

**Aus dem Ökologie-Zentrum Kiel
Fachabteilung Landschaftsökologie**

**Habitatstrukturen in Nahrungsrevieren jungführender
Kiebitze (*Vanellus vanellus* L.) und deren Einfluss
auf die Reproduktion**

Dissertation
zur Erlangung des Doktorgrades
der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät
der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Vorgelegt von Dipl.-Ing. agr.
Steffen Gruber

Hamburg, 6. Februar 2006

Dekan: Pro. Dr. S. Wolfram

Referent: Prof. Dr. H. Roweck

Korreferent: Prof. Dr. U. Irmeler

Tag der mündlichen Prüfung: 04. Mai 2006

Gedruckt mit der Genehmigung der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen
Fakultät der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG UND ZIELSETZUNG DER ARBEIT	6
2	KIEBITZBESTAND UND BESCHREIBUNG DER UNTERSUCHUNGSGEBIETE.....	9
2.1	Übersicht zum Bestand des Kiebitz in Schleswig-Holstein	9
2.2	Zusammensetzung von Avizönosen in Naturschutzkögen.....	9
2.3	Charakterisierung der Untersuchungsgebiete.....	11
2.3.1	Beltringharder Koog	13
2.3.2	Hauke-Haien-Koog	14
3	MATERIAL UND METHODE DER UNTERSUCHUNGEN.....	16
3.1	Wetterdaten	16
3.2	Bestimmung des Angebotes von Habitatstrukturen	16
3.2.1	Einteilung der Habitatstrukturen.....	16
3.2.2	Kartographische Darstellung der Habitatstrukturen.....	17
3.3	Bestimmung des Schlupferfolgs.....	21
3.4	Bestimmung des potentiellen Nahrungsangebots der Küken.....	23
3.5	Bestimmung der von den Küken genutzten Habitatstrukturen.....	25
3.5.1	Nutzung von Habitstrukturen: Kükenbeobachtungen.....	25
3.5.2	Begrenzung des Habitstrukturangebotes: Die Nahrungsreviere	27
3.5.3	Bewertungen der Habitatstrukturnutzung und des Angebotes.....	28
3.6	Gewichtsmessungen und Gewichtsentwicklungen der Küken.....	29
3.6.1	Kükenfang und Beringung	29
3.6.2	Beurteilung der Gewichtsentwicklungen	30
3.7	Überlebensrate und Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken.....	33
3.8	Statistische Methoden	34
4	ERGEBNISSE	36

4.1	Wetterdaten	36
5	DARSTELLUNG DER HABITATSTRUKTUREN AUF DEN PROBEFLÄCHEN	38
5.1	Probefläche im Beltringharder Koog	38
5.2	Probefläche im Hauke-Haien-Koog	43
5.3	Siedlungsdichte und Schlupferfolg	47
5.3.1	Schlupferfolg im Beltringharder Koog	47
5.3.2	Schlupferfolg im Hauke-Haien-Koog	49
5.3.3	Schlupfzeitpunkte	51
5.4	Potentiell Nahrungangebot der Küken	52
5.5	Verfügbarkeit und Nutzung von Habitatstrukturen: die Nahrungsreviere	54
5.5.1	Zuordnung der Nahrungsreviere	54
5.5.2	Darstellung der Nahrungsreviere	55
5.5.2.1	Probefläche im Beltringharder Koog: Untersuchungsjahr 2000	55
5.5.2.2	Probefläche im Hauke-Haien-Koog: Untersuchungsjahr 2000	57
5.5.2.3	Probefläche im Beltringharder Koog: Untersuchungsjahr 2001	59
5.5.2.4	Probefläche im Hauke-Haien-Koog: Untersuchungsjahr 2001	61
5.5.3	Vergleich der Nahrungsreviergrößen	63
5.5.4	Verfügbarkeit von Habitatstrukturen: Vergleich der Nahrungsreviere	66
5.5.5	Nutzung von Habitatstrukturen durch die Küken: Kükenbeobachtungen	71
5.6	Gewichtsentwicklungen der Küken	76
5.6.1	Regressionsanalyse der Gewichtswerte: das Standardküken	76
5.6.2	Gewichtswerte der Küken im Vergleich zum Standardküken	78
5.6.3	Gewichtsänderungen der Küken im Vergleich zum Standardküken	82
5.7	Überlebensraten und Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken	87
6	DISKUSSION	92
6.1	Siedlungsdichte und Schlupferfolg	92
6.1.1	Siedlungsdichte	92
6.1.2	Schlupferfolg	95
6.2	Potentiell Nahrungangebot der Küken	98

6.3	Angebote von Habitatstrukturen	100
6.4	Nutzung und Präferenz von Habitstrukturen durch die Küken	103
6.5	Bewertung zur Gewichtsentwicklung der Küken.....	104
6.6	Bewertung der Gewichtszunahmen.....	107
6.7	Bewertung der Überlebensraten der Küken	108
7	ZUSAMMENFASSUNG	111
8	SUMMARY.....	114
9	DANKSAGUNG	116
10	LITERATUR.....	117

1 Einleitung und Zielsetzung der Arbeit

Durch Veränderungen der agrarpolitischen Rahmenbedingungen haben sich in Deutschland die Entscheidungskriterien der landwirtschaftlichen Produktion, z.B. der Anteil des Grünlandes an der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche, die Wahl von Nutzpflanzenarten/Sorten und deren Fruchtfolgen, der Düngermiteinsatz, die Drainage von Flächen und die Maschineneinsätze geändert. Daraus resultierten veränderte Nutzungsintensitäten bzw. Nutzungszeitpunkte (z.B. KRAUT et al. 1997, GRUBER 2001, AGRARBERICHT 2003 DER BUNDESREGIERUNG). Diese Veränderungen führten und führen immer noch, zu einer großflächigen „Homogenisierung“ der landwirtschaftlichen Produktion, der Standorteigenschaften landwirtschaftlicher Nutzflächen und damit der Landschaft.

Die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung ist verantwortlich für den Bestandsrückgang diverser Tier- und Pflanzenarten, das gilt insbesondere auch für die „Wiesenvögel“ (BAINES 1990, SHRUBB 1990, KÖSTER 1999, BLÜHDORN 2001, NEHLS et al. 2001, HÖTKER 2004). Zu den Wiesenvögeln zählen Limikolenarten wie Bekassine (*Gallinago gallinago* L.), Großer Brachvogel (*Numenius arquata* L.), Uferschnepfe (*Limosa limosa* L.) und der Kiebitz (*Vanellus vanellus* L.). Sie kommen in Mitteleuropa hauptsächlich in Grünlandgebieten vor (z.B. ZIESEMER 1986, BEINTEMA 1986, SHRUBB 1990, GALBRAITH 1988B, HÖTKER 2004) und brüten damit heutzutage in agrarisch genutzten, anthropogen überformten Landschaften.

Sie zeigen bezüglich ihrer Reproduktion unterschiedliche Verhalten gegenüber landwirtschaftlichen Flächenbewirtschaftungen und können partiell von diesen abhängig sein (BEINTEMA 1983, 1986, ZUPKE 1984, BEINTEMA 1995). Um einen ausreichenden Bruterfolg zu erzielen, muss sich der Reproduktionszyklus, also die Besiedelung der Brutflächen, die Inkubationszeit und die Kükenphase mit dem Bewirtschaftungszyklus landwirtschaftlicher Nutzflächen im Einklang befinden.

Der Kiebitz gilt in seinem gesamten europäischen Verbreitungsgebiet als gefährdet (BIRDLIFE INTERNATIONAL & EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2000). In der Zeit von 1996 bis 2002 sind in der „Roten Liste“ der bedrohten Tierarten Deutschlands Kiebitze in ihren Brutbeständen gefährdeter eingestuft worden als im Bemessungszeitraum zuvor (von Kategorie 3 auf 2); (WITT et al. 1998, BAUER et al. 2002, vergl. auch HÖTKER 1991).

Auch wenn der Kiebitz noch als ein Charaktervogel des nordwesteuropäischen Grünlandes gilt, als relativ „nutzungstolerante“ Art eingestuft wird (z.B. BEINTEMA 1983, 1986) und als die häufigste Wiesenlimikole in Schleswig-Holstein noch fast flächendeckend verbreitet ist, gehen seine Brutbestände doch auch hier kontinuierlich zurück. So wurden in Schleswig-Holstein historisch großflächig Siedlungsdichten von 5 Brutpaaren pro zehn Hektar erreicht. Heute sind die Bestände auf durchschnittlich 0,5 Brutpaare pro zehn Hektar reduziert (NEHLS et al. 2001). Brutkonzentrationen befinden sich derzeit besonders an der Westküste, hier in den Naturschutzkögen und auf Eiderstedt (HÖTKER et al. 2001, HÖTKER et al. 2004). Die Brutbestände des Kiebitz in Schutzgebieten können den Gesamtrückgang der Brutpopulationen aber nur partiell auffangen (KÖSTER et al. 1999, NEHLS et al. 2001).

Grünlandstandorte, die den beschriebenen Änderungen der landwirtschaftlichen Produktion unterliegen, können durch die effektive, großflächige Entwässerung gebiets- und standortspezifisch früher im Jahreslauf, teilweise aber auch ganzjährig befahren werden. Das ermöglicht eine im Jahr frühere, höhere und genauere Applikation von Düngemitteln, das Pflanzenwachstum kann früher in der Vegetationsperiode beginnen und letztendlich können so die Nutzungszeitpunkte vorgezogen werden. Zusätzlich sind mehrere Nutzungen pro Jahr möglich. Die Artenzusammensetzungen der Pflanzengesellschaften verarmen durch diese Nutzungsintensivierung, durch Nachsaaten und Grünlandumbrüche erheblich. Durch die überregional geltenden Änderungen der Bewirtschaftung wirken sich diese Maßnahmen großflächig aus. Ein für den Brutbestandserhalt des Kiebitz notwendiger Bruterfolg von mindestens 0,8 flüggen Jungen pro Brutpaar und Brutsaison (z.B. PEACH et al. 1994, CATCHPOLE et al. 1999) kann aufgrund der beschriebenen Änderungen bzw. Verschlechterungen der Standorteigenschaften von Kiebitzen nur noch in wenigen Brutgebieten erreicht werden.

In diesem Zusammenhang konnten zwar unterschiedliche Einflüsse auf die Reproduktion zwischen landwirtschaftlich extensiv und intensiv genutzten Gebieten festgestellt werden (z.B. MATTER 1982, GALBRAITH 1989, BEINTEMA & VISSER 1989), aber Effekte von Habitatstrukturen innerhalb der Nahrungsreviere auf die Reproduktion wurden bisher nicht untersucht.

Deshalb wurden in dieser Studie besonders die Habitatstrukturen der Nahrungsreviere jungführender Kiebitze untersucht und es stehen daher insbesondere folgende Fragen im Vordergrund:

- Welche von den auf den Brutflächen verfügbare Habitatstrukturen werden von Kiebitzküken genutzt?
- Wie ist der Einfluss der Habitatstrukturen auf die Gewichtsentwicklung der Küken?
- Wie ist der Einfluss der Habitatstrukturen auf das Überleben der Küken?

Die Untersuchungen fanden auf zwei unterschiedlichen Probestellen in den so genannten Naturschutzkögen an der schleswig-holsteinischen Westküste in den Jahren 2000 und 2001 statt. Der Bereich im Naturschutzgebiet Beltringharder Koog wird im Sinne eines klassischen Wiesenvogelschutzgebietes gemanagt. Der Hauke-Haien-Koog steht ebenfalls unter Schutz, wird aber landwirtschaftlich deutlich intensiver bewirtschaftet.

2 Kiebitzbestand und Beschreibung der Untersuchungsgebiete

2.1 Übersicht zum Bestand des Kiebitz in Schleswig-Holstein

Schleswig-Holstein wird naturräumlich und geomorphologisch in die Bereiche östliches Hügelland, Geest und Marsch eingeteilt (vergl. Abbildung 2). Die Brutbestandszahlen des Kiebitz nehmen von Ost nach West zu, dabei war der Kiebitz ursprünglich an das Vorkommen von Grünlandgesellschaften gebunden. Für Schleswig-Holstein wurde Ende der 1990er Jahre eine Gesamtfläche von 130.000 ha Grünland angegeben, von denen ca. 100.000 ha in den Marsch- und Niederungsgebieten lagen (NEHLS et al. 2001). Der Kiebitz galt in Schleswig-Holstein von jeher als ein sehr häufig vorkommender Brutvogel (ZIESEMER 1986, NEHLS et al. 2001). Bestandserfassungen ab Anfang der 1990er Jahre ergaben jedoch großflächig sehr niedrige Bestände mit durchschnittlichen Siedlungsdichten von unter 0,5 Revierpaaren pro 10 ha (BUSCHE 1994, NEHLS 1996). Bestandskontrollen in den Hauptverbreitungsgebieten auf Eiderstedt und in der Eider-Treene-Sorge-Niederung im Jahr 1997 bestätigten diese Entwicklung (NEHLS et al. 1997, HÖTKER et al. 2004). Für diese Gebiete waren vermutlich Siedlungsdichten von mehr als 5 Revierpaaren pro 10 ha typisch. Bei einer Siedlungsdichte von 0,5 Revierpaaren pro 10 ha ergibt sich ein Gesamtbestand des Marsch- und Niederungsgrünlandes in Schleswig-Holstein von etwa 5000 Brutpaaren. Die Siedlungsdichten in den Grünlandgebieten der Geest und den Ackerbaugebieten liegen erheblich niedriger. Der derzeitige Landesbestand wird bei fallender Tendenz mit knapp 16.500 Brutpaaren angegeben (BERNDT et al. 2002).

2.2 Zusammensetzung von Avizönosen in Naturschutzkögen

Etwa ein Viertel der schleswig-holsteinischen Landesbestände von Uferschnepfe und Rotschenkel (*Tringa totanus* L.) brüteten Ende der 1990er Jahre in den Naturschutzkögen an der schleswig-holsteinischen Westküste. Auch der Austernfischer (*Haematopus ostralegus* L.) und der Kiebitz waren mit wesentlichen Anteilen ihrer Landes- bzw. Bundesbestände hier vertreten. Am häufigsten sind diese Arten im Dithmarscher Speicherkoog, gefolgt von Beltringharder Koog, Rickelsbüller Koog und dem Katinger Watt. Während hier Austernfischer, Kiebitz und Rotschenkel deutlich dominierten, waren z.B. im Hauke-Haien-Koog Bekassinen und Kampfläufer (*Philomachus pugnax* L.) mit vergleichsweise hohem Anteil vertreten (HÖTKER et al. 2001). In allen Gebieten stiegen kurz nach der Eindeichung die Wiesenvogelbrutbestände an. Als Gründe für die Bestandserhöhung werden Veränderungen in der Vegetationszusammensetzung durch

Aussüßung des Geländes, der Schutz vor Überflutungen bei Springtiden und Sturmfluten und der zum Teil erhebliche Zugewinn an Landfläche angegeben (u. a. PETERSEN 1987, AHRENDT 1991, HÖTKER & KÖLSCH 1993, CHRISTIANSEN 1995, HÖTKER et al. 2001). Abbildung 1 veranschaulicht am Beispiel des Beltringharder Koog die sich ändernde avizönotische Zusammensetzung. Der Anteil brütender Küstenvögel verringerte sich rapide im Zuge der fortschreitenden Sukzession nach der Eindeichung. Neben den typischen Feuchtwiesenvogelarten nimmt der Anteil von in Schilfbeständen brütenden Vogelarten ebenfalls zu, wobei einige Arten bei fortschreitender Sukzession in Brutplatzkonkurrenz treten.

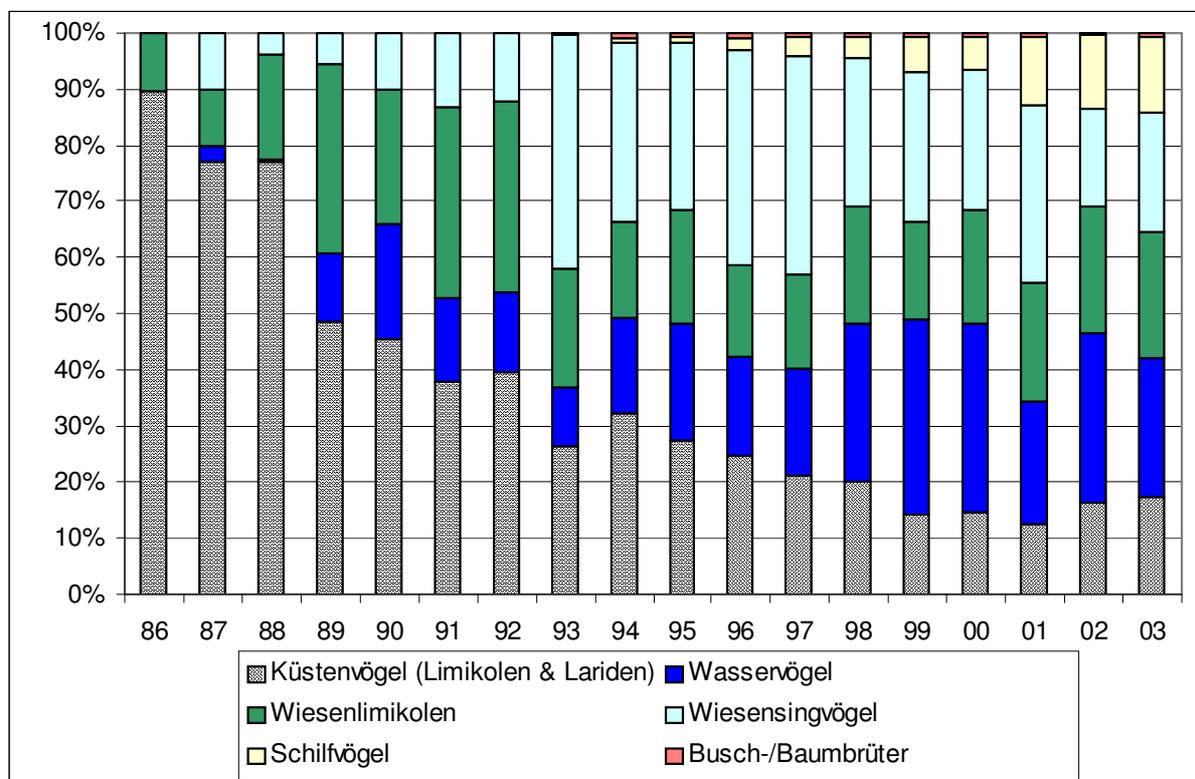


Abbildung 1: Entwicklung der Avizönose eines erschlossenen Kooges in den Jahren 1986 bis 2003, am Beispiel der im Beltringharder Koog rückseitig gelegenen Feuchtgrünländer (Quelle: Staatliches Umweltamt, Außenstelle Beltringharder Koog, Naturschutzstation Lüttmoor).

Noch ist der Anteil von Busch- und Baumbrütern entsprechend gering, er wird aber im Zuge des vermehrten Auftretens von Weich- und Hartholzbaumarten zunehmen. Die Wiesenlimikolen wiesen direkt nach der Eindeichung steigende Bestandszahlen im östlichen Feuchtgrünland des Beltringharder Koogs auf und machen bis heute etwa einen Anteil von 25 % der Brutvögel aus.

2.3 Charakterisierung der Untersuchungsgebiete

Jedes der beiden Untersuchungsgebiete stellt einen repräsentativen Ausschnitt des Feuchtgrünlandes in den so genannten Naturschutzkögen an der schleswig-holsteinischen Westküste dar. Zu den Naturschutzkögen zählen neben dem Beltringharder Koog und dem Hauke-Haien-Koog auch die Dithmarscher Speicherköge Nord und Süd, das Lundener und Dithmarscher Eidervorland, Oldenswörter Vorland, Katinger Watt, der Ockholmer und Fahretofter Westerkoog, sowie der Rickelsbüller Koog und das Rantum-Becken auf Sylt.

Als Koog ist ein durch Eindeichung dem Wattenmeer abgerungenes Gebiet zu verstehen, die hauptsächlich zur Landgewinnung und aus Gründen des Küstenschutzes entstanden. Sie liegen in der Marsch und gehören damit zu den geologisch „jungen“ Formationen (Abbildung 2). Entstanden sind die Marschen in der Nacheiszeit aus Meeres- und Flusssedimenten, die teilweise das saale- und weichseleiszeitliche Relief überdeckten. Seit einigen hundert Jahren werden die Küstenlinien und Marschböden genutzt. Die Marschen zählen heute neben den Löß geprägten Börden zu den ackerbaulich ertragreichsten Standorten in Deutschland.

Vegetationskundliche Untersuchungen in Kögen entlang der deutschen sowie der niederländischen Nordseeküste zeigen eine schnelle Veränderung bzw. einen rapiden Zusammenbruch von Watt- und Salzwiesenpflanzengesellschaften nach der Eindeichung (z.B. BREHM & EGGERS 1974, LÜTKE TWENHÖVEN 1989, WOLFRAM et al. 1998). Dabei wird die Zusammensetzung der Vegetation nach der Eindeichung auch entscheidend durch die Nutzung bestimmt. Die Naturschutzköge wurden nach ihrer Eindeichung nicht primär landwirtschaftlich genutzt, sondern konnten sich wieder zu Gebieten mit Naturschutzvorrang entwickeln. Sie sind heute sehr wichtige Hochwasserrastplätze für durch das Wattenmeer ziehende Vogelarten. Die Naturschutzköge werden aber auch mehr und mehr zu Ersatzlebensräumen heimischer Flora und Fauna, da sie, im Gegensatz zu den landwirtschaftlich intensiv genutzten Kögen, entsprechende Reproduktionsmöglichkeiten bieten.

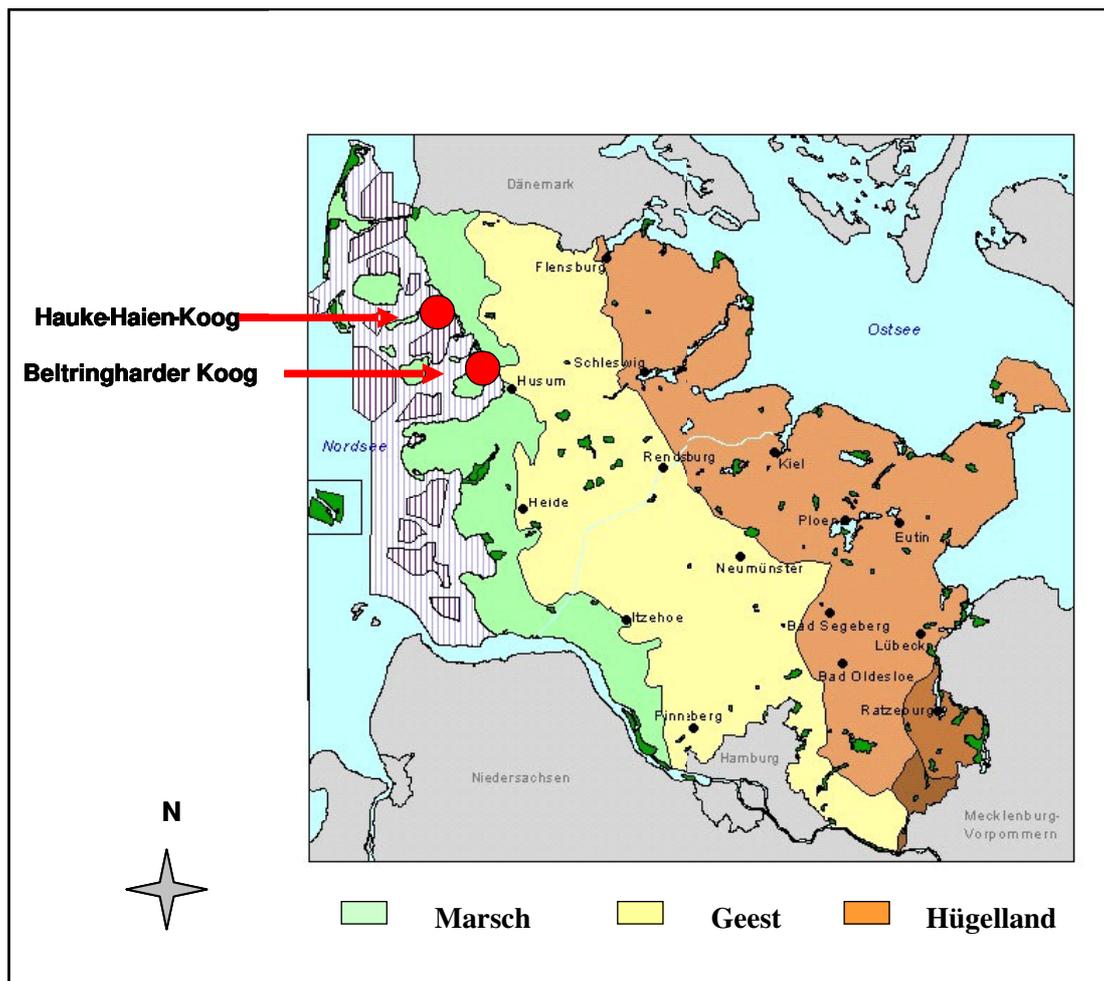


Abbildung 2: Lage der Untersuchungsgebiete, deutlich ist die naturräumliche Dreiteilung Schleswig-Holsteins zu erkennen. Die Untersuchungsgebiete sind mit roten Punkten gekennzeichnet (aus HEYDEMANN 1997, verändert).

2.3.1 Beltringharder Koog

Der Beltringharder Koog hat eine Größe von etwa 3500 ha, steht seit 1992 unter Naturschutz und ist damit das größte zusammenhängende terrestrische Naturschutzgebiet in Schleswig-Holstein. Deichschluss war 1988. Er wird nach einem Managementsystem im Sinne des Naturschutzes gestaltet, das ein Mosaik aus Salzwasserbiotop, Sukzession und Beweidungsflächen zulässt. In diesem Untersuchungsgebiet wurde die Probefläche (6,5 ha) auf der so genannten Wiese Ost gewählt. Hier findet eine Beweidung von Mai bis in den Herbst hinein statt. Es werden 0,5 Mutterkühe pro Hektar aufgetrieben. Durch die Beweidung sollen, im Gegensatz zu der Sukzessionsfläche im Süden des Kooges, besonders Hochstaudenfluren und Röhrichte an ihrer Ausbreitung gehindert werden. In den letzten Jahren erhöhten sich die Zahlen rastender und mausernder Graugänse (*Anser anser* L., 1758) in der Zeit von Mai bis Juli/August, die, wie z.B. auch im holländischen Oostvaardersplassen, durch den Verbiss von Schilf (*Phragmites australis* CAV.) die Sukzession entscheidend regulieren (siehe www.staatsbosbeheer.nl). Zusätzlich wird die Vegetation auf den Grünlandflächen erheblich durch nordische Gänse, insbesondere durch Nonnengänse (*Anser leucopsis* BECHSTEIN) und Pfeifenten (*Anas penelope* L.) verbissen und dadurch bis Anfang Juni auf einem sehr kurzen Wuchsniveau gehalten. Auf den Grünlandflächen bilden sich im Winterhalbjahr Überschwemmungsbereiche aus, die vor dem Weideauftrieb der Rinder in Absprache mit den landwirtschaftlichen Bewirtschaftern zurückgenommen werden können. Durch die Beweidung werden Pflanzenarten des Wirtschaftgrünlandes gefördert (ELLENBERG 1996, WOLFRAM et al. 1998). Die Probefläche ist als extensiv genutztes Feuchtgrünland charakterisiert (WOLFRAM et al. 1998).

Nach Deichschluss erfolgte im Beltringharder Koog rasch die Besiedlung durch den Kiebitz (Abbildung 3). Danach konnten sich in nur sechs Jahren ca. 250 Brutpaare auf den Feuchtgrünländern im Osten des Beltringharder Kooges ansiedeln. Aus welchen Gebieten diese Paare einwanderten, ist nicht belegt. Ihr Bestand fiel in den folgenden fünf Jahren beträchtlich auf gut 75 Brutpaare ab. Der heutige Brutbestand liegt etwa auf einem Niveau von 300 Brutpaaren. In dem die Probefläche umgebenden Grünlandareal wurde im Zeitraum 1988 bis 1998 Siedlungsdichten von etwa 4 Revierpaaren pro 10 ha (MW = 3,7) ermittelt (BRUNS et al. 2001).

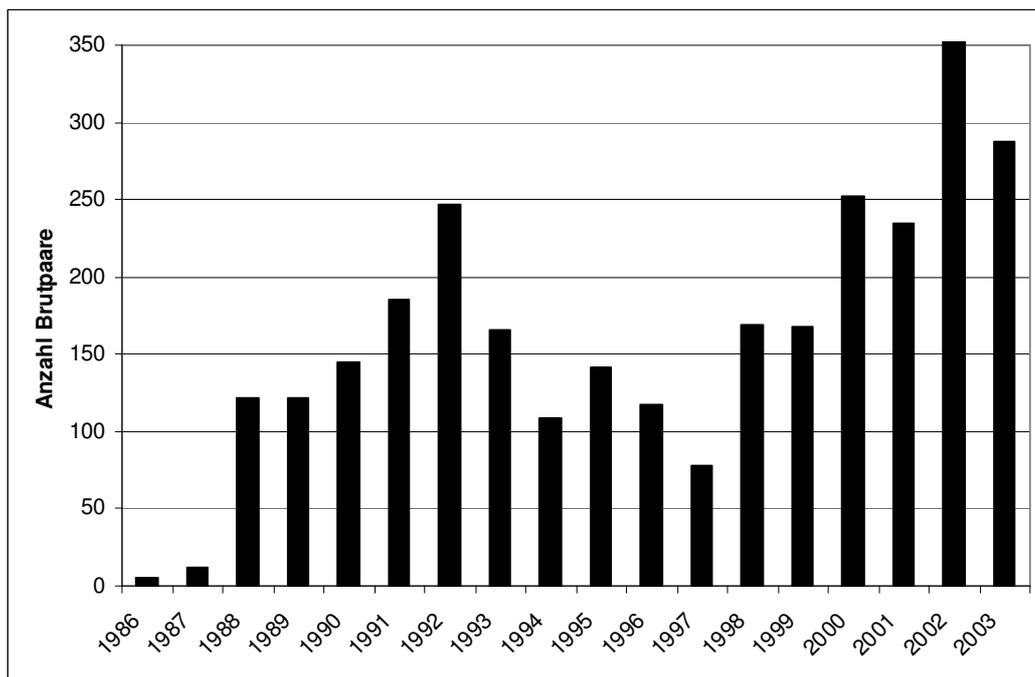


Abbildung 3: Brutbestandsentwicklung des Kiebitz im Beltringharder Koog (nur Feuchtwiese Ost) im Zeitraum von 1986 bis 2003. (Quelle: Naturschutzstation Holmiersiel – Außenstelle des Staatlichen Umweltamtes Schleswig).

Der Kiebitz ist mit Abstand die häufigste Wiesenlimikole im Beltringharder Koog, gefolgt von Rotschenkel (112 Brutpaare im Jahr 2003) und Uferschnepfe (36 Brutpaare im Jahr 2003).

2.3.2 Hauke-Haien-Koog

Der Hauke-Haien-Koog umfasst eine eingedeichte Fläche von etwa 700 ha und hat neben der Funktion des Küstenschutzes hauptsächlich die Funktion der regulierbaren Entwässerung landwirtschaftlicher Nutzflächen im nördlichen Schleswig-Holstein. Der Wasser-Einzugsbereich des Kooges umfasst ca. 72.000 ha und reicht bis an die Flensburger Förde. Deichschluss war 1968. Der HHK wird seit 1967 vom Verein Jordsand e.V. in Form des Vertragsnaturschutzes mit dem Eigentümer, dem Deich- und Hauptsielverband Bongsiel-Südwesthörn, betreut.

Direkt nach der Eindeichung wurde der Hauke-Haien-Koog nicht beweidet. Erste Schafe kamen Anfang der 1970er Jahre auf die Flächen, nachdem sich ab Mitte der sechziger Jahre des letzten Jahrhunderts das Schilf flächig ausbreitete. Ab Ende der 1970er Jahre hatte das Schilf etwa 50 % der Landfläche im Koog besiedelt. Die Beweidung unterband

bis Mitte der 1980er Jahre die Ausbreitung der Schilfröhrichte nicht (Schmidt-Moser 1986). Erst in den 1990er Jahren wurde das Schilf durch die zunehmenden Mauserbestände der Graugans in seiner Ausbreitung reguliert. In der heutigen Situation wird die in diesem Untersuchungsgebiet ausgesuchte Probefläche (13,7 ha) ganzjährig, in wechselnden Beweidungsstärken, intensiv durch Schafe beweidet. Die Probefläche zählt zum Feuchtgrünland.

Die ersten Brutbestandsangaben für Kiebitze stammen aus dem Jahr 1971 (SCHMIDT-MOSER 1986). Maximal wurde ein Bestand von 200 Brutpaaren in den siebziger Jahren angegeben. Aufgrund des Verbundes mit im Osten an das Schutzgebiet angrenzenden agrarisch genutzten Flächen besteht hier ein Austausch von Brutpaaren bzw. von brütenden Altvögeln. So können Brutpaare zum Zeitigen von Nachbargebieten umsiedeln oder jungführende Paare aufgrund der Verschlechterung der Habitatsbedingungen der Ackerflächen auf die Grünlandflächen abwandern.

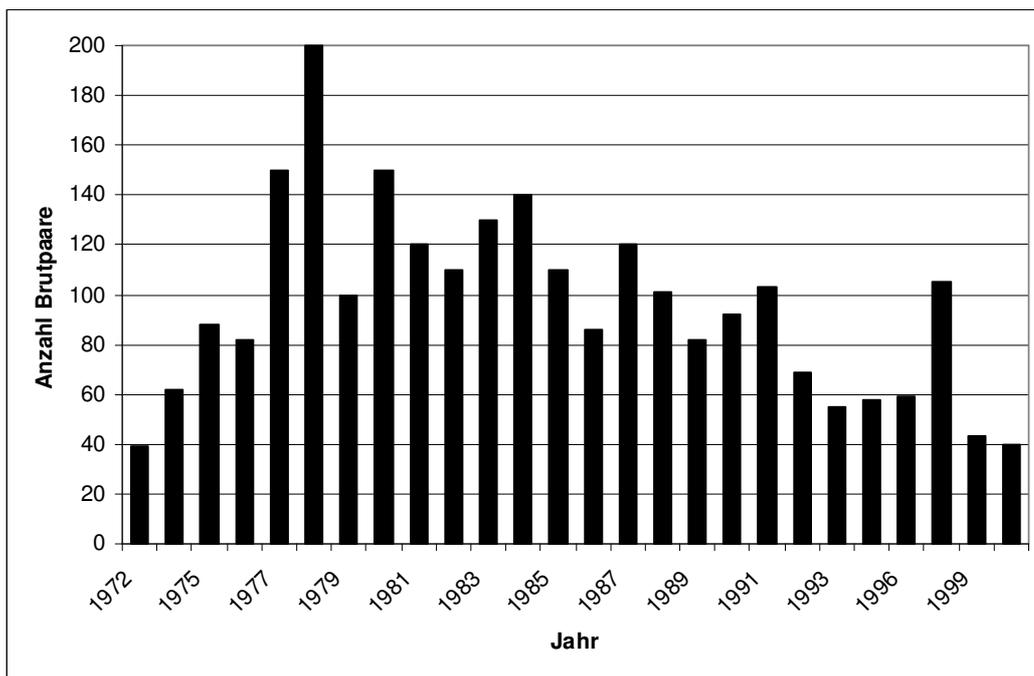


Abbildung 4: Brutbestandsentwicklung des Kiebitz im Hauke-Hauke-Haien Koog von 1972 bis 2000 (Quelle: Verein Jordsand e.V. Informationszentrum in Schlüttsiel).

Nach einem maximalen Brutbestand des Kiebitz im Jahr 1978 gingen die Brutzahlen bis heute kontinuierlich zurück und scheinen momentan auf einem Niveau von ca. 40 Brutpaaren zu stagnieren (Abbildung 4).

3 Material und Methode der Untersuchungen

3.1 Wetterdaten

Die Wetterdaten stammen von der Wetterstation in Leck. Sie liegt in ca. 25 km Entfernung (Luftlinie) zu den Untersuchungsflächen und nahm die ausgewerteten Daten auf. Die Messdaten liegen als durchschnittliche Tagestemperatur (°C), Tagesniederschlagssummen (mm) und als durchschnittliche Tagessonnenscheindauer (h) aus den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 jeweils für die Zeit von März bis Juli vor.

3.2 Bestimmung des Angebotes von Habitatstrukturen

3.2.1 Einteilung der Habitatstrukturen

Um das Angebot der Habitatstrukturen einheitlich untersuchen und darstellen zu können, wurden die Habitatstrukturen auf den Untersuchungsflächen in Strukturtypen eingeteilt. Sie wurden bestimmt durch eine Kombination aus Vegetationshöhe und Bodenwasser.

Für die Vegetationshöhe wurden drei Höhenbereiche abgegrenzt (Tabelle 1). Flächen mit Vegetationsbedeckung wurden dabei in zwei Klassen getrennt. Bei einer Vegetationshöhe von einem bis fünf Zentimeter waren die Grünlandgesellschaften dominiert von Pflanzenarten des beweideten Wirtschaftsgrünlandes wie z.B. Rotschwingel (*Festuca rubra* L.) und Weißklee (*Trifolium repens* L.). Mit einer Vegetationshöhe von mehr als fünf Zentimeter wurden z.B. Hochstaudenbestände wie Weidenröschen (*Epilobium hirsutum/angustifolium*), Disteln (*Cirsium spec.*) oder Schilf (*Phragmites australis*) dargestellt. Bereiche ohne Bewuchs wurden als offen bezeichnet.

Die Flächen wurden nach ihrem Bodenwasser in drei Klassen eingeteilt. Unterteilt wurde in wasserüberstaut (wasserführenden Gräben, wasserüberstaute Grabenränder, wasserbedeckte Bodensenken) feucht und trocken. Trockene Bereiche mussten Schrumpfungsrisse im Oberboden oder Nekrotisierungsmerkmale an den Blättern aufweisen.

Um die Einteilung der Habitatstrukturen kartographisch einheitlich darzustellen, wurden sie in einer Matrix kombiniert. Aus den Vegetationshöhen und dem Bodenwasser konnten neun, plus ein Strukturtyp (ST) definiert werden. Offene Wasserflächen und Gräben wurden als Strukturtyp eins definiert (Tabelle 1).

Tabelle 1: Matrix der aus den drei Vegetationshöhen und dem Bodenwasser definierten Strukturtypen. Die Habitatstrukturen wurden in die Strukturtypen eins bis zehn eingeteilt, dabei wurde der Strukturtyp eins zusätzlich definiert und beschreibt Bereiche offener Wasserflächen (z.B. Gräben).

		Bodenwasser		
		überstaut	feucht	trocken
Vegetationshöhe	< 1 cm	Strukturtyp 2	Strukturtyp 3	Strukturtyp 4
	1-5 cm	Strukturtyp 5	Strukturtyp 6	Strukturtyp 7
	> 5 cm	Strukturtyp 8	Strukturtyp 9	Strukturtyp 10
Freie Wasserflächen		Strukturtyp 1		

3.2.2 Kartographische Darstellung der Habitatstrukturen

Die Verteilung der Habitatstrukturen konnte durch die Auswertung von mehreren Luftbildern ermittelt werden. Es wurden Infrarot- und Diapositivbilder ausgewertet und die darauf aufgenommenen Habitatstrukturverteilungen mit Hilfe des Computerprogramms ArcView – Esri 3.2a digitalisiert. Aus diesen Informationen wurden Karten generiert, aus denen die Flächen der Habitatstrukturen berechnet werden konnten. In einem ersten Schritt wurden die in Abbildung 5 und 6 dargestellten Infrarotluftbilder (Aufnahmen vom 13.09.2000) mit digitalisierten Karten der Deutschen Grundkarte im Maßstab 1:5000 des Landesamtes für Umwelt- und Naturschutz des Landes Schleswig-Holstein (LANU) georeferenziert. Im Anschluss daran erfolgte die Darstellung der Detailinformationen bzw. der Habitatstrukturen. Die Habitatstrukturen wurden nach der in Tabelle 1 aufgezeigten Einteilung in Strukturtypen dargestellt.

Von den Infrarotluftbildern konnten Merkmale der Vegetationshöhenverteilung und der Wassersenken und wasserführenden Graben- bzw. Grüppensysteme übernommen werden. Dabei wurden schwarze Bereiche pauschal als Wasserflächen definiert. Graue Schattierungen auf der Probestfläche im Hauke-Haien-Koog charakterisierten die Strukturtypen mit einer Vegetationshöhe von über 5 cm (acht, neun oder zehn), z.B. Hochstaudenfluren und Schilfröhrichte. Intensiv rote Strukturen wurden als Typen fünf, sechs oder sieben (Vegetationshöhe 1-5 cm) angesprochen, sowie weiße Flächenbereiche als Strukturtyp zwei, drei oder vier (Vegetationshöhe unter 1 cm). Zur endgültigen und

abschließenden Digitalisierung der Habitstrukturen und als Detailinformation zur Trennung der oben genannten Strukturtypen (8 bis 10, 5 bis 7 und 3 bzw. 4) dienten die Diapositivluftbilder (Aufnahme vom 20.05.2001, Abbildung 7 und 8).

