

# Bestandsentwicklung der Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein

Hermann Hötter, Heike Jeromin & Kai-Michael Thomsen

HÖTKER, H., H. JEROMIN, K.-M. THOMSEN (2011): Bestandsentwicklung der Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein. Corax 22(1): 51-70

Die auf Wiesen brütenden Watvogelarten gehören in Mitteleuropa zu den am stärksten gefährdeten Vogelgilden. Schleswig-Holstein beherbergt nach Niedersachsen die größten Bestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland. In diesem Artikel werden die Bestandsverläufe von acht Wiesen-Limikolenarten mit Hilfe des Programms TRIM aus regelmäßig und unregelmäßig gewonnenen Zählraten aus insgesamt 318 Gebieten dargestellt und analysiert. Besondere Berücksichtigung finden Zählungen auf der Halbinsel Eiderstedt, wo im Jahre 2010 erstmals seit 2001 Zählungen stattfanden, die im Rahmen des Wiesenvogel-Monitoringprogramms auswertbar waren.

Die Zählungen auf Eiderstedt zeigten erhebliche Bestandsrückgänge von Austernfischern, Kiebitzen, Uferschnepfen und Rotschenkeln in den Gebieten, in denen keine Naturschutzmaßnahmen (vor allem Wasserstandsanhörungen) in größerem Umfang stattgefunden hatten. Dort, wo das Wassermanagement an die Bedürfnisse der Wiesen-Limikolen angepasst worden war, blieben die Bestände weitgehend stabil.

Die Auswertung für das ganze Land Schleswig-Holstein erbrachte folgende Ergebnisse: Die Brutbestände des Austernfischers erreichten, nachdem sie über mehrere Jahrzehnte angestiegen waren, ihren Höhepunkt im Jahre 1996 und sanken seither rasch ab. Im Binnenland setzte der Rückgang deutlich früher ein als an der Küste. Kiebitze wiesen in den späten 1980er Jahren sehr stark schwankende Brutbestände auf und zeigten einen mehr oder weniger stetigen Bestandsrückgang nach 1990. Die Brutbestände des Alpenstrandläufers erholten sich, nachdem sie bereits fast vollständig erloschen waren, in den 1980er Jahren. In den folgenden Jahren gingen sie jedoch wieder deutlich zurück. Mittlerweile brüten Alpenstrandläufer nur noch unregelmäßig in Schleswig-Holstein. Die Brutbestände von Kampfläufern und Bekassinen nahmen mehr oder weniger kontinuierlich ab. Die Brutbestände der Uferschnepfe durchliefen Mitte der 1980er Jahre ein deutliches Bestandsstief, von dem sie sich aber bereits 1990 wieder erholt hatten. In den 1990er Jahren sanken die Bestände, blieben jedoch ab etwa 2000 bei erheblichen Schwankungen tendenziell stabil. Die Brutbestände von Großen Brachvögeln und Rotschenkeln blieben ungeachtet starker lokaler Schwankungen weitgehend stabil bzw. zeigten Anstiege gegen Ende der Berichtsperiode.

Die Bestandsrückgänge der meisten Arten zeigten sich vor allem im Binnenland und an der Ostseeküste, während im Nordseeküstenbereich sogar noch Zuwächse zu verzeichnen waren.

Dr. Hermann Hötter, Heike Jeromin, Kai-Michael Thomsen, Michael-Otto-Institut im NABU, Goosstroot 1, 24861 Bergenhusen, hermann.hoetker@nabu.de

## 1. Einleitung

Wiesenvogel oder genauer gesagt Wiesen-Limikolen gehören zu den am stärksten gefährdeten Vogelgilden in Deutschland. Es handelt sich dabei vor allem um folgende Arten: Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Bekassine (*Gallinago gallinago*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Großer Brachvogel (*Numenius arquata*). In weiterem Sinne zählen zu den Wiesen-Limikolen auch noch Austernfischer (*Haematopus ostralegus*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*), die jedoch ihre Verbreitungsschwerpunkte an den Küsten besitzen. Bis auf den Rotschenkel nehmen die Brutbestände aller genannten Arten seit vielen Jahren in Deutschland stark ab. So halbierten sich die Brutpaarzahlen

der Uferschnepfe seit 1990, und die deutschen Brutbestände von Alpenstrandläufer und Kampfläufer stehen kurz vor ihrem Erlöschen (HÖTKER et al. 2007a). Dementsprechend sind alle Wiesen-Limikolen bis auf den Austernfischer in der Roten Liste der bedrohten Brutvögel in Deutschland vertreten (SÜDBECK et al. 2007). Uferschnepfe und Großer Brachvogel befinden sich sogar auf der Vorwarnliste der weltweiten Roten Liste bedrohter Tier- und Pflanzenarten (IUCN 2010; Kategorie: Near Threatened). Als wesentliche Ursache für die Bestandsrückgänge der Wiesen-Limikolen werden der Verlust von Lebensräumen durch Trockenlegung von Feuchtwiesen und Umwandlung in Äcker sowie die Intensivierung der Grünlandbewirtschaftung angesehen (HÖTKER 1991, BEINTEMA et al. 1995, BEINTEMA et al. 1997, NEHLS et al. 2001).

