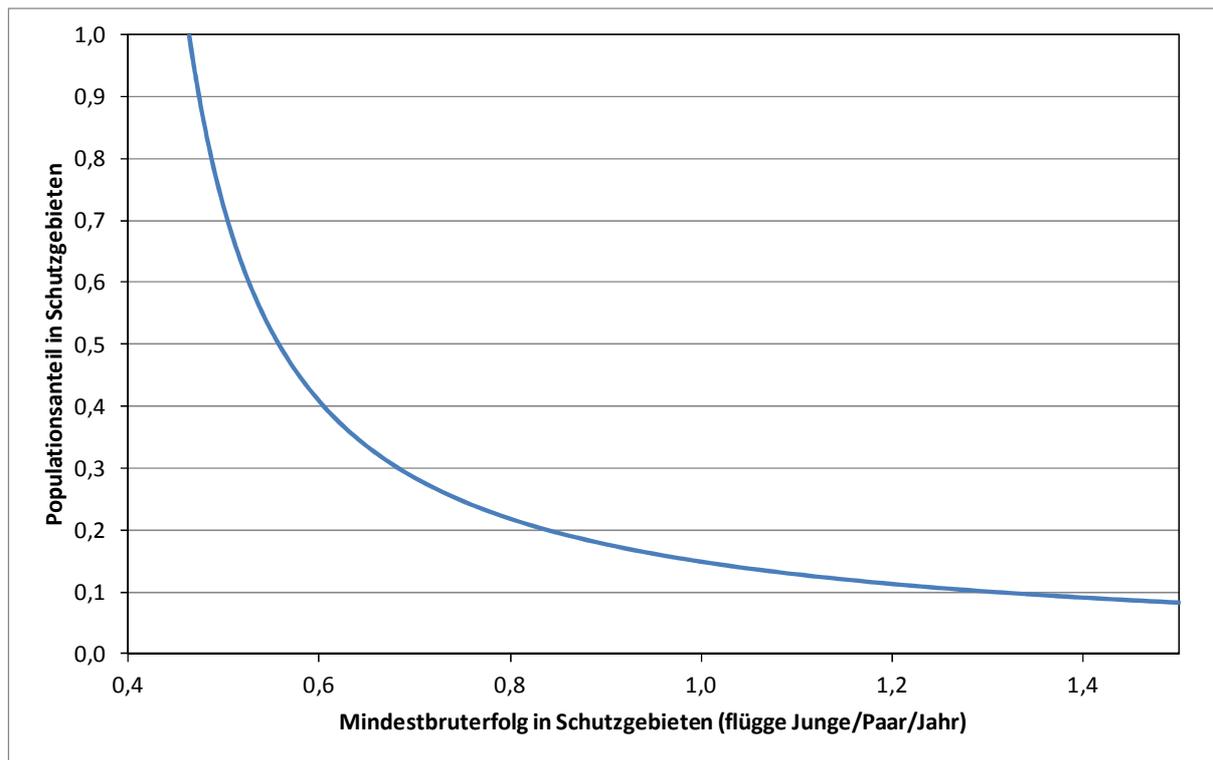


Abb. 14. Zusammenhang des Mindestbruterfolgs in Schutzgebieten und des Mindestanteils der Brutvögel in Schutzgebieten. Unter der Voraussetzung, dass der Bruterfolg außerhalb der Schutzgebiete 0,25 flüge Küken/Pair/Jahr beträgt führen die Wertepaare auf der blauen Linie zu einem mittleren Bruterfolg (gemittelt aus allen Gebiete) von genau 0,463, dem zum Erhalt der Population gerade ausreichenden Wert.

Um der Beantwortung der Frage näher zu kommen, wie viele neue Schutzgebiete vonnöten sind, soll untersucht werden, wie groß die Fläche ist, die zusätzlich für Kiebitze einem gezielten Management unterworfen werden muss. Der Flächenbedarf hängt davon ab, wie hoch die Siedlungsdichte der Kiebitze in den neu einzurichtenden Schutzgebieten erwartet werden kann. Als Orientierung für diese Erwartung können die tatsächlich zurzeit vorhandenen Siedlungsdichten im Lande verwendet werden. Zur Berechnung der Siedlungsdichten wurde für alle Gebiete des Wiesenvogelmonitorings in Schleswig-Holstein (HÖTKER et al. 2004) der durchschnittliche Kiebitzbestand der Jahre 2001-2011 berechnet. Dieser Bestand wurde durch die Gesamtfläche des jeweiligen Zählgebietes dividiert. Da es sich bei den Zählgebieten um relativ große Einheiten handelt (durchschnittliche Flächengröße 733 ha; SD 843 ha; Median 508 ha) und nicht besiedelbare Bereiche nicht eigens ausgespart wurden, handelt es sich um Siedlungsdichten bezogen auf die großräumige Landschaftsmatrix. In Teilgebieten können die Siedlungsdichten erheblich höher ausfallen.