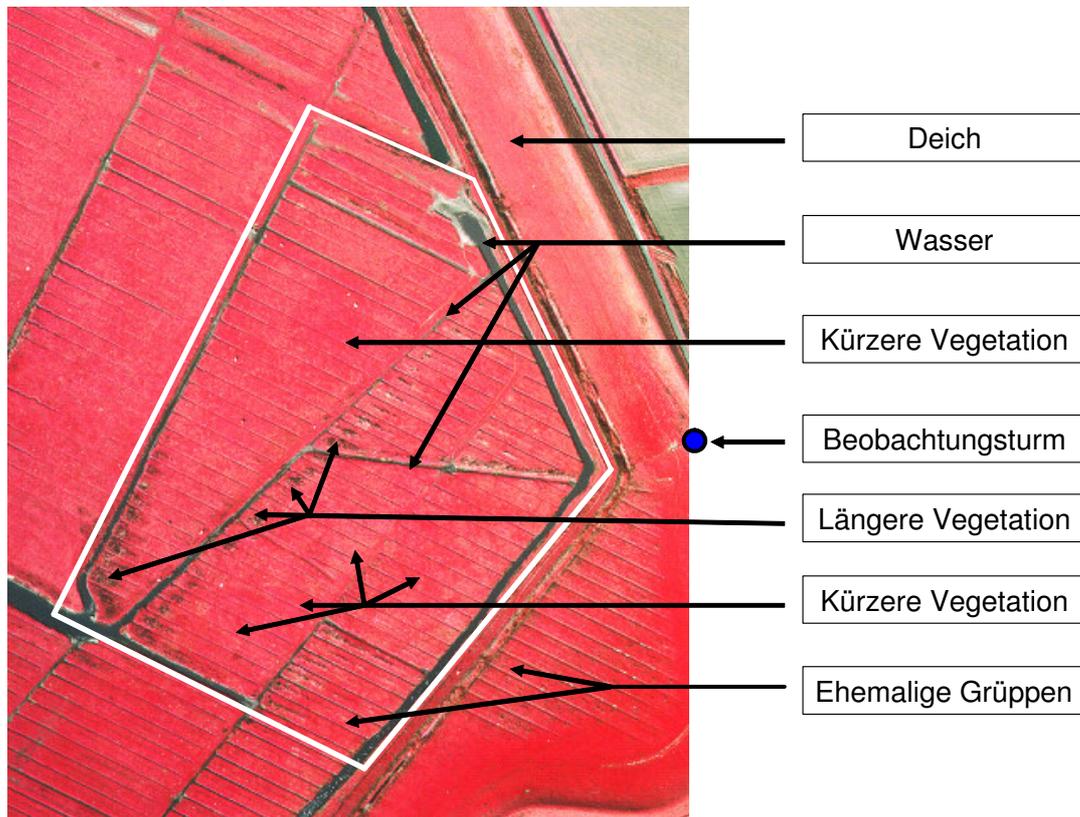


Abbildung 5: Infrarotluftbild des Ausschnitts aus dem Komplex des Feuchtgrünlandes „Wiese Ost“ im Beltringharder Koog, die Probefläche ist weiß umrandet. Datum der Aufnahme 13.09.2000 Quelle: Naturschutzstation Holmersiel – Außenstelle des Staatlichen Umweltamtes Schleswig.

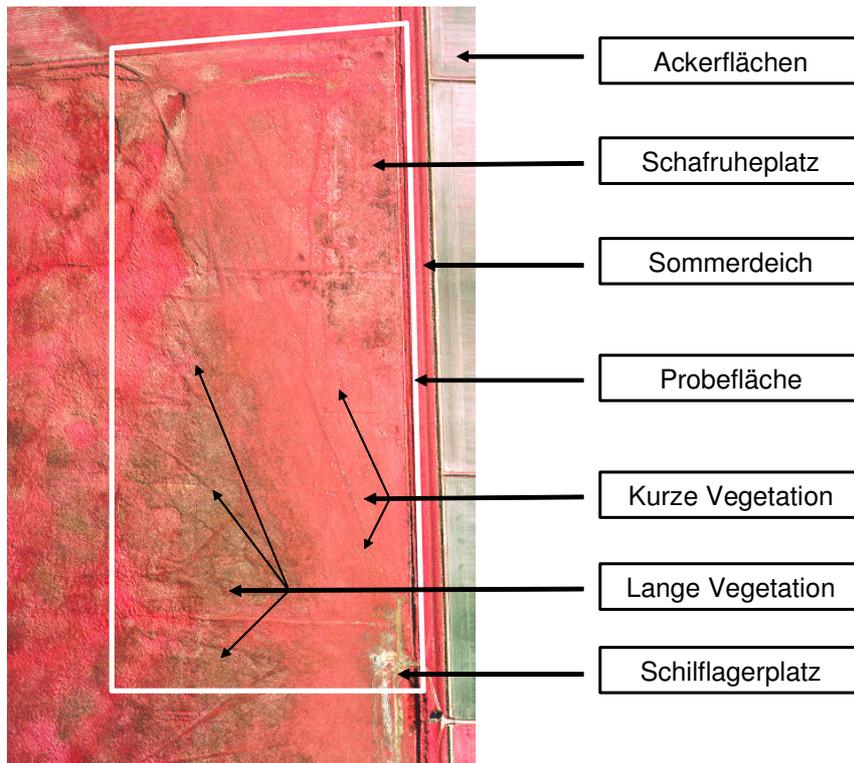


Abbildung 6: Infrarotluftbild des Ausschnitts aus dem Komplex des Feuchtgrünlandes „Rückseitenwiesen“ im Hauke-Haien-Koog, die Probefläche ist weiß umrandet. Datum der Aufnahme 13.09.2000, Quelle: Naturschutzstation Holmersiel – Außenstelle des Staatlichen Umweltamtes Schleswig.



Abbildung 7: Probefläche im Beltringharder Koog, Diapositivluftbild der Befliegung aus dem Mai 2001. Deutlich sind noch die Strukturen der ehemaligen Landgewinnung zu erkennen (Gruppen und Gruppenbeete). Die grauen Schattierungen zeigen Schlickbereiche mit geringer (unter einem cm) Wuchshöhe auf, dunkelgrüne Bereiche zeigen Bewuchs von über fünf cm Vegetationshöhe auf, die Probefläche ist von einem Grabensystem umgeben und durchzogen.



Abbildung 8: Ausschnitt aus der Probefläche (nördlicher Teil) im Hauke-Haien-Koog, Diapositivluftbild der Befliegung aus dem Mai 2001. Deutlich sind die grasenden Schafe zu erkennen. Die Schattierungen zeigen Bereiche mit Wuchshöhen von über fünf cm auf, die Probefläche ist von einem schilfgesäumten Graben zu den nach Osten schließenden Ackerflächen begrenzt (unterer Bildrand). Die wassergefüllte Senke im rechten Bildbereich zeigt einen Ausläufer des Grabensystems der Schilfmahdflächen.

Zusätzlich zu den Luftbildererfassungen wurden im Untersuchungsjahr 2001 auf jeder Probefläche an 10 verschiedenen Punkten Messungen der Habitstrukturen durchgeführt. Die Messpunkte wurden mit kleinen Holzstöcken gekennzeichnet und jeweils zu den Zeitpunkten der Bodenfallenkontrollen wieder aufgesucht (10tägige Intervalle vom 31. März bis 29. Juni). Aufgenommen wurden die Vegetationshöhe und die Bodenfeuchte (vergl. Tabelle 1). Dabei wurden die Vegetationshöhen mit einem Gliedermaßstab, der senkrecht auf dem Oberboden stand, ermittelt. Aus den zehn Messungen pro Begehung konnte eine durchschnittliche Wuchshöhe der Vegetation auf den Flächen ermittelt werden.

3.3 Bestimmung des Schlupferfolgs

Die Probeflächen wurden in der Zeit von April bis Juni möglichst täglich auf brütende Altvögel kontrolliert. Im Beltringharder Koog wurden diese Kontrollen von einem Beobachtungsturm aus durchgeführt (Abbildung 5), im Hauke-Haien-Koog konnte von einem PKW aus die Fläche abgesucht werden, dazu wurde der Sommerdeich, der im Osten die Fläche begrenzt, genutzt (Abbildung 6).

Zur Entdeckung und Beobachtung der brütenden Altvögel dienten ein Spektiv mit zweiunddreißigfacher und ein Fernglas mit zehnfacher Vergrößerung. Als Brutpaare galten solche Paare, die eindeutig einem Neststandort zuzuordnen waren. Die Neststandorte wurden in eine Karte eingetragen, aufgesucht und mit Auszeichnungsschildern gekennzeichnet. Während der Kennzeichnung der Nester konnte die Anzahl der Eier notiert werden. Die Nestschilder wurden in 10 bis 15 m Entfernung vom Nest gesteckt. Auf den Schildern standen fortlaufende Nummern, die dann im Anschluss an die Begehung ebenfalls in die Karten eingetragen wurden. Wurde während einer mindestens einstündigen visuellen Kontrolle an einem der Folgetage ein Nest als unbebrütet registriert, bekam es auch einen Vermerk auf den Karten. Konnte bei einer nächsten Kontrolle ebenfalls kein brütender Altvogel festgestellt werden, galt das Nest als verlassen. Bei der folgenden Begehung der Probefläche wurde der verlassene Neststandort aufgesucht und auf Spuren möglicher Prädation untersucht. Wiesen Schalenreste oder Trittsiegel auf Prädationsmerkmale hin, sind diese auch auf den Karten vermerkt worden. Nach dem Verlassen des Nestes verblieben die Nestschilder auf den Flächen.

Kam es nach Verlassen bzw. Prädation von Nestern zu weiteren Nestfunden in der Nähe des „alten“ Nestes, konnte nicht bestimmt werden, ob es sich dabei um Nachgelege oder Neuansiedlungen anderer Brutpaare von anderen Flächen handelte. Bei den Untersuchungen wurde davon ausgegangen, dass Kiebitze kein Zweitgelege anlegen und bei Verlust der Küken nicht erneut brüten (GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997).

Das Verhältnis zwischen erfolgreich bebrüteten Gelegen und der Anzahl aller gefundener Gelege ergab den Schlupferfolg. Dabei wurden grundsätzlich die Anzahl aller als erfolgreich registrierten bzw. geschlüpften Bruten durch die Anzahl aller gefundenen Nester dividiert.

Neben dem Schlupferfolg wurde die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege (Gleichung 1) nach der Methode von MAYFIELD (1975) berechnet:

$$P_{pro\ Tag} = 1 - \frac{t_v}{t_{ges}} \quad (1)$$

Dabei gilt

- $P_{pro\ Tag}$ = tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester
 t_v = ist die Summe der Tage mit Verlusten
 t_{ges} = ist die Summe Tage, an denen Nester unter Kontrolle standen.

Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege die gesamte durchschnittliche Inkubationszeit von 28 Tagen überlebte (GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997) und es entsprechend zum Schlupf der Küken kam, errechnet sich aus der täglichen Überlebensrate der Gelege potenziert mit den Tagen der Inkubationszeit (Gleichung 2):

$$P_{gesamte\ Brutdauer} = P_{pro\ Tag}^{Inkubation\ zeit} \quad (2)$$

Dabei gilt:

- $P_{gesamte\ Brutdauer}$ = gesamte Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester
 $P_{pro\ Tag}$ = tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Nester

Zu der durchschnittlichen Inkubationszeit von 28 Tagen kann auch die Zeit der Zwischenlegezeit von etwa 4 Tagen addiert und in den Exponenten entsprechend eine Gesamtzeit von 32 Tagen eingesetzt werden (GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997). Dies ist sinnvoll, da so die Überlebenswahrscheinlichkeit auch für Gelege angegeben werden konnte, die noch nicht bebrütet wurden, die aber trotzdem hätten prädiert bzw. durch Viehtritt zerstört werden können.

3.4 Bestimmung des potentiellen Nahrungsangebots der Küken

Um das potentielle Nahrungsangebot der Kiebitzküken zu ermitteln, wurde im Untersuchungsjahr 2001 mit Bodenfallen gefangen, die in den oberen Bodenhorizont eingebracht wurden. Die Ausbringung der Fallen erfolgte nach MÜHLENBERG (1993) und in Anlehnung an die Arbeiten von SCHULZ (2003). Durch Bodenfallen werden besonders die auf dem Oberboden aktiven Tiere gefangen, die als Beute für die visuell jagenden Kiebitzküken in Frage kommen (GLUTZ et al. 1975, MÜHLENBERG 1993, KLIEBER et al. 1995, KOOIKER & BUCKOW 1997). Die Fänge sind von der phänologischen und der wetterbedingten Aktivität der Organismen abhängig.

Die Bodenfallen wurden jeweils an 10 verschiedenen Standorten auf den Flächen angeordnet. Der Öffnungsdurchmesser der Gläser betrug 7,2 cm. Bis zum oberen Rand in den Boden eingelassen, gab es keinen messbaren Übergang vom Oberboden bzw. von der Grasnarbe zum Glasrand und damit auch kein zu überwindendes Hindernis für die Nahrungsorganismen (Abbildung 9). Die Fangflüssigkeit bestand aus zehnprozentiger Kochsalzlösung. Zur Reduktion der Oberflächenspannung wurde der Fangflüssigkeit ein Spritzer geruchsneutralen Spülmittels zugesetzt. Die Gläser hatten jeweils einen Abstand von ca. fünf Metern.

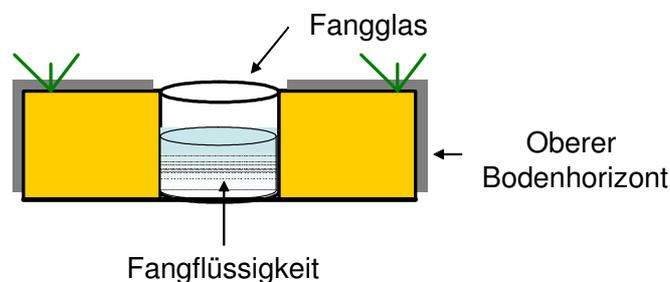


Abbildung 9: In den oberen Bodenhorizont eingelassenes Fangglas zur Bestimmung des potentiellen Nahrungsangebotes für die Küken.

Vom 31. März bis 29. Juni 2001 wurden die Bodenfallen in Intervallen von zehn Tagen geleert und wieder neu beschickt. Aufbewahrt wurden die Proben in Laborgläsern mit siebzigprozentigem Alkohol. Im Labor wurden dann die Fangproben auf eine Petrischale gegeben und mittels eines Binokulares in für Kiebitzküken fressbare und nicht fressbare Organismen eingeteilt (Tabelle 2, nach MATTER 1982 verändert). Die so bestimmten fressbaren Beutetiere wurden dann bei Raumtemperatur eine Stunde auf Zellstoff getrocknet und anschließend in einen 10 ml-Messzylinder überführt. Der Messzylinder war mit 20°C warmem Wasser gefüllt. Die Verdrängung der Organismen (+/- 0,1 ml genau) diente zur Bestimmung der potentiellen Beutebiomasse der Küken. Die Fänge wurden als Mittelwerte pro Fangintervall angegeben.

Tabelle 2: Übersicht über der bei der Auswertung der Bodenfallenfänge zur Bestimmung des potentiellen Nahrungsangebotes der Küken angewendeten Differenzierung von fressbaren und nichtfressbaren Beutetiergruppen (nach MATTER 1982 verändert).

Tiergruppe		fressbare Beutegrößen *
Coleoptera	a) allgemein (Imagines)	≤10 mm
	b) Staphiliniden (Imagines)	≤20 mm
	c) Larven	≤ 20 mm
Diptera	a) allgemein (Imagines)	≤ 10 mm
	b) Tipulidenlarven	alle Größen
Araneida		≤ 10 mm
Gastropoda		≤ 7 mm
Oligochatea	v.a. Lumbriciden	alle Größen
Sonstige		≤ 10 mm

* Körperlänge

3.5 Bestimmung der von den Küken genutzten Habitatstrukturen

3.5.1 Nutzung von Habitstrukturen: Kükenbeobachtungen

Nach dem Schlupf der Küken wurde versucht, jede Familie über die ersten 20 Lebenstage möglichst täglich zu beobachten. Dabei galten die Küken einer Familie als eine Einheit. Innerhalb der Familien konnten die Küken nicht immer individuell auseinander gehalten werden. Die Beobachtungen erfolgten in Einheiten von 15 Minuten. In dieser Zeit konnten sich die Küken frei in den Habitatstrukturen bewegen. Wurden sie innerhalb der 15-Minuten-Einheiten von den Eltern gehudert, wurde nach dem Hudern solange weiter beobachtet, bis insgesamt 15 Beobachtungsminuten aufgenommen werden konnten.

Die Beobachtungen erfolgten in Anlehnung an die Methode des „*instantaneous scan sampling*“ (ALTMANN 1974). Während der 15 Beobachtungsminuten wurden Familienname, Datum und Uhrzeit der Beobachtung, das Alter der Küken, die Habitatstrukturen der Aufenthaltsorte der Küken (vergl. Tabelle 1) und ihr Verhalten, sowie Wetterparameter notiert. Dabei erfolgte die Zuordnung der Habitatstrukturen auch anhand der Tabelle 1. Die Aufenthaltsorte der Familien wurden in die Karten eingezeichnet. Für die Altersbestimmung der Küken war der Schlupftermin maßgeblich (Schlupftermin gleich erster Lebenstag) und erfolgte ab da an fortlaufend. Die Familienbeobachtungen wurden an verschiedenen Tagen zu unterschiedlichen Uhrzeiten aufgenommen. Damit konnte verhindert werden, dass sich Nutzungen von Habitstrukturen nach einem bestimmten Tagesrhythmus wiederholten oder Nachfragesituationen bestimmter Tageszeiten gar nicht oder überproportional erfasst wurden.

Folgende Definitionen galten als Verhaltenskategorien der Küken während der Beobachtungen:

- Kategorie 1: Die Küken zeigten Jagdverhalten
- Kategorie 2: Ruhen, putzen, schlafen, sonnenbaden
- Kategorie 3: z.B. Schwimmen, Feindverhalten.

Zur Erklärung der Auswertung der Familienbeobachtung folgen zwei Beispiele:

Auswertungsbeispiel 1:

Die Familie 1 wurde am 20. April 2000 ab 15:00 Uhr fünfzehn Minuten beobachtet. Dabei wurden insgesamt 45 Datenminuten erhoben, da die Familie 1 zu diesem Datum drei Küken führte. Die Küken waren einen Tag alt und hielten sich während der 45 Datenminuten auf einem feuchten Standort mit 2 cm hohem Bewuchs auf, gingen die ganze Zeit der Nahrungssuche nach und bewegten sich innerhalb der Beobachtungszeit zehn Meter vom Ausgangspunkt der Untersuchungen weg. In der Auswertung wird aufgezeigt, dass die Familie jeweils zu 100 % im Strukturtyp sechs Nahrung suchte.

Auswertungsbeispiel 2:

Familie 10, 31. Mai 2000 ab 05:30 Uhr 15 Minuten beobachtet: Dabei wurden insgesamt 30 Datenminuten erhoben, da die Familie zu dem Zeitpunkt zwei Küken führte. Die Küken waren 16 Tage alt. Die Küken zeigten während der Beobachtungen unterschiedliches Verhalten und hielten sich zudem in unterschiedlichen Habitaten auf. Küken eins hielt sich 6 Datenminuten auf feuchten Bereichen mit fünf cm Vegetationshöhe und zwei Minuten auf feuchten Schlickbereichen ohne Bewuchs auf, dabei fraß es. Zwischen den Fressphasen ruhte es sieben Minuten auf Bereichen, die feucht und nicht bewachsen waren. Küken zwei hatte sich die gesamte Zeit auf feuchten Schlickboden ohne Bewuchs aufgehalten, fraß zwei Datenminuten und ruhte 13 Minuten. Beide Küken entfernten sich während der Beobachtungszeit zehn Meter vom Ausgangspunkt zur ersten Beobachtungsminute. Daraus ergab sich ein Familienwert am 31. Mai 2000 von vier Minuten fressend im Strukturtyp drei, sechs Minuten fressen im Strukturtyp sechs und 20 Minuten ruhend im Strukturtyp drei.

3.5.2 Begrenzung des Habitstrukturangebotes: Die Nahrungsreviere

Durch die Beobachtungen der Küken konnten die Aktionsräume der Küken in Karten übernommen werden. Um das Angebot von Strukturtypen und deren Nutzung durch die Küken in diesen Aktionsräumen darzustellen, wurden die Grenzen der Aktionsräume bestimmt. Die Einteilung erfolgte dabei in Anlehnung an die in WHITE & GARROT (1990) erwähnte Definition einer *home range*. In diesem Fall bezieht sich ein Aktionsraum allein auf den Bereich, den die Küken während der Beobachtungen eingenommen haben. Die Aktionsräume wurden in Anlehnung an die in BIBBY et al. (1995) erwähnte und in WHITE & GARROT (1990) bzw. KENWARD (2001) detailliert beschriebene Methode des minimalen konvexen Polygons ermittelt. Dabei wurden jeweils die äußeren Ortungspunkte eines Aktionsraumes miteinander verbunden. Daraus ergibt sich eine Fläche in der Form eines Polygons, hier als Nahrungsrevier beschrieben. Die so bestimmten Nahrungsreviere wurden in den generierten digitalen Karten der Probeflächen dargestellt. Die in den Nahrungsrevieren enthaltenen Strukturtypen beschreiben das Angebot, das einer Familie bzw. deren Küken zur Verfügung stand.

Um sicherzustellen, dass die im Beltringharder Koog nach den Nestnummern und im Hauke-Haien-Koog nach Ankunftsdatum benannten Familien sich an aufeinander folgenden Beobachtungstagen noch am selben Beobachtungsort, bzw. im selben Nahrungsrevier aufhielten, wurden bei den Auswertungen der Familienbeobachtungen jeweils die Anzahl und das Alter der Küken mit den Angaben zu vorherigen Beobachtungen verglichen. Weiterhin wurde während einer Fangaktion von bereits bringten Küken die Ringnummer dieser mit denen der dort bereits früher gefangenen Küken verglichen. Zeigten die gefangenen Küken die Ringnummern der angenommenen bzw. vermuteten Familie, wurden die Familien als standort- bzw. reviertreu vermerkt.

Als zusätzliches Indiz der „Reviertreue“ wurden vier Familien individuell markiert. Es konnte je ein Küken dieser Familien während des Fangs mit einem Telemetriesender (Produkt-Nr. LB2, Hersteller: Holohil, Kanada; siehe auch www.holhil.com) versehen werden. Jeder Sender gab ein spezifisches Akustiksignal ab (Wellenlängenbereich zwischen 138 und 235 MHz), das mit einer Yagi-Antenne und einem Empfänger bis zu einer Entfernung von 500 m geortet werden konnte. Die Sender wogen 0,5 g und hielten das Signal etwa 20 Tage. Sie wurden auf dem Rücken der Küken mit einem hautfreundlichen Kautschukkleber (Sauer Hautkleber) angebracht. Die in Epoxydharz eingegossenen Sender waren wasserdicht. Die flexible Sendeantenne wurde nach hinten ausgerichtet und für die bessere Ortung leicht nach oben gebogen.

Damit die hellen Metallteile der Sender sich an die Gefiederfarbe der Küken anpassen, wurde der Harzmantel jeweils mit einem schwarzen Eddingstift bemalt. Die Sender hatten die Maße: 13*6,5*3,5 mm (Länge; Breite; Höhe). Direkt nach dem Anbringen der Sender wurde beobachtet, ob sich die Küken in ihrem Verhalten von dem anderer Küken unterschieden. Die so markierten Küken konnten dann auf den Flächen bestätigt und anschließend mit dem Spektiv oder Fernglas auf den Flächen im Zuge der Kükenbeobachtungen den Aufenthaltsorten zugeordnet werden (vergl. WHITE & GARROT 1990 und KENWARD 2001).

3.5.3 Bewertungen der Habitatstrukturnutzung und des Angebotes

Die Küken jeder Familie wurden eine bestimmte Zeit in bestimmten Strukturtypen beobachtet ($Zeit_{\text{beobachtet in } ST_x}$). Die Zeit, die die Küken in diesen Habitatstrukturen verbrachten im Verhältnis zur Gesamtzeit ($Zeit_{\text{gesamt für Familie}}$), ergab die Präferenz Beobachtungszeit. Die Formel der Berechnung zur Berechnung dieser Präferenz ist in der Gleichung 3 dargestellt.

$$\text{Präferenz}_{\text{Beobachtungszeit}} = \frac{Zeit_{\text{beobachtet in } ST_x}}{Zeit_{\text{gesamt für Familie}}} \left[\frac{\text{min}}{\text{min}} \right] \quad (3)$$

Die in den Nahrungsrevieren kartierten Habitatstrukturen wurden in ihren Anteilen ($Fläche_{ST_x}$) zur Gesamtgröße des Nahrungsreviers ($Fläche_{\text{gesamtes Nahrungsrevier}}$) angegeben. Die Berechnung der Verhältniszahl $Fläche$ erfolgte nach der Formel in der Gleichung 4:

$$\text{Verhältniszahl}_{\text{Fläche}} = \frac{Fläche_{ST_x}}{Fläche_{\text{gesamtes Nahrungsrevier}}} \left[\frac{m^2}{m^2} \right] \quad (4)$$

3.6 Gewichtsmessungen und Gewichtsentwicklungen der Küken

3.6.1 Kükenfang und Beringung

Der Fang der Küken erfolgte möglichst direkt nach dem Schlupf und danach möglichst im Abstand von zehn Tagen. Vor dem Fang mussten die Familien auf den Flächen geortet und ihre Aufenthaltsorte in einer Karte vermerkt werden. Durch die Nutzung des Duckreflexes der Küken, bei dem sich die Küken bei Gefahr auf den Boden drücken, konnten sie aufgelesen werden. Wichtig war, dass alle beobachteten Küken gefangen wurden, da bei einzelnen, nicht gefangenen Küken nach einiger Zeit der Duckreflex möglicherweise aussetzt.

Nach dem Fang bekam jedes Küken zuerst einen Ring der Vogelwarte Wilhelmshaven „Vogelwarte Helgoland“. Danach erfolgte die Messung des Gewichtes mit einer *Pesola*-Präzisions-Federwaage auf ein Gramm genau. Wenn es zeitlich möglich war (abhängig von der Anzahl der während eines Fangs zu vermessenden Küken und den Wetterbedingungen), wurden die Schnabellänge (Schnabelspitze bis Federansatz am Schnabel) und die Länge von Kopf und Schnabel mit einem Messschieber, und die Tarsuslänge mit einem Anschlaglineal gemessen. Zusätzlich wurden das Alter, die Familien- und Ringnummern, Erstfang oder Wiederholungsfang vermerkt. Die Wetterbedingungen und die Störanfälligkeit einzelner Brutpaare waren ausschlaggebend für die Durchführung der Fänge. Bei Regen und geringen Temperaturen wurde nicht gefangen, besonders in den ersten Lebenstagen der Küken.

Das Alter der Küken auf der Probefläche im Beltringharder Koog wurde aufgrund des Schlupfdatums bestimmt, auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog wurde das Alter der Küken anhand der im Beltringharder Koog gesammelten Erfahrungswerte ermittelt. Dabei wurden die Gefiedermerkmale, die Beinlänge und der Gesamteindruck der Körperproportionen genutzt. Anschließend wurde die Bestimmung des Alters nach der Methode von BEINTEMA & VISSER (1989a) überprüft. Dabei kann das Alter der Küken anhand der Schnabellängenmessung errechnet bzw. aus einem Nomogramm abgelesen werden. Es muss an dieser Stelle aber darauf hingewiesen werden, dass nach der Methode von BEINTEMA & VISSER (1989a) zwar das Alter der Küken über die Schnabellänge bestimmt werden kann, die Bestimmungen aber durchaus eine Ungenauigkeit von ein oder zwei Tagen aufweisen kann.

3.6.2 Beurteilung der Gewichtsentwicklungen

Für die Gewichtsentwicklung der Küken wurde das „Gompertz-Wachstumsmodell“ nach STARK & RICKLEFS 1998 verwendet. Der sigmoidale Verlauf der Wachstumsfunktion wird durch die doppelte Exponentialfunktion im Funktionsgraphen beschrieben. Die Funktion wird in der Gleichung 5 dargestellt:

$$y_{(t)} = A * e^{-e^{-k*(t-T)}} \quad (5)$$

- y [g] = Gewicht der Küken zum Zeitpunkt t
A [g] = asymptotisches Gewicht, (Gewichtszunahme gleich Null)
k = Wachstumsfaktor („Wachstumsgeschwindigkeit“)
t [d] = Alter der Küken
T [d] = Alter der Küken im Wendepunkt des Kurvenverlaufs.

In Gefangenschaft aufgezogene und ad libitum gefütterte Küken weisen einen vergleichsweise schnellen Wachstumsverlauf mit den Parametern asymptotisches Gewicht A= 195 g und Wachstumsfaktor k= 0,089 auf. Bei Untersuchungen im Freiland gefangenen Kiebitzküken erhöhte sich das asymptotische Gewicht auf 236 g und der Wachstumsfaktor reduzierte sich auf einen Wert von 0,054 (BEINTEMA & VISSER 1989a). Das durchschnittliche Schlupfgewicht von Kiebitzküken geben BEINTEMA & VISSER (1989a) mit 17,5 g an.

Bei einem Kükenalter vom zehnten auf den elften Tag befindet sich die Kurve am Wendepunkt. Bei diesem Punkt erreicht die tägliche Gewichtsänderung mit 6,4 g/d ein Maximum (Abbildung 10). Nach dem Wendepunkt fällt die Gewichtszunahme bis zum Erreichen des asymptotischen Gewichts ab.

$$y_{(t)}' = A * k * e^{-k*(t-T)} * e^{-e^{-k*(t-T)}} \quad (6)$$

- y' [g] = Gewichtszunahme der Küken zum Zeitpunkt t
A [g] = asymptotisches Gewicht der Küken
k = Wachstumsfaktor („Wachstumsgeschwindigkeit“)
t [d] = Alter der Küken
T [d] = Alter der Küken im Wendepunkt des Kurvenverlaufs

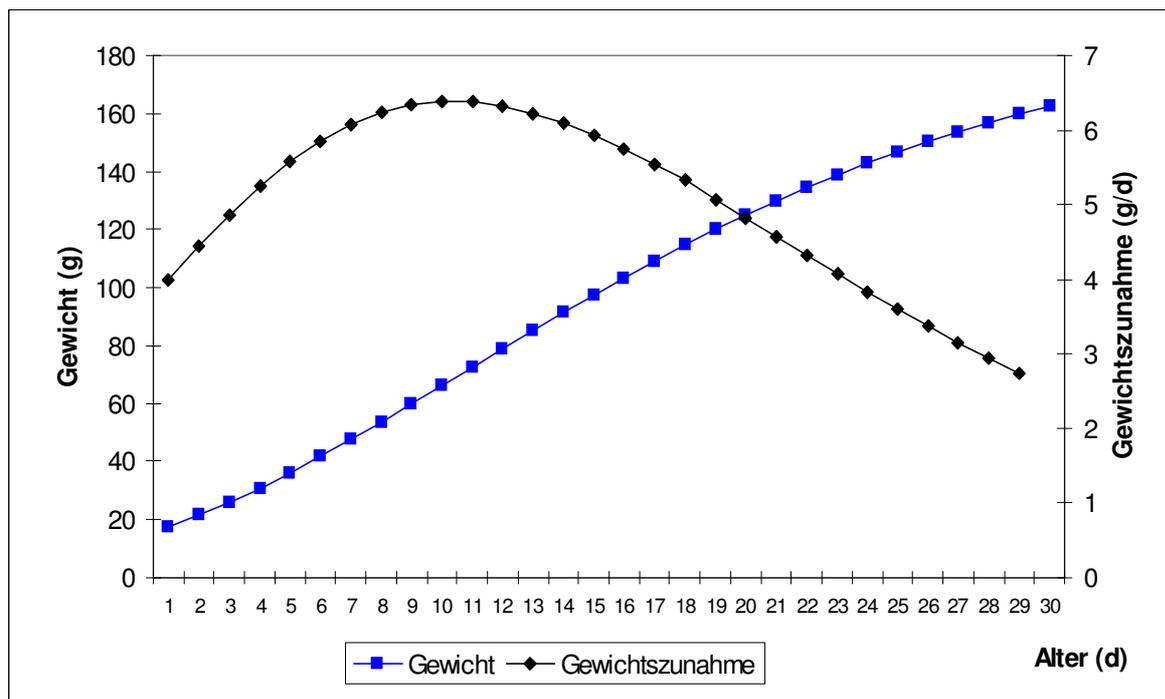


Abbildung 10: Standardisierter Wachstumsverlauf von Kiebitzküken bis zu einem Alter von 30 Tagen nach dem „Gompertz-Wachstumsmodell“ (verändert nach BEINTEMA & VISSER 1989a und STARK & RICKLEFS 1998). Aufgetragen sind hier die berechneten Gewichtswerte nach Gleichung 5 und die berechneten täglichen Gewichtsänderungen nach Gleichung 6; $y = 17,5 \text{ g}$; $A = 195 \text{ g}$, $k = 0,089$ wurden durch eine Regressionsanalyse nach Angaben zur Gewichtsentwicklung von in Gefangenschaft und ad libitum gefütterten Küken von BEINTEMA & VISSER 1989a ermittelt. Die schwarze Kurve zeigt die täglichen Gewichtsänderungen des Standardküken.

Aus der Gleichung 5 konnte durch eine Regressionsfunktionsberechnung (Bestimmung des Regressionsfunktionsverlaufs durch die kleinsten Abweichungsquadrate zu den einzelnen Messwerten) der Wachstumsverlauf eines Standardküken errechnet werden.

Zur Bewertung der im Feld gemessenen Gewichtswerte der Küken wurden sie mit dem entsprechenden Gewicht des Standardküken im selben Lebensalter verglichen und als Residuum in Prozent angegeben. In diese Berechnung ging bei Mehrfachfang einzelner Küken, zur Gewährleistung der statistischen Unabhängigkeit der Daten, nur ein Gewichtswert pro Küken ein. Bei der Berechnung der Regressionsfunktion wurden im Zusammenhang der abhängigen Variable (Gewicht) mit der unabhängigen Variable (Alter) die Konstanten asymptotisches Gewicht, Wachstumsfaktor, und Wendepunkt (T) der Funktion berechnet.

Zur Bewertung der von der Wachstumskurve des „Standardküken“ unterschiedlich stark abweichenden Gewichtswerte von Küken einzelner Familien wurden die Residuen dieser Gewichtswerte zu der Regressionsfunktion ermittelt. Jeder zur Residuenbildung verwendete Einzelwert entspricht dabei dem gemessenen Gewicht zu einem bekannten Alter der Küken. Konnten von einer Familie mehrere Küken an einem Tag bzw. gleichen Alters gefangen werden, wurde der jeweilige Familienmittelwert berechnet und dieser zur Residuenbildung verwendet. Bei Mehrfachfang von Küken einer Familie im Bemessungszeitraum der ersten 20 Lebenstage wurden nur die (Familienmittel-) Werte der ältesten Küken einer Familie zur Residuenbildung herangezogen.

Auf ähnliche Weise wurden auch die Gewichtszunahmen der gefangenen Küken mit dem Gewicht des Standardküken verglichen. Um für ein Küken eine Gewichtszunahme berechnen zu können, musste es mindestens zweimal gefangen worden sein. Die durchschnittliche tägliche Gewichtszunahme für den Zeitraum zwischen den Fangereignissen wurde dann berechnet. Für den selben Zeitraum wurde die Gewichtszunahme des Standardküken berechnet (dabei wurde angenommen, dass das Standardküken an den selben Tagen gefangen wurde). Dann konnte das Gewichtsresiduum jedes Gewichtzunahmewertes zum Standardküken in Prozent berechnet werden. Falls ein Küken mehr als zweimal gefangen wurde, wurden die Gewichtszunahmen über den längsten Zeitraum zwischen den Fängen ermittelt. Konnten von einer Familie an einem Tag mehrere gleichaltrige Küken gefangen werden, wurden die Gewichtswerte als Tagesmittewerte verwendet. Die Residuen wurden dann, wie bei den Gewichtsresiduen, als Familienmittelwerte verwendet.

3.7 Überlebensrate und Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken

Um die Überlebensrate der Küken zu bestimmen, wurde die Anzahl der Küken, die an einem bestimmten Tag beobachtet wurde, durch die Anzahl der Küken des jeweiligen Vortages entsprechend der folgenden Formel dividiert:

$$\dot{U}R = \frac{N_{\text{aktuell}}}{N_{\text{Vortag}}} \quad (7)$$

Die Überlebensrate (Gleichung 7) wurde als Tageswert, in Abschnitten zu je fünf Lebenstagen (1-5, 6-10, 11-15, 16-20) oder über den Zeitraum der ersten 20 Tage angegeben. Als weiteres Merkmal zur Beschreibung der Überlebensraten wurde die Wahrscheinlichkeit angegeben, mit denen Küken einen bestimmten Zeitraum überlebten. Die Angaben zur Kükenüberlebenswahrscheinlichkeit erfolgten anhand der Methode nach Mayfield (MAYFIELD 1975, Gleichung 8). Es wurde folgende Formel angewendet:

$$\dot{U}_{\text{wahrscheinlich}} = 1 - \frac{F}{E} \quad (8)$$

Dabei gilt:

- $\dot{U}_{\text{wahrscheinlich}}$ = Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken
- F = ist die Summe der Tage mit Verlusten
- E = ist die Summe Tage, an denen Küken unter Kontrolle standen.

Dabei gibt die Überlebenswahrscheinlichkeit ($\dot{U}_{\text{wahrscheinlich}}$) das Verhältnis zwischen der Summe an Tagen, an denen Küken verloren gingen (F; gleichzusetzen mit der Anzahl an gestorbenen Küken) und der Summe von Tagen, an denen die Küken beobachtet wurden (E) an. Die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken über einen bestimmten Zeitraum (z.B. der ersten 20 Lebenstage) wurde durch folgende Formel (Gleichung 9) errechnet:

$$\dot{U}_{\text{gesamt}} = \dot{U}_{\text{wahrscheinlich}}^{\text{Tage Bezugszeitraum}} \quad (9)$$

Eigenschaften der Überlebensformeln: Bei den Formeln 7 bis 8 gilt, dass die Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken umso größer war, je näher der Quotient bei 1 lag.

3.8 Statistische Methoden

Die statistische Auswertung der Untersuchungsergebnisse erfolgte mit dem Computerprogramm „Statistica“ (Statesoft; Lizenzvertrag des Ökologiezentrums der Uni Kiel) und der „Students Version“ von SPSS. Die mit den Programmen ausgewerteten Daten wurden vorab grundsätzlich mit dem Kolmogorov-Smirnov Test auf Normalverteilung geprüft (JANSSEN & LAATZ 2003). Der Test auf Normalverteilung ist sehr robust und daher nicht immer eindeutig. So wird besonders bei kleineren Datenumfängen häufig eine Normalverteilung angezeigt, obwohl die Grundgesamtheit bzw. entsprechend große Stichprobenumfänge aus dieser Grundgesamtheit keiner Normalverteilung folgen. Zeigten die Daten eine Normalverteilung, wurde für den Vergleich des Mittelwertes zweier unabhängiger Stichproben der t-Test nach Student angewendet, bei einer Nicht-Normalverteilung der Daten der Medianvergleich der U-Test nach Mann und Whitney (LAMPRECHT 1999, ZÖFEL 2000).

Zum Vergleich von Mittelwerten eines Parameters zwischen verschiedenen Stichproben wurden Varianzanalysen durchgeführt. Die Varianzanalyse setzt dabei die Varianz innerhalb der Stichprobe zur Varianz zwischen den Stichproben in Beziehung (BACKHAUS et al. 2000).

Alle Ergebnisse wurden auf Signifikanz geprüft. Bei der Ergebnisdarstellung wurden zusätzlich zum Mittelwert und Median die Standardabweichung, das Minimum und das Maximum angegeben. Die Berechnungen der Korrelation zweier Variablen erfolgten nach der Methode der Spearman-Rangkorrelation, die es auch erlaubt, heterogene Datenmengen mit Extremwerten zu verwenden.

Verwendete Abkürzungen:

N	= Stichprobenumfang
MW	= Mittelwert
MD	= Median
Max	= Maximum
Min	= Minimum
S	= Standardabweichung
r	= Korrelationskoeffizient
r^2	= Bestimmtheitsmaß (Erklärte Streuung / Gesamtstreuung)
$r^2_{\text{korrigiert}}$	= korrigiertes Bestimmtheitsmaß (r^2 – Korrekturgröße, die die Anzahl der Regressoren berücksichtigt)
df	= Freiheitsgrade des Stichprobenumfanges (Degrees of freedom)
SS	= Summe der Abweichungsquadrate (Sum of Squares)
MS	= Summe der Abweichungsquadrate dividiert durch die Anzahl der Abweichungsquadrate
F	= Prüfgröße des F-Tests auf Signifikanz
t_s	= Prüfgröße des t-Tests auf Signifikanz
ALM	= Allgemeines Lineares Modell (Varianzanalyse)
p	= Signifikanz (-niveau)

A	= Asymptotisches Gewicht
e	= Basis der natürlichen Logarithmen (= 2,71828)
g	= Gewicht der Küken
k	= Wachstumsfaktor
T	= Wendepunkt der Wachstumsfunktion
t	= Alter der Küken

Abb.	= Abbildung
BHK	= Beltringharder Koog
HHK	= Hauke-Haien-Koog
Tab.	= Tabelle
ST	= Strukturtyp
VegH	= Vegetationshöhe

4 Ergebnisse

4.1 Wetterdaten

Während der Hauptkückenzeiten (Mai/Juni) wurden Tagestemperaturen zwischen 10 und 15 °C gemessen. Der Temperaturverlauf in 2001 schwankte etwas weniger als im Untersuchungszeitraum 2000 (Abbildung 11).

Tabelle 3: Mittelwerte der Tagestemperatur, des Tagesniederschlags und der Tagessonnenscheindauer und der Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren 2000 und 2001.

	Untersuchungsjahr 2000	Untersuchungsjahr 2001
MW Temperatur (°C)	13,4	11,5
t-Test: $p < 0,001$		
MW Niederschlag (mm)	2,4	1,3
Mann-Whitney-U-Test: $p = 0,67$		
MW Sonnenscheindauer (h)	8,1	6,9
t-Test: $p = 0,23$		

Die Temperaturen unterscheiden sich signifikant zwischen den Jahren, die Mitteltemperatur lag 2000 um 2 °C höher als 2001 (Tabelle 3).