Nach Niedersachsen ist Schleswig-Holstein das Bundesland mit den zweithöchsten Wiesenvogelbeständen in Deutschland. Wegen seiner langen Küstenlinien hält Schleswig-Holstein besonders hohe Anteile der bundesweiten Brutbestände von Austernfischer, Kampfläufer und Rotschenkel (Tab. 1) und trägt deshalb eine hohe Verantwortung für den Erhalt dieser Arten. Der Schutz der Wiesen-Limikolen und ihrer Lebensräume ist in Schleswig-Holstein bereits seit den 1980er Jahren Gegenstand staatlicher und privater Aktivitäten (KUSCHERT 1983, WITT 1987, 1989, ZIESEMER 1989, JEROMIN 2006). So wurden mehrere auf Wiesen-Limikolen zugeschnittene Angebote des Vertragsnaturschutzes entwickelt, es kam zu Ankäufen besonders wertvoller Feuchtwiesengebiete und es wurden Gestaltungsmaßnahmen in Gebieten im Besitz der öffentlichen Hand durchgeführt. Wiesen-Limikolen gehören zu den sogenannten wertgebenden Arten, für die eine Reihe von EU-Vogelschutzgebieten in Schleswig-Holstein eingerichtet wurden. Die Ausdehnung eines dieser Gebiete, die des EU-Vogelschutzgebietes Eiderstedt, war jedoch sehr umstritten und ist nach der Meinung von Naturschutzverbänden erheblich zu gering.

Wiesen-Limikolen standen in Schleswig-Holstein schon vor den Schutzbemühungen im Fokus des ornithologischen Interesses. So wurden, zumeist mit Landesmitteln gefördert, regelmäßige Erfassungen durchgeführt. Diese fanden im Wattenmeerbereich im Rahmen des trilateralen Küstenvogelmonitorings statt (KOFFIJBERG

Tab. 1: Brutbestände (Paare bzw. Weibchen) von Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein und in Deutschland (KNIEF et al. 2010, SÜDBECK et al. 2007).

Table 1: Population sizes (pairs or females) of meadow waders breeding in Schleswig-Holstein and Germany (KNIEF et al. 2010, SÜDBECK et al. 2007).

Art	Bestand in Schleswig-Holstein	Bestand in Deutschland
Austernfischer	14000	31000
Kiebitz	12500	75500
Alpenstrandläufer	0-4	11
Kampfläufer	18	27
Bekassine	970	6150
Uferschnepfe	1250	4700
Großer Brachvogel	300	3300
Rotschenkel	5300	12000

et al. 2006). Im Binnenland erstreckten sich die im Abstand von vier bis sechs Jahren durchgeführten Zählungen vor allem auf die größeren Vorkommensgebiete der Wiesen-Limikolen in der Flusslandschaft von Eider, Treene und Sorge sowie auf die Halbinsel Eiderstedt (ZIESEMER 1982, 1986, KUSCHERT 1983, WITT 1987, 1989, GALL 1995, NEHLS 2001b). Im letztgenannten Gebiet, das wegen der umstrittenen Ausweisung zum EU-Vogelschutzgebiet in einem besonderen naturschutzpolitischem Fokus steht, hatte es seit einer vollständigen Kartierung im Jahre 2001 (HÖTKER et al. 2005) keine den Vorgaben des landesweiten Monitoringprogramms (HÖTKER et al. 2004) genügenden Erfassungen mehr gegeben. Aufgrund widersprüchlicher Einschätzungen in der Region hat das Eiderstedter Forum ([www.eiderstedter-forum.de](http://www.eiderstedter-forum.de)) daher 2010 zur Aktualisierung der Datengrundlagen eine erneute Erfassung nach vergleichbaren methodischen Standards angeregt.

In Schleswig-Holstein besteht eine mit Landesmitteln eingerichtete Wiesenvogel-Datenbank, in der neben den oben genannten Zählungen noch zahlreiche weitere, zum größten Teil ehrenamtlich erhobene Daten archiviert und zur Analyse von Bestandsentwicklungen zur Verfügung gestellt werden können. Diese Datenbank, die vom Michael-Otto Institut im NABU gepflegt wird, stand auch für die jüngste Schätzung der Wiesenvogel-Brutbestände in Schleswig-Holstein zur Verfügung (KNIEF et al. 2010). In diesem Artikel sollen mit Hilfe dieser Datenbank

1. die Bestandsveränderungen der Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein – soweit es die Daten erlauben – zurückverfolgt,
2. die Ergebnisse der 2010 durchgeführten Zählungen auf Eiderstedt veröffentlicht,
3. die in der neuen Roten Liste publizierten Daten gegebenenfalls aktualisiert und
4. die Bestandstrends der Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein nach Lebensräumen analysiert werden.

## 2. Material und Methode

Die Grundzüge des Wiesenvogelmonitorings in Deutschland und in Schleswig-Holstein sind bereits an anderer Stelle ausführlich beschrieben worden (HÖTKER et al. 2007a), so dass hier nur noch auf Spezifika für Schleswig-Holstein eingegangen werden muss. Eine wichtige Grundlage des Monitorings ist die Fest-