Kiebitze siedeln in Schleswig-Holstein in sehr unterschiedlicher Dichte. Gebiete in der Nähe der Nordseeküste weisen die höchsten Siedlungsdichten auf. Neben der Zugehörigkeit zu einem bestimmten Lebensraumtyp dürfte die Siedlungsdichte auch davon beeinflusst worden sein, ob wirkungsvolle Schutzmaßnahmen für Wiesenvögel in den entsprechenden Gebieten durchgeführt worden waren. Unter wirkungsvollen Schutzmaßnahmen sollen hier Maßnahmen zur Anhebung des Wasserstandes und gezielter Gelege- und Brutenschutz angesehen werden.

Tab. 14. Siedlungsdichten von Kiebitzen in Gebieten mit Schutzmaßnahmen in Schleswig-Holstein.

n	28
Mittelwert	13,72 Reviere/km ²
SD	14,21 Reviere/km ²
Median	8,79 Reviere/km ²
3. Quartil	16,12 Reviere/km ²
Maximum	64,02 Reviere/km ²

Als Siedlungsdichte, die unter der Voraussetzung implementierter Schutzmaßnahmen in geeigneten Gebieten erreicht werden kann, wird das 3. Quartil der Siedlungsdichtenverteilung in den sogenannten Naturschutzkögen angenommen (Tab. 14). Das 3.Quartil trennt die oberen 25% von den unteren 75% der Verteilung, sein Wert beträgt im konkreten Fall 16,12 Paare/km². Diese Festlegung ist zwar willkürlich aber insofern sinnvoll, als dass sie einen zwar hohen, aber durchaus real erreichbaren Wert der Siedlungsdichte beschreibt. Der Wert erlaubt nun die Berechnung von noch zusätzlich benötigten Schutzgebietsflächen. Mit einem Bruterfolg innerhalb von Schutzgebieten von 0,49, einem Bruterfolg außerhalb von Schutzgebieten von 0,25 und einem erforderlichen Mindestgesamtbruterfolg von 0,463 müssten gegenwärtig mindestens 89% der Kiebitze in Schutzgebieten brüten (siehe oben), damit der Bestand erhalten werden kann. Aktuell sind es aber nur 32%, so dass noch 57% von 12.500 Paaren, also 7.125 Paare hinzukommen müssten. Geht man von einer Siedlungsdichte in Schutzgebieten von 16,12 Paare/km² aus, wären dafür 442 km² weitere Schutzgebiete erforderlich, bzw. müssten auf dieser Fläche wirkungsvolle Schutzmaßnahmen eingeleitet werden.

Die bislang beschriebenen Siedlungsdichten beziehen sich jeweils auf die Gesamtfläche der Gebiete, also auch auf unbesiedelbare Flächenanteile. Auf den besiedelbaren Flächen erreichen Kiebitze dementsprechend höhere Siedlungsdichten.

Der Zusammenhang von Bruterfolg in den Schutzgebieten und zusätzlichem Flächenbedarf für Schutzgebiete zeigt die hohe Bedeutung des Bruterfolgs für die Erhaltung der Population (Abb. 15). Ab einem durchschnittlichen jährlichen Bruterfolg von 0,78 Jungvögeln pro Paar wäre es möglich, die Kiebitzpopulation in Schleswig-Holstein dauerhaft und ohne zusätzliche Schutzgebiete zu halten – vorausgesetzt der Bruterfolg außerhalb von Schutzgebieten sinkt nicht weiter.