Bei den Tagesniederschlagssummen (Abbildung 12) und der durchschnittlichen Tagessonnenscheindauer (Abbildung 13) waren keine Unterschiede zwischen den Jahren festzustellen. In der Zeit von Anfang bis Ende Mai wurden in den Jahren 2000 und 2001 sehr geringe Niederschläge registriert. Die Tagessonnenscheindauer war entsprechend hoch und lag in dieser Zeit im Mittel bei neun Stunden.

Zusammenfassend lässt sich aussagen, dass die Wetterbedingungen zur Hauptkückenzeit in beiden Untersuchungsjahren vergleichbare Verläufe aufwiesen. Dies galt besonders für die Tagesniederschlagssummen.

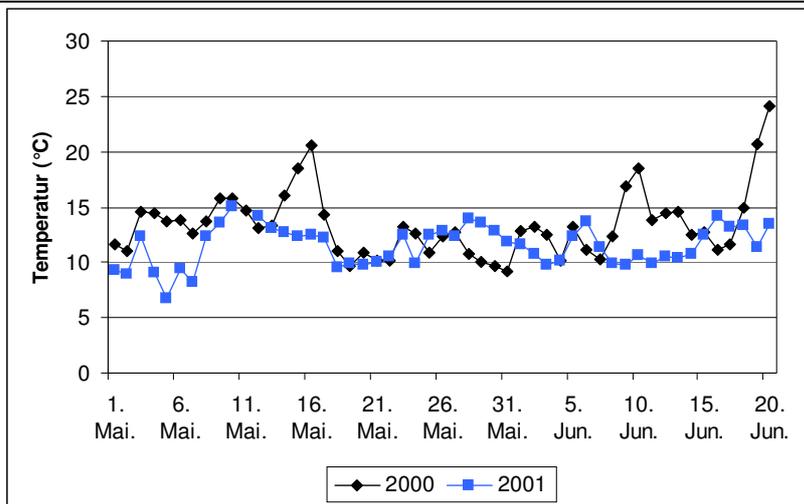


Abbildung 11: Durchschnittliche Tagestemperaturen (°C) in der Zeit vom 01. Mai bis zum 20. Juni in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001. Daten der Wetterstation Leck.

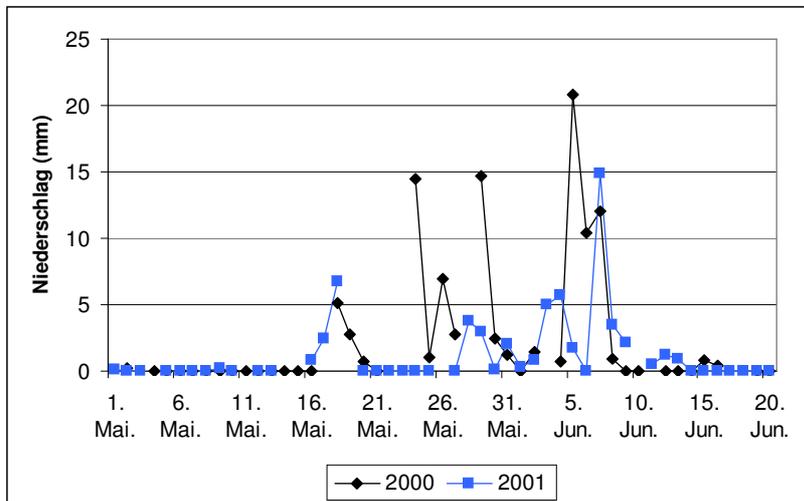


Abbildung 12: Durchschnittliche Tagesniederschlagssummen (mm) in der Zeit vom 01. Mai bis zum 20. Juni in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001. Daten der Wetterstation Leck.

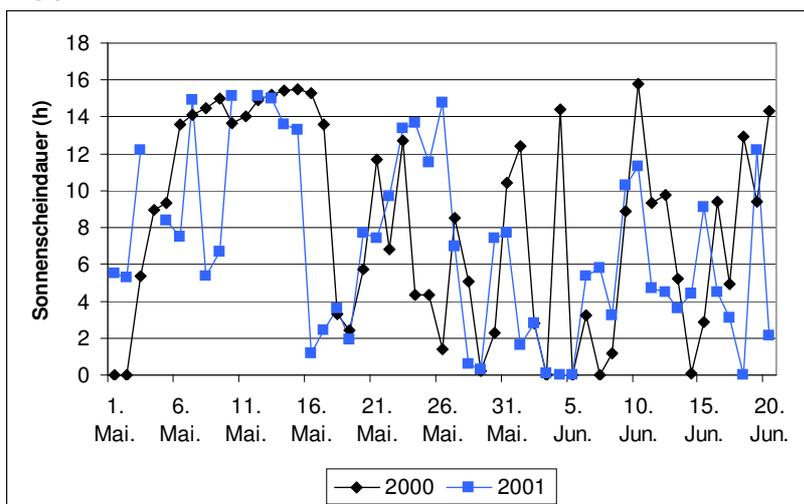


Abbildung 13: Durchschnittliche Tagessonnenscheindauer (h) in der Zeit vom 01. Mai bis zum 20. Juni in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001. Daten der Wetterstation Leck.

5 Darstellung der Habitatstrukturen auf den Probeflächen

5.1 Probefläche im Beltringharder Koog

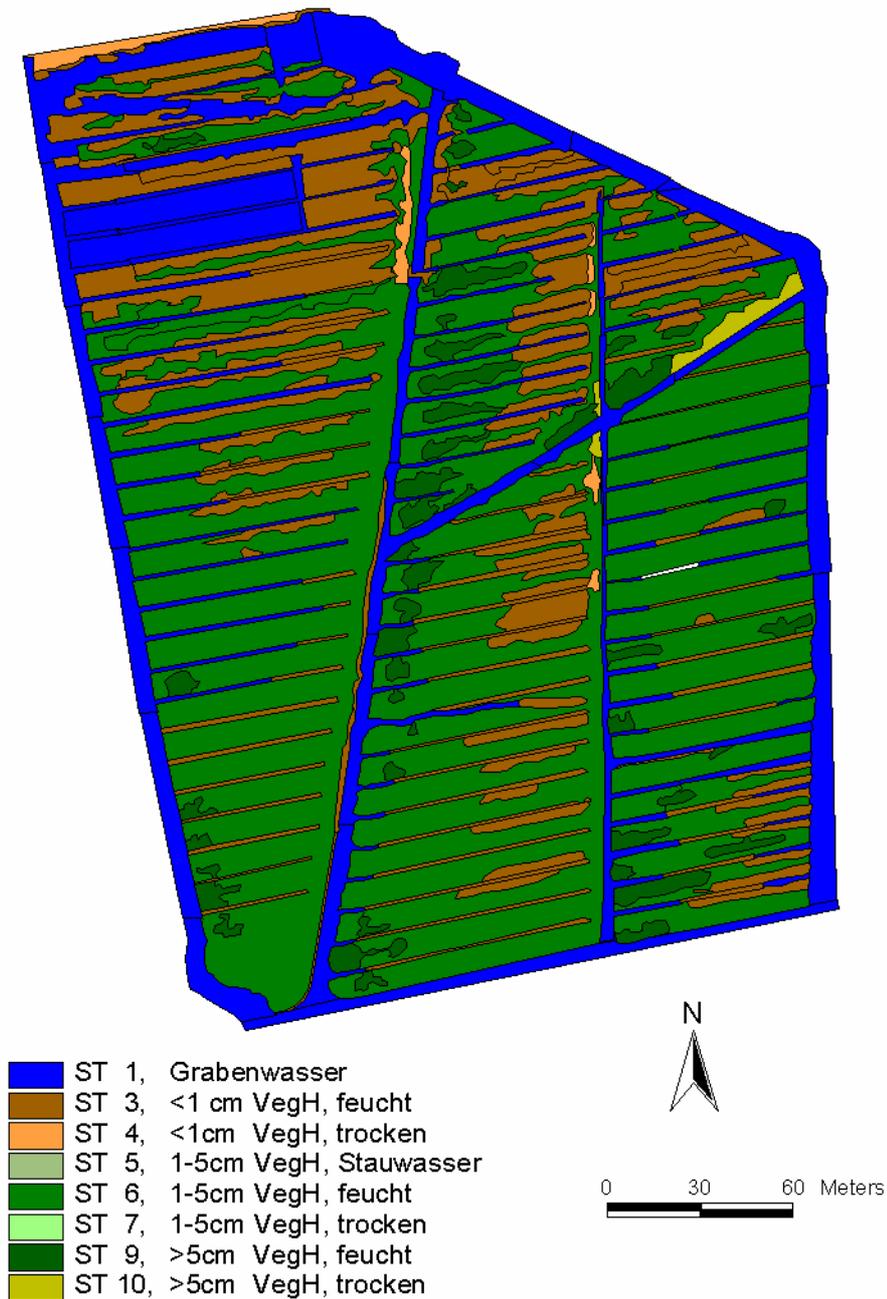


Abbildung 14: Aus der Habitatstrukturverteilung auf der Probefläche im Beltringharder Koog generierte Karte (Einteilung der Habitatstrukturen in Strukturtypen siehe Tabelle 1). Grundlage der Karte waren ein Infrarotluftbild (Aufnahme 13.09.2000) und ein Diapositivluftbild (Aufnahme im Mai 2001). Die Strukturtypen sind farbig gekennzeichnet (ST = Strukturtyp, VegH = Vegetationshöhe).

Die Probefläche im Beltringharder Koog umfasste 6,5 ha. Die Fläche war von einem 1,4 ha großem Graben- und Prielsystem umgeben bzw. durchzogen, was einem Anteil von 20,8 % entspricht (Tabelle 4). Die umlaufenden Gräben waren bis zu zwei Meter tief.

Tabelle 4: Verteilung (%) der Habitatstrukturen auf der Probefläche im Beltringharder Koog. Grundlage zur Verteilungsberechnung ist die Karte in Abbildung 14. Zur Einteilung der Strukturtypen siehe Tabelle 1.

Habitatstruktur	ST 1	ST 3	ST 4	ST 5	ST 6	ST 7	ST 9	ST 10
Anteil (%)	20,8	20,8	0,7	-	52,9	-	4,1	0,6

Der Oberboden wies Relieffierungen auf. Die Verteilung der Habitatstrukturen war von den ehemaligen Gruppenstrukturen des Vorlandes geprägt. Dementsprechend traten die Habitatstrukturen abwechselnd und mosaikartig auf (Abbildung 14). Der Strukturtyp sechs war der häufigste (Tabelle 4), er wies Pflanzenarten typischer Wirtschaftsgrünlandgesellschaften auf, z.B. Rispengräsern (*Poa spec.*), Rotschwingel (*Festuca rubra*) und Weißklee (*Trifolium repens*). Kleinflächig wurden auch Flutrasengesellschaften dominiert von Gänsefingerkraut (*Potentilla anserina*) kartiert.

Der Strukturtyp drei wurde vor allem im Norden der Fläche festgestellt, und auf der übrigen Fläche besonders an Grabenkanten und Übergängen zum Strukturtyp sechs kartiert. Geringe Teile der offenen Schlickbereiche (Strukturtyp drei) bewachsen ab Anfang Juni mit Wasserhahnenfuß (*Ranunculus aquatilis*). Auch an Grabenrändern und in den Gräben kam es teilweise zur Ausbreitung dieser Art. Strukturtyp neun bedeckte gut vier Prozent der Gesamtfläche. Auf diesen Bereichen wurden Distelbestände (*Cirsium arvense/vulgare*) und Staudenfluren mit Weidenröschen (*Epilobium hirsutum/angustifolium*) kartiert. Die Anordnung dieser Strukturen war inselartig und wurde besonders in der Nähe von Gräben festgestellt.



Abbildung 15: Das Pflanzenhöhenwachstum auf der Probefläche im Beltringharder Koog wurde bis Anfang Juni durch rastende Gänse, besonders Nonnengänse (*Anser leucopsis*) beeinflusst bzw. unterbunden. Die Flächen wiesen bis zu diesem Zeitpunkt eine durchschnittliche Wuchshöhe von unter 5 cm auf.

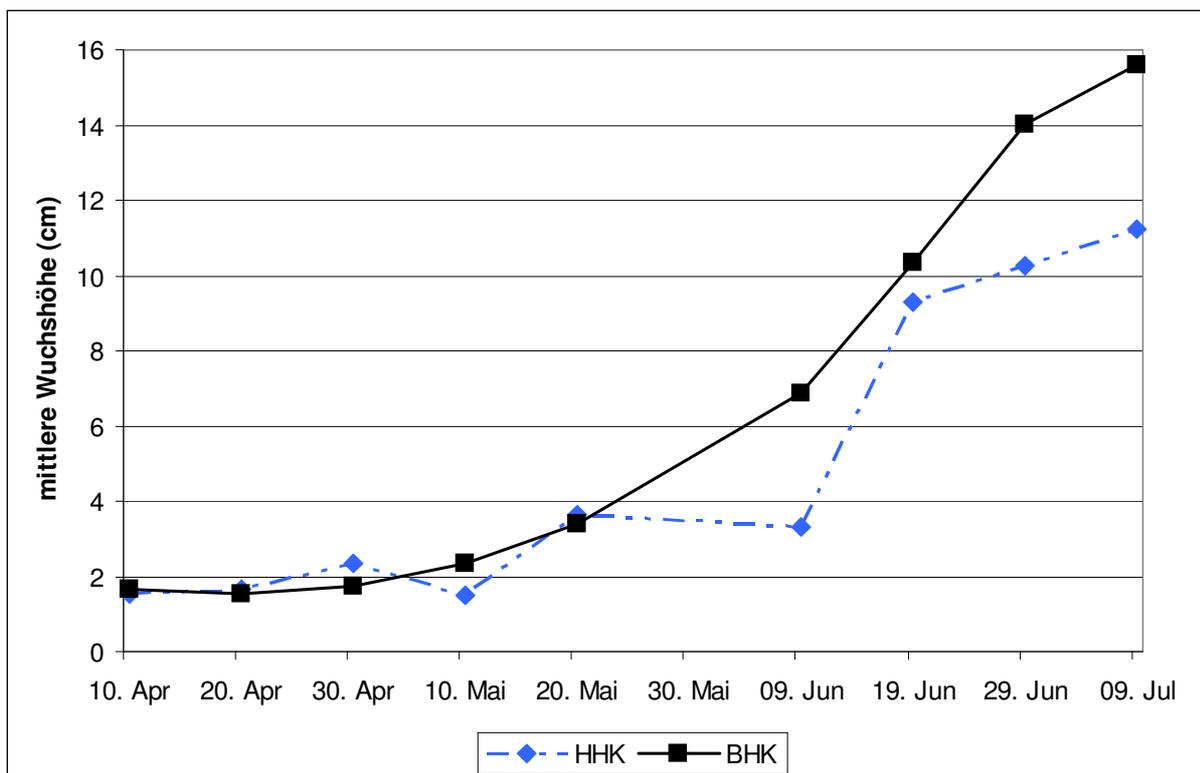


Abbildung 16: Durchschnittliche Wuchshöhe (cm) der Vegetation auf den Probeflächen im Untersuchungsjahr 2001. Die Wuchshöhe wurde von April bis Juli im Abstand von 10 Tagen an jeweils zehn Punkten auf den Probeflächen gemessen (Messstandorte siehe Abbildung 19).

Der Bodenaushub an den Grabenrändern (altes Bodenmaterial von der Vorlandgewinnung) waren die einzigen Stellen, an denen der Strukturtyp 10 festgestellt wurde. Nur zwei Stellen wurden zum Strukturtyp vier gerechnet. Strukturtyp fünf und sieben wurden im Gegensatz zur Probefläche im Hauke-Haien-Koog nicht festgestellt. Das galt auch für die Strukturtypen zwei und acht.

Im Untersuchungsjahr 2001 wurde während der Hauptkückenzeit eine sehr langsame Zunahme der Vegetationshöhe gemessen (Abbildung 16). Im April und Mai wurde für die gesamte Probefläche eine durchschnittliche Wuchshöhe von unter fünf Zentimeter festgestellt. In der ersten Junidekade lag die durchschnittliche Wuchshöhe zwischen sechs und sieben Zentimeter. Durch die intensive Nutzung der Flächen durch rastende Gänse, besonders Nonnengänsen, bis in die erste Junidekade hinein, wurden Bereiche des Strukturtyps sechs auf Wuchshöhen von unter fünf Zentimeter gehalten (Abbildung 15). Staudenfluren, dominiert durch Disteln und Weidenröschen, wuchsen aber auch während des Zeitraumes des intensiven Verbisses auf.

Landwirtschaftliche Nutzung wurde auf der Probefläche im Beltringharder Koog nur in sehr geringer Intensität festgestellt. Die vorgeschriebene Beweidungsstärke von 0,5 Rindern pro Hektar wurde nicht überschritten. Die Rinder (Mutterkühe) hielten sich vorzugsweise im westlichen Bereich der Wiese Ost, also überwiegend nicht auf der Probefläche auf. Ein unmittelbarer Einfluss durch die Beweidung der Mutterkühe auf die Verteilung der Habitstrukturen war nicht festzustellen.

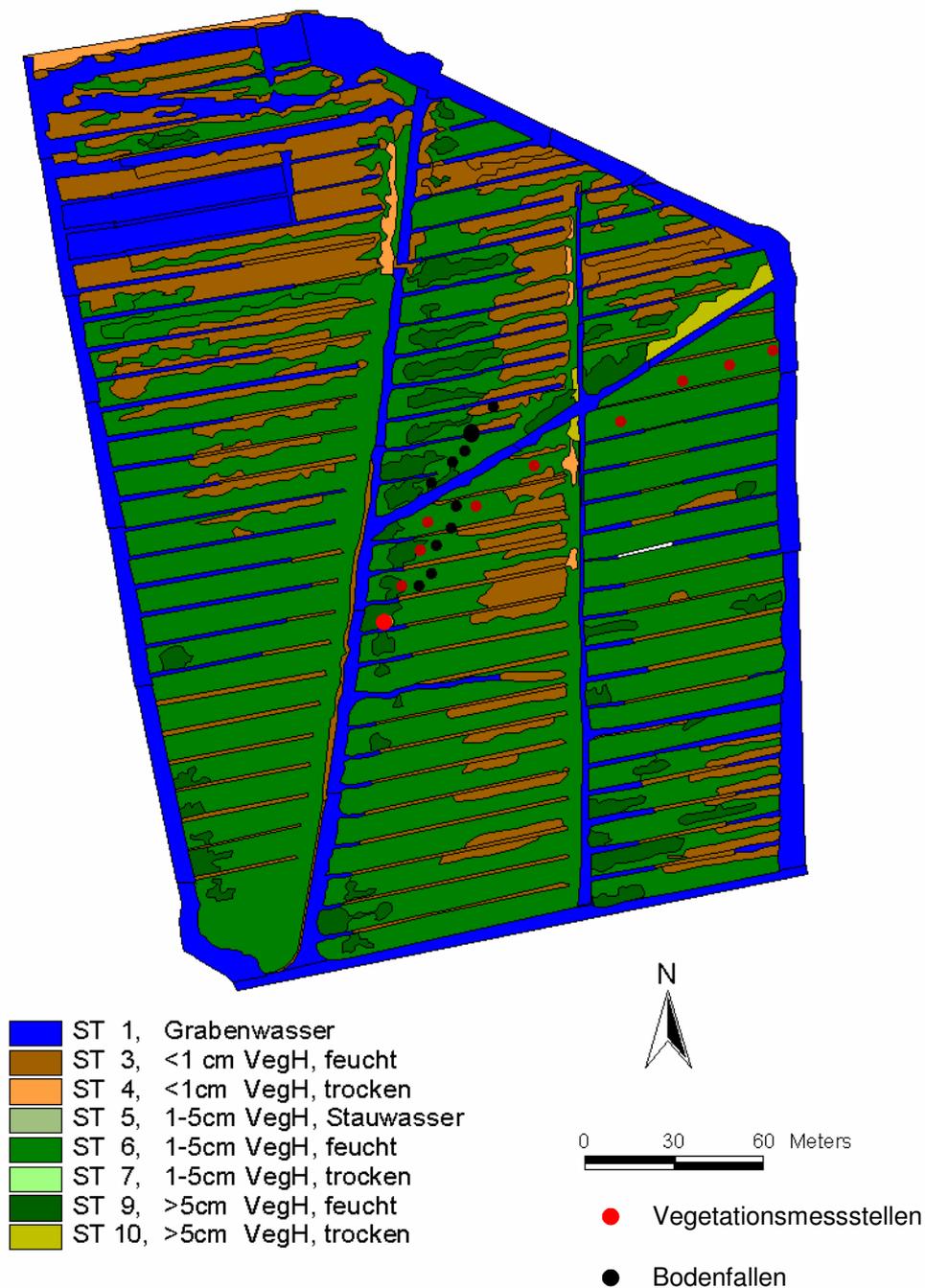


Abbildung 17: Probefläche im Beltringharder Koog mit eingezeichneten Standorten der Bodenfallen (schwarze Punkte) zur Bestimmung des potentiellen Nahrungsangebotes und den Messstellen der Habitstrukturen (rote Punkte).

In der Abbildung 17 sind die Standorte der Bodenfallen sowie die Standorte zur Messung der Vegetationshöhen dargestellt. Die Standorte sind so angeordnet, dass sie während einer Begehung zeitgleich (während eines Durchganges) aufgesucht werden konnten.

5.2 Probefläche im Hauke-Haien-Koog

:

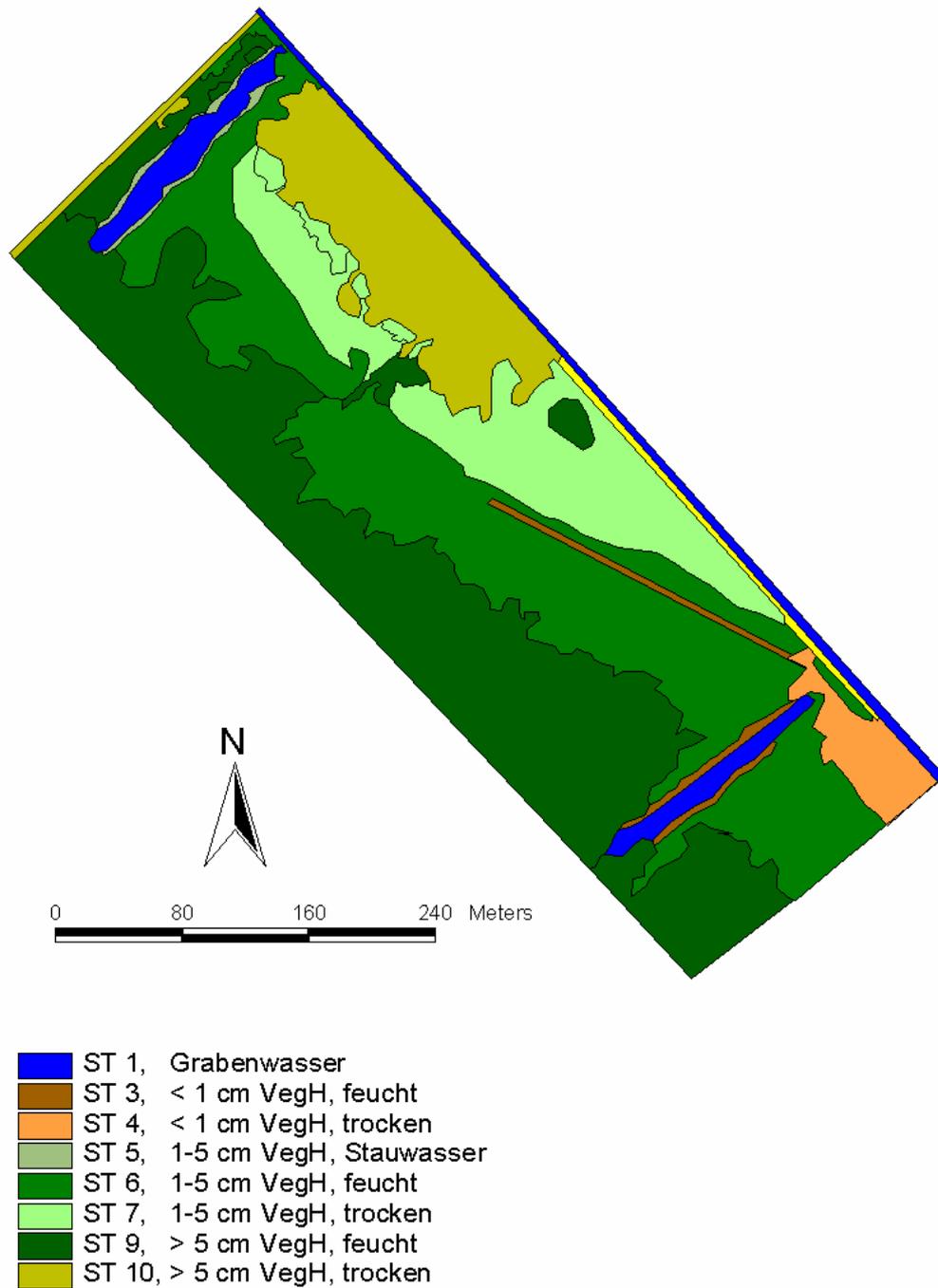


Abbildung 18: Aus der Habitatstrukturverteilung auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog generierte Karte (Einteilung der Habitatstrukturen in Strukturtypen siehe Tabelle 1). Grundlage der Karte war ein Infrarotluftbild (Aufnahme 21.09.2000) und ein Diapositivluftbild (Aufnahme von Mai 2001). Die Strukturtypen sind farbig gekennzeichnet. (ST = Strukturtyp, VegH = Vegetationshöhe).

Die Probefläche im Untersuchungsgebiet Hauke-Haien-Koog (13,7 ha) war etwa doppelt so groß wie die Probefläche im Beltringharder Koog. Einflüsse der ehemaligen Vorlandstrukturen auf die Habitatstrukturverteilung konnten anhand der Habitatstrukturverteilung nur noch bedingt festgestellt werden. Die Flächen waren im Gegensatz zu der Fläche im Beltringharder Koog in einem deutlich fortgeschrittenem Stadium der Sukzession. Im Osten begrenzte ein Graben (Strukturtyp eins) die Fläche. Am Rand des Grabens bildete Stauwasser den Übergang zur Probefläche (Strukturtyp fünf). Im Norden und Süden der Fläche wurden Überschwemmungsbereiche (Senken) mit Strukturen des Typs eins kartiert. An den Rändern der südlichen Senke bildeten sich Gebiete des Strukturtyps drei aus, an der nördlichen Senke die des Strukturtyps fünf. Hier konnten auch inselartige Vorkommen von Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) festgestellt werden.

Ein Schilflagerplatz (Strukturtyp vier) im Südwesten der Fläche machte einen Gesamtflächenanteil von etwa 3 % aus. Zudem wurde eine Treckerspur vom Lagerplatz ausgehend Richtung Nordwest durch den Bereich der intensiven Beweidungsfläche kartiert (Strukturtyp drei).

Die Beweidung durch mehr als 120 Exemplare Graugänsen und durch Schafe (durchschnittlich 7-8 Schafen pro ha während der Vegetationszeit von März bis Oktober) prägten die Habitatstrukturverteilungen und hielten Bereiche des Strukturtyps sechs offen. Die Schafe nutzten zudem kontinuierlich einen Schlaf- und Ruheplatz (Strukturtyp 10) am nordöstlichen Rand der Fläche, der durch den Nährstoffeintrag von Kot Distel- und kleinflächige Brennnesselfluren (*Urtica dioica*) aufwies. Diesen Schlaf- und Liegeplatz umgaben Flächen die dem Strukturtyp sieben zugeordnet wurden. In dem durch die Schafe nur wenig genutzten Bereich an der westlichen Begrenzung der Fläche etablierten sich schütterere Schilfbestände (Strukturtyp neun). Strukturtypen zwei und acht wurden nicht festgestellt (Tabelle 5).

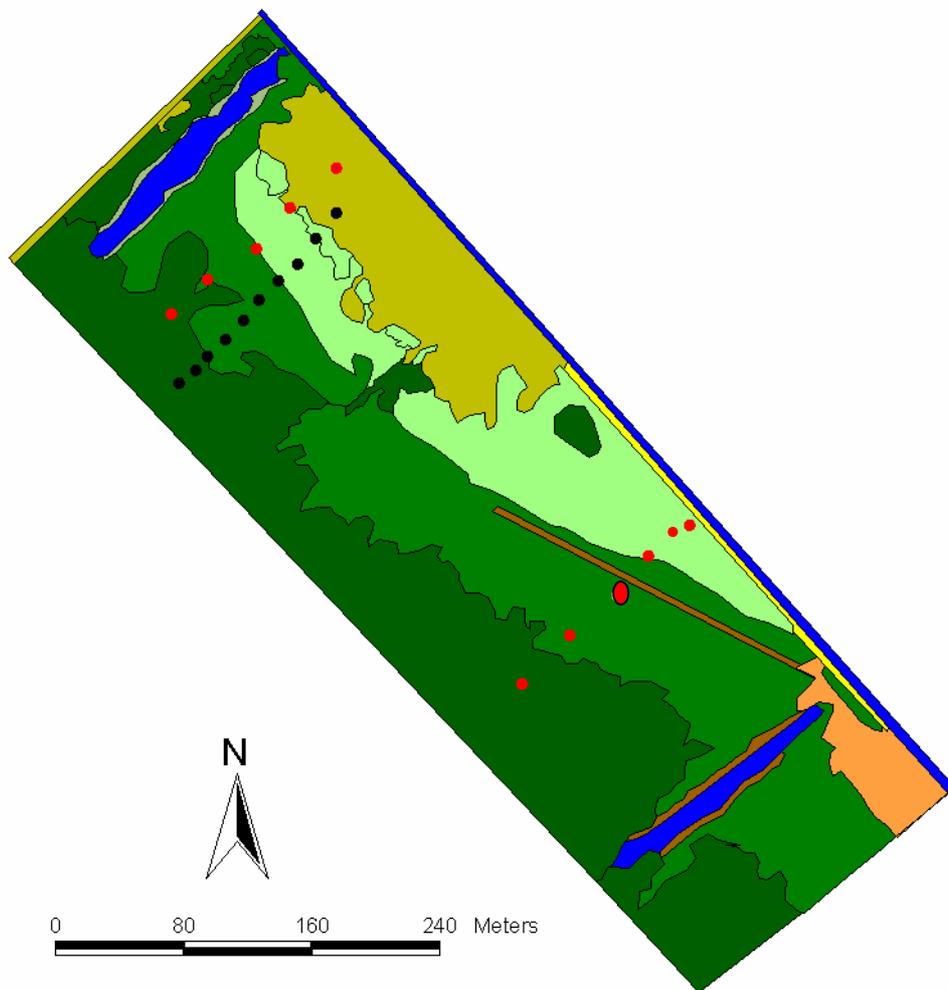
Tabelle 5: Verteilung der Habitatstrukturen (%) auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog. Zu Einteilung der Strukturtypen siehe Tabelle 1. Grundlage für die Berechnung der Verteilung war die Karte in Abbildung 18.

Habitatstruktur	ST 1	ST 3	ST 4	ST 5	ST 6	ST 7	ST 9	ST 10
Anteil (%)	5,5	1,4	2,6	1,5	29,8	13,0	34,4	11,7

Im Untersuchungsjahr 2001 ergab sich, wie auf der Probefläche im Beltringharder Koog, eine sehr geringe mittlere Wuchshöhen. Erst in der zweiten Junidekade wurden durchschnittliche Wuchshöhen von über fünf Zentimetern gemessen (Abbildung 16). Durch die intensive Beweidung der Flächen mit 7-8 Schafen pro ha wurden Bereiche des Strukturtyps sechs über die ganze Untersuchungszeit auf einer Wuchshöhe von unter fünf Zentimeter gehalten (Abbildung 19).



Abbildung 19: Die Schafbeweidung auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog war mit einer Intensität von sieben bis acht Tieren pro Hektar intensiv. Die Schafe fraßen besonders in Bereichen Strukturtyps sechs, so dass diese Bereiche sich über die Beobachtungszeiträume in ihren Merkmalen nicht veränderten.



- | | |
|---|---|
| ■ ST 1, Grabenwasser | ● Vegetationsmessstellen |
| ■ ST 3, < 1 cm VegH, feucht | ● Bodenfallen |
| ■ ST 4, < 1 cm VegH, trocken | |
| ■ ST 5, 1-5 cm VegH, Stauwasser | |
| ■ ST 6, 1-5 cm VegH, feucht | |
| ■ ST 7, 1-5 cm VegH, trocken | |
| ■ ST 9, > 5 cm VegH, feucht | |
| ■ ST 10, > 5 cm VegH, trocken | |

Abbildung 20: Probefläche im Hauke-Haien-Koog mit eingezeichneten Standorten der Bodenfallen (schwarze Punkte) zur Bestimmung des potentiellen Nahrungsangebotes und den Standorten zur Kontrolle der Habitstrukturen (rote Punkte).

In der Abbildung 20 sind die Standorte der Bodenfallen sowie die Standorte zur Messung der Vegetationshöhen dargestellt. Die Standorte sind so angeordnet, dass sie während einer Begehung zeitgleich (während eines Durchganges) aufgesucht werden konnten.

5.3 Siedlungsdichte und Schlupferfolg

5.3.1 Schlupferfolg im Beltringharder Koog

Im Beltringharder Koog wurde im Untersuchungsjahr 2000 das erste Gelege am 24. März notiert. Insgesamt schlüpften aus 12 der 28 gefundenen Gelegen Küken, das entspricht einem Schlupferfolg von 42,8 %. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege einen Tag überlebte, lag nach der Methode von Mayfield, bei etwa 97 % pro Tag. Die Wahrscheinlichkeit, dass ein Gelege 28 Tage überlebte, lag also bei 40 %. Berücksichtigt man auch die Zwischenlegezeiten (vier Tage) reduzierte sich die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelegen auf 35 %. Entsprechend lag die durchschnittliche Bebrütungsdauer aller prädierten Gelegen bei knapp 13 Tagen. Als potentielle Prädatoren wurden während der Feldarbeiten Rotfuchs (*Vulpes vulpes* L.), Rohrweihe (*Circus aeruginosus* L.), Möwen (*Laridae* spec.), Rabenkrähe (*Corvus c. corone* L.) und Kolkrabe (*Corvus corax* L.) in unmittelbarer Nähe bzw. über der Probefläche beobachtet. Trittsuren von Füchsen konnten nur aus der Nacht vom 24. April auf den 25. April festgestellt werden. In dieser Nacht wurden drei Gelegen ausgeraubt. Die anderen Verluste traten vermutlich durch „Luftprädatoren“ auf, da Eischalen der ausgefressenen Eier Schnabelhackspuren und Reste von Eiinhalten aufwiesen. Eischalen wurden in Bereichen bis zu 10 m um die markierten Nester gefunden. Gelegeverluste wurden über die gesamte Brutdauer registriert, der letzte Gelegeverlust wurde am 20. Mai festgestellt.

Im Untersuchungsjahr 2001 konnte am 07. April das erste Gelege gefunden werden. Der Brutzeitraum erstreckte sich bis zum 14. Juni. Die letzte Prädation wurde am 10. Mai festgestellt, deutlich früher als im Untersuchungsjahr zuvor. Insgesamt konnten 27 Gelegen und eine Nestmulde mit nur einem Ei, das nicht bebrütet, aber auch nicht prädiert wurde, auf der Fläche markiert werden. Von den bebrüteten Nestern schlüpften bei 19 Familien insgesamt 70 Küken. Die durchschnittliche Brutdauer prädierten Gelegen lag mit 15,1 Tagen etwas höher als im Vorjahr. Nach der Methode von Mayfield überlebte ein Gelege einen Tag zu 99 % und zu 66 % schlüpften aus den Gelegen Junge. Berücksichtigt man auch die Zwischenlegezeiten (vier Tage) reduziert sich die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelegen auf 42 %. Der Schlupferfolg lag bei 70 %.

In beiden Jahren wurden keine Prädationen direkt beobachtet. Ebenfalls wurden keine Gelegeverluste durch landwirtschaftliche Aktivitäten und/oder äsende Gänse registriert.

In Abbildung 21 sind die Anzahlen der gleichzeitig bebrüteten Gelege über den gesamten Brutzeitraum als Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren dargestellt. In beiden Jahren kam es zu einem zweipfeligen Verlauf.

Vermutlich handelte es sich bei dem zweiten Maximum um Nachgelege, ob es sich hierbei um Nachgelege von den bereits beobachteten Brutpaaren oder von neu angesiedelten Brutpaaren handelte, konnte nicht geklärt werden.

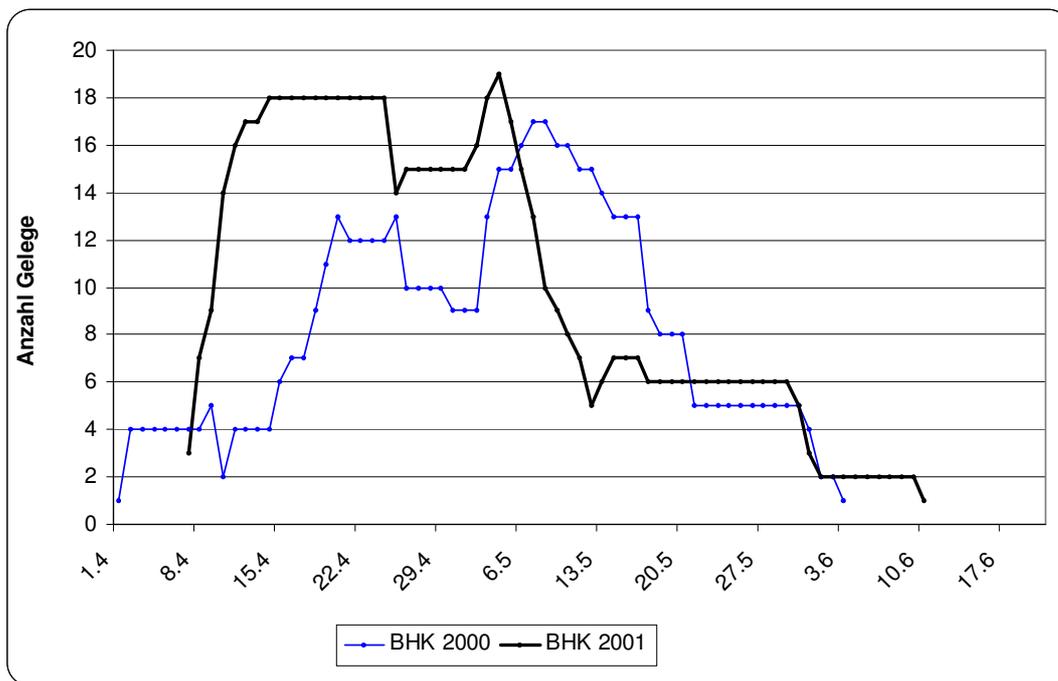


Abbildung 21: Anzahl der gleichzeitig bebrüteten Gelege auf der Probefläche im Beltringharder Koog im Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren 2000 und 2001. Aufgetragen ist der Verlauf der Gelege über einen Zeitraum von Anfang April bis zum jeweiligen Ende der Brutzeit (BHK = Beltringharder Koog).

Die Siedlungsdichte wurde aus den maximal gleichzeitig bebrüteten Gelegen ermittelt. Im Untersuchungsjahr 2000 wurde so eine Siedlungsdichte von 2,9 Paaren pro Hektar und im Untersuchungsjahr 2001 eine Siedlungsdichte von 2,6 Paaren pro Hektar festgestellt. Die Ansiedlung der Brutpaare war kolonieartig.

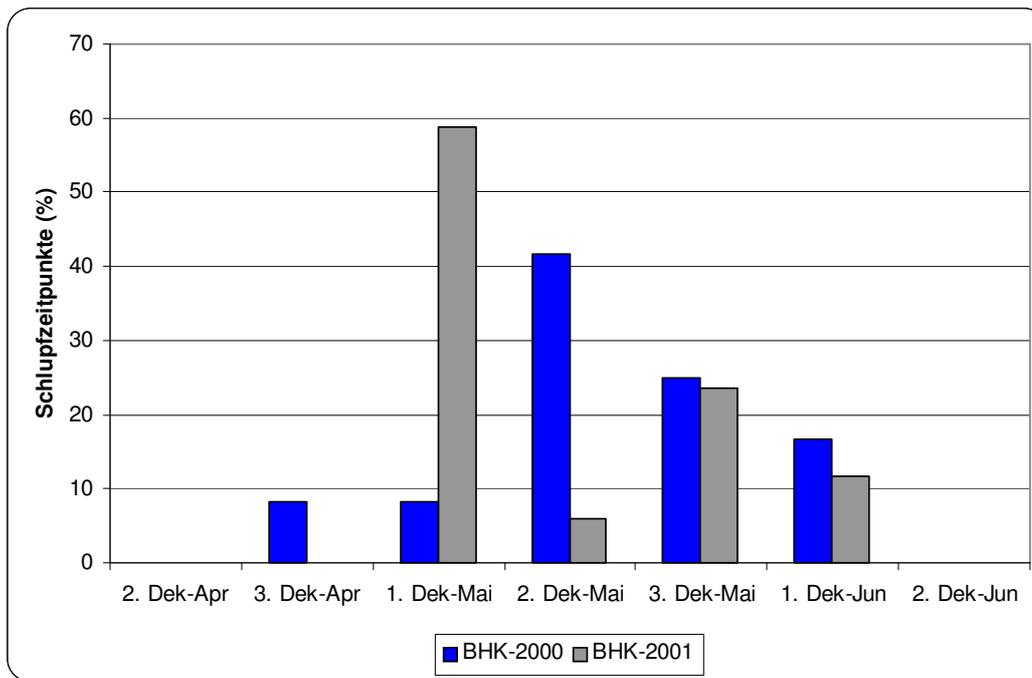


Abbildung 22: Prozentuale Verteilung der Schlupfzeitpunkte von Kiebitzfamilien auf der Probefläche im Beltringharder Koog im Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 (BHK = Beltringharder Koog).