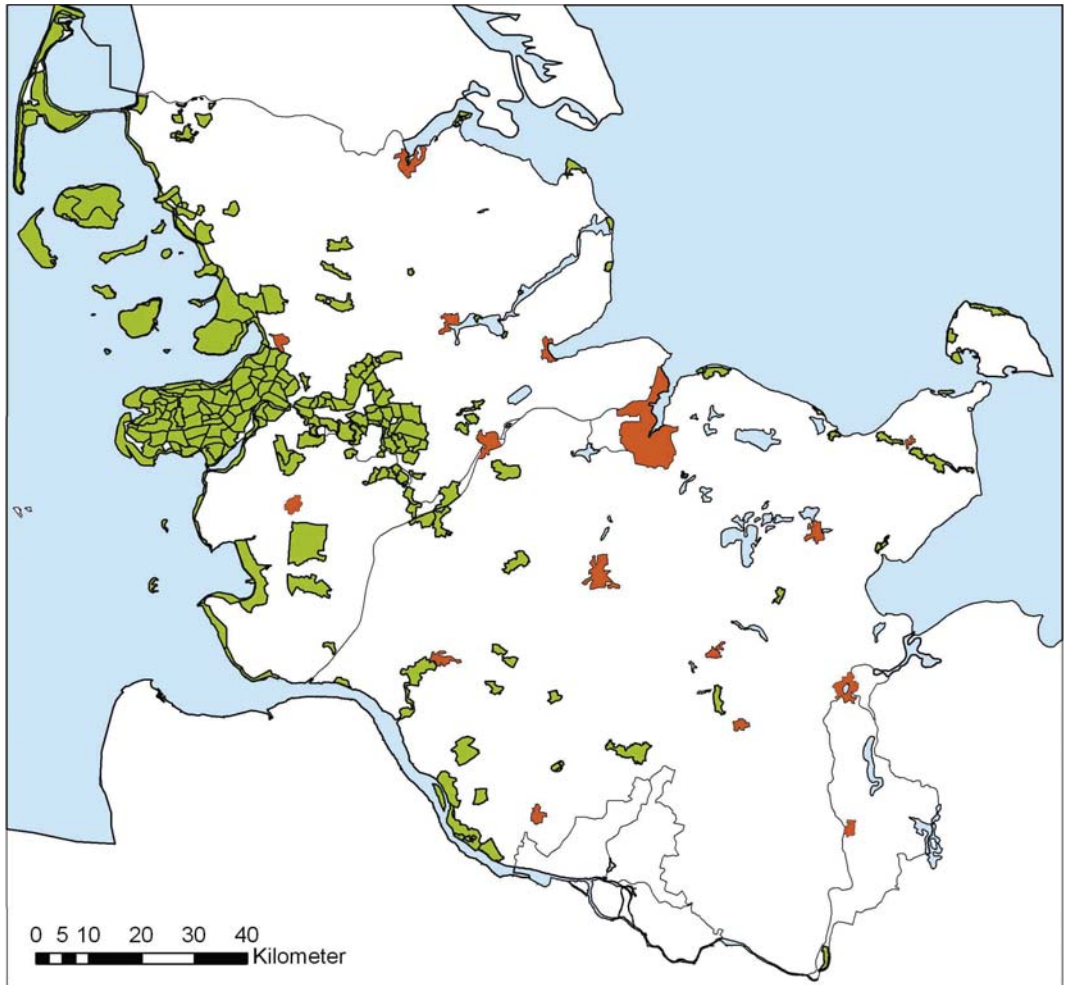


Abb. 1: Zählgebiete des Wiesenvogelmonitorings (grün) in Schleswig-Holstein.

*Fig. 1: Monitoring sites for meadow birds (green) in Schleswig-Holstein.*

legung von klar definierten Zählgebieten, von denen in Schleswig-Holstein bis jetzt 318 eingerichtet worden sind und (annähernd vollständig) als Shape-Files in einem geografischen Informationssystem hinterlegt sind (Abb. 1). Die Gebiete besitzen eine durchschnittliche Flächengröße von 733 ha (SD 843 ha; Median 508 ha). Sie wurden so ausgewählt, dass sie das Brutvorkommen der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein möglichst vollständig abdecken. Außerdem wurden sämtliche Zählgebiete des trilateralen Brutvogelmonitorings im Wattenmeer (HÄLTERLEIN et al. 1991) in das System einbezogen. Hinzu kamen weitere Gebiete mit bedeutsamen oder ehemals bedeutsamen Wiesenvo-

gelvorkommen, vor allem mit höheren Brutbeständen von Bekassinen und Großen Brachvögeln.

In der Datenbank sind Zählergebnisse gespeichert, die auf vollständigen Erfassungen der Brutbestände der betrachteten Art in dem entsprechenden Gebiet beruhen. Die Daten stammen aus sehr unterschiedlichen Quellen. Zu nennen sind hier insbesondere die Daten aus den Brutvogelerfassungen im Wattenmeer (TAUX 1984, 1986, HÄLTERLEIN 1986a, KEMPF et al. 1989, HÄLTERLEIN & BEHM-BERKELMANN 1991, HÄLTERLEIN & STEINHARDT 1991, SÜDBECK & HÄLTERLEIN 1994, 1995, 1997, 1999, 2001, HÄLTERLEIN & SÜDBECK 1996, 1998) und an der Ostseeküste (HÄLTERLEIN 1986b, KNIEF et