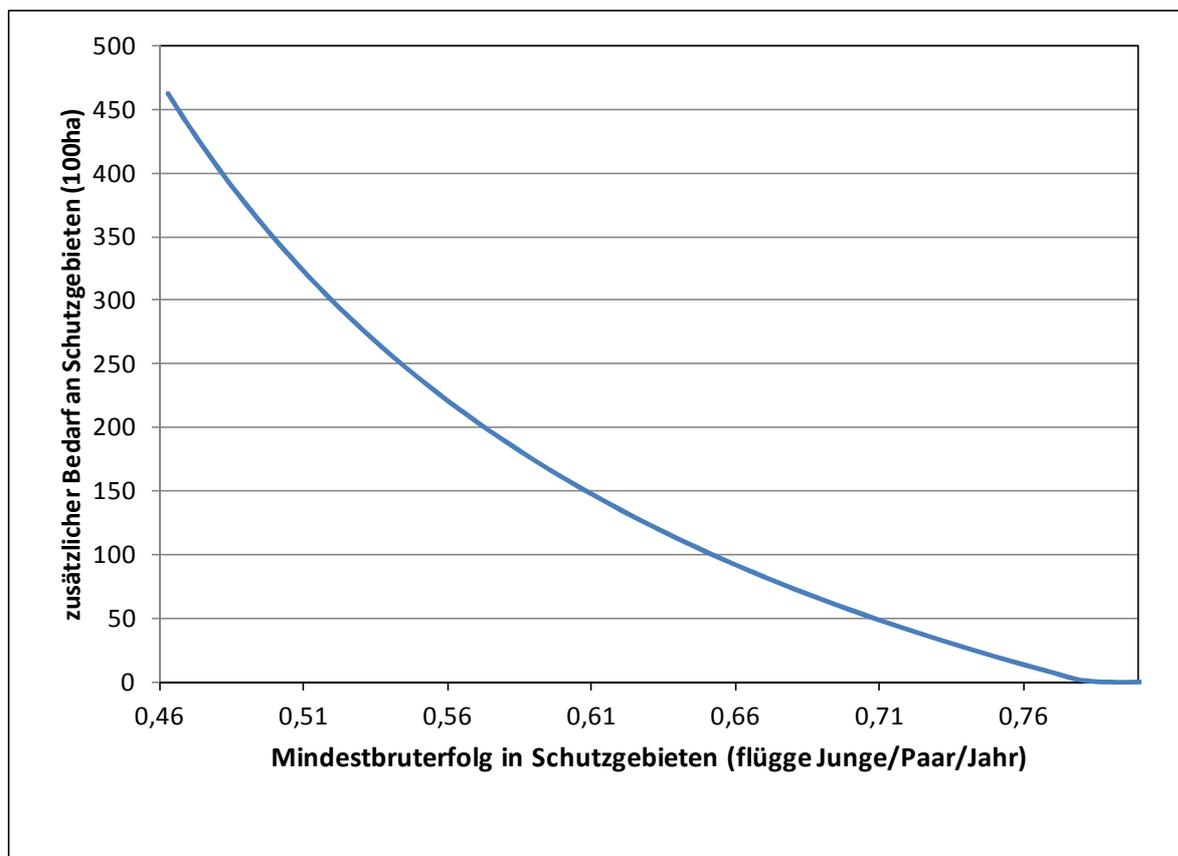


Abb. 15. Schematischer Zusammenhang von Bruterfolg in den Schutzgebieten und zusätzlichem Flächenbedarf für Schutzgebiete für Kiebitze in Schleswig-Holstein. Weitere Details siehe Text.

Die bisher durchgeführten Berechnungen sind rein algebraisch und berücksichtigen weder die Variabilität der verwendeten Parameter noch irgendwelche Risiken. Zu solchen Risiken kann zum Beispiel die Tatsache zählen, dass die schleswig-holsteinische Kiebitzpopulation mittlerweile in vergleichsweise wenigen Gebieten konzentriert ist. Eine Konzentration einer Art auf wenige Gebiete erhöht generell das Aussterberisiko gegenüber einer weiten Verbreitung (HANSKI & SIMERLOFF 1996). Die hier präsentierten Ergebnisse sind also noch als sehr vorläufig anzusehen.

7. 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 und die Schätzungen zu stabilisieren. Beides kann durch eine Fortführung der in den Vorjahren begonnenen Arbeiten erreicht werden. 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.

8. Danksagungen

Im Meggerkoog erfolgten die Untersuchungen in enger Zusammenarbeit mit dem Projekt „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“. D. BENNEWITZ danken wir für die tatkräftige Hilfe bei der Nestersuche und –kontrolle. 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. Allen „Ringablesern“ danken wir für ihre wertvollen Meldungen, sowie Sabine Gettner, Claus Ivens, Hannes Matthiessen und Reinhard Schill für die Überlassung ihrer Kartierungsergebnisse. Die Studie wurde aus Mitteln des Ministeriums für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein finanziert.

9. 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.
- HELMECKE, A., HÖTKER, H., BRUNS, H. A., LOBACH, S., BELLEBAUM, J., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2009): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2009. Bericht für das Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HELMECKE, A., HÖTKER, H., BRUNS, H. A., BELLEBAUM, J., JEROMIN, H. & THOMSEN, K.-M. (2010): Kohärenz von Wiesenvogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein - Bericht 2010. 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 Wiesensolimikolen. *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 Wiesensolimikolen in Deutschland – Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. – *Vogelwelt* 128, 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN (2007b): Aktionsplan für Wiesenvogel und Feuchtwiesen. – Projektbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt, 99 S.
- IMBODEN, C. (1974): Zug, Fremdansiedlung und Brutperiode des Kiebitz *Vanellus vanellus* in Europa. *Ornithologischer Beobachter* 71: 5-134.
- 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.
- JEROMIN, H. (2009): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2009 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2010): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2010 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H. (2011): Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2011 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für Kuno e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- JEROMIN, H., JEROMIN, K., BLOHM, R. & MILITZER, H. (2011): Untersuchung zur Prädation im Zusammenhang mit dem Artenschutzprogramm „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ - Zwischenbericht 2010. Michael-Otto-Institut im NABU im Auftrag von Kuno e.V., Bergenhusen.
- 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). Un-

- tersuchung 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. HOGERHEIDE (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.
- LANDESREGIERUNG SCHLESWIG-HOLSTEIN (2009): Vertragsnaturschutz- ein Instrument des freiwilligen Naturschutz mit der Landwirtschaft. 5.
- 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.
- SCHAUB, M. & ABADI, F. (2010): Integrated population models: a novel analysis framework for deeper insights into population dynamics. *Journal of Ornithology* DOI 10.1007/s10336-010-0632-7:
- 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.