Der größte Anteil der Küken schlüpfte in beiden Untersuchungsjahren im Mai (Abbildung 22). Die Schlupfhöhepunkte befanden sich jeweils in der ersten und zweiten Maidekade. In beiden Untersuchungsjahren wurden nach dem zehnten Juni kein Schlupf mehr registriert.

5.3.2 Schlupferfolg im Hauke-Haien-Koog

Im Hauke-Haien-Koog kam in beiden Untersuchungsjahren nur ein Gelege zum Schlupf, die anderen Neststandorte wurden prädiert bzw. durch Viehtritt zerstört. Potentielle Prädatoren wie Rotfuchs, Rohrweihe, Möwen, Rabenkrähe und Kolkraben wurden regelmäßig in unmittelbarer Nähe bzw. über der Probefläche beobachtet. Eine Prädation konnte aber direkt nicht beobachtet werden.

Durch die hohen Verluste war es schwierig die Brutverläufe genau zu ermitteln, da die Prädationen auch im Zwischenlegezeitraum und während der ersten Bruttage stattfanden.

Im Untersuchungsjahr 2000 konnten maximal sechs bebrütete Gelege bzw. brütenden Altvögel gleichzeitig auf der Fläche registriert werden (Abbildung 23), das entspricht, bei einer Größe der Probefläche von 13,7 ha einer Siedlungsdichte von 0,4 Paaren pro Hektar.

Die durchschnittliche Bebrütungsdauer prädiierter Gelege lag mit etwa 15 Tagen trotz der Prädationsrate vergleichsweise hoch. Nach der Methode von Mayfield hatten die Gelege eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 95 % pro Tag, bei einer angenommenen Gesamtbrutdauer von 28 Tagen ergab sich daraus eine Überlebenswahrscheinlichkeit von 21 %. Berücksichtigt man auch die Zwischenlegezeiten (vier Tage) reduziert sich die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege auf 17 %. Tatsächlich konnte von den acht gefundenen Gelegen nur eines bis zum Schlupf der Küken bebrütet werden, das entspricht einem Anteil von 12,5 %. Im Untersuchungsjahr 2001 wurden insgesamt 13 Gelege auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog gefunden, es brüteten maximal neun Altvögel gleichzeitig. Insgesamt konnte auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog im Vergleich zu der Probefläche im Beltringharder Koog eine deutlich geringere Siedlungsdichte festgestellt werden. Alle Nester wurden prädiert bzw. durch Viehtritt zerstört. Die Brutzeit verschob sich im Gegensatz zum Vorjahr erheblich. Nach der Methode von Mayfield hatte ein Gelege eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von 91 %, das entspricht einer Überlebenswahrscheinlichkeit über die Brutdauer von 28 Tagen von 7 %. Berücksichtigt man auch die Zwischenlegezeiten (vier Tage) reduzierte sich die Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege auf 5 %.

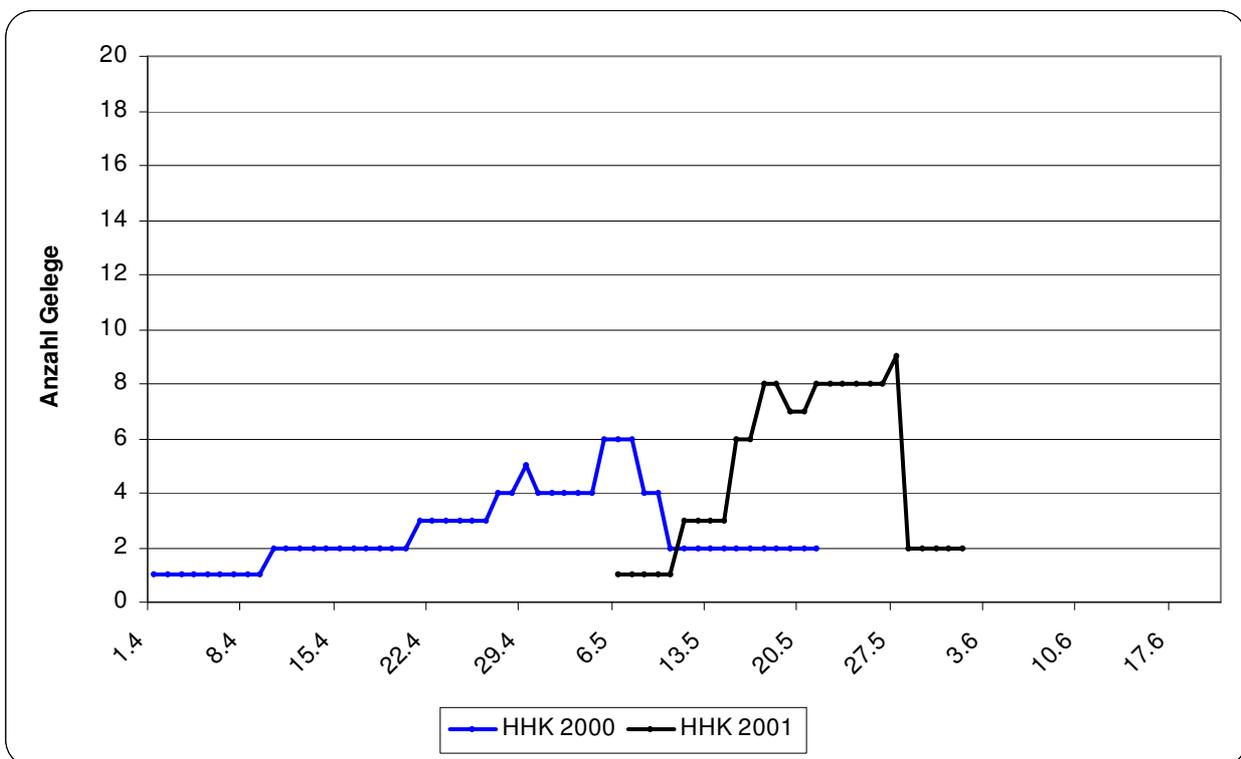


Abbildung 23: Anzahl der gleichzeitig bebrüteten Gelege auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001.

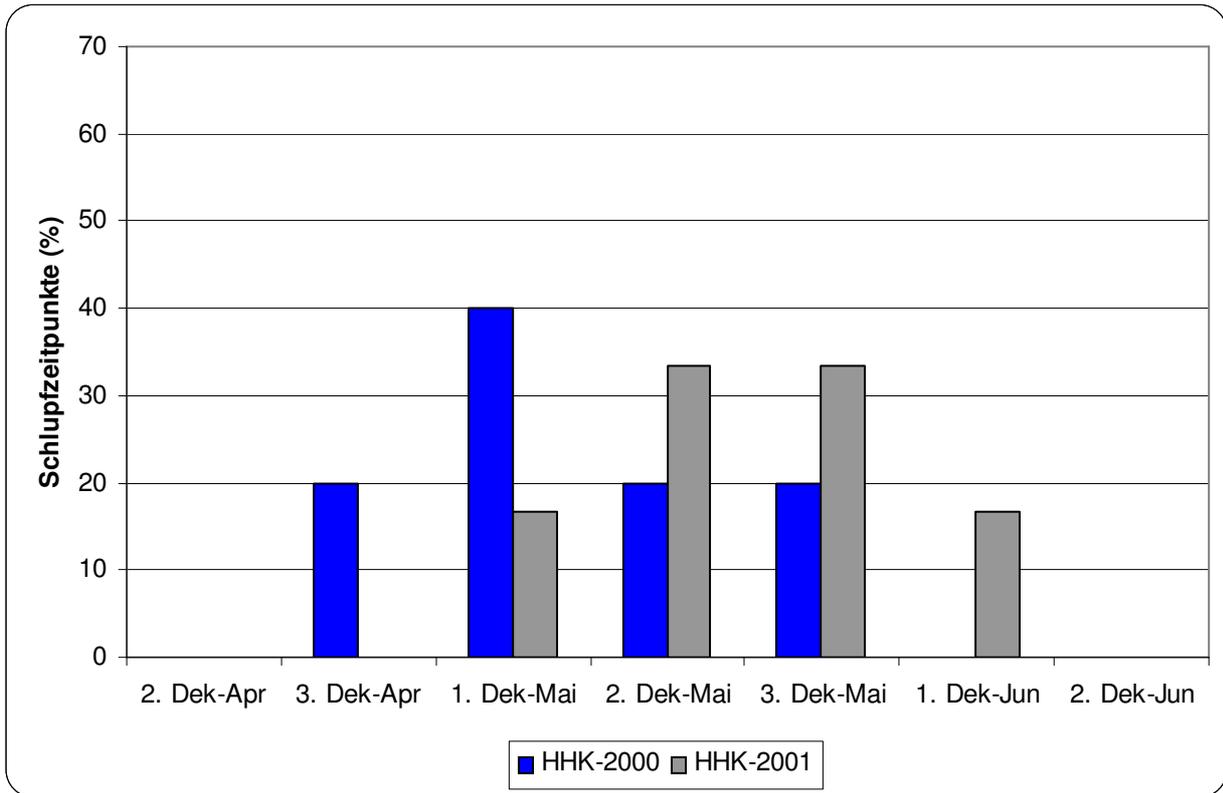


Abbildung 24: Prozentuale Verteilung der Schlupfzeitpunkte von Kiebitzfamilien in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 im Hauke-Haien-Koog beobachtet im Vergleich.

5.3.3 Schlupfzeitpunkte

Um zu prüfen, ob es Unterschiede zwischen den Schlupfzeitpunkten der Küken auf den einzelnen Probeflächen bzw. zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren gab, wurde eine Varianzanalyse zwischen den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) und den Untersuchungsjahren durchgeführt (Tabelle 6). Dabei konnten keine signifikanten Unterschiede zwischen den Jahren und Probeflächen festgestellt werden.

Tabelle 6: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) zum Einfluss des Untersuchungsjahres (2000 und 2001) und des Brutplatzes (Probefläche im Beltringharder Koog und Hauke-Haien-Koog) auf das Schlupfdatum der Familien.

	SS (Typ 3)	df	MS	F	p
Untersuchungsjahr	27,68	1	27,68	0,16	0,69
Probefläche	107,81	1	107,81	0,62	0,43
Jahr * Fläche	255,06	1	255,06	1,47	0,23

($r^2 = 0,052$; $r^2_{\text{koriert}} = -0,029$)

5.4 Potentielles Nahrungsangebot der Küken

Die Küken zeigten bereits direkt nach dem Schlupf ein einheitliches Jagdverhalten. Sie bewegten sich eine kurze Distanz, blieben stehen und fixierten, manchmal den Kopf drehend, eine Fläche auf dem Oberboden. Konnten sie potentielle Beutetiere auf der Bodenoberfläche ausfindig machen, versuchten sie diese mit ihren kurzen Schnäbeln aufzunehmen.

Auf beiden Problflächen wiesen die Bodenfallenergebnisse im Verlauf der gesamten Untersuchungszeit in der Verfügbarkeit an Nahrungsorganismen ein steigendes Angebot auf. Das Nahrungsangebot lag im Hauke-Haien-Koog etwa bis Mitte Mai über dem des Beltringharder Koog, dann änderte sich das Verhältnis zu Gunsten der Nahrungsverfügbarkeit im Beltringharder Koog (Abbildung 25). Beide Probedflächen zeigten eine maximale potentielle Nahrungsverfügbarkeit Anfang Juni. Die Nahrungsverfügbarkeit in der ersten Junidekade war im Beltringharder Koog um mehr als das Vierfache höher als in der ersten Maidekade. Im Hauke-Haien-Koog lag der Unterschied beim 2,7-fachen.

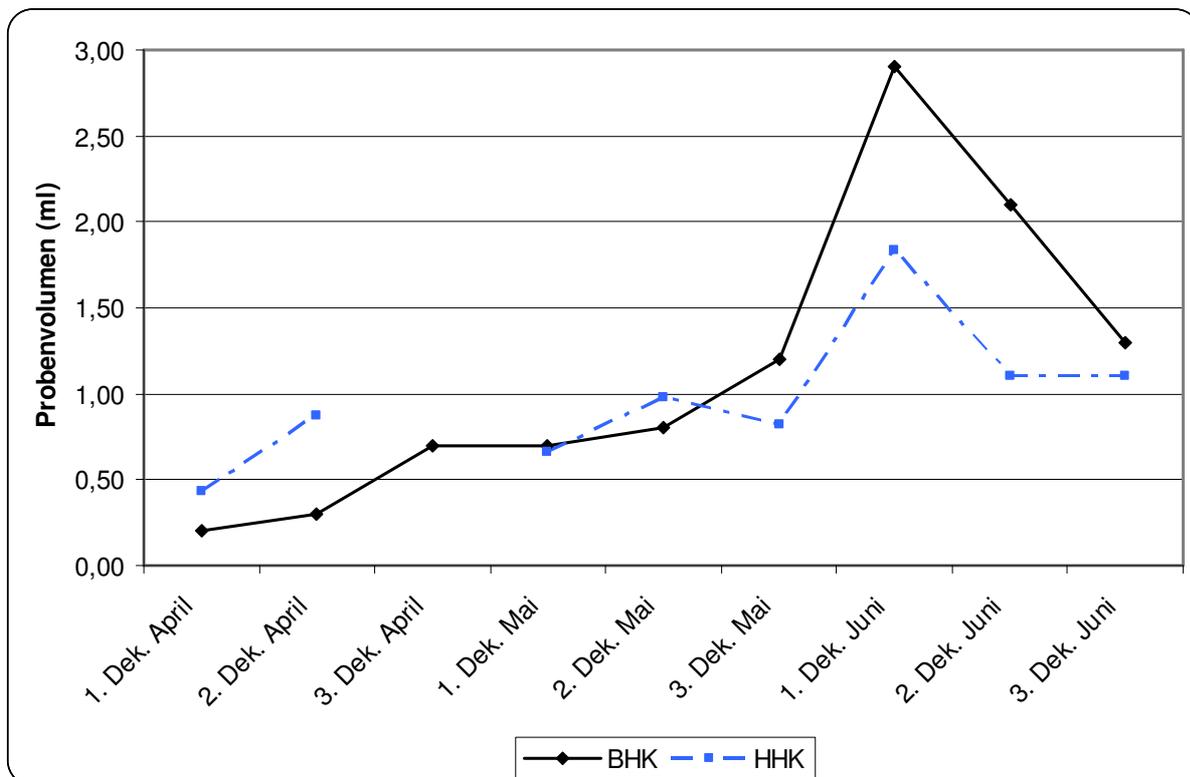


Abbildung 25: Zeitlicher Verlauf des für die Kiebitzküken fressbaren Anteils der Bodenfallenfänge auf den Problflächen im Beltringharder Koog (BHK) und im Hauke-Haien-Koog (HHK) aus dem Untersuchungsjahr 2001, aufgetragen sind die Dekadenmittelwerte, die jeweils aus 10 einzelnen Messungen errechnet wurden.

Die Werte fielen in beiden Untersuchungsgebieten dann bis zur zweiten Junidekade stark ab, erreichten aber nicht wieder die Werte aus der zweiten Maidekade. Das potenzielle Nahrungsangebot wurden besonders vom Auftreten der Tipulidenlarven bestimmt, die teilweise sehr zahlreich in den Proben vorkamen und durch ihr vergleichsweise großes Volumen besonders ausschlaggebend waren. Des Weiteren wurden besonders häufig *Coleopteren* gefangen. Auf den Flächen konnten während der Begehungen „sehr viele“ *Collembolen* beobachtet werden, die in den Proben der Bodenfallenfänge ein nur vergleichsweise geringes Angebot anzeigen konnten.

5.5 Verfügbarkeit und Nutzung von Habitatstrukturen: die Nahrungsreviere

5.5.1 Zuordnung der Nahrungsreviere

Von den Familien B/00-10, B/01-3, H/00-1, H/00-L, H/01-G, H/01-E wurde jeweils ein Küken mit einem Telemetriesender versehen. Direkt nach dem Anbringen der Sender wurden die Küken über eine Stunde beobachtet. Bei allen Küken fiel kein von den anderen Küken der Familie unterschiedliches Verhalten auf. Die Sender bzw. die Küken wurden täglich mindestens einmal auf den Flächen bzw. in den Nahrungsrevieren der jeweiligen Familien geortet und ihre Standorte in Karten übertragen. Es konnten keine Standortwechsel so markierter Familien festgestellt werden.

Bei Wiederfängen bereits beringter Küken von Familien, deren Nahrungsrevier schon bekannt war, wurden die Ringnummern der Küken mit den erwarteten Ringnummern abgeglichen. Übereinstimmung wurde immer festgestellt, da kein Küken mit Ring in einem unerwarteten Revier wiedergefangen wurde. Insgesamt konnten 31 Kiebitzküken von 16 Familien ein- oder mehrmals in ihren Nahrungsrevieren wiedergefangen werden. Das entspricht 40 % der Nahrungsreviere.

Die Familien im Beltringharder Koog bildeten nach dem Schlupf ein Nahrungsrevier aus, dass grundsätzlich in direkter Nähe zum Nest lag. In fast allen Fällen war das Nest auch im Nahrungsrevier enthalten. Die Familien bzw. die Küken wechselten ihr Nahrungsrevier nicht. Im Hauke-Haien-Koog bildeten die Familien nach Zuwanderung von den Nachbarflächen ebenfalls ein Nahrungsrevier aus. Während der weiteren Beobachtungen verhielten sie sich wie die Familien im Beltringharder Koog. Die Nahrungsreviere wurden auf die Karten übertragen (Abbildungen 26-29).

5.5.2 Darstellung der Nahrungsreviere

5.5.2.1 Probefläche im Beltringharder Koog: Untersuchungsjahr 2000

Die Nahrungsreviere auf der Probefläche im Beltringharder Koog nahmen im Untersuchungsjahr 2000 eine Fläche von insgesamt 1,52 ha ein, 23,3% der Gesamtprobefläche. Die Größe der Nahrungsreviere wies dabei eine Spannweite von über 1600 m² auf. In den Nahrungsrevieren wurden Habitatstrukturen der Strukturtypen eins, drei, vier, sechs, neun und zehn zu unterschiedlichen Anteilen kartiert (Abbildung 26, Tabelle 7) dargestellt.

Tabelle 7: Merkmale der Nahrungsreviere auf der Probefläche im Beltringharder Koog im Untersuchungsjahr 2000. Dargestellt sind die Mittelwerte, Minima (Min), Maxima (Max) und die Standardabweichungen (S) der Flächenanteile der häufigsten in den Nahrungsrevieren kartierten Strukturtypen (ST), zusätzlich die Anzahl (N) der Nahrungsreviere.

	ST 1	ST 3	ST 4	ST 6	ST 9	ST 10	Reviergröße
Mittelwert (%)	8,3	20,4	3,7	63,4	8,7	-	1265 m ²
Min (%)	0,0	3,5	0,8	19,4	1,6	4,0	490 m ²
Max (%)	14,1	63,4	5,3	86,6	16,0	18,5	2167 m ²
S	4,4	17,3	2,5	19,9	5,4	-	494 m ²
N	12	12	3	12	7	2	12
Anteil Probefläche (%)	20,8	20,8	0,7	52,9	4,1	0,6	23

Der Strukturtyp eins war zu deutlich geringeren Anteilen in den Nahrungsrevieren enthalten, als der kartierte Anteil an der Gesamtprobefläche (Einstichprobentest: $t = -9,89$, $FG=11$, $p < 0,001$). Die Strukturtypen drei (Einstichprobentest: $t = -0,07$, $FG = 11$, $p = 0,94$), sechs (Einstichprobentest: $t = 1,82$, $FG = 11$, $p = 0,09$) und neun (Einstichprobentest: $t = 2,24$, $FG = 6$, $p = 0,06$) waren entsprechen ihrer Verteilung auf der Probefläche auch in den Nahrungsrevieren vorhanden. Bei den Anteilen der Strukturtypen sechs und neun indizierten aber die niedrigen (fast signifikanten) p-Werte der t-Tests zumindest den Trend, dass diese Strukturtypen eine Präferenz der Küken bei der Habitatwahl aufwiesen.

Die Familien verteilten ihre Nahrungsreviere nicht regelmäßig über die Probefläche und hielten sich mit ihren Jungen häufig unmittelbar an ihren Neststandorten auf. Die Altvögel, insbesondere die Weibchen, achteten darauf, dass die Küken nicht in die Nachbarreviere gingen. Häufig kam es zu Kämpfen zwischen den Altvögeln, wobei ebenfalls fast nur die Weibchen in Revierstreitigkeiten involviert waren.

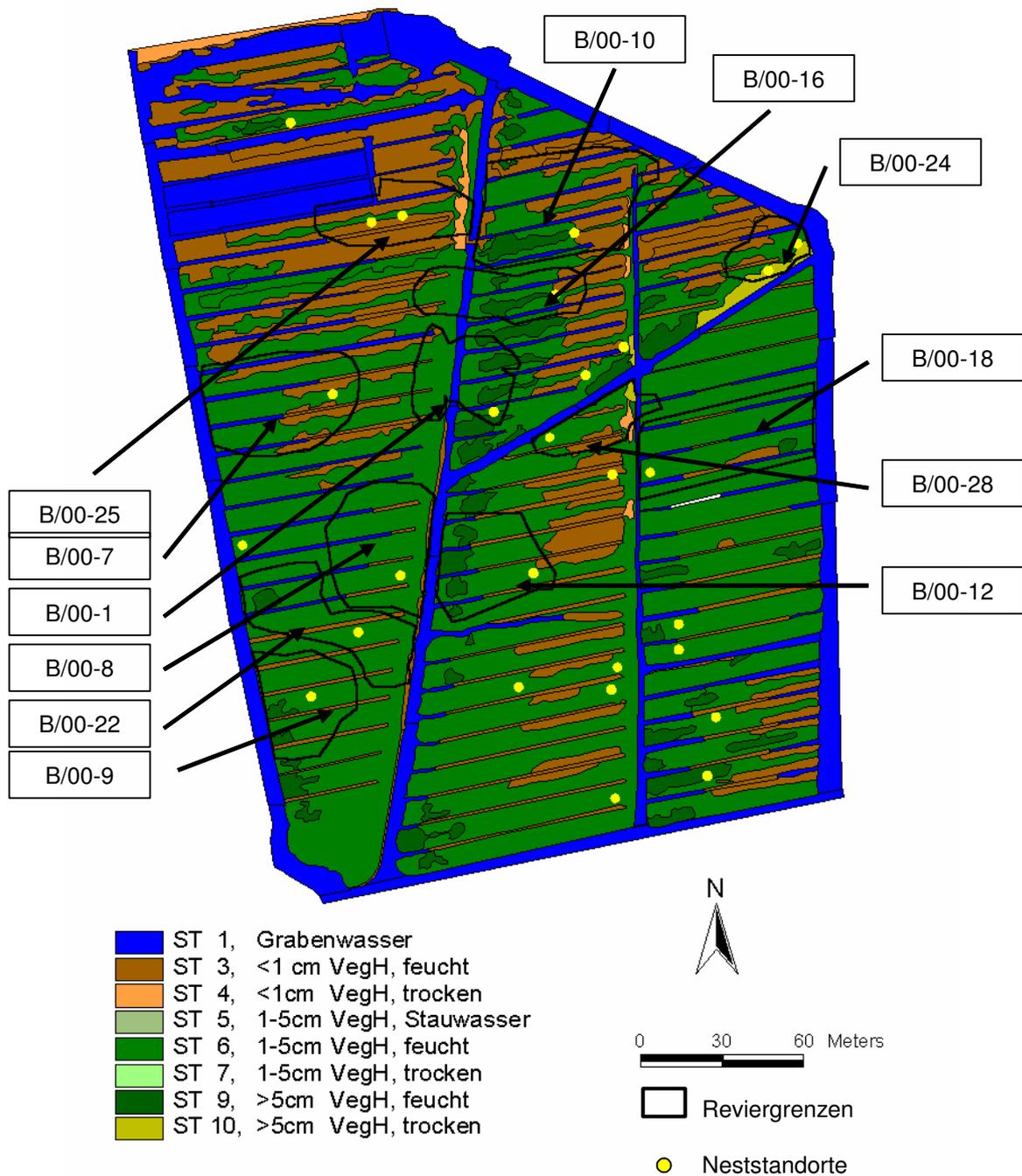


Abbildung 26: Verteilung der Nahrungsreviere im Untersuchungsjahr 2000 auf der Probefläche im Beltringharder Koog. Zur Einteilung der Habitatstrukturen in Strukturtypen siehe Tabelle 1, die Strukturtypen sind farbig gekennzeichnet (ST = Strukturtyp, VegH = Vegetationshöhe). Die Nahrungsreviere sind schwarz umrandet, gelbe Punkte zeigen die Neststandorte.

5.5.2.2 Probefläche im Hauke-Haien-Koog: Untersuchungsjahr 2000

Im Untersuchungsjahr 2000 konnten auf der Untersuchungsfläche im Hauke-Haien-Koog fünf Nahrungsreviere kartiert werden. Die Nahrungsreviere nahmen eine Fläche von 0,77 ha ein, das entspricht einem Anteil von ca. 5,8% der gesamten Probefläche von 13,7 ha (Abbildung 27). Die Nahrungsreviere wiesen unterschiedliche Größen (MW= 0,06 ha) und Anteile an Habitatstrukturen auf (Tabelle 8). Besonders das Nahrungsrevier der zuerst auf der Fläche festgestellten Familie (H/00-1) war deutlich größer als das der anderen Familien. Es wurde um Bodenverletzungen (Treckerfahrspur) ausgebildet. Die anderen Familien siedelten sich später an einem Überschwemmungsbereich im Norden der Fläche an.

Die häufigsten in den Nahrungsrevieren festgestellten Habitatstrukturen zählten zu den Strukturtypen sechs und neun. In den Nahrungsrevieren, die am Überschwemmungsbereich ausgebildet wurden, ersetzte der Strukturtyp fünf den Strukturtyp drei, der nur im Nahrungsrevier der Familie H/00-1 kartiert wurde. Der Strukturtyp fünf wurden innerhalb der Nahrungsreviere zu einem signifikant größeren Anteil festgestellt, als es der Anteil an der gesamten Probefläche vermuten ließ (Einstichprobentest: $t = 9,36$, $FG = 3$, $p < 0,01$). Bei dem Strukturtyp sechs war dieser Unterschied nicht signifikant, dabei ist der geringe Stichprobenumfang zu berücksichtigen.

Tabelle 8: Merkmale der Nahrungsreviere auf der Untersuchungsfläche im Hauke-Haien-Koog im Untersuchungsjahr 2000. Dargestellt sind die Mittelwerte, Minima (Min), Maxima (Max) und die Standardabweichungen (S) der Flächenanteile der in den Nahrungsrevieren kartierten Strukturtypen (ST), zusätzlich die Nahrungsreviergrößen und die Anzahl (N) der Nahrungsreviere.

	ST 1	ST 3	ST 5	ST 6	ST 9	ST 10	Reviergröße
Mittelwert (%)	-	-	9,4	64,5	51,7	6,2	1543 m ²
Min (%)	-	-	8,1	10,5	6,5	2,8	488 m ²
Max (%)	2,5	9,7	11,9	91,1	89,1	8,9	5472 m ²
S	-	-	1,7	36,6	41,8	3,1	2197 m ²
N	1	1	4	4	3	3	5
Anteil Probefläche (%)	5,5	1,4	1,5	29,8	34,4	11,7	5,8

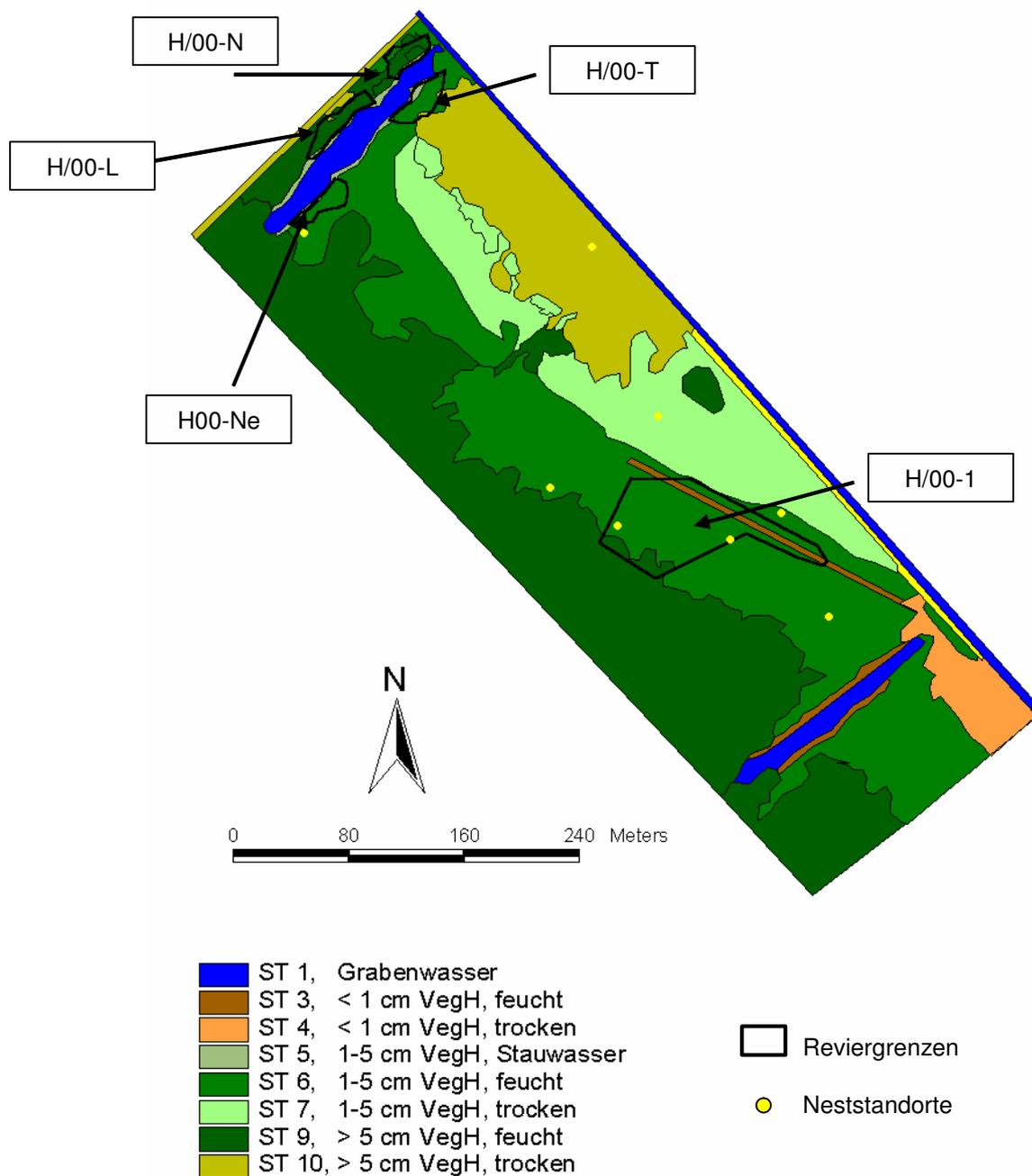


Abbildung 27: Verteilung der Nahrungsreviere im Untersuchungsjahr 2000 auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog. Zur Einteilung der Habitatstrukturen in Strukturtypen siehe Tabelle 1, die Strukturtypen sind farbig gekennzeichnet (ST = Strukturtyp, VegH = Vegetationshöhe). Die Nahrungsreviere sind schwarz umrandet, gelbe Punkte zeigen die Neststandorte.

5.5.2.3 Probefläche im Beltringharder Koog: Untersuchungsjahr 2001

Im Untersuchungsjahr 2001 konnten auf der Probefläche im Beltringharder Koog 17 Familien kontinuierlich beobachtet und ihre Nahrungsreviere kartiert werden (Abbildung 28). Die Nahrungsreviere nahmen insgesamt eine Fläche von ca. 2,5 ha ein, das entspricht einem Anteil von 38 % der 6,5 ha großen Probefläche. Zwischen den einzelnen Nahrungsrevieren wurden deutliche Größenunterschiede festgestellt (Tabelle 9). Die Nahrungsreviergrößen schwankten zwischen 0,01 ha und 0,43 ha (MW= 0,15 ha).

Die Anteile der Strukturtypen eins (Einstichproben-test: $t = -6,81$, $FG = 15$, $p < 0,0001$) lagen signifikant unterhalb, die Anteile der Strukturtypen sechs (Einstichproben-test: $t = 2,05$, $FG = 15$, $p < 0,05$) und neun (Einstichproben-test: $t = -4,93$, $FG = 7$, $p < 0,001$) an den Nahrungsrevieren lagen signifikant oberhalb des Anteils die diese Habitatstrukturen an der gesamten Probefläche ausmachten. Bei den Strukturen des Typs drei waren die Anteile in den Nahrungsrevieren entsprechend ihres Anteils an der Probefläche verteilt. Wie auch im Untersuchungsjahr 2000 schlüpfen alle beobachteten Küken auf der Untersuchungsfläche.

Tabelle 9: Merkmale der Nahrungsreviere auf der Untersuchungsfläche im Beltringharder Koog im Untersuchungsjahr 2001. Dargestellt sind die Mittelwerte, Minima (Min), Maxima (Max) und die Standardabweichungen (S) der Flächenanteile der in den Nahrungsrevieren kartierten Strukturtypen (ST), zusätzlich die Nahrungsreviergrößen und die Anzahl (N) der Nahrungsreviere.

	ST 1	ST 3	ST 4	ST 6	ST 9	ST 10	Reviergröße
Mittelwert (%)	6,9	23,7	7,1	64,8	5,9	-	1450 m ²
Min (%)	0,0	4,5	2,1	19,5	0,7	-	134 m ²
Max (%)	32,8	61,6	10,8	88,0	17,9	1,2	4344 m ²
S	7,8	18,3	4,5	21,8	5,0	-	1006 m ²
N	17	17	3	17	9	1	17
Anteil Probefläche (%)	20,8	20,8	0,7	52,9	4,1	0,6	38

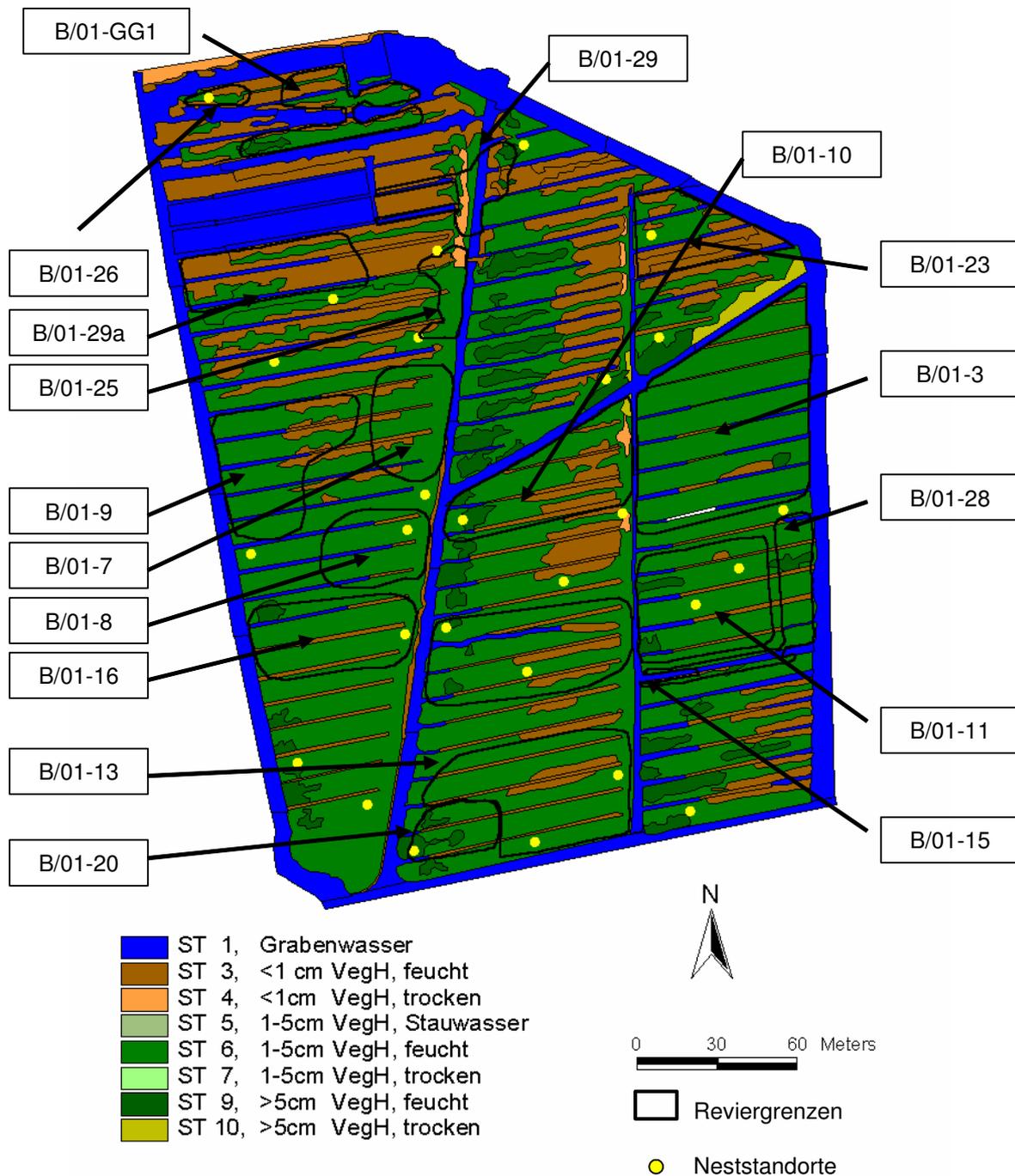


Abbildung 28: Verteilung der Nahrungsreviere im Untersuchungsjahr 2001 auf der Probefläche im Beltringharder Koog. Zur Einteilung der Habitatstrukturen in Strukturtypen siehe Tabelle 1, die Strukturtypen sind farbig gekennzeichnet (ST = Strukturtyp, VegH = Vegetationshöhe). Die Nahrungsreviere sind schwarz umrandet, gelbe Punkte zeigen die Neststandorte.

5.5.2.4 Probefläche im Hauke-Haien-Koog: Untersuchungsjahr 2001

Im Untersuchungsjahr 2001 konnten auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog sechs verschiedene jungführende Kiebitzfamilien kontinuierlich beobachtet werden. Die Nahrungsreviere nahmen insgesamt eine Fläche von 0,77 ha ein, das entsprach einem Anteil von 5,6 % der gesamten Probefläche. Die Nahrungsreviergrößen schwankten zwischen 127 m² und 2096 m² (MW= 0,13 ha). Die Nahrungsreviere zeigten unterschiedliche Anteile von Habitatstrukturen (Tabelle 10). Es gab keine signifikanten Abweichungen der von den Küken genutzten Habitatstrukturen innerhalb der Nahrungsreviere zu der Habitatstrukturverteilung auf der gesamten Probefläche (jeweils Einstichproben t-Tests). Auch bei diesen Analysen ist zu beachten, dass die Stichprobenumfänge sehr gering waren und dass nicht in allen Revieren der jeweilige Habitattyp enthalten war.

Keines der Küken von beobachteten Familien schlüpfte auf der Probefläche. Die Familie H/01-M wanderte von den benachbarten Ackerflächen ein und überwand den Begrenzungsgraben (Abbildung 29). Vermutlich kamen auch die Familien H/01-Cd und H/01-Cn von den benachbarten Ackerflächen durch den im Osten anschließenden Grenzgraben. Die Familien im südlichen Bereich der Untersuchungsfläche kamen aus dem westlich angrenzenden Gebiet der Schilfmahdflächen auf die Untersuchungsfläche. Sie etablierten sich entlang der südlichen Wassersenke (Abbildung 29).

Tabelle 10: Merkmale der Nahrungsreviere auf der Untersuchungsfläche im Hauke-Haien-Koog im Untersuchungsjahr 2001. Dargestellt sind die Mittelwerte, Minima (Min), Maxima (Max) und die Standardabweichungen (S) der Flächenanteile der in den Nahrungsrevieren kartierten Strukturtypen (ST), zusätzlich die Nahrungsreviergrößen und die Anzahl (N) der Nahrungsreviere.