al. 1997, 1999, 2001), die Daten aus den großräumigen Erfassungen in der Flusslandschaft Eider, Treene und Sorge und auf der Halbinsel Eiderstedt (ZIESEMER 1982, 1986, KUSCHERT 1983, WITT 1987, 1989, GALL 1995, NEHLS 2001a, b, HÖTKER et al. 2005), die zahlreichen Berichte der von verschiedenen Verbänden betreuten Naturschutzgebiete im Lande, die Zählungen im Rahmen des Monitorings der Vogelschutzgebiete und die Erfassungen im Rahmen der übrigen Monitoringprogramme, sowie nicht zuletzt die vielen Erfassungen, die ehrenamtlich vor allem in Zusammenarbeit mit der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg (OAG SH) erfolgten. Die Archive der OAG SH sowie die im Corax publizierten Jahresberichte bzw. die in den Rundschreiben der OAG SH abgedruckten Regionalberichte wurden ausgewertet und es wurde versucht, alle publizierten Daten zu Wiesenvogelbeständen in Schleswig-Holstein zu berücksichtigen, so beispielsweise BREHM (1971), ROSSOW (1981), KNIEF & BUSCHE (1982), MATTER (1982), MORITZ (1984), GLOE (1984, 1992, 2004), DEPPE (1988), DIENER (1989), AHRENDT (1991), HEMMERLING & MEYER (1993), BERNDT (1993, 1995), JACOBSEN & HEMMERLING (1994), BUSCHE (1994, 1995, 2011), BRÄGER & DERNEDDE (1995), STRUWE-JUHL & BÜTJE (1995), HARTMANN et al. (2001), HARTMANN (2008) und KNIEF (2008) sowie die in der Zeitschrift „Seevogel“ publizierten Brutvogelberichte des Vereins Jordsand.

Insgesamt konnten seit 1960 bis zum Abschluss dieses Manuskriptes 10.552 Datensätze erfasst werden. Als ein Datensatz wird dabei ein Zählergebnis für eine Art in einem Jahr in einem Gebiet angesehen (Übersicht siehe Tab. 2). Die Qualität der Daten konnte dabei nicht überprüft werden. Die Angaben wurden so übernommen, wie sie publiziert oder übermittelt worden waren. Lediglich im Falle offensichtlicher Fehler wurden Korrekturen vorgenommen. Die meisten Zählungen waren entweder nach den Vorgaben für das Brutvogelmonitoring im Küstenraum (BRUNCKHORST et al. 1988) oder entsprechend der für das Wiesenvogelmonitoring in Schleswig-Holstein empfohlenen Methode (HÖTKER et al. 2004) durchgeführt worden. Letztere sieht für die häufigeren Arten drei vollständige Gebietskontrollen von öffentlichen Wegen aus von April bis Anfang Juni vor. Diese Vorgehensweise, die auch für die Zählungen 2010 auf Eiderstedt gewählt wurde, hat gegenüber anderen den Vorteil, dass größere Flächen relativ schnell kartiert werden können und somit die Wahrscheinlichkeit von Doppelzählun-

gen, wie sie vor allem bei den sehr beweglichen Uferschnepfen sonst möglich sind, vermindert werden.

Da bei weitem nicht aus jedem Jahr und aus jedem Gebiet für alle Arten Zählungen vorlagen, sondern im Gegenteil sehr viele Datenlücken existierten, mussten Wege gefunden werden, die Datenlücken für die Auswertungen zu schließen. Als für entsprechende Datenreihen vielfach bewährtes Programm wurde TRIM gewählt (STRIEN et al. 2004, PANNEKOEK & VAN STRIEN 2005). Damit die durch TRIM modellierten Trends nicht zu sehr unter unzureichenden Stichprobenumfängen leiden, wurden die von HÖTKER et al. (2007a) entwickelten Kriterien zur Auswahl minimaler Stichprobenumfänge berücksichtigt (siehe auch Tab. 2). Als Standardmodellierung wurden für jedes Jahr neue Indices berechnet. Der lineare Trend für die Jahre 1990 bis 2010 wurden mit dem in TRIM vorgegebenen Verfahren (Wald-Tests) auf ihre statistische Signifikanz geprüft.

Aus verschiedenen Großlebensräumen Schleswig-Holsteins lagen unterschiedlich viele Datensätze vor. Damit für die Analysen ausreichend große Stichprobenumfänge vorhanden waren, wurden die Daten folgendermaßen zusammengefasst: Nordseeinseln und Vorländer zu „Küste“; „Naturschutzköge“ und Eidermündung zu „Köge“; Seemarschen und Gebiete an der Elbe zu „Marschen“; Flussniederungen, Geest und Ostseeküste zu „Binnenland“. Die Inseln Sylt und Nordstrand wurden wegen ihrer festen, hochwasser-sicheren Verbindungen zum Festland nicht zu den Inseln sondern zur Seemarsch gezählt. Die Ostseeküste wurde dem Binnenland zugeschlagen, weil ihre Zählgebiete den binnenländischen räumlich näher und ähnlicher waren als denen der Nordseeküste. Zur Überprüfung von Unterschieden im Trend zwischen den Lebensräumen wurden die Lebensraumkategorien als Kovariablen eingesetzt, lineare Trends berechnet und der Einfluss der Kovariablen mithilfe des in TRIM angebotenen Wald-Tests auf statistische Signifikanz geprüft.

### 3. Ergebnisse

#### Austernfischer

Austernfischer sind zwar typische Küstenvögel mit dem Verbreitungsschwerpunkt auf den Halligen und Nordseeinseln, besiedelten aber in den vergangenen Jahrzehnten in großer Zahl auch das binnenländische Schleswig-Holstein. Da Austernfischerbrutbestände

Tab. 2: Anzahl der für die Auswertungen zur Verfügung stehenden Datensätze.