	ST 1	ST 3	ST 5	ST 6	ST 9	ST 10	Reviergröße
Mittelwert (%)	19,4	17,9	6,8	39,9	36,8	-	1283 m ²
Min (%)	0,0	1,6	1,9	25,4	10,8	-	127 m ²
Max (%)	41,6	33,0	11,1	57,2	88,9	13,9	2096 m ²
S	19,5	15,7	4,7	13,2	35,4	-	758 m ²
N	4	3	3	4	4	1	6
Anteil Probefläche (%)	5,5	1,4	1,5	29,8	34,4	11,7	5,6

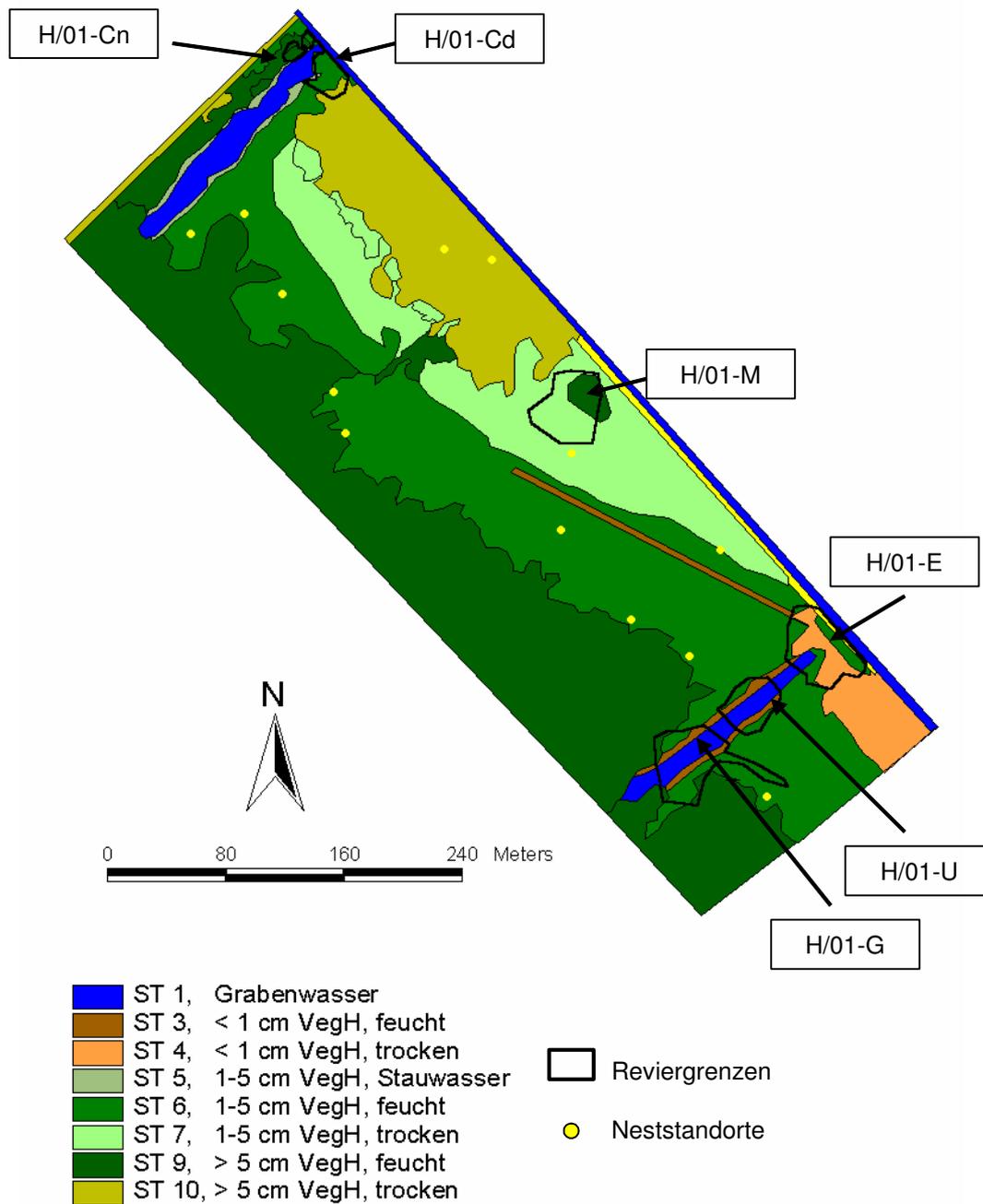


Abbildung 29: Verteilung der Nahrungsreviere im Untersuchungsjahr 2001 auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog. Zur Einteilung der Habitatstrukturen in Strukturtypen siehe Tabelle 1, die Strukturtypen sind farbig gekennzeichnet (ST = Strukturtyp, VegH = Vegetationshöhe). Die Nahrungsreviere sind schwarz umrandet, gelbe Punkte zeigen die Neststandorte.

5.5.3 Vergleich der Nahrungsreviergrößen

In der Abbildung 30 sind die Verteilungen der Nahrungsreviergrößen der junggeführten Familien zwischen den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) und den Untersuchungsjahren vergleichend dargestellt. Alle Nahrungsreviere zusammenbetrachtet wiesen eine mittlere Flächengröße von $1380 \text{ m}^2 (\pm 1038 \text{ m}^2)$ auf.

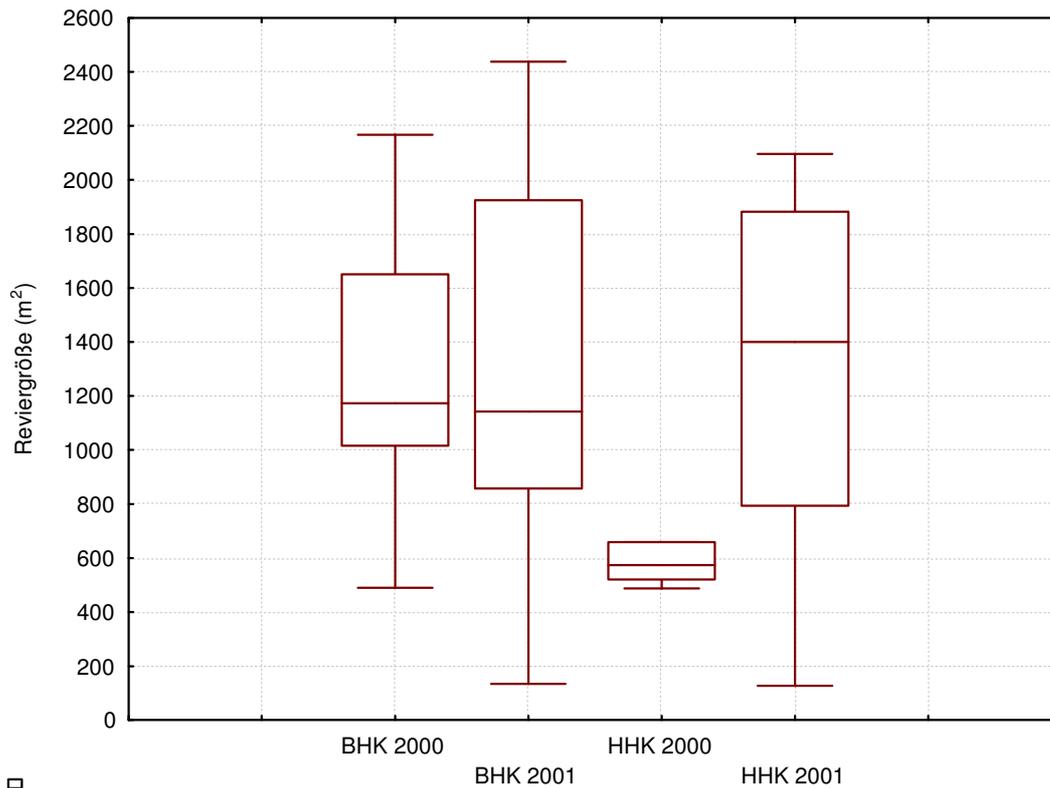


Abbildung 30: Verteilung der Nahrungsreviergrößen (m^2) junggeführten Familien im Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren und den Untersuchungsgebieten (Probeflächen). Der Bereich innerhalb der Box gibt den Interquartilbereich an (25-75% aller Werte), die Anhänge an die Box zeigen jeweils den minimalen und den maximalen Wert, die Linie in der Box zeigt den Median; Ausreißer und Extremwerte sind nicht berücksichtigt (BHK = Beltringharder Koog, HHK = Hauke-Haien-Koog).

Um zu prüfen, ob zwischen den Untersuchungsjahren und zwischen der Wahl des Brutplatzes (hier Probefläche) ein Unterschied bezüglich der Nahrungsreviergrößen bestand, wurde eine Varianzanalyse (ALM) durchgeführt. Dabei wurden keine signifikanten Einflüsse dieser beiden unabhängigen Faktoren auf die Nahrungsreviergröße festgestellt (Tabelle 11).

Tabelle 11: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) zum Einfluss des Untersuchungsjahres (2000 und 2001) und des Brutplatzes (Probefläche im Beltringharder Koog und Hauke-Haien-Koog) auf die Größe der kartierten Nahrungsreviere der jungführenden Familien (N=39).

	SS (Typ 3)	df	MS	F	p
Untersuchungsjahr	810	1	810	0,01	0,97
Probefläche	6248	1	6248	0,01	0,94
Jahr * Fläche	485910	1	485910	0,42	0,52

($r^2 = 0,014$; $r^2_{\text{korrigiert}} = -0,07$)

Der Einfluss des Zeitpunktes der Nahrungsrevierausbildung (als unabhängiger Faktor wurde hierfür das julianische Schlupfdatum verwendet) auf die Nahrungsreviergröße wurde ebenfalls mittels einer Varianzanalyse geprüft (Tabelle 12). Die Schlupfdaten wurden dabei pauschal in frühe (vor dem 15. Mai) und späte (entsprechend nach dem 15. Mai) unterteilt. Dabei wurde festgestellt, dass die Nahrungsreviere von Familien, deren Küken früh schlüpften, signifikant größere Nahrungsreviere ausbildeten, als Familien, deren Küken später schlüpften.

Tabelle 12: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Schlupfdatums (getrennt in frühe Schlupfdaten – vor dem 15. Mai - und späte Schlupfdaten – nach dem 15. Mai) auf die Größe der kartierten Nahrungsreviere der jungführenden Familien (N= 39).

	SS (Typ 3)	df	MS	F	p
Schlupfdatum	4887578	1	4887578	5,31	< 0,05

($r^2 = 0,126$; $r^2_{\text{korrigiert}} = 0,102$)

Aufgrund des signifikanten Ergebnisses wurde eine Korrelation zwischen Schlupfdatum und Nahrungsreviergröße durchgeführt. Dabei wurden die auf beiden Probenflächen in beiden Untersuchungsjahren festgestellten Nahrungsreviergrößen jeweils zusammen (Abbildung 31) aber auch einzeln, mit und ohne Wasseranteil (Strukturtyp eins) verwendet (Tabelle 13).

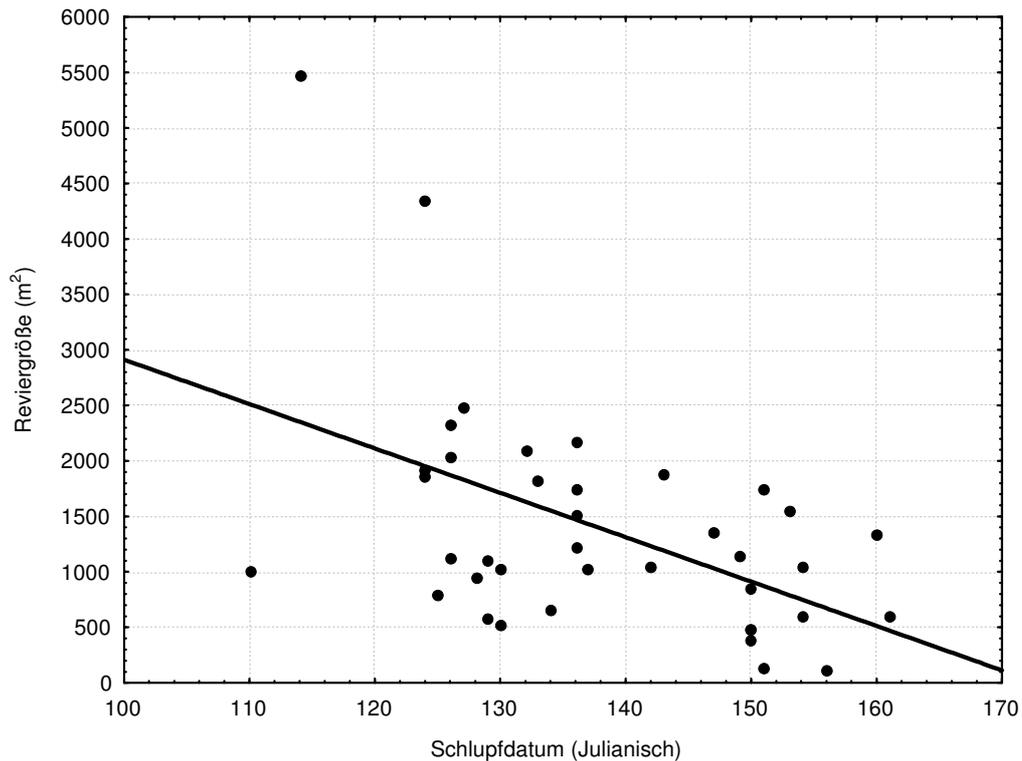


Abbildung 31: Korrelation zwischen Schlupfdatum und Nahrungsreviergröße (m²) aller auf den Probenflächen kartierten Nahrungsrevieren (N= 39, Spearman $r = -0,46$, $p < 0,05$).

Tabelle 13: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelationen. Untersucht wurden die Korrelationen zwischen Reviergröße bzw. Reviergröße ohne Wasseranteil (Strukturtyp eins) mit dem Julianischen Schlupfdatum. Die Analysen erfolgten sowohl zusammen als auch getrennt nach Untersuchungsjahren und Untersuchungsgebieten. (BHK= Beltringharder Koog, HHK= Hauke-Haien-Koog).

	Schlupfdatum BHK	Schlupfdatum HHK	Schlupfdatum gesamt
Reviergröße (m ²)	r = -0,50 p < 0,01 N = 28	r = -0,40 p = 0,21 N = 11	r = -0,46 p < 0,01 N = 39
Reviergröße (m ²) ohne Wasseranteil	r = -0,54 p < 0,01 N = 28	r = -0,42 p = 0,19 N = 11	r = -0,50 p < 0,001 N = 39

Auch die Ergebnisse der Korrelationen zeigen, dass auf der Probefläche im Beltringharder Koog in beiden Jahren ein signifikanter Zusammenhang zwischen den Nahrungsreviergrößen und dem Schlupfdatum bestand. Auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog konnten diese Zusammenhänge nur im Trend bestätigt werden. Die Zusammenhänge änderten sich nicht, wenn die Nahrungsreviergrößen um den Wasseranteil verringert verwendet wurden.

5.5.4 Verfügbarkeit von Habitatstrukturen: Vergleich der Nahrungsreviere

Neben den Unterschieden in der Größe zeigten die Nahrungsreviere der jungeführenden Familien auch unterschiedliche Flächenanteile an Habitatstrukturen auf (Abbildung 26 bis 29). Da bei den Familienbeobachtungen festgestellt wurde, dass die Küken Strukturtypen eins (offenes Wasser, z.B. Gräben) nicht nutzten, wurden bei den folgenden Ergebnisdarstellungen die Gesamtgrößen der Nahrungsreviere um die Anteile dieses Strukturtyps verringert.

Probefläche im Beltringharder Koog

Strukturtyp 6 (feuchtes Grünland, 1-5 cm Vegetationshöhe) trat in den Nahrungsrevieren in beiden Untersuchungsjahren im Beltringharder Koog durchschnittlich am häufigsten auf. Diese Habitatstruktur konnte auch in allen Nahrungsrevieren kartiert werden. Der

zweithäufigste Typ war hier der Strukturtyp drei (feuchter Schlick, Vegetationshöhe < 1 cm). Als dritthäufigster Typ wurde der Strukturtyp neun (feuchtes Grünland, Vegetationshöhe > 5 cm) in den Nahrungsrevieren kartiert (Abbildung 32).

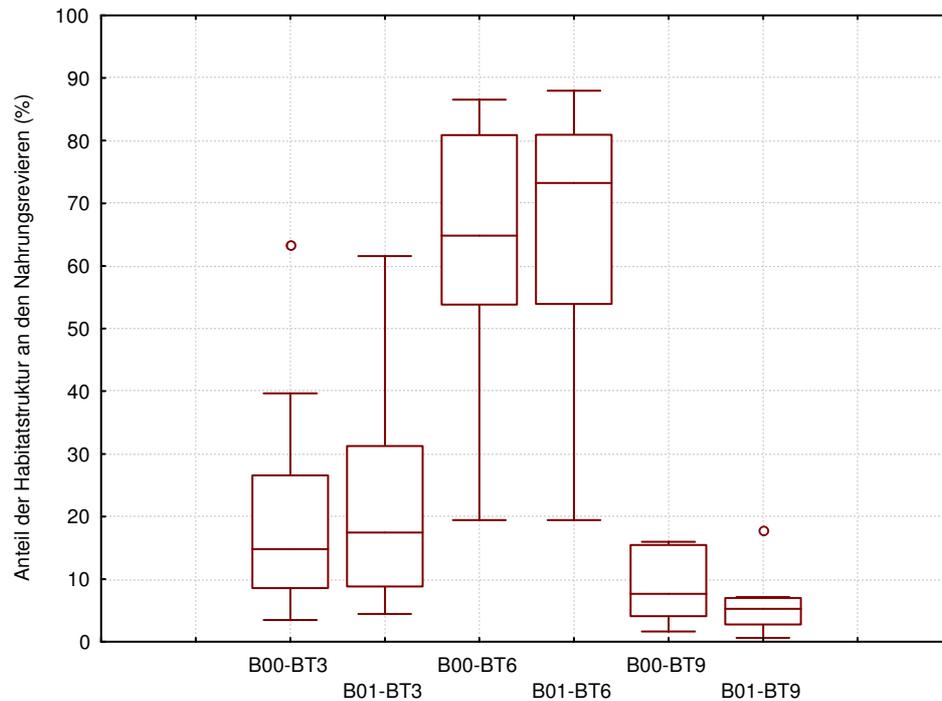


Abbildung 32: Anteile der Strukturtypen drei, sechs und neun an den Nahrungsrevieren der Familien auf der Probefläche im Beltringharder Koog im Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren. Der Bereich innerhalb der Box gibt den Interquartilbereich (25-75% aller Werte) an, die Anhänge an die Box zeigen jeweils Minimum und Maximum, die Linie in der Box zeigt den Median, Punkte zeigen Ausreißerwerte (ST = Strukturtyp, 00 = Untersuchungsjahr 2000, 01 = Untersuchungsjahr 2001).

Probefläche im Hauke-Haien-Koog

Auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog konnten in den Nahrungsrevieren neben den Habitatstrukturen des Strukturtyps sechs, dem am häufigsten kartierten Strukturtyp, besonders der Strukturtyp neun festgestellt werden. Wie auf der Probefläche im Beltringharder Koog wurden auch auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog Strukturen des Typs drei kartiert, teilweise ersetzen diese aber die Strukturen des Typs fünf (mit Wasser überstautes Grünland, Vegetationshöhe 1-5 cm). Das lag zum größten Teil daran, dass sich die zugewanderten Familien im Untersuchungsjahr 2001 nicht, wie im Jahr davor im nördlichen Bereich der Probefläche ausgebildeten Senke ansiedelten, sondern an der im

südlichen Bereich. In der Abbildung 33 sind die Verteilungen der Habitatstrukturen in den Nahrungsrevieren im Hauke-Haien-Koog im Vergleich zwischen den Jahren dargestellt.

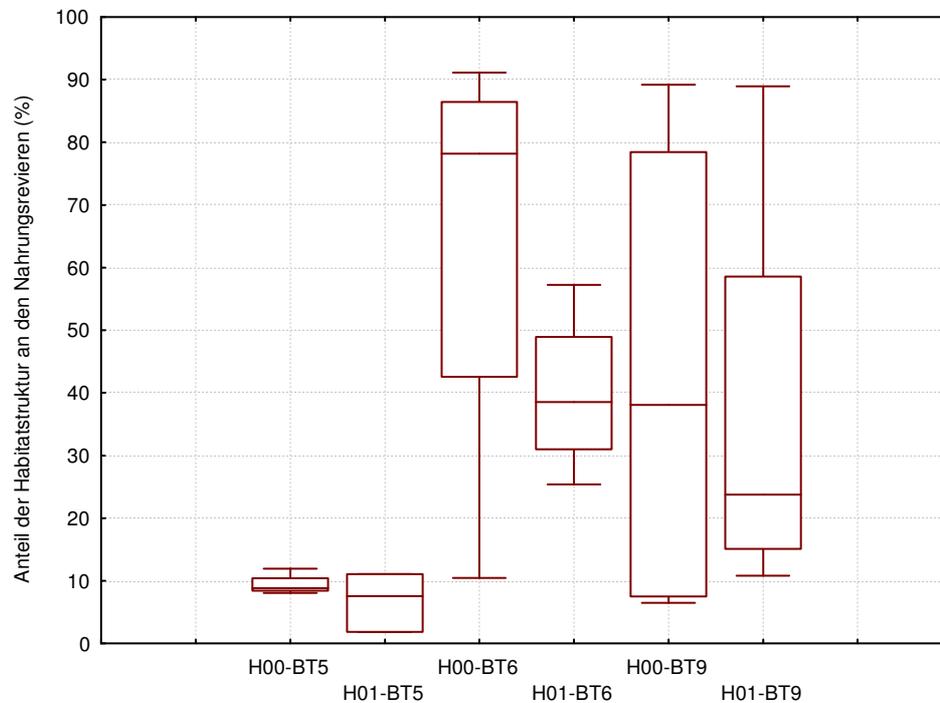


Abbildung 33: Anteile der Strukturtypen fünf, sechs und neun an den Nahrungsrevieren der Familien auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog im Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren. Der Bereich innerhalb der Box gibt den Interquartilbereich an (25-75% aller Werte), die Anhänge an die Box zeigen jeweils den minimalen und den maximalen Wert, die Linie in der Box zeigt den Median. (ST = Strukturtyp, 00 = Untersuchungsjahr 2000, 01 = Untersuchungsjahr 2001).

Vergleich der Habitatangebote zwischen den Probeflächen

Auf den Probeflächen wurden unterschiedliche Anteile von Habitatstrukturen kartiert. Um zu prüfen, ob die Familien ihre Nahrungsreviere zwischen den Probeflächen hinsichtlich der Habitatstrukturen unterschiedlich ausbildeten oder ob es Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren gab, wurde eine Varianzanalyse bezüglich der Anteile an Habitatstrukturen der Typen drei, sechs und neun zwischen den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) und Untersuchungsjahren durchgeführt.

Tabelle 14: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Untersuchungsgebietes und des Untersuchungsjahres auf die Anteile (m²) der Strukturtypen drei (feuchter Schlick, Vegetationshöhe < 1 cm), sechs (feuchtes Grünland, 1-5 cm Vegetationshöhe) und neun (feuchtes Grünland, >5 cm Vegetationshöhe) an den Nahrungsrevieren der jungführenden Familien.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Strukturtyp 3					
Untersuchungsjahr	0,04	1	0,04	1,05	0,31
Probefläche	0,18	1	0,18	4,96	<0,05
Jahr * Fläche	0,01	1	0,01	0,19	0,66
(r ² = 0,14; r ² _{korrigiert} = 0,07)					
Strukturtyp 6					
Untersuchungsjahr	0,07	1	0,07	1,17	0,28
Probefläche	0,52	1	0,52	7,93	<0,01
Jahr * Fläche	0,05	1	0,05	0,90	0,34
(r ² = 0,22; r ² _{korrigiert} = 0,15)					
Strukturtyp 9					
Untersuchungsjahr	0,02	1	0,02	0,71	0,40
Probefläche	0,44	1	0,44	12,06	<0,001
Jahr * Fläche	0,01	1	0,01	0,01	0,98
(r ² = 0,27; r ² _{korrigiert} = 0,21)					

Ein signifikanter Unterschied der Anteile der Habitatstrukturen drei konnte im Vergleich zwischen den Untersuchungsgebieten festgestellt werden (Tabelle 14). Das galt auch für die Verteilung der Anteile der Strukturtypen sechs und neun. Eine Varianzanalyse mit den Strukturtypen fünf (Probefläche HHK) wurde aufgrund des zu geringen Stichprobenumfangs nicht durchgeführt.

Da die Nahrungsreviergrößen mit dem Schlupfdatum korrelierten (vergl. Abbildung 31), war davon auszugehen, dass die Nahrungsreviere unterschiedlicher Größen auch unterschiedliche Anteile von Habitatstrukturen aufweisen werden. Daher wurde eine Korrelation zwischen den Anteilen der am häufigsten in den Nahrungsrevieren kartierten Habitatstrukturen (drei, fünf, sechs und neun) mit der Nahrungsreviergröße durchgeführt. Die Berechnungen wurden aufgrund der Ergebnisse der oben beschriebenen Varianzanalysen nach den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) getrennt durchgeführt.

Die unterschiedlichen Anteile der Habitatstrukturen der Strukturtypen drei und sechs waren auf der Probefläche im Beltringharder Koog signifikant abhängig von der Nahrungsreviergröße der Familien (Tabelle 15). Die Anteile dieser Habitatstrukturen nahmen mit der Nahrungsreviergröße ab. Durch die Abhängigkeit der Nahrungsreviergrößen mit dem Schlupfdatum lässt sich im Umkehrschluss feststellen, dass die am Anfang der Kükenphasen ausgebildeten (größeren) Nahrungsreviere höhere Anteile an diesen Habitatstrukturen aufwiesen. Auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog konnten signifikante Zusammenhänge zwischen den Nahrungsreviergrößen und der Anteile des Strukturtyps sechs festgestellt werden (Tabelle 15). Dabei ist der auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog vergleichbar geringe Stichprobenumfang zu beachten.

Tabelle 15: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation zwischen der Nahrungsreviergröße (NRG) und der Anteil der am häufigsten in den Nahrungsrevieren kartierten Strukturtypen (ST) drei, fünf, sechs und neun getrennt nach Probeflächen in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 zusammenbetrachtet.

	N	Spearman r	p
BHK			
NRG * Anteil (m ²) ST 3	28	0,48	< 0,01
NRG * Anteil (m ²) ST 6	28	0,87	< 0,001
NRG * Anteil (m ²) ST 9	20	0,14	0,52
HHK			
NRG * Anteil (m ²) ST 3	5	0,40	0,50
NRG * Anteil (m ²) ST 5	7	0,63	0,12
NRG * Anteil (m ²) ST 6	8	0,88	< 0,01
NRG * Anteil (m ²) ST 9	8	0,33	0,41

5.5.5 Nutzung von Habitstrukturen durch die Küken: Kükenbeobachtungen

Um die Nutzung der innerhalb der Nahrungsreviere kartierten Habitatstrukturen durch die Küken darzustellen, wurden insgesamt 12675 Minuten Kükenbeobachtungen ausgewertet (BHK 2000: 2985 min, BHK 2001: 5580 min, HHK 2000: 1395: min, HHK 2001: 2715 min). Dabei wurden nur Beobachtungen von Küken aus den ersten 20 Lebenstagen verwendet. Aufgrund der geringen Unterschiede im Verhalten der Küken während der Beobachtungen außerhalb der Huderzeiten (Tabelle 16) wurde in der folgenden Auswertung nicht zwischen den aufgezeigten Verhaltenskategorien unterschieden.

Tabelle 16: Unterschiedliches Verhalten der Küken während der Kükenbeobachtungen außerhalb der Huderzeiten getrennt nach Untersuchungsflächen und -jahren. Das Verhalten ist nach Nahrungssuche, Komfortverhalten/Ruhen und sonstiges Verhalten aufgetragen (BHK= Beltringharder Koog, HHK= Hauke-Haien-Koog).

	Nahrungssuche (%)	Komfortverhalten/Ruhen (%)	Sonstiges (%)
BHK 2000	93,7	6	0,3
HHK 2000	97,2	2,8	0
BHK 2001	92,4	7,3	0,3
HHK 2001	97,4	2,3	0,3
Alle Daten	94,4	5,3	0,3

Um zu entscheiden, ob sich die Küken verschiedener Familien in der zeitlichen Nutzung der Strukturtypen unterschieden, wurde eine Varianzanalyse mit den Faktoren Untersuchungsjahr und Untersuchungsgebiet durchgeführt.

Tabelle 17: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Untersuchungsgebietes (Probefläche) und des Untersuchungsjahres auf den Zeitanteil den die Küken in Strukturtyp drei (feuchter Schlick, Vegetationslänge < 1 cm), sechs (feuchter Grünland, Vegetationslänge 1-5 cm) und neun (feuchter Grünland, Vegetationslänge > 5 cm) verbrachten.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Strukturtyp 3					
Untersuchungsjahr	0,01	1	0,01	0,03	0,85
Probefläche	0,01	1	0,01	0,12	0,72
Jahr * Fläche	0,01	1	0,01	0,01	0,89
$(r^2 = 0,011; r^2_{\text{korr}} = -0,092)$					
Strukturtyp 6					
Untersuchungsjahr	0,01	1	0,01	0,01	0,98
Probefläche	0,07	1	0,07	0,68	0,41
Jahr * Fläche	0,03	1	0,03	0,30	0,58
$(r^2 = 0,036; r^2_{\text{korr}} = -0,054)$					
Strukturtyp 9					
Untersuchungsjahr	0,01	1	0,01	0,23	0,63
Probefläche	0,50	1	0,50	8,99	< 0,05
Jahr * Fläche	0,04	1	0,04	0,72	0,41
$(r^2 = 0,544; r^2_{\text{korr}} = 0,420)$					

Aus den Ergebnissen ist zu erkennen, dass es keine signifikanten Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren und Probeflächen der von den Küken in den einzelnen Strukturtypen drei und sechs verbrachten Zeitanteilen gab. Bei Strukturen des Typs neun sind die Unterschiede im Vergleich zwischen den Probeflächen signifikant (Tabelle 17).

Nach DÜTTMANN et al. (1998) ist das Hauptcharakteristikum des Verhaltens bei Vögeln die Veränderung. So musste davon ausgegangen werden, dass sich das Verhalten der Küken im Laufe der Aufzuchtzeit (die ersten 20 Lebenstage) änderte. Um festzustellen, ob sich die Anteile von in den Strukturtypen drei, sechs und neun verbrachten Zeitanteile bei den Kükenbeobachtungen im Laufe des Aufzuchtzeitraumes unterschieden, wurde eine Varianzanalyse (ALM) durchgeführt. Dabei wurden die ersten 20 Lebenstage der

Küken in vier gleiche Zeiträume zu je fünf Tagen getrennt betrachtet (1-5, 6-10, 11-15 und 16-20). Aufgrund der Ergebnisse der Varianzanalysen in Tabelle 18 wurden diese Analysen für die Probeflächen und Untersuchungsjahre zusammen durchgeführt.

Tabelle 18: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Kükenalters (4 Gruppen á fünf Tagen in den ersten 20 Lebenstagen) auf den Zeitanteil, den aller beobachteter Küken in den Strukturtypen drei (feuchter Schlick, Vegetationslänge < 1 cm), sechs (feuchtes Grünland, Vegetationslänge 1-5 cm) und neun (feuchtes Grünland, Vegetationslänge > 5 cm) verbrachten.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Strukturtyp 3	0,01	3	0,01	0,03	0,99
$(r^2 = 0,001; r^2_{\text{korrigiert}} = -0,029)$					
Strukturtyp 6	4,70	3	1,56	1,16	0,32
$(r^2 = 0,029; r^2_{\text{korrigiert}} = -0,004)$					
Strukturtyp 9	0,47	3	0,15	0,87	0,45
$(r^2 = 0,051; r^2_{\text{korrigiert}} = -0,007)$					

Es wurde deutlich, dass die Küken keine signifikant unterschiedlichen Zeitanteile in den verschiedenen Strukturtypen während unterschiedlicher Abschnitte innerhalb der ersten 20 Lebenstage aufwiesen. Das galt sowohl für die Habitatstrukturen der Typen drei, sechs und neun.

Die Nahrungsreviergrößen und die Verfügbarkeiten potentieller Beuteorganismen für die Kiebitzküken änderten sich im Laufe der Beobachtungszeit. Die Nahrungsreviere von Familien mit frühgeschlüpften Küken waren größer als die von Familien mit spätgeschlüpften Küken. Dagegen erbrachten die Bodenfallenfänge eine höhere Beutetierverfügbarkeit für Familien mit spätgeschlüpften Küken. Daher konnte davon ausgegangen werden, dass die Küken von Familien unterschiedlicher Schlupfzeitpunkte auch unterschiedliche Nutzungssituationen gegenüber den verschiedenen Habitatstrukturen aufweisen würden. Daher wurde eine Varianzanalyse mit der Unterteilung frühe und späte Schlupfdaten durchgeführt. Die Analyse wurde für die beiden Untersuchungsgebiete (Probeflächen) und die beiden Untersuchungsjahre zusammen betrachtet.

Tabelle 19: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Schlupfzeitpunktes (getrennt in frühe Schlupfzeitpunkte – vor dem 15. Mai - und späte Schlupfzeitpunkte – nach dem 15. Mai) auf die Zeitanteile die die Küken in den Strukturtypen drei (feuchter Schlick, Vegetationslänge < 1 cm), sechs (feuchtes Grünland, Vegetationslänge 1-5 cm) und neun (feuchtes Grünland, Vegetationslänge > 5 cm) verbrachten.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Strukturtyp 3	0,86	1	0,86	12,2	< 0,001
$(r^2 = 0,283; r^2_{\text{koriert}} = 0,260)$					
Strukturtyp 6	1,12	1	1,12	15,6	< 0,001
$(r^2 = 0,315; r^2_{\text{koriert}} = 0,295)$					
Strukturtyp 9	0,06	1	0,06	0,7	0,41
$(r^2 = 0,007; r^2_{\text{koriert}} = -0,019)$					

Für die Strukturtypen drei und sechs konnten deutliche Unterschiede bei der Nutzung von Habitatstrukturen durch die Küken zu verschiedenen Zeitpunkten festgestellt werden, das galt nicht für die Nutzung des Strukturtyps neun (Tabelle 19). Eine Varianzanalyse bezüglich der Habitatstrukturen des Strukturtyps fünf (HHK) wurde aufgrund des zu geringen Stichprobenumfangs nicht durchgeführt.

Um die Zusammenhänge zwischen den Nutzungen der Strukturtypen drei, fünf, sechs und neun durch die Küken und den Schlupfzeitpunkten genauer zu beschreiben wurden Korrelationen mit dem Schlupfdatum als unabhängiger Faktor durchgeführt. Die Korrelationen wurden für die Untersuchungsgebiete (Probeflächen) getrennt errechnet (Tabelle 20).

Tabelle 20: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelationen zwischen dem Schlupfdatum und den Zeitanteilen die die Küken in den häufigsten innerhalb der Nahrungsreviere kartierten Strukturtypen (ST) drei, sechs und neun, analysiert getrennt nach Probeflächen, verbrachten.

	N	Spearman r	p
BHK			
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 3	26	0,57	<0,01
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 6	28	-0,61	<0,001
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 9	9	0,81	<0,01
HHK			
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 3	5	0,10	0,87
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 5	7	0,75	<0,05
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 6	8	-0,19	0,65
Schlupfdatum * Zeitanteil ST 9	6	0,25	0,62

Die für die Küken berechneten Zeitanteile der beiden häufigsten Strukturtypen drei und sechs auf der Probefläche im Beltringharder Koog wiesen signifikante Zusammenhänge mit dem Schlupfdatum auf. Die Verläufe der Zusammenhänge waren gegenläufig. So verbrachten später geschlüpfte Küken vergleichsweise mehr Zeit in Strukturtypen drei, als früher geschlüpfte Küken. Die Nutzungssituation gegenüber den Habitatstrukturen Typs sechs war entsprechend umgekehrt. Der Zusammenhang mit dem Strukturtyp neun wies ebenso auf, dass später geschlüpfte Küken mehr Zeit in diesen verbrachten als früher geschlüpfte. Die Zeitanteile, die die Küken in den Strukturtypen drei, sechs und neun auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog verbrachten, wiesen keine signifikanten Zusammenhänge mit dem Schlupfdatum auf. Die Korrelationskoeffizienten deuten aber auf die gleichen Trends wie auf der Probefläche im Beltringharder Koog hin. Auch hier hielten sich später geschlüpfte Küken vergleichsweise mehr Zeiten in Strukturtypen drei auf als früher geschlüpfte Küken. Wie auch auf der Probefläche im Beltringharder Koog waren die Zusammenhänge für die Habitatstrukturen des Typs sechs entsprechend gegenläufig. Die Korrelation des Schlupfdatums mit den Zeitanteilen, die die Küken in den Habitatstrukturen des Typs fünf verbrachten waren signifikant. Die später geschlüpfte Küken verbrachten mehr Zeit in den Habitatstrukturen als die früher geschlüpfte Küken.

5.6 Gewichtsentwicklungen der Küken

5.6.1 Regressionsanalyse der Gewichtswerte: das Standardküken

Zur detaillierten Betrachtung der Gewichtsentwicklungen der Küken wurden die ersten 20 Lebenstage berücksichtigt. Insgesamt wurden in diesem Lebensabschnitt 77 Kükengewichte ermittelt (Tabelle 21).

Tabelle 21: Anzahl gefangener und vermessener Küken auf den Probeflächen im Beltringharder Koog und im Hauke-Haien-Koog in den Untersuchungsjahren 2000 und 2001, aufgeteilt nach Erst- und Zweitfängen.

	Anzahl aller Fänge	Anzahl Erstfänge	Anzahl Zweitfänge
BHK 2000	12	8	4
BHK 2001	39	26	13
HHK 2000	13	9	4
HHK 2001	13	9	4
Gesamt	77	52	25

Bei der Berechnung der Regressionsfunktion aus den Gewichtswerten der Küken konnten, wenn die Regression zur Berechnung mit allen drei unbekanntem Parametern durchgeführt wurde, nur unrealistische Werte ermittelt werden: $A = 49,2$ g, $k = 22,3$ und $T = -996,51$ d. Da in die Berechnung der Regressionsfunktion nur Gewichte von Küken eingingen, die nicht älter waren als 20 Tage, flossen insgesamt nicht genug Gewichtswerte von Küken ein, die annähernd asymptotisches Gewicht aufwiesen. Zur Berechnung des asymptotischen Gewichtes, als Parameter der vorgegebenen bzw. verwendeten Funktion (Gleichung 5) aus den vorhandenen Gewichtswerten, müssten daher mehr Daten von älteren Küken zur Verfügung stehen.

Kiebitze erreichen etwa $\frac{3}{4}$ ihres Adultgewichtes bis zum Zeitpunkt des Flüggegerdens, was dem 32. (KOOIKER & BUCKOW 1997) bzw. 33. Lebenstag (SCHEKKERMAN & VISSER 2001) entspricht. Um die Berechnung der Regression dennoch durchzuführen, wurde das asymptotische Gewicht der Küken anhand von Literaturwerten (GLUTZ et al. 1975) bei einem Wert von 200 Gramm festgesetzt. Das entspricht 90 % des angegebenen Durchschnittgewichtes ausgewachsener Individuen.

So konnte durch die Regressionsfunktionsberechnung ein Wachstum mit den Werten $A_{\text{festgesetzt}} = 200 \text{ g}$, $k = 0,071$ und $T = 14,4 \text{ d}$ ermittelt werden ($N = 52$, $r^2 = 0,95$, $p < 0,001$) (Abbildung 34). Die aus diesen Wachstumsparametern errechnete Funktion (Gleichung 10) wird in der folgenden Ergebnisdarstellung als „Standardküküen“ beschrieben und zur vergleichenden Bewertung der erhobenen Gewichtsdaten einzelner Familien verwendet.

$$y_{(t)} = 200 * e^{-e^{0,071*(t-14,4)}} \quad (10)$$

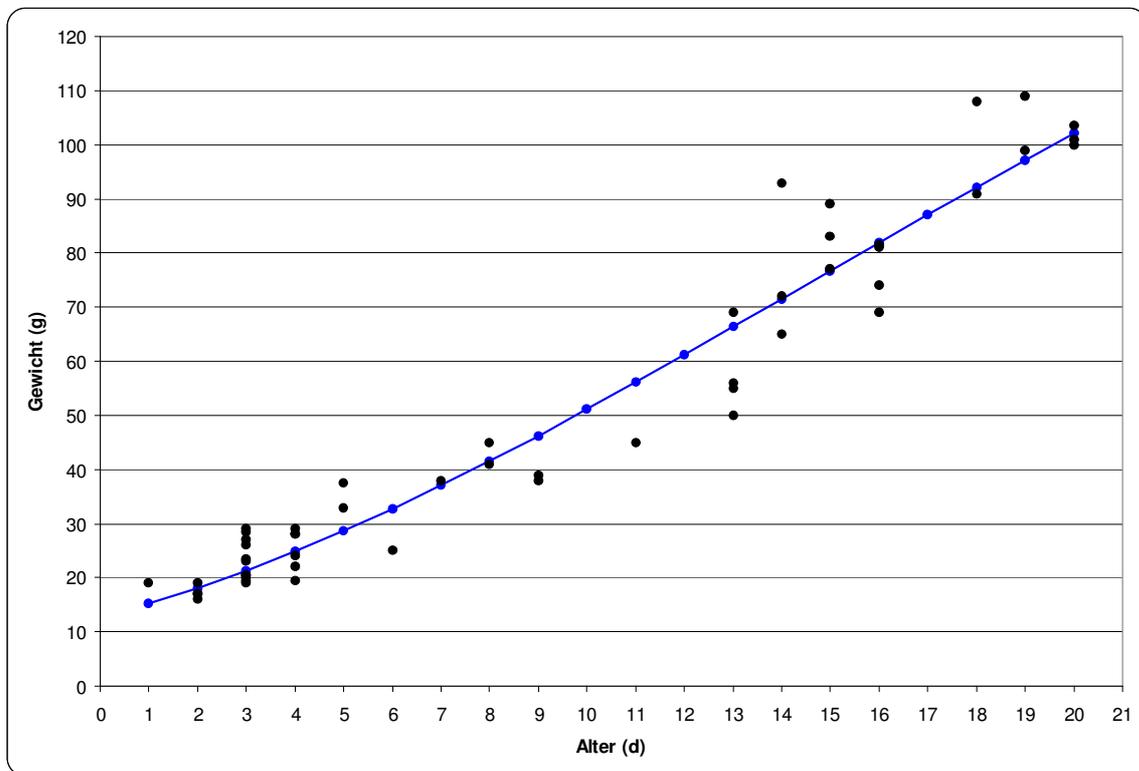


Abbildung 34: Regressionsfunktion für erwartete Gewichte bei einem Kükenalter vom ersten bis einschließlich zum zwanzigsten Lebenstag ($A_{\text{festgesetzt}} = 200 \text{ g}$; $k = 0,071$, $T = 14,4 \text{ d}$). Die Regression wurde nach dem Wachstumsmodell von Gompertz durchgeführt (STARK & RICKLEFS 1998) und weist ein Schlupfgewicht von 15,2 g und am zwanzigsten Lebenstag ein Gewicht von 102,1 g auf. Die schwarzen Punkte sind die für die Regressionsanalyse verwendeten Gewichtswerte in Abhängigkeit vom Alter der Küken ($N = 52$).

5.6.2 Gewichtswerte der Küken im Vergleich zum Standardküken

Es konnten insgesamt 15 „Familienresiduen“ ermittelt werden. Der Wert der jüngsten Küken stammte vom 11. Lebenstag. Die Gewichtswerte wichen unterschiedlich stark vom Wachstumsverlauf des Standardkükens ab (Abbildung 35).

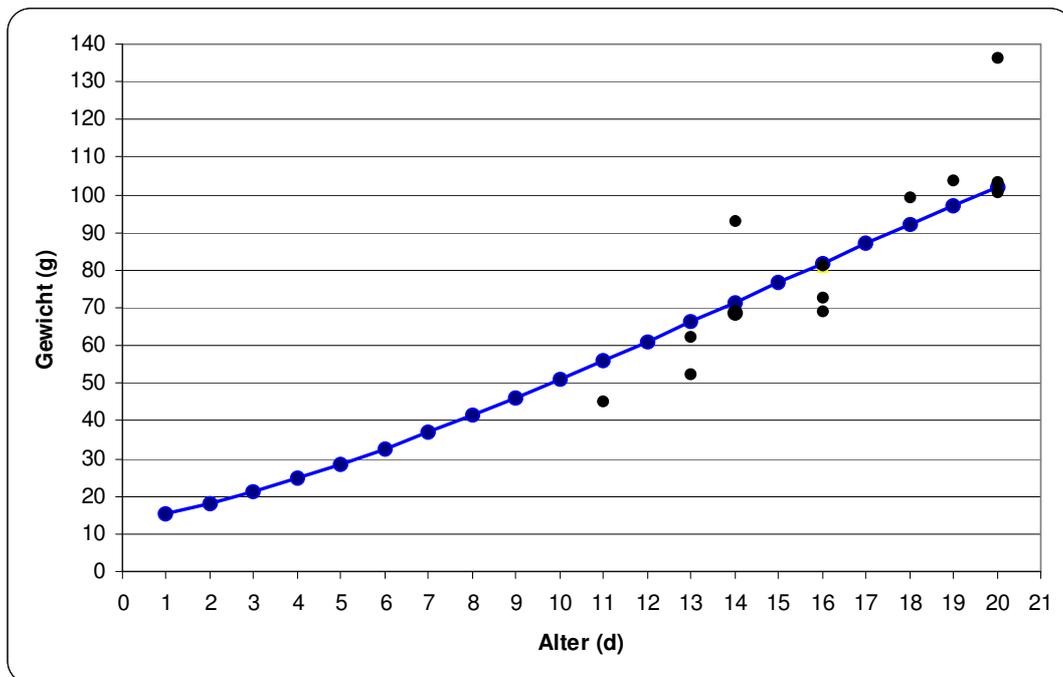


Abbildung 35: Die Regressionsfunktion zeigt die aus den Gewichtswerten aller Küken während der ersten 20 Lebenstage errechnete Regressionsfunktion („Standardküken“), die schwarzen Punkte zeigen jeweils den zur Residuenberechnung verwendeten (Familienmittel-) Wert zu einem bestimmten Alter der Küken (N= 15).

Unterschiede in der Gewichtsentwicklung der Küken zwischen den Probeflächen und Untersuchungsjahren

Um zu prüfen, ob die Unterschiede der Gewichtsabweichungen der (Familienmittel-) Werte zum „Standardküken“ spezifische Effekte zwischen den Untersuchungsjahren bzw. den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) waren, wurde eine Varianzanalyse (ALM) mit den Gewichtsresiduen durchgeführt (Tabelle 22). Als unabhängige Faktoren wurden hierbei das Untersuchungsjahr und das Untersuchungsgebiet verwendet. Die Residuen wurden als Prozentwerte der Unterschiede zwischen den gemessenen Gewichtswerten und den durch die Regressionsfunktion errechneten Gewichtswerten des „Standardkükens“ verwendet. Das „Standardküken“ galt dabei als Vergleichsbasis bzw. als 100 %.

Tabelle 22: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses der Wahl des Brutgebietes (Probefläche) und des Untersuchungsjahres auf die Residuen (Prozentwerte) der gemessenen Gewichtswerte und den Gewichtswerten des „Standardküken“.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Untersuchungsjahr	0,47	1	0,47	0,01	0,96
Probefläche	617,67	1	617,67	2,66	0,12
Jahr * Fläche	169,29	1	169,29	0,73	0,40

($r^2 = 0,191$; $r^2_{\text{koriert}} = -0,012$)

Es konnten keine unterschiedlichen Gewichtsentwicklungen zwischen den Küken im Vergleich zwischen den Probeflächen festgestellt werden. Das galt auch für die Vergleiche der Kükengewichte zwischen den Untersuchungsjahren.

Einflüsse früher und später Schlupfzeitpunkte auf die Gewichtsentwicklung

Es wurde getestet, ob die Küken verschiedener Familien unterschiedliche Gewichtsentwicklungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten innerhalb des Kükenaufzuchtzeitraumes aufwiesen. Als unabhängiger Faktor wurde dabei das Schlupfdatum der Küken verwendet. Die Schlupfzeitpunkte wurden in frühe (vor dem 15. Mai eines jeden Untersuchungsjahres) und späte Zeitpunkte (entsprechend nach dem 15. Mai eines jeden Untersuchungsjahres) unterteilt. Es konnten keine Unterschiede in der Gewichtsentwicklung zwischen frühgeschlüpften und spätgeschlüpften Küken festgestellt werden (Tabelle 23).

Tabelle 23: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Schlupfzeitpunktes (getrennt in frühe Schlupfzeitpunkte – vor dem 15. Mai - und späte Schlupfzeitpunkte – nach dem 15. Mai) auf die Gewichtsentwicklung der Küken. Als abhängiger Faktor wurden hier die Residuen der Gewichtswerte einzelner Familien und dem „Standardküken“ verwendet.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Schlupfzeitpunkt	112	1	112	0,47	0,50

($r^2 = 0,033$; $r^2_{\text{koriert}} = -0,036$)

Einflüsse der Habitatnutzung auf die Gewichtsentwicklung

Da Küken verschiedener Familien unterschiedliche Zeitanteile in bestimmten Habitatstrukturen verbrachten, wurden mögliche Effekte auf die Gewichtsentwicklung geprüft. Eine Korrelation zwischen den Gewichtsresiduen und den Zeitanteilen, die Küken in einzelnen Habitstrukturen verbrachten wurde durchgeführt. Die Korrelationen wurden aufgrund der geringen Signifikanzen der Varianzanalyse zwischen den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) und den unterschiedlich starken Zusammenhängen zwischen den beobachteten Zeitanteilen und den Nahrungsreviergrößen im Vergleich zwischen den Untersuchungsgebieten für den Beltringharder Koog und den Hauke-Haien-Koog getrennt durchgeführt (Tabelle 24). Für die Korrelationen der Werte von der Probefläche im Hauke-Haien-Koog war der Stichprobenumfang der Gewichtsresiduen sehr gering (Tabelle 24). Maximal konnten 4 Gewichtsresiduen mit in Habitatstrukturen verbrachten Zeitanteilen korreliert werden. Die Ergebnisse konnten nur entsprechend eingeschränkt ausgewertet werden. Auf beiden Probeflächen wurden keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den zeitlichen Habitatnutzungen der Küken und deren Gewichtsentwicklungen festgestellt (Tabelle 24).

Tabelle 24: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelationen für den Zusammenhang zwischen den Zeitanteilen der Aufenthalte der Küken der jungführenden Familien in den Habitatstrukturen der Strukturtypen (ST) drei, fünf, sechs und neun und den Residuen zwischen den (Familienmittel-) Werten und dem „Standardküken“. Die Korrelationen wurden für die Untersuchungsjahre zusammen und für die Probeflächen getrennt durchgeführt.

	N	Spearman r	p
BHK			
Zeitanteil ST 3 * Residuen	11	0,26	0,43
Zeitanteil ST 6 * Residuen	11	-0,07	0,83
Zeitanteil ST 9 * Residuen	4	-0,80	0,20
HHK			
Zeitanteil ST 3 * Residuen	3	-1,00	-
Zeitanteil ST 5 * Residuen	3	0,50	0,66
Zeitanteil ST 6 * Residuen	4	-0,60	0,40
Zeitanteil ST 9 * Residuen	2	-	-

Einflüsse der Habitatverteilung auf die Gewichtsentwicklung

In den Nahrungsrevieren einzelner Familien wurden unterschiedliche Flächenanteile von Habitatstrukturen festgestellt. Um zu prüfen, ob es einen Zusammenhang zwischen diesen unterschiedlichen Anteilen und den Gewichten der Küken gab, wurden die Anteile der Habitatstrukturen mit den Gewichtsresiduen korreliert. Da die Anteile der Habitatstrukturen sich signifikant zwischen den Probeflächen unterschieden wurden sie für die Probeflächen getrennt durchgeführt. Für die Korrelationen der Werte von der Probefläche im Hauke-Haien-Koog war der Stichprobenumfang der Gewichtsresiduen sehr gering. Maximal konnten 4 Gewichtsresiduen mit Anteilen an Habitatstrukturen der jeweiligen Familie korreliert werden. Die Ergebnisse konnten daher nur eingeschränkt ausgewertet werden. Auf beiden Probeflächen konnten keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Anteilen der Habitatstrukturen an den Familiennahrungsrevieren und den Gewichtsentwicklungen der Küken festgestellt werden (Tabelle 25).

Tabelle 25: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelationen zwischen den Flächenanteilen (m²) an Strukturtypen drei, fünf, sechs und neun der Familiennahrungsreviere und den Residuen zwischen den (Familienmittel-) Werten und dem „Standardküken“. Die Korrelationen wurden für die Untersuchungsjahre zusammen und für die Probeflächen getrennt durchgeführt.

	N	Spearman r	p
BHK			
Flächenanteil ST 3 * Residuen	11	0,20	0,55
Flächenanteil ST 6 * Residuen	11	-0,03	0,91
Flächenanteil ST 9 * Residuen	7	0,14	0,75
HHK			
Flächenanteil ST 3 * Residuen	3	-0,50	0,66
Flächenanteil ST 5 * Residuen	3	1,00	-
Flächenanteil ST 6 * Residuen	4	0,40	0,60
Flächenanteil ST 9 * Residuen	3	0,50	0,66

5.6.3 Gewichtsänderungen der Küken im Vergleich zum Standardküken

Der Verlauf der täglichen Gewichtsänderung des „Standardküken“ wies die in Gleichung 11 dargestellte Funktion auf, sie wurde aus der ersten Ableitung der Gleichung 11 errechnet.

$$y'(t) = 200 * 0,071 * e^{-0,071*(t-14,4)} * e^{-e^{-0,071*(t-14,4)}} \quad (11)$$

Das „Standardküken“ konnten in den ersten 20 Lebenstagen um das 6,7-fache seines „Schlupfgewichtes“ zunehmen. Die tägliche Gewichtsänderung stieg bis zu einem Alter von gut 14 Tagen an und fiel dann wieder ab (Abbildung 36). Der Verlauf der täglichen Gewichtsänderung wies maximale Zunahmen von 5,2 Gramm pro Tag (Zeitpunkt des Wendepunktes der Wachstumsfunktion) auf. Die durchschnittliche tägliche Zunahme betrug über den Zeitraum der ersten 20 Lebenstage 4,1 g ($\pm 0,66$ g).

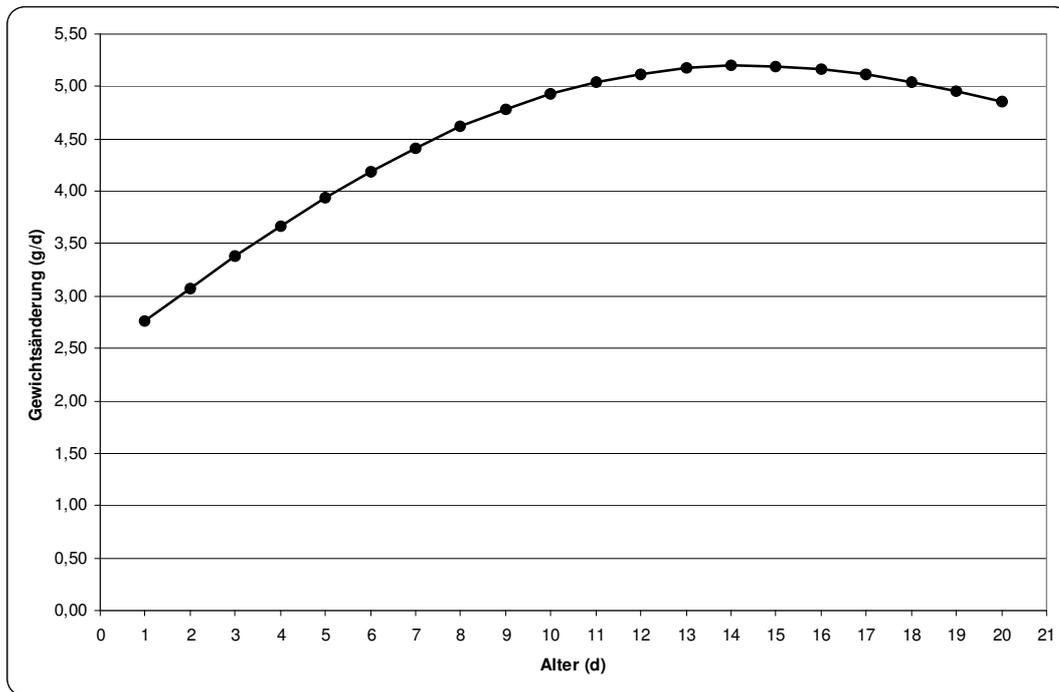


Abbildung 36: Verlauf der täglichen Gewichtsänderung des „Standardküken“. Der Kurvenverlauf zeigt bei einem Alter von 14,4 Tagen eine maximale Gewichtszunahme, das entspricht dem Wendepunkt der Wachstumsfunktion des „Standardküken“. Die Kurve wurde aus der Wachstumsfunktion des Standardküken (Gleichung 10) abgeleitet, die Werte der täglichen Gewichtsänderung entsprechend nach der Gleichung 11 errechnet.

Durch Mehrfachfang (siehe Tabelle 21) konnten Gewichtsänderungen von Küken über bestimmte Zeiträume ermittelt werden. Wie auch im vorherigen Kapitel wurden die Gewichtsänderungen der Küken einzelner Familien mit der des „Standardküken“ verglichen. Dabei wurden die durchschnittlichen täglichen Gewichtsänderungen der Küken einzelner Familien zu der durchschnittlichen Gewichtsänderung des „Standardküken“ im entsprechenden Altersbereich ins Verhältnis gesetzt. Bei den folgenden Ergebnisberechnungen wurden die Gewichtsänderungen des „Standardküken“ als Vergleichsbasis bzw. 100% angenommen.

Gewichtsänderungen der Küken im Vergleich zwischen den Probeflächen und Untersuchungsjahren

Um zu prüfen, ob das Untersuchungsjahr bzw. das Untersuchungsgebiet (Probefläche) einen Einfluss auf die Unterschiede der täglichen Gewichtsänderungen zwischen denen im Feld gefangenen Familien und denen des „Standardküken“ hatte, wurde eine Varianzanalyse bezüglich der Unterschiede der Gewichtsänderungen mit den Faktoren Untersuchungsjahr und Untersuchungsgebiet (Probeflächen) durchgeführt (Tabelle 26). Dabei konnten keine signifikanten Unterschiede ermittelt werden. Aufgrund des annähernd signifikanten Unterschiedes der Ergebnisse zwischen den Probeflächen wurde in weiteren Analysen zwischen den Probeflächen getrennt.

Tabelle 26: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Untersuchungsgebietes (Probefläche) und des Untersuchungsjahres auf die Residuen (%) zwischen den gemessenen Gewichtswerte und den Gewichtswerten des „Standardküken“.

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Untersuchungsjahr	421	1	421	1,17	0,30
Probefläche	1543	1	1543	4,30	0,06
Jahr * Fläche	772	1	772	2,15	0,17

($r^2 = 0,352$; $r^2_{\text{koriert}} = 0,175$)

Gewichtsänderungen im Vergleich zwischen früh und spät geschlüpften Küken

Ebenfalls wurde getestet, ob die Küken verschiedener Familien unterschiedliche Gewichtsentwicklungen zu unterschiedlichen Zeitpunkten innerhalb der Kükenaufzuchtzeiträume aufwiesen. Auch wenn durch die in der Tabelle 26 dargestellten Varianzanalyse keine signifikanten Unterschiede zwischen den Probeflächen verdeutlicht wurden, schien es aufgrund des dort gezeigten geringen Signifikanzniveaus angebracht die Korrelationen getrennt nach Untersuchungsgebieten durchzuführen. Die Untersuchungsjahre wurden aber jeweils zusammen betrachtet. Die Ergebnisse stellten einen nicht gegebenen Zusammenhang zwischen den Schlupfdaten der Küken und den täglichen Gewichtsänderungen heraus. So dass es auf beiden Probeflächen für die Gewichtszunahmen nicht entscheidend war, wann die Küken im Beobachtungszeitraum schlüpften (Tabelle 27).

Tabelle 27: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation für die Beziehung zwischen dem Schlupfdatum und der täglichen Gewichtsänderung der Küken. Die Analysen wurden für die Untersuchungsjahre zusammen und für die Probeflächen getrennt betrachtet.

			N	Spearman r	p
BHK					
Schlupfdatum	*	Residuen	10	0,01	0,98
Gewichtsänderungen					
HHK					
Schlupfdatum	*	Residuen	5	0,10	0,87
Gewichtsänderungen					

Einflüsse der Habitatnutzung auf die Gewichtsänderungen

Die Küken verschiedener Familien verbrachten unterschiedliche Zeitanteile in bestimmten, innerhalb der Nahrungsreviere kartierten Habitatstrukturen. Um zu testen, ob es diesbezüglich Zusammenhänge mit der täglichen Gewichtsänderung gab, wurden die Residuen der Gewichtsänderungen mit den Zeitanteilen, die die Küken in den Habitatstrukturen verbrachten, korreliert. Die Korrelationen wurden, wie bereits die Untersuchungen zu den einzelnen Gewichtswerten nach Probeflächen getrennt durchgeführt (Tabelle 28). Für die Korrelationen der Werte von der Probefläche im Hauke-

Haien-Koog war der Stichprobenumfang der Gewichtsresiduen sehr gering. Maximal konnten 4 Gewichtsresiduen mit Zeitanteile mit den Residuen der Gewichtsänderung der jeweiligen Familie korreliert werden. Die Ergebnisse konnten daher nur eingeschränkt zur weiteren Auswertung genutzt werden. Es wurde offensichtlich, dass die Gewichtszunahmen der Küken nicht im Zusammenhang mit den Zeitanteilen, die die Küken in den Habitatstrukturen innerhalb der Nahrungsreviere verbrachten standen.

Tabelle 28: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation für die Beziehung zwischen den Zeitanteilen der Aufenthalte der Küken in den Strukturtypen drei, (fünf), sechs und den Gewichtsentwicklungen (mittlere tägliche Gewichtsänderung einer Familie) im Vergleich zum „Standardküken“. Die Analysen wurden für beide Jahre zusammen und nach Probefläche getrennt durchgeführt.

	N	Spearman r	p
BHK			
Zeitanteile ST 3 * Residuen	10	0,31	0,38
Zeitanteile ST 6 * Residuen	10	-0,13	0,71
Zeitanteile ST 9 * Residuen	4	-1,00	-
HHK			
Zeitanteile ST 3 * Residuen	3	-1,00	-
Zeitanteile ST 5 * Residuen	3	1,00	-
Zeitanteile ST 6 * Residuen	4	0,01	-
Zeitanteile ST 9 * Residuen	2	-	-

Einflüsse der Habitatverteilung auf die Gewichtsänderungen

Ebenso wurde untersucht, ob es Zusammenhänge zwischen den Flächenanteilen von Strukturtypen an den Nahrungsrevieren und den Gewichtsänderungen von Küken gab. Auch hier schien es angebracht die Korrelationen getrennt nach Untersuchungsgebieten (Probeflächen) durchzuführen. Die Untersuchungsjahre wurden jeweils zusammen betrachtet (Tabelle 29).

Für die Korrelationen der Werte von der Probefläche im Hauke-Haien-Koog war der Stichprobenumfang der Gewichtsresiduen sehr gering. Maximal konnten 4 Gewichtsresiduen mit Zeitanteile mit den Residuen der Gewichtsänderung der jeweiligen Familie korreliert werden. Die Ergebnisse konnten daher nur eingeschränkt zur weiteren Auswertung genutzt werden.

Tabelle 29: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation für die Beziehung zwischen den Flächenanteilen (m²) der Strukturtypen drei, (fünf), sechs und neun an den Nahrungsrevieren und den Gewichtsentwicklungen (mittlere tägliche Gewichtsänderung einer Familie) im Vergleich zum „Standardküken“. Die Analysen wurden für die Untersuchungsjahre zusammen und für die Probeflächen getrennt betrachtet.

	N	Spearman r	p
BHK			
Flächenanteil ST 3 * Residuen	10	0,03	0,93
Flächenanteil ST 6 * Residuen	10	-0,20	0,57
Flächenanteil ST 9 * Residuen	7	0,50	0,25
HHK			
Flächenanteil ST 3 * Residuen	3	-0,50	0,66
Flächenanteil ST 5 * Residuen	3	0,50	0,66
Flächenanteil ST 6 * Residuen	4	0,80	0,20
Flächenanteil ST 9 * Residuen	3	1,00	-

Wie bereits bei den Analysen der verschiedenen Zeitanteile, konnten bei den Korrelationen der Flächenanteile der Habitatstrukturen an den Nahrungsrevieren mit den Gewichtsänderungen der Küken keine signifikanten Zusammenhänge errechnet werden.

5.7 Überlebensraten und Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken

Für die Berechnungen der Überlebensraten bzw. Überlebenswahrscheinlichkeiten wurde das Schicksal von insgesamt 126 Küken beobachtet. Im Beltringharder Koog wurden im Untersuchungsjahr 2000 37 Küken von 12 verschiedenen Familien, im Untersuchungsjahr 2001 56 Küken Überlebensraten von 15 Familien berücksichtigt. Im Hauke-Haien-Koog konnten im Untersuchungsjahr 2000 fünf Familien mit ihren insgesamt 14 Küken, im Untersuchungsjahr 2001 sechs Familien mit 19 Küken beobachtet werden. Die Überlebensraten wurden in den ersten 20 Lebenstagen betrachtet. Die geringsten Überlebensraten konnten in beiden Untersuchungsjahren bei den Küken im Beltringharder Koog registriert werden (Abbildung 37). Für die weiteren Berechnungen wurden nur die Küken-Überlebenswahrscheinlichkeiten bei Familien verwendet, die mindestens ein Küken über den Zeitraum der ersten 20 Lebenstage führten. Dadurch konnte ausgeschlossen werden, dass Küken von Familien verwendet wurden, die durch Prädation umkamen oder deren Schicksale nicht eindeutig nachvollziehbar waren. Die Ergebnisse dieser Analysen unterschieden sich zu den voraus geschilderten zum Teil erheblich (Tabelle 30).

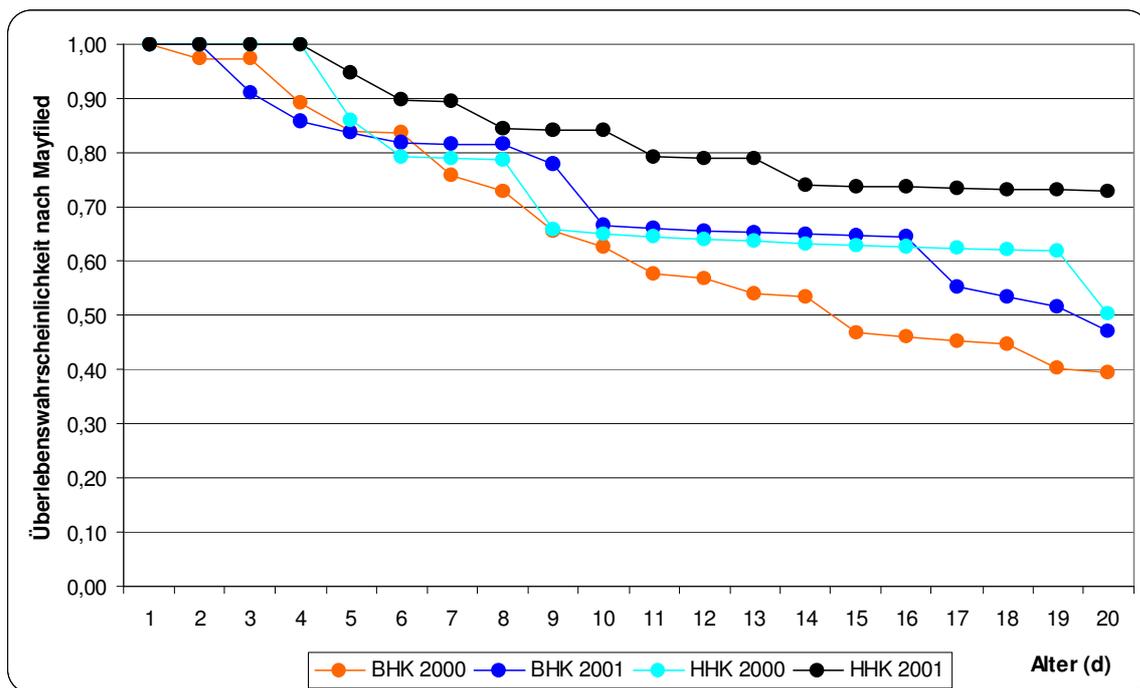


Abbildung 37: Tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit der Küken (N= 126) in den ersten 20 Lebenstagen, berechnet nach der Methode von Mayfield (MAYFIELD 1975). Insgesamt gingen die Küken-Überlebenswahrscheinlichkeiten von 38 Familien ein. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten sind im Vergleich zwischen den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) im Beltringharder Koog (BHK) und Hauke-Haien-Koog (HHK) und den Untersuchungsjahren 2000 und 2001 dargestellt.

Tabelle 30: Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken von Familien, die mindestens ein Küken bis zum zwanzigsten Lebenstag führten, berechnet nach der Methode von Mayfield (MAYFIELD 1975), aufgetragen in %, jeweils für den angegebenen Zeitraum kumulativ betrachtet, getrennt nach Untersuchungsjahren und Untersuchungsgebieten (Probeflächen).

	Überleben 5d (%)	Überleben 10d (%)	Überleben 15d (%)	Überleben 20d (%)
BHK 2000	95	77	68	66
BHK 2001	87	73	72	61
HHK 2000	83	59	56	54
HHK 2001	94	84	73	72

Insgesamt brachten 28 Familien (74 %) mindestens ein Küken bis zu 20. Lebenstag durch. Sie führten am ersten Lebenstag zusammen 95 Küken. Das waren 75 % aller beobachteten Küken. Im Beltringharder Koog konnten im Untersuchungsjahr 2000 sieben von zwölf (58 %) Familien mindestens ein Küken über den Zeitraum der ersten 20 Lebenstage führen. Diesen Zeitraum überlebten 15 der anfänglich 22 Küken. Im Untersuchungsjahr 2001 waren es 11 von 15 Familien (73 %). Es überlebten von 42 Küken 26 die ersten 20 Lebenstage. Im Hauke-Haien-Koog wurden im Untersuchungsjahr 2000 vier von fünf Familien (89 %) mit ihren Küken über den Zeitraum der ersten 20 Lebenstage beobachtet. Sie führten 12 Küken, von denen sieben überlebten. Im Untersuchungsjahr 2001 wurden sechs Familien beobachtet, am ersten Beobachtungstag führten sie zusammen 19 Küken, am zwanzigsten waren es noch 14 Küken. Alle Familien schafften es aber, mindestens ein Küken bis zum zwanzigsten Lebenstag großzuziehen.

Um zu prüfen, ob es unterschiedliche Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken im Vergleich zwischen den Untersuchungsgebieten (Probeflächen) bzw. zwischen den Untersuchungsjahren gab, wurde eine Varianzanalyse (ALM) zwischen dem Untersuchungsgebieten und den Untersuchungsjahren durchgeführt (Tabelle 31).

Tabelle 31: Ergebnisse der Varianzanalyse (ALM) bezüglich des Einflusses des Untersuchungsgebietes (Probefläche) und des Untersuchungsjahres auf die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken von Familien, die mindestens ein Küken bis zum 20zigsten Lebensstag führten, berechnet nach der Methode von Mayfield (Mayfield 1975).

	SS Typ 3	df	MS	F	p
Untersuchungsjahr	0,02	1	0,02	0,30	0,58
Probefläche	0,01	1	0,01	0,01	0,96
Jahr * Fläche	0,08	1	0,08	1,24	0,27

($r^2 = 0,054$; $r^2_{\text{korrigiert}} = -0,064$)

An diese Ergebnisse anschließend wurde untersucht, ob die unterschiedlichen Überlebensraten der Küken verschiedener Familien vom Schlupfdatum der Küken abhängig waren. Früher im Jahr geschlüpfte Küken zeigten aber im Vergleich zu später geschlüpfte Küken keine signifikanten Unterschiede in den Überlebenswahrscheinlichkeiten auf (Tabelle 32).

Tabelle 32: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation zwischen dem Schlupfdatum und der Überlebenswahrscheinlichkeit (ÜBL) der Küken von Familien, die mindestens ein Küken bis zum 20zigsten Lebensstag führten. Die Überlebenswahrscheinlichkeiten wurden nach der Methode von Mayfield berechnet (MAYFIELD 1975).

	N	Spearman r	p
Schlupfdatum * ÜBL	28	-0,03	0,86

Die Abhängigkeit der Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken von den unterschiedlichen Zeitanteilen, die die Küken in den Strukturtypen drei, (fünf), sechs und neun verbrachten, wurden mit den Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken korreliert. Die Korrelationen wurden aufgrund der unterschiedlichen Zusammenhänge der beobachteten Zeitanteile zwischen den Probeflächen nach Probeflächen getrennt, aber für die Untersuchungsjahre zusammen durchgeführt (Tabelle 33).

Tabelle 33: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation für die Beziehung zwischen den Zeitanteilen der Aufenthalte der Küken in den Strukturtypen (ST) drei, fünf, sechs und neun und den Überlebenswahrscheinlichkeiten (ÜBL) der Küken von Familien die mindestens ein Küken bis zum zwanzigsten Lebensstag führten, errechnet nach der Methode von Mayfield (MAYFIELD 1975). Die Analysen wurden für die Untersuchungsjahre zusammen und für die Probeflächen getrennt durchgeführt.

	N	Spearman r	p
BHK			
Zeitanteil ST 3 * ÜBL	16	-0,15	0,55
Zeitanteil ST 6 * ÜBL	18	0,35	0,14
Zeitanteil ST 9 * ÜBL	6	-0,63	0,17
HHK			
Zeitanteil ST 3 * ÜBL	5	-0,15	0,80
Zeitanteil ST 5 * ÜBL	6	-0,02	0,95
Zeitanteil ST 6 * ÜBL	7	0,36	0,42
Zeitanteil ST 9 * ÜBL	6	-0,02	0,95

Auch diese Ergebnisse wiesen keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Überlebensraten der Küken und Zeitanteilen die sie in den verschiedenen Habitatstrukturen verbrachten auf.

Um zu prüfen, ob die Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken mit den unterschiedlichen Anteile der Strukturtypen drei, fünf, sechs und neun an den Nahrungsrevieren in Zusammenhang standen, wurden sie mit den Überlebenswahrscheinlichkeiten der Küken korreliert. Die Korrelationen wurden nach Probeflächen getrennt, aber für die Untersuchungsjahre zusammen durchgeführt (Tabelle 34).

Tabelle 34: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelation für die Zusammenhänge zwischen den Flächenanteilen (m²) Strukturtypen drei, fünf, sechs und neun und den Überlebenswahrscheinlichkeiten (ÜBL) der Küken von Familien, die mindestens ein Küken bis zum 20zigsten Lebenstag führten, errechnet nach der Methode von Mayfield (MAYFIELD 1975). Die Analysen wurden für die Untersuchungsjahre zusammen und für die Probeflächen getrennt durchgeführt.

	N	Spearman r	p
BHK			
Flächenanteil ST 3 * ÜBL	18	0,06	0,80
Flächenanteil ST 6 * ÜBL	18	0,29	0,24
Flächenanteil ST 9 * ÜBL	14	0,04	0,89
HHK			
Flächenanteil ST 3 * ÜBL	5	0,66	0,21
Flächenanteil ST 5 * ÜBL	6	-0,31	0,53
Flächenanteil ST 6 * ÜBL	7	0,84	<0,05
Flächenanteil ST 9 * ÜBL	8	-0,21	0,60

Abschließend wurde betrachtet, ob es zwischen den Gewichtsresiduen bzw. den Residuen der täglichen Gewichtsänderung der Küken im Vergleich zum Standardküken und den Überlebenswahrscheinlichkeiten Zusammenhänge gab (Tabelle 35). Auch diese Analysen ergaben keine signifikanten Ergebnisse.

Tabelle 35: Ergebnisse der Spearman-Rangkorrelationen für die Zusammenhänge zwischen den Residuen (%) der Gewichtswerte der gemessenen Gewichtswerte der Küken bzw. deren täglichen Gewichtsänderungen im Vergleich zum Standardküken und den Überlebenswahrscheinlichkeiten (ÜBL) der Küken, errechnet nach der Methode von Mayfield (MAYFIELD 1975).

	N	Spearman r	p
Gewichte * ÜBL	14	-0,05	0,85
Tägliche Gewichtsänderung * ÜBL	14	-0,20	0,48

6 Diskussion

6.1 Siedlungsdichte und Schlupferfolg

6.1.1 Siedlungsdichte

Die Bestandserfassung der Brutpaare erfolgte nestgenau. Es kann davon ausgegangen werden, dass alle bebrüteten Nester gefunden wurden. Die Angaben zu den Siedlungsdichten sind bedingt durch die hohe Beobachtungsintensität genauer als die in Vergleichsstudien (KÖSTER et al. 1999, NEHLS et al. 1997), so dass bei Vergleichen die höchsten der dort aufgeführten Siedlungsdichten verwendet werden sollten. Durch die exakten Angaben der Siedlungsdichten konnte auf Faktorberechnungen zur Bestimmung der Anzahl von Brutpaaren bzw. Brutpaardichten wie z.B. nach HÄLTERLEIN et al. (1995) verzichtet werden.

Zur weiteren Vergleichbarkeit der Daten mit anderen Studien wurden die Ergebnisse zum Schlupferfolg nach der Methode nach MAYFIELD (1975) berechnet und angegeben. Die Berechnungen der Überlebenswahrscheinlichkeit von Gelegen nach Mayfield hat sich als genaueste Näherungsmethode erwiesen (JOHNSON & SHAFFER 1990, HALZER 2004, JEHLE et al. 204). Zusätzlich erfuhr sie wegen ihrer vergleichbar simplen Anwendung weite Verbreitung in wissenschaftlichen Arbeiten. Im Vergleich mit großflächigeren Untersuchungen muss angemerkt werden, dass die Probeflächen nur einen kleinen Ausschnitt aus einem Komplex von zusammenhängenden Wiesenvogellebensräumen repräsentieren. Kleinflächige Erhebungen von Brutvorkommen können höhere Bestandsdichten aufweisen als großflächige (FLADE 1994, BIBBY et al. 1995). FLADE (1994) gibt für offene Landschaften eine Mindestgröße von über 100 ha als belastbare Vergleichsgröße für Bestandsaufnahmen an. Trotz der Berücksichtigung dieses Zusammenhangs sind die Probeflächen als sehr attraktive Brutflächen für den Kiebitz anzusehen.

Die auf den Probeflächen festgestellten Siedlungsdichten überschritten mit Werten zwischen 0,6 bis 2,9 Brutpaaren pro Hektar bei weitem die Brutvorkommen auf den umliegenden landwirtschaftlich intensiv genutzten Flächen. Die festgestellten Werte lagen auch über der mittleren Siedlungsdichte in Schleswig-Holstein von ca. 0,5 Brutpaaren pro 10 ha (NEHLS et al. 2001). JOHANSSON & BLOMQUIST (1996) geben für Brutgebiete der schwedischen Westküste (Grünland, speziell Salzwiesenhabitate) Brutpaardichten von 3,5 bis 5,4 pro 10 Hektar an. Die Siedlungsdichteangabe von THOMPSON et al. (1994) für Grünlandgebiete in Nordengland beträgt 8 BP pro 10 Hektar, in Bereichen mit Anteilen

von 50 % Ackerland und 50 % Grünland sinken sie auf 2,4 bis 4,7 BP pro 10 Hektar ab. Siedlungsdichteangaben aus Holland weisen ebenfalls unterschiedliche Angaben (zwischen 1,5 und 7 Paaren pro 10 ha) auf (BEINTEMA et al. 1995).

Im Landkreis Leer/Ostfriesland wurden in den agrarisch intensiv genutzten Gebieten in den 1990er Jahren Siedlungsdichten von unter 1 BP pro 10 Hektar kartiert. Lokal brüten dort aber immer noch bis zu 10 BP pro 10 Hektar (GERDES 2000). SEITZ & DALLMANN (1992) geben für das Bundesland Bremen durchschnittliche Werte von weniger als 0,5 BP bis 2 BP pro 10 Hektar an. Die zu den „guten Kiebitzrevieren“ zählende Strohhauser Plate, eine Weserinsel, weist dagegen Siedlungsdichten von 3,7 BP pro 10 Hektar auf (WÜBBENHORST et al. 2000).

Die Siedlungsdichte der Kiebitze in der schleswig-holsteinischen Eider-Treene-Sorgeniederung betrug Mitte der 80er Jahr noch durchschnittlich 5 Brutpaare pro 10 Hektar. Der Brutbestand ging aber auch hier innerhalb von zehn Jahren auf ein Zehntel zurück. Dabei waren Rückgänge auf landwirtschaftlichen Nutzflächen genauso zu verzeichnen wie Rückgänge in großflächigen Schutzgebieten (vergl. auch NEHLS et al. 2001). Lokal kann es auf optimal geeigneten Flächen zu Koloniebildung des Kiebitz kommen (z.B. KOOIKER & BUCKOW 1997). HÖTKER et al. 2004 beobachteten auf der Halbinsel Eiderstedt und der Eider-Treene-Sorgeniederung besonders in feuchten Bereichen und Senken erhöhte Brutpaardichten. In Schleswig-Holstein werden derzeit die höchsten Siedlungsdichten in den Naturschutzkögen erreicht (HÖTKER et al. 2001).

Bereits HÖTKER et al. 2001 erwähnen die Naturschutzköge als Bestandszentren von Wiesenlimikolen in Schleswig-Holstein. Vergleichbare Siedlungsdichten wurden nur in Brutgebieten mit ähnlicher Habitatausstattung beschrieben (JOHANSSON & BLOMQUIST 1996, WÜBBENHORST et al. 2000, MCKEEVER 2003). Die Probeflächen zeigten große Anteile von Habitatstrukturen des Strukturtyps drei (feuchter Schlick, <1 cm Vegetationshöhe) und sechs (feuchtes Grünland, 1-5 cm Vegetationshöhe) auf. Wobei der jeweilige Anteil dieser Habitatstrukturen auf der Probefläche im Beltringharder Koog höher war als im Hauke-Haien-Koog.

Es kann davon ausgegangen werden, dass insbesondere das Angebot dieser Habitatstrukturen die hohe Attraktivität der untersuchten Brutfläche für die Kiebitze ausmachte und in erster Hinsicht für die hohen Siedlungsdichten ausschlaggebend waren (vergl. GLUTZ et al. 1975, MCKEEVER 2003, HÖTKER et al. 2004).

Idealerweise ist zum Zeitpunkt der Eiablage die Vegetation am Neststandort nicht höher als ein brütender Kiebitz. Dadurch wird den brütenden Vögeln eine Rundumsicht gewährt und potentielle Prädatoren sind so frühzeitig wahrnehmbar. Während der Bebrütungszeit die Vegetation bis über einen Meter hoch auf, kann das zur Aufgabe der Brut führen, was besonders auf Standorten intensiver agrarischer Nutzung sehr häufig eintritt (KOOIKER & BUCKOW 1997). ONNEN (1989) geht davon aus, dass die Vegetationshöhe für eine Ansiedlung ausschlaggebender ist als die Vegetationsdichte. Besonders auf Sommergetreideschlägen kann durch das schnellere Höhenwachstum der Ackergräser der Brutzeitraum verkürzt werden, da die Attraktivität der Flächen als Neststandorte für mögliche Nachbargebiete verringert wird bzw. gänzlich schwindet (GALBRAITH 1988B).

GLUTZ ET AL. (1975) geben an, dass die Siedlungsdichte auf denselben Flächen in Hochwasserjahren ansteigt (ermittelt durch mehrjährige Bestandsaufnahmen in der Aarebene bei Grechen in der Schweiz). Hier verursachten defekte Drainagen die Wasserüberstauung von Brach- und Getreideäckern. Weiterhin verweist MEIER (1969, in GLUTZ et al. 1975) für den Raum Lüchow-Dannenberg darauf, dass auf feuchten Flächen die Siedlungsdichte dreimal so hoch sein kann als auf „zu trockenen“ Flächen. Ebenfalls fand KELM (mündliche Mitteilung), dass im selben Gebiet Kiebitze auf landwirtschaftlichen Nutzflächen aufgrund defekter Drainagen von Jahr zu Jahr neu ansiedelten (spontane Nutzung temporärer Sekundärbiotop). Geringe Niederschläge im Winter und im zeitigen Frühjahr verhindern die Bildung oberflächlicher Stauwasser, wodurch sich die Attraktivität des Gebietes für Durchzügler und potentielle Brutpaare verringern kann (MATTER 1982, BERG 1993, JOHANSSON & BLOMQVIST 1995). HART et al. (2002) und HÖTKER et al. (2004) weisen ebenfalls auf die Bevorzugung feuchter Bereiche und Senken als Neststandorte hin. Brutpaardichten können im Gegenzug in neu dränierten Gebieten aber auch bereits im Folgejahr rapide zurückgehen (ONNEN 1989).