Table 2: Numbers of data sets available

Jahr	Austern- fischer	Kiebitz	Ufer- schnepfe	Rot- schenkel	Alpenstrand- läufer	Kampf- läufer	Bekassine	Großer Brachvogel
1960	12	5	2	6	3	2	1	1
1961	10	4	2	5	2	2	2	1
1962	11	3	1	5	2	2	0	1
1963	11	3	0	5	2	2	0	1
1964	11	4	1	5	2	2	0	1
1965	12	5	5	8	5	4	2	1
1966	8	3	4	5	1	2	0	2
1967	9	7	6	7	3	4	4	4
1968	8	4	7	6	2	3	1	43
1969	9	6	7	6	6	3	2	5
1970	6	3	4	7	3	3	2	4
1971	13	4	7	8	5	5	3	4
1972	11	4	5	7	3	3	3	5
1973	13	4	4	8	6	3	3	16
1974	13	6	9	8	4	3	4	8
1975	15	6	4	8	5	4	6	15
1976	14	6	3	8	3	4	2	3
1977	14	7	6	11	6	6	4	14
1978	15	7	6	12	5	6	5	16
1979	14	12	11	17	8	10	9	14
1980	14	12	11	17	10	8	15	13
1981	13	11	12	17	6	7	8	17
1982	47	14	91	43	10	9	32	9
1983	22	13	17	16	7	9	7	8
1984	46	34	32	42	10	20	24	12
1985	35	23	22	28	8	15	17	7
1986	29	27	24	29	8	16	21	16
1987	35	29	58	34	8	17	23	11
1988	82	68	60	76	8	31	39	15
1989	34	29	23	36	7	16	22	9
1990	87	71	61	75	9	32	37	17
1991	86	71	61	77	8	34	39	12
1992	74	53	51	59	10	24	38	17
1993	84	60	73	78	9	31	58	6
1994	57	64	54	53	9	31	38	7
1995	64	71	59	58	11	33	41	19
1996	87	76	61	76	14	33	38	19
1997	108	121	106	116	14	35	61	40
1998	71	76	60	73	13	31	38	21
1999	66	65	53	74	14	29	38	18
2000	66	65	50	66	13	29	42	21
2001	164	150	134	149	13	29	63	37
2002	78	70	54	71	13	26	34	18
2003	78	68	52	66	14	25	32	16
2004	75	71	53	74	15	28	35	17
2005	70	66	54	68	15	24	28	15
2006	79	69	57	72	16	28	31	20
2007	83	81	74	77	10	22	44	30
2008	68	60	49	65	11	23	33	19
2009	13	12	12	13	6	6	11	5
2010	19	21	33	20	6	8	10	7
<b>Anzahl aller Gebiete mit Vorkommen in mind. 1 Jahr</b>	<b>189</b>	<b>205</b>	<b>180</b>	<b>186</b>	<b>13</b>	<b>35</b>	<b>104</b>	<b>101</b>

vor allem im Küstenbereich in einigen Gebieten seit vielen Jahren regelmäßig erfasst werden, lässt sich die Bestandsentwicklung seit spätestens Anfang der 1960er Jahre verfolgen.

Die Brutbestände des Austernfischers stiegen zunächst rasch an und erreichten einen Höhepunkt im Jahre 1996 (Abb. 2). Seither sanken die Bestände; die Rückgangrate zwischen 1996 und 2010 betrug jährlich etwa 3,7%. Der Trend von 1990 bis 2010 ist signifikant negativ (Wald-Test,  $p < 0,01$ ). Der Verlauf der Indexkurve (Abb. 2) wurde in erster Linie durch die Bestände der Nordseeküste geprägt, die erheblich höher als die des Binnenlandes und der Ostseeküste sind. Eine nach Nordseeküste und Binnenland differenzierte Darstellung (Abb. 3) zeigt, dass im Binnenland im Gegensatz zur Nordseeküste schon in der ersten Hälfte der 1990er Jahre keine Bestandszunahme mehr erfolgte und der deutliche Bestandsrückgang zwei Jahre früher als an der Nordseeküste einsetzte. Seit Ende der 1990er Jahre blieben die binnenländischen Bestände auf niedrigem Niveau stabil.

Seit 1990 unterschieden sich die Bestandsentwicklungen in den Regionen statistisch hochsignifikant voneinander (Wald-Test-Statistik 23,93;  $df=3$ ;  $p < 0,001$ ). Während an der Nordseeküste und auch in den Kögen geringere Rückgänge zu verzeichnen waren, gingen die

Bestände im Binnenland, vor allem in den Marschen, stark zurück (Abb. 4).

Auf Eiderstedt zeigte sich in den fünf sowohl 2001 als auch 2010 mit der gleichen Methode kartierten Gebieten in der Summe ein moderater Rückgang (Tab. 3). Dabei unterschied sich die Entwicklung in dem einzigen Gebiet, in dem in großem Umfang Wasserstands-anhebungen durchgeführt worden waren (Gardinger Südermarsch, Bestandsanstieg), deutlich von den übrigen Gebieten, in denen die Bestände zum Teil fast verschwunden waren.

### Kiebitz

Der Kiebitz ist die in Schleswig-Holstein am weitesten verbreitete Wiesen-Limikole. Seine Bestände werden durch das Zählgebietsnetz nur sehr unvollständig erfasst. Insbesondere viele Brutvorkommen auf Äckern und in Gebieten, in denen keine anderen Wiesen-Limikolenarten vorkommen, wurden nicht berücksichtigt. Die aufgrund des in der Datenbank vorhandenen und für diese Art möglicherweise nicht repräsentativen Datenmaterials erstellte Grafik der Bestandsentwicklung (Abb. 5) weist sehr stark schwankende Bestände in den späten 1980er Jahren aus und zeigt einen mehr oder weniger stetigen Bestandsrückgang nach 1990,

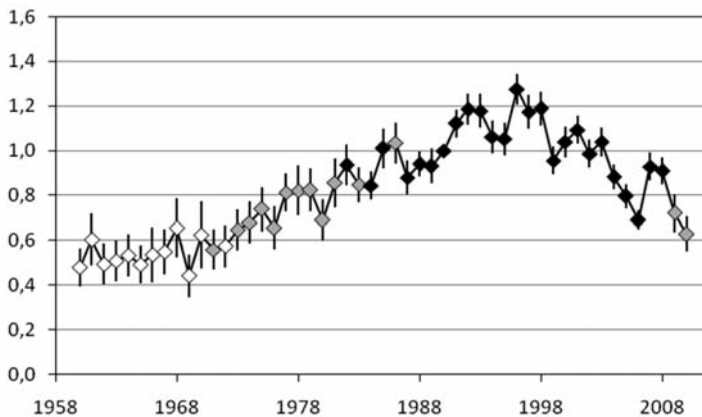


Abb. 2: Brutbestandsentwicklung des Austernfischers in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Die Füllungen der Symbole repräsentieren die Schätzgenauigkeit in Abhängigkeit vom Stichprobenumfang: schwarz: geschätzter Fehler von unter 5%; grau geschätzter Fehler von unter 25%; weiß: größerer Fehler (Details siehe HÖTKER et al. 2007a). Die vertikalen Linien über und unter den Symbolen repräsentieren die mit TRIM geschätzten Standardfehler.

Fig. 2: Population trends (TRIM-indices) of Oystercatchers breeding in Schleswig-Holstein. The colour of the circle shows the precision of the estimate depending on sample sizes: black: estimated error less than 5%; grey: estimated error less than 25%; white: estimated error greater than 25% (for details see HÖTKER et al. 2007a). The vertical lines above and below the symbols show the standard errors calculated by TRIM.



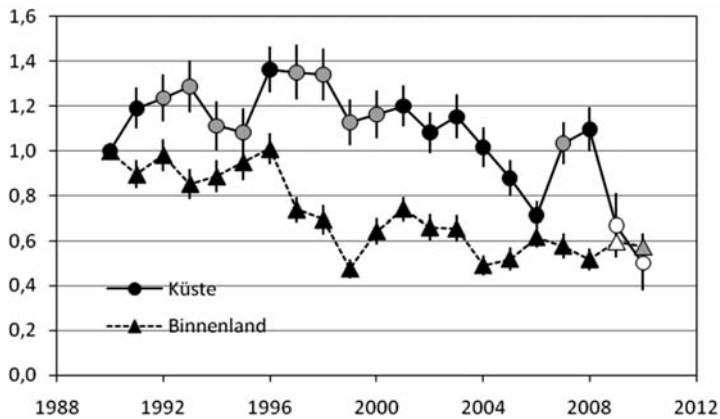


Abb. 3: Brutbestandsentwicklung des Austernfischers an der Küste (Vorländer und Inseln) und im Binnenland Schleswig-Holsteins in den Jahren 1990-2010 (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 3: Population trends (TRIM-indices) in the years 1990-2010 of Oystercatchers breeding in inland sites and on the coast (salt marshes and islands) in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

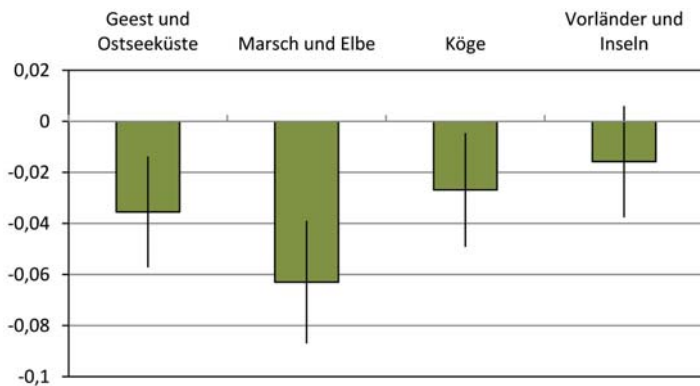


Abb. 4: Lineare Trends der Brutbestandsentwicklung des Austernfischers in verschiedenen Regionen Schleswig-Holsteins in den Jahren 1990-2010. Die Werte auf der Y-Achse repräsentieren die linearen jährliche Veränderungen der TRIM-Indices bezogen auf das Jahr 1990. Die vertikalen Linien über und unter den Symbolen repräsentieren die mit TRIM geschätzten Standardfehler.

Fig. 4: Linear population trends of Oystercatchers breeding in different habitats in Schleswig-Holstein. Data from 1990 to 2010. The columns show the mean annual change of TRIM indices since 1990. The vertical lines above and below the symbols show the standard errors calculated by TRIM.