Die Brutpaaransiedlung ist zumindest auf der Probefläche im Beltringharder Koog als kolonieartig zu charakterisieren. Eine hohe Siedlungsdichte aufgrund des erhöhten Nahrungsangebotes zum Zeitpunkt der Ansiedlung, wie es von anderen Autoren erwähnt wird (z.B. GALBRAITH 1988b, 1989a) ist nur bedingt wahrscheinlich. Die Nahrungsverfügbarkeit auf beiden Brutflächen wurde zum Beginn der Brutzeit als vergleichsweise gering eingestuft und sie stieg erst mit fortschreitender Aufzuchtzeit (erste Junidekade) an. Zudem konnte auf beiden Probeflächen eine ähnliche Nahrungsverfügbarkeit festgestellt werden, was die unterschiedliche Siedlungsdichte nicht erklären würde. Bei einer von STAHL (2002) im gleichen Zeitraum durchgeführten Studie auf intensiv bewirtschaftetem Grünland in der Eider-Treene-Sorge-Niederung konnten im Vergleich zu dieser Arbeit sehr ähnliche potentielle Nahrungsverfügbarkeiten während der Besiedlungsphase der Brutpaare festgestellt werden. Die Siedlungsdichten auf beiden in dieser Arbeit untersuchten Probeflächen überstiegen die Siedlungsdichten des Intensivgrünlandes bei weitem. Dass die Siedlungsdichten, wie bei BEINTEMA et al. (1991) beschrieben, durch die Regenwurmdichten im Oberboden beeinflusst waren, konnte ebenfalls nicht bestätigt werden. In Bodenproben der Probeflächen wurden keine Regenwürmer festgestellt, das galt auch für die Bodenfallen.

6.1.2 Schlupferfolg

Die Bebrütung des Kiebitzgeleges dauert nach 4 Tagen Zwischenlegezeit ca. 28 Tage (HÖGSTEDT 1974, GALBRAITH 1988c, ONNEN 1989, THOMPSON et al. 1994). Zu den Gefahren, denen die Gelege damit ausgesetzt sind, zählen besonders Prädation und landwirtschaftliche Aktivitäten. Kiebitze sind in der Lage, nach einer Prädation bzw. Zerstörung des vollständigen Geleges bis zu vier Nachgelege zu zeitigen (z.B. GLUTZ et al. 1975), vermutlich nimmt aber die Nachlegerate ab. Neueren Studien zufolge wurden nur noch einmalige Nachlegeversuche pro Brutzeit beobachtet (NEHLS 1996, KÖSTER et al. 2001).

Als Maß der Gelegeverluste wird der Schlupferfolg in erfolgreich ausgebrüteten Gelegen pro Flächeneinheit angegeben. Großflächige Untersuchungen zum Schlupferfolg des Kiebitz, die keine Gelegeverluste aufweisen, gibt es nicht. Die Angaben zum Schlupferfolg schwanken sehr. BEINTEMA & MÜSKENS (1987) geben einen durchschnittlichen Schlupferfolg von 50 bis 90 % an. KOOIKER (1990) zeigte, dass die Kiebitze auf Grünlandstandorten einen geringeren Schlupferfolg (81 %) aufwiesen als Brutpaare von Ackerstandorten (88 %). GALBRAITH (1988b) dagegen fand für Gelege auf

Ackerstandorten eine signifikant geringere Überlebenswahrscheinlichkeit als für Gelege auf Grünlandstandorten (Heunutzung).

In neueren Untersuchungen geben WÜBBENHORST et al. (2000) für die Strohhauser Plate (Niedersachsen) einen Schlupferfolg von nur 27% an. HOLSTEN (2003) stellte fest, dass die Verlustrate von Kunstgelegen auf Mineralböden höher war als auf Niedermoorböden. Die häufigste Verlustursache war hier Viehtritt. In den Niederlanden fand BRANDSMA (2002) hauptsächlich durch Fuchsprädation hervorgerufene Gelegeverlusten von 65 bis 85%. Ebenfalls fanden BELLEBAUM & BOCK (2004) und SEYMOUR et al. (2003) Raubsäuger als Hauptprädatoren. In ihren Untersuchungen traten höhere Verlusten in der Dunkelphase und von isoliert brütenden Paaren auf.

Andere Studien zeigen wiederum Rabenvögel als die wichtigsten Prädatoren. So konnte OLSEN (2003) in Schutzgebieten Aaskrähen (*Corvus corone*) als Hauptprädatoren von künstlichen Nestern mit Wachteleier aufzeigen. Die Krähen stellten sich innerhalb weniger Stunden nach Auslegen der Nester auf die neue Nahrungsquelle ein und verursachten Gelegeverluste von bis zu 98 %. Berechnungen zum Schlupferfolg zeigen, dass der Kiebitz, im Vergleich zu anderen auf Grünland brütenden Vogelarten, einen „*hiding score*“ von 3 (Skala 1-7) aufweist und damit als von Prädatoren überdurchschnittlich schnell „entdeckbar“ eingestuft wurde (BEINTEMA & MÜSKENS 1987).

Auch Gelegeprädation und landwirtschaftliche Aktivitäten, die die Brutstandorte zum Teil in kurzer Zeit unattraktiv gestalten können, beeinflussen die Ansiedlung. Zum Teil werden revieranzeigende Paare wieder vertrieben (GLUTZ et al. 1975, BAIRLEIN & BERGNER 1995, KOOIKER & BUCKOW 1997, HART et al. 2002, SEYMOUR et al. 2003). Kiebitze können eine vergleichsweise hohe Brutorttreue (KOOIKER & BUCKOW 1997) aufweisen, aber auch von Jahr zu Jahr neue Standorte besiedeln (siehe z.B. GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997). GALBRAITH (1988b) weist auf die Ansiedlung von Brutpaaren aufgrund der besseren Nahrungsverfügbarkeit für die Altvögel zum Zeitpunkt der Eiablage hin.

Auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog konnte insgesamt nur eine erfolgreiche Brut registriert werden. Alle anderen auf der Fläche beobachteten Familien wanderten von den Nachbarflächen ein. Die hohe Prädationsrate auf dieser Probefläche entspricht den Untersuchungsergebnissen, wie sie bei OHLSEN (2003) oder BELLEBAUM & BOCK (2004) dargestellt wurde. Potentielle Prädatoren, wie z.B. Fuchs und Aaskrähe, wurden während der Untersuchungen regelmäßig auf bzw. über den Probeflächen beobachtet. Prädatoren konzentrieren sich auf Bereiche mit erhöhtem Nahrungsangebot und erreichen hier auch

ihre höchste Individuendichte. Aaskrähen können sich spontan auf neue Nahrungsquellen einstellen und diese opportunistisch nutzen (OLSEN 2003). Dieses Verhalten wird auch für den Fuchs vermutet, denn Kontrollen von Fuchsbauten im Untersuchungsgebiet Beltringharder Koog in beiden Untersuchungsjahren wiesen Jungvögel und Junghasen als Nahrungsquellen auf. Darüber hinaus ist der Fuchs als Prädator von Kiebitznestern bekannt (BELLEBAUM & BOCK 2004). Kiebitzgelege können, da sie vergleichsweise früh im Jahr gezeitigt werden, als spontan auftretende Nahrungsquelle angesehen werden. Auf der Probefläche im Beltringharder Koog wurden im Vergleich zum Hauke-Haien-Koog geringere Gelegeverluste ermittelt. Die Probefläche im Beltringharder Koog ist von einem breiten wasserführenden Graben umgeben. Das hinderte zumindest kleinere Raubsäuger, auf die Fläche zu gelangen. Durch die hohen Siedlungsdichten auf dieser Probefläche war zusätzlich ein effektives Feindabwehrverhalten gegenüber Luftprädatoren möglich (eigene Beobachtungen, vergl. WÜBBENHORST et al. 2000).

Die durchschnittliche Bebrütungszeit prädiert oder verlorener Gelege von 13-15 Tagen scheint bei den oben genannten Prädationsraten auf beiden Probeflächen dagegen lang. OHLSEN (2003) fand heraus, dass mit Wachteleiern präparierte Kunstnester innerhalb von zwei Tagen zu über 95 % von Aaskrähen geplündert wurden. Die lange Bebrütungszeit prädiert oder verlorener Gelege auf der Probefläche im Beltringharder Koog, deutet auf die effektive Feindabwehr von Luftprädatoren bedingt durch die hohe Siedlungsdichte, und auf „nicht systematische“ Prädation durch Raubsäuger hin.

Neben den direkten Messungen des Schlupferfolges wurden auch die Schlupfwahrscheinlichkeiten der Gelege nach MAYFIELD (1975) errechnet. Berücksichtigte man den Zwischenlegezeitraum von vier Tagen (HÖGSTEDT 1974, GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997) nicht und setzt eine Brutdauer von 28 Tagen fest (GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997), so wurden durch Mayfield-Methode fast die gleichen Ergebnisse errechnet, wie sie im Feld ermittelt wurden. Im Beltringharder Koog konnte eine Überlebenswahrscheinlichkeit der Gelege zwischen 35 und 66 % festgestellt werden. Das sind deutlich höhere Überlebenswahrscheinlichkeiten als aus Vergleichsstudien bekannt sind (KÖSTER et al. 1999, KÖSTER et al. 2001, BELLEBAUM & BOCK 2004).

Die hohen Prädationsraten der Gelege im Hauke-Haien-Koog resultierten auch in geringen Überlebenswahrscheinlichkeiten. Nach der Methode von Mayfield wurde für die Brutdauer von 28 Tagen eine Überlebensrate der Gelege von 7 bis 21 % errechnet. Bei einer Berücksichtigung der Zwischenlegezeit von vier Tagen, verringerten sich die Überlebenswahrscheinlichkeiten auf 5 bis 17 %.

Zu ähnlich geringen Überlebenswahrscheinlichkeiten aufgrund hoher Prädation kamen auch KÖSTER et al. (1999) und OHLSEN (2003).

6.2 Potentielles Nahrungsangebot der Küken

Kiebitzküken sind Nestflüchter und suchen, wie die Küken von anderen Arten der Familie *Charadriidae*, bereits direkt nach dem Schlupf ihre Nahrung selbst. Die Küken zeigten ein einheitliches Jagdverhalten: Nachdem sie sich eine kurze Distanz fortbewegt hatten, blieben sie stehen und fixierten, manchmal den Kopf drehend eine Fläche auf dem Oberboden. Konnten sie potentielle Beutetiere auf der Bodenoberfläche ausfindig machen, versuchten sie diese mit ihren kurzen Schnäbeln aufzunehmen. Jüngere Küken können nur bedingt Nahrungsorganismen aufnehmen, die sich im Boden aufhalten und sind besonders auf Beutetiere angewiesen, die sich auf dem Boden bewegen. Auch *Tipuliden*-Larven, die einen Großteil der Bodenfallenproben ausmachten, sind für die Küken nur aufnehmbar, wenn sie direkt an der Bodenoberfläche entdeckt werden können. Nicht jeder Versuch der Beutetieraufnahme gelang, was CHRISTIANSEN (1995) im selben Untersuchungsraum detailliert ausführte. Schwer zu entdeckende und in der Vegetation versteckt lebende Beutetiere, wie z.B. die Larven von *Hymenopteren*, können allenfalls zufällig aufgelesen werden, stellen aber keinen Hauptbestandteil der Kükennahrung dar. Das gilt auch für unbewegliche Organismen wie z.B. die Puppenstadien verschiedener Insekten. Die Küken lassen sich als opportunistische Jäger charakterisieren (vergl. auch GLUTZ et al. 1975, KOOIKER & BUCKOW 1997). Bei *Tipuliden*-larven ist davon auszugehen, dass alle Größen von Kiebitzküken aufgenommen werden können.

Die Aufnahmeraten von Nahrungsorganismen sind nach MCKEEVER (2003) signifikant abhängig von der Gesamtpickrate der Küken. Dabei ist eine ausreichende Nahrungsaufnahme auch nur bei einer hohen Gesamtpickrate möglich. Diese ist wiederum von einer hohen Abundanz der potentiellen Beutetiere abhängig. Dabei ist der Jagderfolg der Küken neben der Abundanz der Beutetiere auch von der Aktivität und der Entdeckbarkeit der Nahrungsorganismen in den Habitatstrukturen abhängig. So ist zu vermuten, dass sich schnell bewegende Beutetiere, wie Imagines größere Arten bzw. Individuen der *Coleoptera*, nur erschwert für Kiebitzküken zu erbeuten sind. Die durch die Bodenfallen ermittelten Mengen von Nahrungsorganismen weisen für beide Probeflächen ein vergleichsweise gut nutzbares Angebot für die Küken auf. Die Ergebnisse unterschieden sich nicht zwischen den Probeflächen. Am Ende der Brutsaison (Anfang Juni) wurde auf beiden Probeflächen ein Maximum an Nahrungsorganismen registriert.

Dieses Ergebnis deckt sich mit anderen Untersuchungen (OPPERMANN 1992, KLIEBER et al. 1995). Auf den Probeflächen konnten besonders *Tipuliden*-Larven als Hauptbestandteil der Bodenfallenproben ermittelt werden. Beiden Probeflächen wurden landwirtschaftlich nicht im konventionellen Sinn genutzt. So wird zwar die Probefläche im Hauke-Haien-Koog im Vergleich intensiver beweidet, doch blieben bisher ortsübliche Grünlandnutzungen, wie das Walzen und Eggen der Grasnarbe im Frühjahr, Düngergaben und Pestizidapplikationen, aus. Dadurch zeichneten sich die Böden durch eine ausgeprägte Relieffierung der Grasnarbe und ein gutes Bodenporensystem aus (vergl. HARTGE & HORN 1991, SCHACHTSCHABEL et al. 1992, ELLENBERG 1996). Potentielle Nahrungsorganismen konnten sich seit der Eindeichung der Flächen ungehindert entwickeln und bieten heute eine offensichtlich optimale Nahrungsversorgung für Kiebitzküken.

6.3 Angebote von Habitatstrukturen

Die Zusammensetzungen der Habitatstrukturen auf den beiden als Feuchtgrünland charakterisierten Probeflächen (SCHMIDT-MOSER 1986, WOLFRAM et al. 1998) wurden hauptsächlich durch die sich ändernden Standortbedingungen, insbesondere durch die Aussüßung des Bodens nach den Eindeichungen bestimmt. Diese Entwicklung ist für die durch Böden der Salzmarsch geprägten Köge charakteristisch (PETERSEN 1987, LÜTKE TWENHÖFEN 1989, SCHACHTSCHABEL et al. 1992, WOLFRAM et al. 1998). Neben der Aussüßung des Bodens beeinflusste zusätzlich die Beweidung der Flächen durch Rinder bzw. Schafe die Verteilung der Habitatstrukturen. Obwohl die Probeflächen im landwirtschaftlichen Sinne unterschiedlich intensiv genutzt wurden, zeigten sie durch die intensive Nutzung durch rastende Gänse ähnliche Habitateigenschaften auf. Mit den Standortbedingungen und der Vegetationszusammensetzung änderte sich auch die Zusammensetzung der Brutvogelgemeinschaften (SCHMIDT-MOSER 1986, HÖTKER & KÖLSCH 1993). Das machte sich auf die Bestände des Kiebitz bemerkbar.

Die Angebote an Habitatstrukturen für die jungeführenden Familien wurden durch die Ausbildung der Nahrungsreviere begrenzt. So stellte jedes Nahrungsrevier einen Ausschnitt des Gesamtangebotes der Habitatstrukturen auf den Probeflächen dar. Da die Nahrungsreviere der Familien auf der Probefläche im Beltringharder Koog fast alle um den Neststandort ausgebildet wurden, legten die Brutpaare bereits mit der Auswahl des Neststandortes die Zusammensetzung der Strukturtypen der Nahrungsreviere fest.

Die im Hauke-Haien-Koog siedelnden, jungeführenden Familien verließen ihre Brutflächen (in beiden Untersuchungs Jahren mit Wintergetreide bestellte Ackerflächen) vermutlich aufgrund des schnellen Höhenwachstums des Getreides. Die Brutflächen grenzten direkt an die Aufzuchtflächen an. Abwanderungen von Brutflächen aufgrund sich ändernder Habitatstrukturen wurden bereits regelmäßig beobachtet (GALBRAITH 1989b, KOOIKER & BUCKOW 1997, KÖSTER et al. 1999). Familien die sich spontan auf anderen Flächen ansiedeln, haben dadurch eine größere „Wahlmöglichkeit“, Habitatstrukturen in ihre Nahrungsreviere zu integrieren.

Nicht die gesamte Probefläche war in Kiebitzrevieren gebunden. Auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog war zudem auffällig, dass sich die jungeführenden Kiebitzfamilien besonders im Bereich der Senken, im Norden und Süden der Flächen ansiedelten.

Es wird daher vermutet, dass sich die Familien an der Habitatstrukturpräferenz der Altvögel, besonders der Weibchen orientierten. Besonders die Weibchen führten die Küken auf der Fläche an ausgewählte Stellen, an denen dann die Küken die eigentlichen Nahrungsreviere ausbildeten.

Die Verteilung der Habitatstrukturen auf den Probeflächen wich von der Verteilung der Habitatstrukturen in den Nahrungsrevieren ab. Zum Teil waren diese Abweichungen signifikant. Besonders auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog äußerten sich diese Abweichungen bei dem Strukturtyp fünf. Auf der Probefläche im Beltringharder Koog war das besonders ausgeprägt bei den Strukturtypen sechs und neun. Die Strukturtypen drei wurden entsprechend ihres Gesamtanteils an der Probefläche in den Nahrungsrevieren kartiert. Präferenzen in der Habitatstrukturwahl wiesen auch die Untersuchungen von JOHANSSON & BLOMQUIST (1996) und STAHL (2002) auf. Die Größe der Nahrungsreviere korrelierte negativ mit dem Schlupfzeitpunkt der Küken. Das heißt, dass Familien deren Küken früh schlüpften größere Nahrungsreviere nutzten.

Auf der Probefläche im Beltringharder Koog korrelierte zudem der Anteil der Habitatstrukturen der Typen sechs und neun negativ mit dem Schlupfdatum. Es könnte also interpretiert werden, dass später kommende Familien Nahrungsreviere besetzen, die einen geringeren Anteil an den genannten Habitatstrukturen haben. Dagegen war der Anteil des Strukturtyps drei bei Familien mit frühen bzw. spät geschlüpften Küken gleich. Diese Zusammenhänge lassen sich dadurch erklären, dass Familien mit spät geschlüpften Küken und kleineren Nahrungsrevieren versuchen, möglichst große Anteile des präferierten Strukturtyps drei in ihre Nahrungsreviere zu integrieren. Der prozentuale Anteil des Strukturtyps drei bei kleineren Nahrungsrevieren bzw. Familien mit später geschlüpften Küken war größer als in größeren Nahrungsrevieren bzw. bei Familien mit früher geschlüpften Küken.

Die Nahrungsreviergrenzen wurden von den Altvögeln teilweise sehr aggressiv verteidigt. Das galt sowohl gegenüber den nach Nahrung suchenden Individuen anderer Vogelarten, als auch gegenüber anderen jungführenden Kiebitzfamilien. Bereits während der Ansiedlungsphase und der Brutzeit zeigen Kiebitze eine ausgeprägte Territorialität (vergl. LIKER & SZÉKELY 1999). Daher sind die Nahrungsreviere im Beltringhader Koog vermutlich zu einem großen Teil aus den Brutzeiterritorien hervorgegangen. Dafür spricht auch, dass in den Nahrungsrevieren die eigentlichen Neststandorte integriert waren. Nahrungsrevierstreitigkeiten führten fast immer die jungführenden Weibchen aus, das bestätigten auch die Beobachtungen von LIKER & SZÉKELY (1997). In einem Fall konnte

ein Weibchen beobachtet werden, dass auf ein totes Küken einer anderen Familie mit dem Schnabel einhackte und es am Hals packend um sich schleuderte. Ob das Weibchen das Küken im Vorfeld tötete, konnte nicht geklärt werden. Aggressionen von jungeführenden Weibchen gegenüber fremden Küken, bei denen die Küken getötet wurden, sind bisher nicht bekannt, wohl aber körperliche Angriffe als Äußerung von territorialen Streitigkeiten (BYRKJEDAHN et al. 2000). Die Männchen, sofern sie denn den jungeführenden Weibchen genau zugeordnet werden konnten, waren fast nur während der Balzphase und den Zwischenlege- sowie Brutzeiten in vergleichsweise harmlose Revierkämpfe involviert. An Kämpfen um die Küken waren sie gar nicht beteiligt. Das konnten auch GRØNSTØL & PEDERSEN (1997) sowohl BYRKJEDAHN et al. (2000) feststellen. Durch die Übereinstimmungen der beobachteten Verhaltensweisen der Altvögel mit denen andere Studien konnte ausgeschlossen werden, dass sich z.B. das Verhalten der Altvögel bei der Auswahl der Nahrungsreviere durch die vergleichsweise hohe Siedlungsdichte von dem anderer unterschied. Trotzdem muss davon ausgegangen werden, dass die beobachteten Familien im Vergleich zu Familien des intensiven landwirtschaftlichen Bereichs, bedingt durch die hohe Territorialität der Altvögel, eine begrenzte Auswahlmöglichkeit an „neuen“ Nahrungsrevieren hatten. Eine Ausweitung der Nahrungsreviere dürfte dadurch erheblich unterdrückt gewesen sein dürfte.

Ein ähnlich strukturiertes Angebot in intensiv bewirtschafteten Grünlandgebieten finden Kiebitzbrutpaare heute nicht (mehr) vor. STAHL (2002) fand im Habitatstrukturanangebot in der Eider-Treene-Sorgeniederung, einem ehemaligen Verbreitungsschwerpunkt des Kiebitz in Schleswig-Holstein und heute intensiv bewirtschafteten Grünlandgebiet, 2 % vegetationslose Stellen. Diese Bereiche entsprechen teilweise Habitatstrukturen des Typs drei. Die geringen Anteile vegetationsloser Stellen sind Ausdruck der intensiven Bewirtschaftung.

6.4 Nutzung und Präferenz von Habitatstrukturen durch die Küken

Für die Analyse der Habitatstrukturnutzung war Grundvoraussetzung, dass die Küken sich frei in den innerhalb der Nahrungsreviere bewegen konnten. Während des Huderns können die Küken sich nicht frei bewegen, sondern werden von den Eltern, meistens dem Weibchen, durch charakteristische Rufe animiert und an ausgesuchte Stellen gelockt. Häufig nutzten sie dazu ausgeprägte Bodenrelieffierungen oder Grasbulten (KOOIKER & BUCKOW 1997). Häufig wurden alle Küken zusammen gehudert. STAHL (2002) stellte im Untersuchungsjahr 2001 fest, dass die Küken durchschnittlich ca. 25 % ihrer Gesamtzeit gehudert wurden. Nach BEINTEMA & VISSER (1989b) ist die Intensität des Huderns vom Alter (Ausbildung der Homoiothermie) und vom Wetter abhängig. Auch VISSER & RICKLEFS 1993 und STARK & RICKLEFS 1998 zeigten Zusammenhänge zwischen der Gewichtsentwicklung von Küken und den während der Aufzuchszeit vorherrschenden Wetterbedingungen auf. Die Wetterbedingungen waren in beiden Untersuchungsjahren in den Kükenphasen ähnlich, so dass das Ergebnis von STAHL (2002) auch für den Untersuchungszeitraum 2000 als realistisches Verhältnis zwischen der zum Hudern benötigten Zeit und der für die Nahrungssuche zur Verfügung stehende Zeit gewertet werden kann. Die Zeit, die die Küken maximal für die Nahrungssuche zur Verfügung hatten, konnten sie sich frei innerhalb der Habitatstrukturen des Nahrungsreviers bewegen. Während dieser Zeit konnten die Küken zu durchschnittlich 94,4 % bei der Nahrungssuche beobachtet werden. Es wurde grundsätzlich angenommen, dass die Aufenthalte der Küken in bestimmten Habitatstrukturen Effekte auf die Gewichtsentwicklung und die täglichen Gewichtsänderungen der Küken haben würden. Ein zeitlich gehäuftes Aufhalten der Küken in bestimmten Habitatstrukturen weist auf eine Präferenz gegenüber diesen Habitatstrukturen hin. Eine Präferenz wurde unspezifisch als gesteigerter Nutzen für die Küken interpretiert, z.B. könnten die Küken in bestimmten Habitatstrukturen eine höhere Nahrungsaufnahme als in anderen Habitatstrukturen erzielen.

Auch GALBRAITH (1988c), KOOIKER & BUCKOW (1997) und STAHL (2002) stellten eine Präferenz für bestimmte Habitatstrukturen fest. Alle Autoren berechneten die Präferenzen, indem die von den Küken genutzten Habitatstrukturen ins Verhältnis mit dem Gesamtangebot der auf den Aufzuchtflächen verfügbaren Habitatstrukturen gestellt wurden. Also das Angebot an Habitatstrukturen nicht als durch die Nahrungsreviergrenzen definiertes Angebot dargestellt, sondern durch die gesamte Umgebung zur Verfügung wurde. In dieser Arbeit waren durch die Festsetzung der territorialen Nahrungsreviergrenzen detailliertere Aussagen zu den beobachteten Habitatpräferenzen möglich. Es wurde deutlich, dass sich Küken verschiedener Familien zu unterschiedlichen

Zeitanteilen in bestimmten Habitatstrukturen aufhielten. Außerdem unterschieden sich die Flächenanteile dieser Habitatstrukturen zwischen den Nahrungsrevieren. Die in den Habitatstrukturen verbrachten Zeitanteile waren abhängig von dem Schlupftermin der Küken. Die Flächenanteile der Habitatstrukturen korrelierten mit den Nahrungsreviergrößen, was für die Analyse der Präferenzen gegenüber Strukturtypen bedeutsam war. Daraus lässt sich eindeutig eine steigende Präferenz der Küken für den Strukturtyp drei im Verlauf des Aufzuchtzeitraumes erkennen. Dagegen wurden Habitatstrukturen des Typs sechs mit bei kleiner werdenden Nahrungsreviergrößen auch geringere Flächenanteile kartiert werden.

6.5 Bewertung zur Gewichtsentwicklung der Küken

Sowohl das Wachstum als auch die Gewichtsentwicklung von Küken ist großen Variationen unterworfen. Das gilt nicht nur für Kiebitzküken. Grundlegend ist das Wachstum als der Aufbau von Körpermasse zu beschreiben und während der Jugendentwicklung eine Funktion des Alters. Dabei gibt es Unterschiede zwischen großen und kleinen Vogelarten, aber auch zwischen k- oder r-Strategen oder Nesthockern und Nestflüchtern (STARK & RICKLEFS 1998).

Auch Eigewichte nehmen Einfluss auf die Gewichtsentwicklungen der Küken, denn aus schwereren Eiern schlüpfen auch vergleichsweise schwere Küken (GALBRAITH 1988c, BLOMQUIST et al. 1997). Signifikante Einflüsse der Eigewichte auf die Kükengewichte sind aber nur in den ersten Lebensstagen festzustellen, das gilt sowohl für Kiebitzküken (GALBRAITH 1988c), als auch für Küken anderer Watvogelarten (GRANT 1991, PEARCE-HIGGINS & YALDEN 2002). Bei den in dieser Arbeit durchgeführten Feldversuchen wurden keine Eigrößen bzw. Eigewichte gemessen. Um die oben beschriebenen Effekte bei den Vergleichsrechnungen zwischen den gemessenen Kükengewichten mit denen des Standardküken auszuschließen, wurden nur Gewichtsresiduen zum Standardküken von mindestens 10 Tage alten Küken verwendet.

Die Gewichtsentwicklung der Küken wird am stärksten von der Verfügbarkeit der durch die Nahrung aufgenommenen Energie für den Metabolismus beeinflusst. Dabei spielt die Zeit, die den Küken für die Nahrungsaufnahme zur Verfügung steht, eine entscheidende Rolle. Aufgrund der sich erst frühestens ab dem zehnten Lebenstag ausbildenden Homiothermie (SCHEKKERMAN & VISSER 2003) sind die Küken bei schlechtem Wetter (Niederschläge und Temperaturen von unter 15 °C) auf das Hudern durch die Altvögel

angewiesen (vergl. BEINTEMA & VISSER 1989b). Die Zeit, die sie während des Huderns gewärmt werden, können die Küken nicht zur Nahrungsaufnahme verwenden. Bei langen Phasen schlechten Wetters werden längere Huderphasen nötig, so dass es die Küken nicht schaffen, ausreichend Energie für eine positive Energiebilanz aufzunehmen. Obwohl die Küken in Fällen häufigen Huderns nur sehr geringe Aufwendungen für die Bewegungsenergie und die Energie zur Thermoregulation haben, reichen die jeweiligen (aufgebauten) Energiereserven nicht aus, um den Basismetabolismus über einen längeren Zeitraum aufrecht zuhalten. Die Küken werden zwangsläufig an Gewicht verlieren bzw. sterben. Während der Kükenaufzuchszeiträume waren die Wetterbedingungen „gut“, so dass kein signifikanter Einfluss des Wetters bzw. von unterschiedlich langen Huderphasen auf die Gewichtsentwicklung der Küken vermutet wird.

Ebenso entscheidend für die Gewichtsentwicklung, der sich bereits direkt nach dem Schlupf selbst ernährenden Kiebitzküken, ist die Nahrungsverfügbarkeit. Die dabei sowohl abhängig sein kann von der Abundanz und Aktivität potentieller Nahrungsorganismen, als auch von ihrer Entdeckbarkeit in den für die Küken zugänglichen Habitstrukturen (GALBRAITH 1989b, MCKEEVER 2003). So ist davon auszugehen, dass die Entdeckbarkeit von Nahrungsorganismen für die Küken von den Verteilungen der Habitatstrukturen innerhalb der Nahrungsreviere abhängig ist (vergl. OPPERMAN 1992, KLIEBER et al. 1995).

Die Bewertung der zwischen den untersuchten Familien unterschiedlichen Gewichtsentwicklungen der Küken erfolgte mittels einer Regressionsanalyse (dem „Standardküken“) nach dem Wachstumsmodell von Gompertz (STARK & RICKLEFS 1998). BEINTEMA & VISSER (1989a) nutzten dieses Modell ebenfalls um das Wachstum von Kiebitzküken zu beschreiben. Die berechnete Wachstumsgeschwindigkeit des Standardkükens von $k= 0,071$ ($A= 200$ g) lag zwischen der von in Gefangenschaft gehaltenen und ad libitum gefütterten Küken ($k= 0,089$, $A= 195$ g) und der von Küken aus intensiv bewirtschaftetem Agrarland: $k= 0,054$ ($A= 236$ g) (GLUTZ et al. 1975, BEINTEMA & VISSER 1989a); (Abbildung 38).

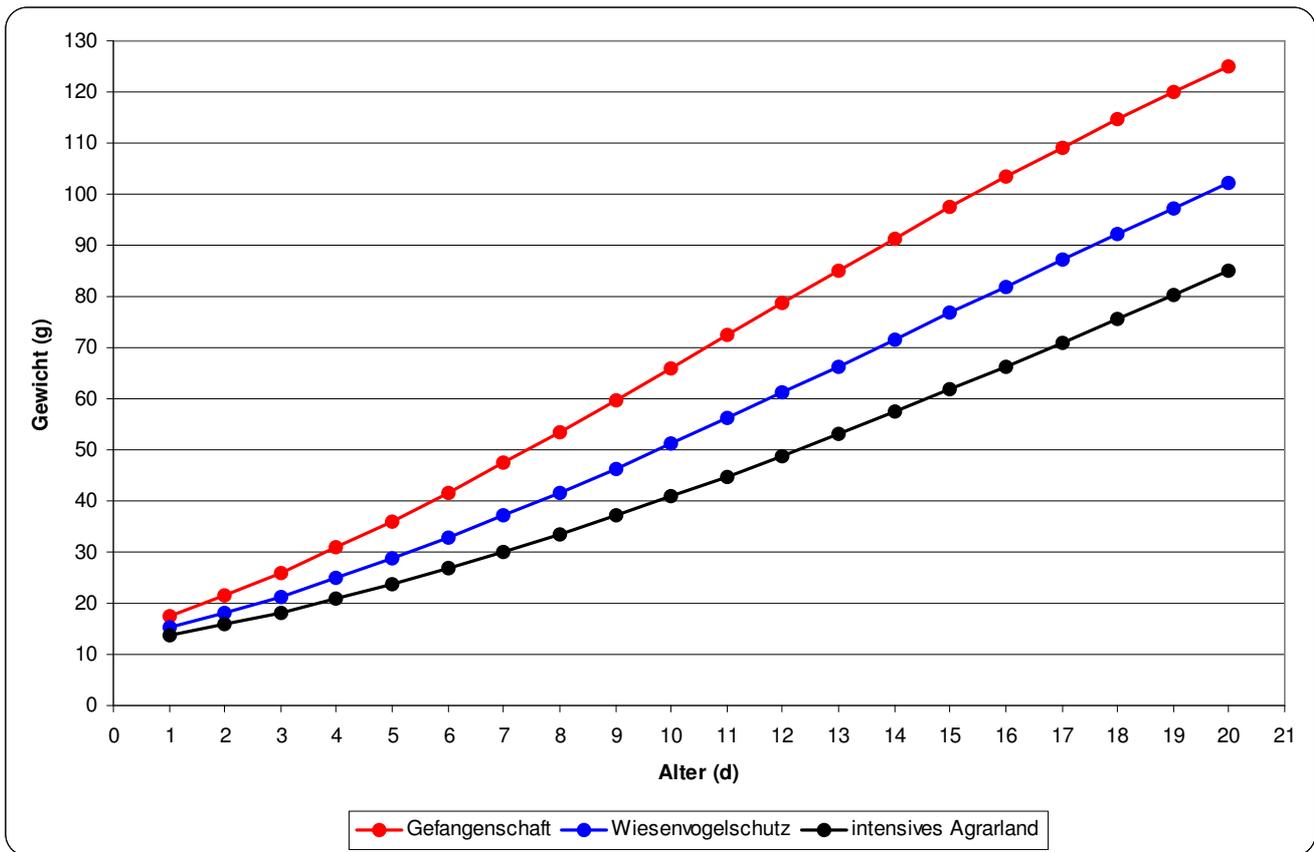


Abbildung 38: Vergleich der Wachstumskurven von in Gefangenschaft aufgewachsenen und ad libitum gefütterten Kiebitzküken (rote Kurve; nach BEINTEMA & VISSER 1989a) mit Küken, die auf intensiv bewirtschafteten Agrarland aufwuchsen (schwarze Kurve; nach BEINTEMA & VISSER 1989a) und Kiebitzküken, die in für den Wiesenvogelschutz bewirtschafteten, nordfriesischen Naturschutzkögen aufwuchsen (blaue Linie).

MATTER (1982) und MCKEEVER (2003) stellten ebenfalls Effekte auf die Gewichtsentwicklungen von Kiebitzküken durch die Wahl der Nahrungsflächen jungführender Familien fest. Auch bei Küken anderer Watvogelarten wurden diese Zusammenhänge festgestellt (JOEST 2003, SCHEKKERMAN & VISSER 2001). Das galt ebenso für Vogelarten, bei denen die Altvögel die Brut fütterten und zur Nahrungsversorgung das Nahrungshabitat wählten (z.B. LILLE 1996, JEROMIN 2002). Eine detaillierte Untersuchung von Effekten der Wahl von Habitstrukturen durch die Küken innerhalb der Nahrungsreviere von jungführenden Kiebitzfamilien auf deren Gewichtsentwicklung wurde bis dato aber noch nicht durchgeführt.

Man kann davon ausgehen, dass auf beiden Probeflächen potentielle Nahrungsorganismen im Strukturtyp drei (feuchter Schlick, <1cm Vegetationshöhe) für die Küken besser zu entdecken waren als in Bereichen der Strukturtypen fünf (wasserüberstaut, 1-5 cm Vegetationshöhe), sechs (feuchtes Grünland, 1-5 cm Vegetationshöhe) und neun (feuchtes Grünland, >5cm Vegetationshöhe), da die Beuteorganismen in niedrigen Strukturen weniger verdeckt waren. Die in dieser Arbeit untersuchten Küken zeigten, wie oben beschrieben im Vergleich zu anderen Studien bzw. Untersuchungsgebieten zwar deutlich unterschiedliche Gewichtsentwicklungen (Abbildung 38). Ein signifikanter Effekt bei der Wahl von Habitatstrukturen innerhalb der Nahrungsreviere auf die Gewichtsentwicklung der Küken, konnte aber nicht festgestellt werden. Das galt sowohl für die Aufenthalte der Küken in den Strukturtypen drei, fünf, sechs und neun. Die Beziehung zwischen den Gewichtsentwicklungen und den Verfügbarkeiten, der von den Küken aufgesuchten Habitatstrukturen innerhalb der jeweiligen Nahrungsreviere, war ebenfalls nicht signifikant.

6.6 Bewertung der Gewichtszunahmen

Bei den Gewichtszuwächsen kann man, wie bei den Gewichten davon ausgehen, dass Küken, die sich vergleichsweise häufig in Habitatstrukturen mit einer höheren Nahrungsentdeckbarkeit bzw. -verfügbarkeit aufhalten, eine höhere tägliche Gewichtszunahme aufweisen würden. Die in dieser Arbeit untersuchten Küken unterschiedlicher Familien wiesen auch unterschiedliche tägliche Gewichtszunahmen auf. Es kann davon ausgegangen werden, dass die tägliche Gewichtszunahme des Standardküken größer ist als bei Küken aus landwirtschaftlich intensiv bewirtschafteten Gebieten. Darauf weisen bereits, wie oben beschrieben die spezifischen Wachstumsgeschwindigkeiten, also die Steigungen der Wachstumsverläufe und der frühe Wendepunkt der Wachstumskurven, von „besser ernährten“ Küken hin. Signifikante Zusammenhänge zwischen den täglichen Gewichtszunahmen der Küken und den Aufenthalten in Habitatstrukturen innerhalb der Nahrungsreviere konnten aber nicht festgestellt werden.

6.7 Bewertung der Überlebensraten der Küken

Die Mortalitätsrate der Küken ist in den ersten Lebenstagen besonders hoch (z.B. GALBRAITH 1988b, KÖSTER et al. 1999, GRUBER 2001, MCKEEVER 2003). Als Verlustursachen für Kiebitzküken werden vorwiegend Raubsäuger und Vögel beschrieben, weiterhin treten Verluste durch landwirtschaftliche Bewirtschaftung auf (z.B. KRAWCZYNSKI et al. 2004 und BELLEBAUM & BOCK 2004).

Kiebitze werden etwa 3,5 Jahre alt, sie könnten also durchschnittlich drei Mal in ihrem Leben reproduzieren (PEACH et al. 1994). GALBRAITH (1988b) gibt an, dass für eine bestanderhaltende Reproduktion bei einer Sterblichkeit der adulten Vögel von ca. 30 % und der einjähriger Vögeln von ca. 40 %, die Rate von 0,8 flüggen Küken pro Weibchen und Brutjahr zum Bestanderhalt erreicht werden muss. PEACH et al. (1994) legen dar, dass mindestens 0,8 bis 1 Junge pro Brutpaar flügge werden müssen, damit sich der Bestand reproduzieren kann. CATCHPOLE et al. (1999) modellierten eine bestanderhaltende Überlebenswahrscheinlichkeit adulter Vögel von 0,81 (Individuen/Jahr). BEINTEMA et al. (1995) kommen zu dem Schluss, dass bei durchschnittlicher Kükensterblichkeit ein durchschnittlicher Schlupferfolg von ca. 60 % als Voraussetzung für eine Bestanderhaltung gegeben sein muss.

Es ist davon auszugehen, dass Prädatoren, die Kiebitzgelege ausrauben auch für Prädationen von Kiebitzküken verantwortlich sind. Als Hauptprädatoren werden Rabenvögel und Raubsäuger beschrieben. STAHL (2002) fand in der Eider-Treene-Sorgeniederung die Überreste eines besenderten Kiebitzküken in einer Iltishöhle. Andere Autoren nennen ebenfalls hauptsächlich Raubsäuger als Kükenprädatoren (z.B. BELLEBAUM 2002, LANGGEMACH & BELLEBAUM in Vorbereitung). KÖSTER et al. 1999 vermuten, dass Kiebitzfamilien, die aufgrund sich verschlechternder Habitategenschaften auf den eigentlichen Brutflächen, z.B. schnelles Aufwachsen der Vegetation Wanderbewegungen zu geeigneteren Aufzuchtflächen durchführen und dabei besonders durch kleine Raubsäuger, wie z.B. Hermeline Kükenverluste erfahren. Dieses ist wahrscheinlich, da die laut rufenden jungeführenden Altvögel besonders auf sich und ihre Küken aufmerksam machen (vergl. GEBHARDT-HENRICH & RICHNER 1998). Mit fortschreitender Brut- bzw. Kükenaufzuchszeit steigt aber auch das Angebot potentieller Beutetiere für die Prädatoren an. So kommen für die Prädatoren dann auch Gelege und Jungtiere anderer bodenbrütender Vogelarten, wie z.B. Entenvögel, Wiesenpieper und Feldlerche als Nahrungsquelle in Frage. Die Wahrscheinlichkeit einer systematischen Prädation von Kiebitzküken wird dadurch wesentlich reduziert.