Tab. 3: Ergebnisse von Brutbestandserfassungen des Austernfischers in Monitoringgebieten in Eiderstedt 2001 und 2010.

Table 3: Results of counts of Oystercatcher pairs breeding in monitoring sites in Eiderstedt.

Zählgebiet	Umfangreiches Wasserstandsmanagement	Austernfischer-Bestand 2001 (Paare)	Austernfischer-Bestand 2010 (Paare)	Bestandsveränderung
Haimoorkoog	nein	13	3	
Leglichkeitskoog	nein	17	6	
Tating Süd	nein	43	24	
Witzwort West	nein	25	11	
Garding Südermarsch	ja	12	46	
Alle Gebiete		110	90	-18%
mit umfangreichem Wasserstandsmanagement		12	46	283%
ohne umfangreiches Wasserstandsmanagement		98	44	-55%

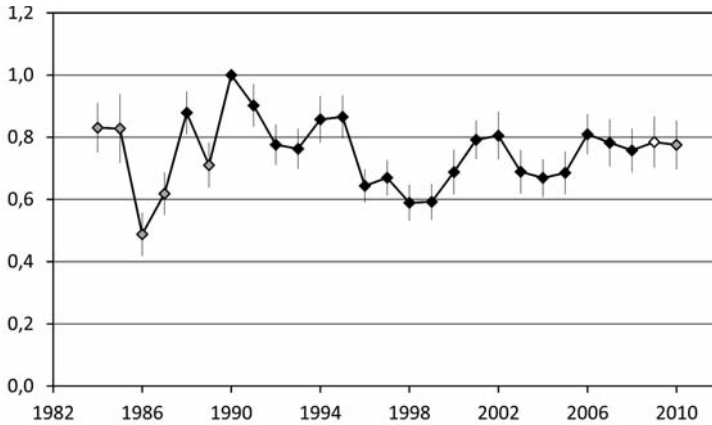


Abb. 5: Brutbestandsentwicklung des Kiebitzes in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 5: Population trends (TRIM-indices) of Lapwings breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

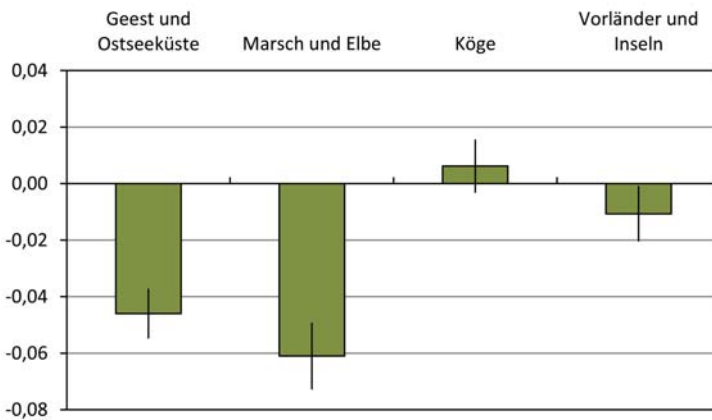


Abb. 6: Lineare Trends der Brutbestandsentwicklung des Kiebitzes in verschiedenen Regionen Schleswig-Holsteins in den Jahren 1990-2010. Symbole s. Abb. 4.

Fig. 6: Linear population trends of Lapwings breeding in different habitats in Schleswig-Holstein. Data from 1990 to 2010. Symbols see Fig. 4..

Tab. 4: Ergebnisse von Brutbestandszählungen des Kiebitzes in Monitoringgebieten in Eiderstedt 2001 und 2010.

Table 4: Results of counts of Lapwing pairs breeding in monitoring sites in Eiderstedt.

Zählgebiet	Umfangreiches Wasserstandsmanagement	Kiebitzbestand 2001 (Paare)	Kiebitzbestand 2010 (Paare)	Bestandsveränderung
Haimoorkoog	nein	48	12	
Leglichheidskoog	nein	78	27	
Tating Süd	nein	93	52	
Witzwort West	nein	81	19	
Garding Südermarsch	ja	49	55	
Alle Gebiete		349	165	-53%
mit umfangreichem Wasserstandsmanagement		49	55	12%
ohne umfangreiches Wasserstandsmanagement		300	110	-63%



der einen statistisch signifikanten negativen Trend aufweist (Wald-Test,  $p < 0,01$ ).

Die Rückgänge spielten sich vor allem im Binnenland und an der Ostseeküste ab, während an der Küste selbst und in den Kögen die Bestände annähernd stabil blieben (Abb. 6). Auch im Fall des Kiebitzes gab es einen signifikanten Effekt der Regionen auf die linearen Trends (Wald-Test-Statistik 84,73;  $df=3$ ;  $p < 0,001$ ).

Auf Eiderstedt zeigte sich in den fünf sowohl 2001 als auch 2010 mit der gleichen Methode kartierten Gebieten in der Summe ein Rückgang um mehr als 50% (Tab. 4). Dabei kam es in dem einzigen Gebiet, in dem in großem Umfang Wasserstandsanhörungen durchgeführt worden waren (Gardinger Südermarsch), zu einem leichten Bestandsanstieg, während in den übrigen Gebieten deutliche Rückgänge zu beobachten waren.