Neben der Prädation ist die „Qualität“ der Aufzuchtflächen als bedeutender und die Küken-Überlebensrate beeinflussender Faktor anzusehen. MATTER (1982) zeigte, dass Küken, die in extensiv bewirtschafteten Bereichen (hier beweidetes Dauergrünland) aufwuchsen, höhere Überlebensraten aufwiesen als Küken auf intensiv genutzten Flächen (Acker). Zu diesem Ergebnis kam auch GALBRAITH (1988b) der aber nur zwischen extensiv und intensiv genutztem Grünland unterschied. Die in dieser Arbeit beobachteten Küken-Überlebensraten waren im Vergleich zu auf landwirtschaftlich intensiv bewirtschafteten Flächen durchgeführten Studien, sehr hoch und schwankten zwischen 40 und 73 %, durchschnittlich lagen sie bei 53 %. ONNEN (1989) sowie MATTER (1982) wiesen für Marschgebiete Küken-Überlebensraten von 15 % bis etwa 33 % auf. KÖSTER et al. 1999 gaben für die durch Niedermoorstandorte geprägte Eider-Treene-Sorgeniederung Kükenüberlebensraten von 7-40 % an, durchschnittlich waren es dort etwa 20 %. Großflächige Untersuchungen zu Küken-Überlebensraten, bei denen keine Mortalitäten festgestellt wurden, gibt es nicht. Das Überleben der Küken ist – abgesehen von der Prädation - prinzipiell als eine Funktion der Körperkondition anzusehen und könnte damit auch Zusammenhänge mit der Gewichtsentwicklung der Küken aufweisen. Küken mit einem vergleichsweise „hohen“ Körpergewicht zeigen in den ersten Lebenstagen auch eine vergleichsweise hohe Überlebensrate (MATTER 1982, GALBRAITH 1988b&c, BEINTEMA & VISSER 1989a, JOHANSSON & BLOMQUIST 1996, PEARCE-HIGGINS & YALDEN 2002). Dabei heben GALBRAITH (1988c) und BLOMQUIST et al. (1997) bereits die Eigewichte als Einflussgröße auf die Überlebensarten der Küken hervor: Aus schweren Eiern schlüpfen auch schwere Küken und schwere Küken zeigen vergleichsweise hohe Überlebensraten. Signifikante Einflüsse der Eigewichte auf die Kükengewichte sind aber auch nur in den ersten Lebenstagen feststellbar (GALBRAITH 1988c, GRANT 1991, PEARCE-HIGGINS & YALDEN 2002).

Für die Beantwortung einer der Kernfragen dieser Arbeit: „ob die Nutzungen von Habitatstrukturen durch die Küken Einflüsse auf deren Überlebensrate aufweisen“, wurden gezielt nur Küken-Überlebensraten von Familien verwendet, die mindestens ein Küken bis zum zwanzigsten Lebenstag führten. Dadurch konnten mögliche Effekte unterschiedlicher Eigößen auf die Überlebensraten der Küken reduziert und eventuelle Effekte der Habitatstrukturnutzungen auf die Überlebensraten besser deutlich gemacht werden.

Die für den Metabolismus notwendige Energiezufuhr durch die Nahrung wird durch verschiedene Faktoren beschränkt. Wird dem Körper durch geringe Nahrungsaufnahme weniger Energie zugeführt als der Metabolismus benötigt, können Reserven in Form von

Fettein bzw. -anlagerungen im Körpergewebe genutzt werden. Diese Möglichkeit der Energierückführung hat zwangsläufig einen negativen Einfluss auf die Körpergewichtsentwicklung der Küken. SCHEKKERMAN & VISSER (2001) konnten für zwei Wochen alte Uferschnepfenküken bei einem Gewicht von 126 g eine Zeitspanne von 1,3 Tagen errechnen, die sie ohne Nahrungsaufnahme von ihren Fettreserven (ca. 10 g) leben können. Schaffen es die Uferschnepfenküken also nicht innerhalb dieser 1,3 Tage ausreichend Energie durch die Nahrung aufzunehmen, findet ein Gewichtsverlust statt, eine Mortalität wird entsprechend wahrscheinlich.

Energetische Untersuchungen wie bei SCHEKKERMAN & VISSER 2001 beschrieben wurden an den in dieser Arbeit untersuchten Küken nicht durchgeführt. Trotzdem lässt sich aussagen, dass die gemessenen Gewichte der Küken oberhalb der Gewichte von in intensivem Agrarland aufgewachsenen Küken lagen. Damit können zum Teil auch die hohen Überlebensraten der Küken im Vergleich zu Küken aus intensiv genutztem Agrarland erklärt werden. Zwar gab es keine signifikanten Zusammenhänge zwischen den Gewichtswerten der Küken und deren Überlebensraten, aber das könnte auch auf die geringen Stichprobenumfänge zurückzuführen sein.

7 Zusammenfassung

In den letzten Jahrzehnten hat sich die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung intensiviert. Durch diese Änderungen haben sich viele Flächen kontinuierlich zu einem monotonen Einheitsstandort entwickelt. Das Agrarökosystem ist von den Standortbedingungen und damit auch von dessen Veränderungen abhängig. Das gilt innerhalb der Agrar-Zönosen speziell auch für die Agrar-Avifauna. Der Kiebitz (*Vanellus vanellus*) gehört zu den „Wiesenvögeln“, die hauptsächlich in agrarisch genutzten und damit anthropogen überformten Gebieten brüten. Schutzgebietsausweisungen sowie spezielle Artenschutzmaßnahmen konnten die sinkenden Brutbestände von „Wiesenvögeln“ nur partiell auffangen. Der Schwerpunkt dieser Arbeit liegt auf den bisher nur sehr ungenügend erforschten Zusammenhängen zwischen der Lebensraumqualität der Küken-Aufzucht-Habitate und dem Reproduktionserfolg von Kiebitzen. Dabei wurde die Frage: „*Beeinflussen Angebote von Habitatstrukturen auf den Brutflächen und deren Nutzung durch die Küken die Reproduktion der Kiebitze?*“ betrachtet.

Die Untersuchungen wurden in den Beobachtungsjahren 2000 und 2001 in den Naturschutzkögen an der Schleswig-Holsteinischen Westküste auf Probeflächen im Beltringharder Koog (BHK) und Hauke-Haien-Koog (HHK) durchgeführt. Die Probeflächen werden extensiv landwirtschaftlich genutzt und zählen zum Feuchtgrünland. Teilweise sind hochwüchsige Gräser wie Schilf (*Phragmites australis*) oder auch staudenreiche Bestände mit Weidenröschen (*Epilobium* spp.) und Disteln (*Cirsium* spp.) verbreitet. Zusätzlich zu den Beweidungen im BHK durch Rinder (0,5 Rinder / ha) und im HHK durch Schafe (7-8 Tiere / ha) wurden die Flächen von rastenden Nonnen- (*Anser leucopsis*) und Graugänsen (*Anser anser*) genutzt. Durch die extensive Nutzung konnten sich die Grasnarben seit der Eindeichung über Jahrzehnte ohne landwirtschaftliche Aktivitäten wie Eggen, Nachsaat oder Pflanzenschutz- und Düngermaßnahmen entwickeln.

Für die Siedlungsdichte der Kiebitzpaare wurden Werte zwischen 0,6 bis 2,9 Brutpaaren pro Hektar ermittelt, eine Dichte, die auch „gute“ Brutflächen in anderen Schutzgebieten nur sehr selten aufzeigen. Im BHK schlüpften zwischen 43% und 70 % der Gelege aus. Die Nester im BHK hatten eine tägliche Überlebenswahrscheinlichkeit von 97% bis 99 % (ermittelt nach der Methode von Mayfield). Im HHK lagen diese Werte zwischen 7% und 21%.

Das Habitatstrukturangebot für die Küken wurde durch die territorial ausgebildeten Nahrungsreviere der jeweiligen Familien begrenzt. Die Küken wurden in den ersten 20 Lebenstagen, wenn möglich täglich beobachtet. Die Habitatstrukturen wurden in definierte Strukturtypen (ST) eingeteilt, die die Merkmale Vegetationshöhe und Bodenfeuchte miteinander kombinierten. Es wurden 10 Strukturtypen verwendet, die sowohl zur Beschreibung der Nutzung als auch zur Beschreibung der Verfügbarkeiten der Strukturen herangezogen wurden. Auf der Probefläche im Beltringharder Koog entsprach das etwa den Verteilungen wie auf der Gesamtprobefläche. Hier legten die Brutpaare mit dem Neststandort bereits die Nahrungsreviere und damit indirekt auch das Habitatstrukturangebot für die Küken fest. Auf der Probefläche im Hauke-Haien-Koog nahmen die zugewanderten Kiebitzfamilien offensichtlich gezielt entsprechende Verfügbarkeiten von Habitatstrukturen zur Ausbildung der Nahrungsreviere in Besitz. Familien mit später im Jahr geschlüpften Küken wiesen signifikant kleinere Nahrungsreviere auf, als Familien mit früher im Jahr geschlüpften Küken. Feuchte Bereiche mit einer Vegetationshöhe von unter einem Zentimeter (Strukturtyp 3) wiesen bei kleineren Nahrungsrevieren signifikant größere Anteile auf als Bereiche mit höherer Vegetation (Strukturtypen 6 und 9). Die Küken nutzten die Strukturtypen in den Nahrungsrevieren nicht entsprechend ihres Angebotes. Strukturtyp drei wurde präferiert. Als Evaluationsgrößen des Einflusses der Nutzung der in den Nahrungsrevieren der einzelnen Kiebitzfamilien angebotenen Habitatstrukturen wurden prozentuale Abweichungen zum „Standardküken“ verwendet, das nach dem Wachstumsmodell von Gompertz berechnet wurde. Das Wachstum des modellierten „Standardküken“ lag zwischen der Gewichtsentwicklung von in Gefangenschaft und ad libitum gefütterten Küken und dem Wachstumsverlauf von in intensiv agrarisch genutzten Bereichen aufgewachsenen Kiebitzküken. Die Ergebnisse dieser Arbeit zeigen, dass die Naturschutzköge durch ihre Habitatstrukturausstattung intensiv agrarisch genutzten Gebieten hinsichtlich ihrer Lebensraumqualität als Kiebitzaufzuchtshabitat überlegen sind. Als Maß der Lebensraumqualität der Kükenaufzuchtflächen wurden die Küken-Überlebensraten von 126 Küken betrachtet. Die Überlebensraten lagen mit durchschnittlich 63% deutlich über den landwirtschaftlich intensiver Bereiche. Sie reichten mit durchschnittlich 1,6 überlebten Küken pro Brutpaar für eine bestandserhaltende Reproduktion.

Bei einer Schutzgebietsausweisung bzw. bei Schutzmaßnahmen für Wiesenvögel, speziell dem Kiebitz, sollten die in dieser Arbeit beschriebenen Habitatstrukturausstattungen der Brutflächen maßgeblich berücksichtigt und als Flächenentwicklungsziel angestrebt

werden. Großflächige Schutzmaßnahmen sind wünschenswert, aber nicht zwingend notwendig.

8 Summary

Due to the growing intensity in agriculture during the last decades, many agricultural habitats developed into monotone agrarian fields. Agrarian ecosystems depend on the environmental conditions and also on changes in these conditions. Within the agrarian ecological system this is especially true for the agricultural avifauna.

The Eurasian Lapwing (*Vanellus vanellus*) belongs to the birds living and breeding in meadows, habitats used for agriculture and changed by anthropogenic impacts. Designation of wildlife sanctuaries and special measures to protect the species were only in part able to stop the decline of breeding pair numbers. The main focus of this work is to study the connection and relation between quality of the habitat of growing lapwing chicks and the reproductive success of the corresponding lapwing breeding pairs, which has not been studied sufficiently before. I tried to answer the question "If and how do habitat structures used by the chicks affect the reproductive success of lapwings?" The study was conducted in 2000 and 2001 along the west coast of Schleswig-Holstein in the conservation polders Beltringharder Koog (BHK) and Hauke-Haien-Koog (HHK).

The study plots are used extensively for grazing and are classified as damp grassland. Most of the plot area is covered in low grass vegetation, in parts grow higher grasses like reed or herbaceous perennials like *Epilobium* ssp. and *Cirsium* ssp.. The plot in BHK is used for grazing of cattle (0,5 cattle / ha), in HHK sheep (7 - 8 sheep / ha). In spring the plots are also grazed by geese (*Anser leucopsis* and *Anser anser*). The meadows developed in the years since diking without many human interferences, especially without harrowing, ploughing and pesticide and fertilizer applications.

I found between 0.6 and 2.9 breeding pairs of lapwings per hectare. Plots in other conservation sanctuaries commonly known as "good" breeding habitats hardly ever show such high numbers. In BHK 43 % to 70 % of the clutches hatched. The clutches were found to have a daily survival rate of 97 - 99 % (calculated by the method of Mayfield). In HHK these values were in the range of 7 to 21 %. The range of habitats to be used by the chicks was limited by the size and position of the home range of the family. The chicks were observed daily during their first 20 days of life, if possible. The structures within the home ranges were classified as certain structure types, depending on a combination of

vegetation height and soil moisture. I classified 10 structure types, which were used to describe the land use of the chicks as well as the range of structures available for use.

At the study plot in BHK this corresponded to the distribution at the whole study plot. Here the breeding pairs determined the home ranges and therefore the range of structures available for the chicks with the determination of the nest site. At the study plot in HHK the immigrant breeding pairs obviously chose certain habitat structures for their home range. Families with young hatching later in season showed significantly smaller home ranges than families with young hatched earlier. Moist areas with vegetation less than one centimetre in height (type 3) showed a greater proportion than areas with higher vegetation (types 6 and 9) in small home ranges. The chicks did not use the structure types within their home range according to the distribution of the offered structure types. To evaluate the influence of habitat types available on chick development, weight of the chicks was examined. To be able to compare the individual growth of chicks, it was put in proportion to the "standard chick", a growth curve modelled from a study by Gompertz. Gompertz modelled the "standard" chick with a growth curve between the curves of ad libitum fed chicks grown in cages and chicks grown in heavily used agricultural areas. This study shows that the conservation polders with their habitat availability outmatch agricultural areas concerning the quality for growing lapwing chicks. To assess the quality for growing chicks the survival rates of 126 chicks were used. The average survival rate of 63 % in this study was a lot higher than in agricultural plots. The rate of 1.6 surviving chicks per breeding pair complies with the rate noted in literature as sufficient for survival of the species.

When assigning land for conservation use or enforcing conservation measures for birds in meadows, especially for the lapwing, one should keep in mind to regard the availability of structure types within the habitats according to this study. Especially moist areas with only shallow vegetation should be offered to the birds to successfully raise their chicks.

9 Danksagung

Mein besonders herzlicher Dank gilt Herrn Professor Dr. Hartmut Roweck, der mir zur Wahl des Themas verhalf und mir auch grundsätzlich während der gesamten Zeit meiner Promotion fachlich, wie auch persönlich mit Rat und Tat zur Seite stand.

Herr Professor Dr. Ulrich Irmeler übernahm mit der Korrektur des Manuskriptes eine strukturverbessernde Aufgabe. Dabei taten sich erneut diverse Diskussionspunkte auf, die die Arbeit final wesentlich verbesserte. Mein herzlicher Dank gilt ihm und seiner sehr angenehmen persönlichen Art.

Ebenfalls möchte ich mich bei Herrn PD Dr. Hermann Hötter bedanken. Er hat mich bei allen Arbeiten vor Ort angeleitet und mir Hilfreiches zur Anwendung der Untersuchungsmethoden gezeigt. Bei der Auswertung hat er mich besonders bei der Auseinandersetzung mit den statistischen Darstellungen fachlich angeleitet.

Mein größter Dank geht an meine Familie. Meine Eltern unterstützten mich auf ganzer Ebene, sowohl geistig-moralisch als auch in vielerlei anderer Hinsicht. Das galt und gilt nicht nur für die Zeit der Promotion. Mein Vater verstand es, sich in kürzester Zeit beachtlich tief in die Promotionsthematik einzulesen und als Diskussionspartner herzuhalten, meine Mutter entpuppte sich einmal mehr als Rund-Um-Sorg-Dich-Nicht-Spezialistin. Meiner Frau möchte ich dafür danken, dass Sie mich mit Ihrer einmaligen und außerordentlichen Herzlichkeit die gesamte Zeit begleitet und unterstützt hat, teilweise sogar ertragen musste. Sie sei mir ein Vorbild.

Mein weiterer Dank gilt all denjenigen, die es in vielen Gesprächen verstanden, mir, nicht immer nur fachlich den Horizont zu erweitern. Hier sind besonders Holger A. Bruns, Dr. Bettina Holsten, Dr. Ralf Joest, Hans-Jürgen Kelm, Dr. Rolf Lille, Dr. Dirk Lorenzen, Dr. Georg Nehls, Dr. Walther Petersen-Andresen sowie Burkhard Stöcker zu nennen.

10 Literatur

- Ahrendt, K. (1991): Brutvogelbestände auf Eindeichungsflächen östlich des Eiderdamms 1971-1990. *Corax* 14:240-260.
- Altmann, J. (1974): Observational study of behavior: sampling methods. *Behavior* 49: 227-267.
- Ausden, M., Sutherland, W.S. & James, R. (2001): The effects of flooding lowland wet grassland on soil macro-invertebrate prey of breeding wading birds. *Journal of Applied ecology* 38: 320-338.
- Baines, D. (1990): The roles of predation, food and agricultural practice in determining the breeding success of the lapwing (*Vanellus vanellus*) on upland grassland. *J. Anim. Ecol.* 59: 915-929.
- Bairlein, F. & G. Bergner (1995): Vorkommen und Bruterfolg von Wiesenvögeln in der nördlichen Wesermarsch, Niedersachsen. *Vogelwelt* 116: 53-59.
- Bauer, H.-G., P. Berthold, P. Boye, Wilfried Knief, P. Südbeck & K. Witt (Nationales Gremium Rote Liste Vögel) (2002): Rote Liste der Vögel Deutschlands, dritte überarbeitete Fassung. *Ber. Vogelschutz* 39: 13-60.
- Beintema, A.J. (1983): Meadow birds as indicators. *Environmental Monitoring and Assessment* 3: 391-398.
- Beintema, A.J. (1986): Nistplatzwahl im Grünland: Wahnsinn oder Weisheit? *Corax* 11: 301-310
- Beintema, A.J. (1994): Condition indices for wader chicks derived from body-weight and bill-length.
- Beintema, A.J. & G.J.D.M. Müskens (1987): Nesting success of birds in Dutch grasslands. *Journal of Applied Ecology* 24: 743-758.
- Beintema, A.J. & G. H. Visser (1989a): Growth parameters in chicks of charadriiform birds. *Ardea* 77:169-180.
- Beintema, A.J. & G. H. Visser (1989b): The effect of weather on time budget and development of chicks of meadow birds. *Ardea* 77: 181-192.
- Beintema, A.J., J.B. Thissen, D. Thissen & G.H. Visser (1991): Feeding ecology of charadriiform chicks in agricultural grassland. *Ardea* 79: 31-44.
- Beintema, A.J., O. Moedt & D. Ellinger (1995): *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt & Co. Haarlem.
- Bellebaum, J. 2002: Prädation als Gefährdung bodenbrütender Vögel in Deutschland – Eine Übersicht. *Ber. Vogelschutz* 39: 95-117.
- Bellebaum, J. & C. Bock (2004): Bruterfolge und Gelegeverluste beim Kiebitz in Brandenburg. In Michael-Otto-Stiftung im NABU (2004): *Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland*, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.
- Langgemach, T. & J. Bellebaum (in Druck): Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland.

-
- Berg, A. (1993): Habitat selection by monogamous and polygamous Lapwings on farmland – The importance of foraging habitats and suitable nest sites. *Ardea* 81: 99-105.
- Berndt, R.K., Koop, B. & Struwe-Juhl, B. (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas. Wachholtz, Neumünster.
- Bibby, C.J., N.D. Burges & D.A. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie (Bestandserfassung in der Praxis). Neumann Verlag GmbH, Radebeul.
- BirdLife International/European Bird Census Council (2000): European Bird Population. Estimates and trends. Cambridge, UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 10).
- Blomqvist, D. & O. C. Johansson (1996): Trade-off in nest site selection in coastal populations of Lapwings *Vanellus vanellus*. *Ibis* 137: 550-558.
- Blomqvist, D., C. Johansson & F. Götmark (1997): Parental quality and egg size affect chick survival in a precocial bird, the lapwing *Vanellus vanellus*. *Oecologia* 110: 18-24.
- Brandsma, O. (2002): Der Einfluss des Fuchses auf den Wiesenvogelbestand im Reservatsgebiet Giethoorn-Wanneperveen. *Veichtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte* 7: 54-56.
- Brehm, K. (1971): Seevogelschutzgebiet Hauke-Haien-Koog. *Tier und Umwelt*, NF, Heft 6/7, Verlag D. Kurth, Barmstedt, 1-52.
- Brehm, K. & T. Eggers (1974): Die Entwicklung der Vegetation in den Speicherbecken des Hauke-Haien-Koog (Nordfriesland) von 1959 bis 1974. *Schr. Naturw. Ver. Schleswig-Holstein*. 44: 27-36, Kiel
- Bruns, H.A., H. Hötker, J. Christiansen, B. Hälterlein & W. Petersen-Andresen: Brutbestände und Bruterfolg von Wiesenvögeln im Beltringharder Koog (Nordfriesland) in Abhängigkeit von Sukzession, Beweidung, Wasserständen und Prädatoren. *Corax* 18, Sonderheft 2: 67-80.
- Blühdorn, I. (2001): Zum Brutbestand des Kiebitz *Vanellus vanellus* im nördlichen Münsterland 1999 im Vergleich zu 1972/73 und 1989/90. *Vogelwelt* 122, 15-28.
- Bundesregierung 2004: Ernährungs- und agrarpolitischer Bericht 2003 der Bundesregierung. www.Verbraucherschutzministerium.de
- Busche, G. (1994): Zum Niedergang von „Wiesenvögeln“ in Schleswig-Holstein 1950-1992. *J. Orn.* 135: 167-177.
- Byrkjedahl I, G.B. Grønstøl, J.E. Hafsmo & Terje Lislevand (2000): Chick punishment and chick adoption in Northern Lapwings. *Ornis Fennica* 77: 89-92.
- Catchpole, E.A., J.T. Byron, 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 (suppl.):5 13.
- Christiansen, J. (1995): Brutzeitliche Habitatwahl des Kiebitz (*Vanellus vanellus*) auf Grünlandflächen im Beltringharder Koog in Schleswig-Holstein. Diplomarbeit Universität Osnabrück.

-
- Devereux, C.L., C.U. McKeever, T.G. Benton & M.J. Whittingham (2004): The effect of sward height and drainage on Common Starlings *Sturnus vulgaris* and Northern Lapwings *Vanellus vanellus* foraging in grassland habitats. *Ibis* 146 (2): 116-123.
- Düttmann, H., H-H. Bergmann & W. Engländer (1998): Development of Behavior. In J.M. Stark & R.E. Ricklefs (1998): *Avian Growth and Development*.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. Ulmer Verlag.
- Flade, M. (1994): *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands*. IHW-Verlag, Eching.
- Galbraith, H. (1988a): The effects of territorial behaviour on Lapwing population. *Ornis Scandinavica* 19: 134-138.
- Galbraith, H. (1988b): Effects of agriculture on the breeding ecology of lapwing *Vanellus vanellus*. *Journal of applied Ecology* 25: 487-503.
- Galbraith, H. (1988c): Effects of egg size and composition on the size, quality and survival of Lapwing *Vanellus vanellus* chicks. *Journal of Zoology*. London 214: 383-398.
- Galbraith, H. (1988d): Adaptation and constraints in the growth pattern of lapwings *Vanellus vanellus* chicks. *Journal of Zoology*, London, 215: 537-548.
- Galbraith, H. (1989a): Arrival and habitat use by lapwings *Vanellus vanellus* in the early breeding season. *Ibis* 131: 377-388
- Galbraith, H. (1989b): The diet of lapwing *Vanellus vanellus* chicks on Scottish farmland. *Ibis* 131: 80-84.
- Gebhard-Henrich, S. & H. Richner (1998): Causes of Growth Variation and Its Consequences for Fitness. In: Stark, J.M. & R.E. Ricklefs (1998): *Avian Growth and Development*. Oxford University Press. New York.
- Gerdes, K. (2000): *Die Vogelwelt im Landkreis Leer*. Verlag Schuster, Leer.
- Gloe, P. (1992): Zur Entwicklung der Brutbestände im Speicherkoog Dithmarschen (Westküste von Schleswig-Holstein) von 1984 bis 1991. *Corax* 15: 69-81.
- Glutz von Blotzheim, U.N., K.M. Bauer & E. Bezzel (1975): *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Band 6: Charadriiformes (1. Teil). Wiesbaden, Akademische Verlagsgesellschaft.
- Grant, M. C. (1991): Relationship between egg size at hatching, and chick survival in the Whimbrel *Numenius phaeopus*. *Ibis* 133: 127-133.
- Grønstøl, G. B. & K.-M. Pedersen (1997): Neighbour interference in Lapwing *Vanellus vanellus* nest defence. *Ornis Fennica* 74: 59-61.
- Gruber, S. (2001): Jahresrückblick Landwirtschaft und Ökologie. In: *Landwirtschaft 2001. Der kritische Agrarbericht*: 265-269.
- Gruber, S. (2002): Überlebensrate und Flächennutzung von Kiebitzfamilien (*Vanellus vanellus*) an der Westküste Schleswig-Holsteins. *Vechtaer Fachdidaktische Forschungen und Berichte* 7: 57-58.
- Gruber, S. (2004): Zur Flächennutzung und Überlebensrate von Kiebitzküken. In Michael-Otto-Stiftung im NABU (2004): *Schutz von Feuchtgrünland für Wiesenvögel in*

-
- Deutschland, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.),
Bergenhusen.
- Hälterlein, B., Fleet, D., M. Henneberg, H.R., Mennebäck, T., Rasmussen & L.M.
Südbeck, P., Thorup, O. & Vogel, R. (1995): Anleitung zur Brutbestandserfassung bei
Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. Wadden Sea Ecosystems No.3.
- Hart, J.D., T.P. Milsom, A. Baxter, P.F. Kelly & K. Willam (2002): The impact of
livestock on Lapwing *Vanellus vanellus* breeding densities and performance on costal
grazing marsh. Bird study 49: 67-78.
- Hartge K.H. & R. Horn (1991): Einführung in die Bodenphysik. Enke Verlag, Stuttgart.
- Hazler, K.R. (2004): Mayfield Logistic Regression: A Practical Approach For Analysis Of
Nest Survival. The Auk 121 (3): 707-716.
- Heath, M. & G. Tucker (2000): European Bird Populations. Estimates and trends. BirdLife
International (BirdLife Conservation Series No. 10), Cambridge.
- Heydemann, B. (1997): Neuer biologischer Atlas. Ökologie für Schleswig-Holstein und
Hamburg. Wacholtz, Neumünster.
- Högstedt, G. (1974): Length of pre-laying period in the Lapwing *Vanellus vanellus* L. in
relation to its food resources. Ornis Scand. 5, 1-4.
- Holsten, B. (2003): Der Einfluss extensiver Beweidung auf ausgewählte Tiergruppen im
Oberen Eidertal. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät
der Universität Kiel.
- Hötker, H., Köster, H. & K.-M. Thomsen (2004): Wiesenvögel auf Eiderstedt und in der
Eider-Treene-Sorge-Niederung. In Michael-Otto-Stiftung im NABU (2004): Schutz von
Feuchtgrünland für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU
(Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.
- Hötker, H. (1991): Waders breeding on wet grassland in the countries of the European
Community – a brief summary of current knowledge on population trends. Wader Study
Group Bulletin 61, Supplement: 50-55.
- Hötker, H. & G. Kölsch (1993): Die Vogelwelt des Beltringharder Kooges. Ökologische
Veränderungen in der eingedeichten Nordstrander Bucht. – Corax, Sonderheft 15.
- Hötker, H., J. Blew, H.A. Bruns, S. Gruber, B. Hälterlein & W. Petersen-Andresen (2001):
Die Bedeutung der „Naturschutzköge“ an der Westküste Schleswig-Holsteins für
brütende Wiesen-Limikolen. Corax 18, Sonderheft 2: 39-46
- Hötker, H. (2004): Vögel der Agrarlandschaft. Bestand, Gefährdung, Schutz. NABU
Selbstverlag, Bonn.
- Janssen, J. & W. Laatz (2003): Statistische Datenanalyse mit SPSS für Windows. Springer
Verlag.
- Jeromin, K. (2002): Zur Ernährungsbiologie der Feldlerche (*Alauda arvensis* L. 1758) in
der Reproduktionsphase. Dissertation an der Mathematisch-Maturwissenschaftlichen
Fakultät der Universität Kiel.
- Joest, R. (2003): Junge Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta* L.) in unterschiedlichen
Klimazonen: Physiologische und ethologische Anpassungen an ökologische

-
- Bedingungen in Norddeutschland und Südspanien. Dissertation an der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel.
- Jehle, G., A.A. Yackel Adams, J.A. Savidge & S.K. Skagen (2004): Nest Survival Estimation: A Review Of Alternatives To The Mayfield Estimator. *The Condor* 106: 472-484.
- Johansson, O.C & D. Blomqvist (1995): Trade-offs in nest site selection in coastal populations of lapwings *Vanellus vanellus*. *Ibis* 137: 550-558.
- Johansson, O.C. & D. Blomqvist (1996): Habitat selection and diet of lapwing *Vanellus vanellus* chicks on coastal farmland in S.W. Sweden. *Journal of Applied Ecology* 33: 1030-1040.
- Johnson D.H. & T.L. Shaffer (1990): Estimating Nest Success: When Mayfield Wins. *The Auk* 107: 595-600.
- Kenward, R.E. (2001): *A Manual for Wildlife Radio Tagging*. Academic Press. London, San Diego.
- Kirchhof, K. (1971): Kiebitz (*Vanellus vanellus*) Brutverbreitung, Brutbiologie und Zug im Berichtsgebiet. Hamburg. *Avifaunistische Beiträge* 9: 47-99.
- Klassen, M. C. Bech, D. Masman & G. Slagsvold (1989): Growth And Energetic Of Artic Tern Chicks (*Sterna Paradiseaea*). *The Auk* 106: 240-248.
- Klieber, A., U. Schröder & U. Irmeler (1995): Der Einfluss der Mahd auf die Arthropoden des Feuchtgrünlandes. *Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz* 4: 227-237.
- Klomp, H. (1954): De terreinkeus van de Kievit, *Vanellus vanellus*. *Adrea* 42 : 1-139.
- Knief, W., R.K. Berndt, T. Gall, B. Hälterlein, B. Koop & B. Struwe-Juhl (1995): Die Brutvögel Schleswig-Holsteins – Rote Liste. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- Kooiker, G. (1990): Bestandentwicklung und Bruterfolg einer Kiebitzpopulation *Vanellus vanellus* im Agrarraum bei Osnabrück. *Vogelwelt* 111 (6): 202-216
- Kooiker, G & V. Buckow (1997): *Der Kiebitz*. Sammlung Vogelkunde, AULA-Verlag
- Köster, H., K.-M. Thomsen, S. Backsen, M. Bohlen, W. Daunicht & T. Grünkorn (1999): Abschlussbericht zu den Untersuchungen zum Schutz des Kiebitz in der Agrarlandschaft. Gutachten des NABU „Naturschutzzentrum Bergenhusen“ im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein.
- Köster, H., Nehls, G. & K.-M. Thomsen (2001): Hat der Kiebitz noch eine Chance? Untersuchungen zu den Rückgangsursachen des Kiebitzes (*Vanellus vanellus*) in Schleswig-Holstein. *Corax* 18, Sonderheft 2: 121-132.
- Kraut, D., Prochnow. A. & I. Ackermann (1997): Einfluss der Landtechnik auf die biologische Vielfalt. In *Biologische Vielfalt in Ökosystemen – Konflikt zwischen Nutzung und Erhaltung*. Schriftenreihe des Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten; Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 465: 77-92.
- Krawczynski, R. Roßkamp, T. & H. Düttmann (2004): Telemetrische Untersuchungen an Kiebitzküken. In *Michael-Otto-Stiftung im NABU (2004): Schutz von Feuchtgrünland*

-
- für Wiesenvögel in Deutschland, Tagungsbericht NABU (Naturschutzbund Deutschland e.V.), Bergenhusen.
- Kruk, M., A.W. Noordervliet & W.J. ter Keurs (1996): Hatching dates of waders and mowing dates in intensively exploited grassland areas in different years. *Biological Conservation* 77: 213-218.
- Lamprecht, J. (1999): *Biologische Forschung. Von der Planung bis zur Publikation.* Filander Verlag.
- Lille, R. (1996): Zur Bedeutung von Brachflächen für die Avifauna der Agrarlandschaft: Eine nahrungsökologische Studie an der Goldammer (*Emberiza citrinella*). *Agrarökologie* 21:1-150.
- Liker & Székely (1997): Aggression among female lapwings, *Vanellus vanellus*. *Animal Behaviour* 54: 797-802.
- Liker & Székely (1999): Parental behaviour in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 141: 608-614.
- Lütke Twenhöfen, F. (1989): Gutachten zur Vegetationsentwicklung im Salzwasserbiotop/Helmsander Koog (Meldorfer Bucht). Polykopie, Kiel.
- Matter, H. (1982): Einfluss intensiver Feldbewirtschaftung auf den Bruterfolg des Kiebitz, *Vanellus vanellus*, in Mitteleuropa. *Orn. Beob.* 79: 1-24.
- Mayfield, H.F. (1975): Suggestions for calculating nest success. *Wilson Bulletin* 87: 456-466.
- McKeever, Claire U. (2003): Linking grassland management, invertebrates and Northern Lapwing productivity. PhD Thesis at the Institute of Biological Science, University of Stirling, UK.
- Mühlenberg, M. (1993): *Freilandökologie.* UTB, Wiesbaden.
- Nehls, G. (1996): Der Kiebitz in der Agrarlandschaft – Perspektiven für den Erhalt des Vogels des Jahres 1996. *Ber. Z. Vogelschutz* 34: 13-132.
- Nehls, G., K-M. Thomsen, K. Jeromin, V. Knoke, G. Meyer, J. Meyer, S. Refeuter & A. Segebade (1997): Untersuchungen zum Schutz des Kiebitz in der Agrarlandschaft. Gutachten des NABU „Naturschutzzentrum Bergenhusen“ im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein
- Nehls, G., B. Beckers, H. Belting, J. Blew, J. Melter, M. Rode & C. Sudfeld (2001): Situation und Perspektiven des Wiesenvogelschutzes im Nordwestdeutschen Tiefland. *Corax* 18, Sonderheft 2: 1-26.
- Olsen, H. (2003): Patterns of predation on ground nesting meadow birds. PhD Thesis at the Zoology Section, Department of Ecology, University Copenhagen, DK.
- Oppermann, R. (1992): Das Ressourcenangebot verschiedener Grünland-Gesellschaften und dessen Nutzung durch Brutvögel. *Phytocoenologia* 21 (1-2): 15-89.
- Onnen, J. (1989): Populationsökologie des Kiebitz. *Ökologie der Vögel* 11 (2): 211-249.
- Parish, D.M.B. & J.C. Coulson (1998): Parental investment, reproductive success and polygyny in the lapwing *Vanellus vanellus*. *Animal Behaviour* 56: 1161-1167.

-
- Parish, D.M.B., P.S. Thompson & J.C. Coulson (2001): Effects of age, cohort and individual on breeding performance in the lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 143: 288-295.
- Peach, W. J., Thompson, P.S, Coulsen, J.C. (1994): Annual and long-term variation in the survival rates of British lapwings *Vanellus vanellus*. *Journal of Animal Ecology* 63: 60-70.
- Pearce-Higgins, J.W. & D.W. Yalden (2002): Variation in the growth and survival of Golden Plovers *Pluvialis apricaria* chicks. *Ibis* 144: 200-209.
- Petersen, W. (1987): Umwandlung von limnischen und marinen Biotopen, dargestellt an der Entwicklung des Vogelbestandes im Rickelsbüller Koog und im Rantum Becken. Dissertation, Universität Kiel.
- Redfern, C.P.F. (1982): Lapwing, nest site and chick mobility in relation to habitat. *Bird study* 29: 201-208
- Salek, M. (19XX): Nest aggregation, egg size and hatching success in the lapwing (*Vanellus vanellus*): differences between two breeding sites with different proportions of suitable habitats.
- Schachtschabel P., H-P. Blume, G. Brümmer, K-H. Hartge & U. Schwertmann (1992): Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag, Stuttgart.
- Schekkerman, H. & G.H. Visser (2001): Prefledging Energy Requirements in Shorebirds: Energetic Implications of self-feeding precocial Development. *The Auk* 118 (4): 944-957.
- Schekkerman, H. I. Tulp, T. Piersma & G.H. Visser (2003): Mechanisms promoting higher growth rate in arctic than in temperate shorebirds. *Oecologia* 134: 332-342.
- Schmidt-Moser, R. (1986): Die Vogelwelt des Hauke-Haien-Koog. Seevögel, Verein Jordsand, Hamburg 1986/ Band 7, Sonderband, Selbstverlag.
- Schulz, B. (2003): Die Reaktion ausgewählter Tierartengruppen (*Coleoptera: Carabidae* und *Orthoptera: Acrididae*) auf eine großflächige Extensivbeweidung am Beispiel der Weidelandschaft Oberes Eidertal. Promotionsschrift am Ökologie-Zentrum der Agrar- und Ernährungswissenschaftliche Fakultät, Universität Kiel.
- Seitz, J & K. Dallmann (1992): Die Vögel Bremens. BUND Landesverband Bremen e. V.
- Seymour A. S., S. Harris, C. Ralston & P.C.L. White (2003): Factors influencing the nesting success of Lapwings *Vanellus vanellus* and behaviour of Red Fox *Vulpes vulpes* in Lapwing nesting sites. *Bird study* 50: 39-46.
- Shrubb, M. (1990): Effects of agricultural change on nesting Lapwings *Vanellus vanellus* in England and Wales in 1987. *Bird Study* 37: 115-127.
- Stahl, B. (2002): Habitatwahl von Kiebitzen (*Vanellus vanellus*) zur Brutzeit und ihr Einfluss auf den Bruterfolg. Diplomarbeit Universität Kiel.
- Stark, J.M. & E.R. Ricklefs (1998): Avian Growth and Development. Oxford University Press. New York.

-
- Thompson, P.S., D. Baines, J.C. Coulson & G. Longrigg (1994): Age at first breeding, philopatry and breeding site-fidelity in the Lapwing *Vanellus vanellus*. *Ibis* 136: 474-484.
- Tucker, G.M. & Heath, M.F. (1994): *Birds in Europe: Their Conservation Status*. Cambridge: BirdLife International.
- Visser, G.H. & R.E. Ricklefs (1993): Temperature regulation in neonates shorebirds. *Auk* 110: 445-457.
- Visser, G.H. & R.E. Ricklefs (1995): Relationship Between Body Composition And Homeothermy In Neonates Of Precocial And Semiprecocial Birds. *The Auk* 112 (1): 192-200.
- Wiersma, P. & T. Piersma (1994): Effects of microhabitat, flocking, climate and migratory goal on energy expenditure in the annual cycle of Red Knots. *Condor* 96: 257-279.
- White, G.C. & R.A. Garrot (1990): *Analysis of wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press, London.
- Witt, K., H-G. Bauer, P. Berthold, P. Boye, O. Hüpphop & W. Knief (Nationales Gremium Rote Liste Vögel) (1998): Rote Liste der Brutvögel (Aves), korrigierte 2. Fassung (Bearbeitungsstand: 1996). In: Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands (Bundesamt für Naturschutz Hrsg.). *Schr. R. Landschaftspf. Naturschutz* 55:40-47.
- Wolfram, C., U. Hörcher, U. Kraus, D. Lorenzen, R. Neuhaus und K. Dierßen 1998: Die Vegetation des Beltringharder Kooges 1987-1998 (Nordfriesland). *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, Kiel.
- Wübbenhorst, J., F. Bairlein, F. Henning, B. Schottler & V. Wolters (2000): Bruterfolg des Kiebitz *Vanellus vanellus* in einem trocken-kalten Frühjahr. *Vogelwelt* 121: 15-25.
- Ziesemer, F. (1986): Die Situation von Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Bekassine (*Gallinago gallinago*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) und anderen „Wiesenvögeln“ in Schleswig-Holstein. *Corax* 11: 249-261.
- Zöfel, P. (2002): *Statistik verstehen. Ein Begleitbuch zur computergestützten Anwendung*. Addison-Wesley Verlag.
- Zupke, U. (1984): Der Einfluss der Intensivierung der Grünlandwirtschaft auf die wiesenbewohnenden Vogelwarten des Landschaftsschutzgebietes Mittelalbe. *Hercynia* N.F. 21: 354-387.

Daten zur Person

Name: Gruber
Vorname: Steffen H. M.
Geburtsdaten: 12. 12. 1970
Geburtsort: Bremen
Wohnort: Hamburg
Familienstand: verheiratet, zwei Kinder

Ausbildung und beruflicher Werdegang

1977 bis 1990 schulische Ausbildung in Stade/Elbe, Abschluss Abitur
1990 bis 1996 Studium der Agrarwissenschaften an der Christian Albrechts
Universität in Kiel, Abschluss Diplom Agraringenieur,
1997 bis 1998 Wehrdienst als zivildienstleistender Vogelwart beim Verein
Jordsand e. V.
1998 bis 1999 freiberuflicher Ökologe mit dem Schwerpunkt ornithologischer
Kartierungen.
1999 bis 2001 wissenschaftlicher Mitarbeiter am Ökologie-Zentrum der Christian
Albrechts Universität zu Kiel.
Seit 2001 freiberuflicher Ökologe mit dem Schwerpunkt der Begutachtung
von offshore Windkraftstandorten.
seit 2003 Gesellschafter der Pellet Power GbR, Regenerative Energien.
2004 - 2005 Mitarbeiter der Firma Energy Consult GmbH,
Arbeitsfelder: Regenerative Energien.
seit 2005 Mitarbeiter der ProEn GmbH, Regenerative Energien

Steffen Gruber

Hamburg, den 6. Februar 2006