Brutvorkommen von Alpenstrandläufern gab es im betrachteten Zeitraum in Schleswig-Holstein nur noch in wenigen Gebieten an der Ostsee- und vor allem an der Nordseeküste. Nachdem in den 1960er Jahren noch über 80 Alpenstrandläuferpaare in Schleswig-Holstein gebrütet hatten (HÄLTERLEIN 1996), war die Art bereits Mitte der 1980er Jahre aus Schleswig-Holstein weitgehend verschwunden. Ende der 1980er Jahre kam es zu einer vorübergehenden Bestandserholung, vor allem durch die Besiedlung der damals noch jungen Naturschutzköge. Die Brutbestandsentwicklung konnte nur bis 2002 modelliert werden (Abb. 7), danach traten zu viele Nullwerte auf. Der Trend von 1990 bis 2002 ist statistisch signifikant negativ (Wald-Test,  $p < 0,05$ ). Seit 2003 brüten Alpenstrandläufer nur noch unregelmäßig in Schleswig-Holstein, es liegen lediglich Brutzeitfeststellungen vor, Brutnachweise fehlen.

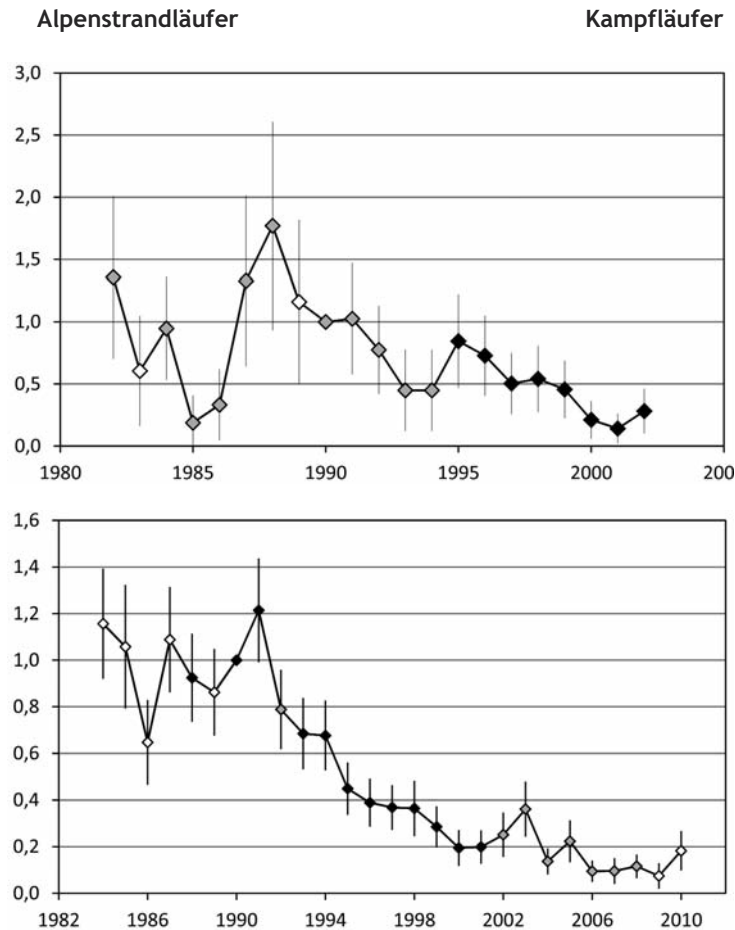


Abb. 7: Brutbestandsentwicklung des Alpenstrandläufers in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 7: Population trends (TRIM-indices) of Dunlins breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

Abb. 8: Brutbestandsentwicklung des Kampfläufers in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 8: Population trends (TRIM-indices) of Ruffs breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

Wie auch beim Alpenstrandläufer ist die Brutverbreitung des Kampfläufers mittlerweile auf die Nordseeküste mit angrenzenden Kögen beschränkt. Binnenländische Brutvorkommen existieren nicht mehr. Der modellierte Bestandsverlauf (Abb. 8) zeigt einen fast stetigen Rückgang der Art. Der Trend ab 1990 ist statistisch signifikant negativ (Wald-Test,  $p < 0,01$ ). Ähnlich wie beim Alpenstrandläufer ist ein Bestandstief Mitte der 1980er Jahre zu erkennen, auf das ein allerdings nur geringer Anstieg Anfang der 1990er Jahre folgte. Der mittlere Bestand der Jahre 2006 bis 2010 betrug 21 Weibchen, wobei nicht ganz sicher ist, wie viele davon tatsächlich noch gebrütet haben.

### Bekassine

Bekassinen brüten in Schleswig-Holstein überwiegend im Binnenland. Ihr Bestand nahm seit mindestens Anfang der 1980er Jahre mehr oder weniger stetig ab

(Abb. 9). Der Trend ab 1990 ist statistisch signifikant negativ (Wald-Test,  $p < 0,01$ ).

### Uferschnepfe

Ältere Daten aus einzelnen Gebieten zeigen, dass die Uferschnepfenbestände Schleswig-Holsteins vor den 1980er Jahren erheblich höher als heute gewesen sein dürften (BERNDT et al 2003). Mitte der 1980er Jahre gab es offensichtlich ein deutliches Bestandstief, von dem sich die Uferschnepfen aber bereits 1990 wieder erholt hatten (Abb. 10). Der Bestandsanstieg in den späten 1980er Jahren fiel zusammen mit einer stärkeren Besiedlung des Küstenraumes, vor allem der neu entstandenen „Naturschutzköge“. In den 1990er Jahren sanken die Bestände, blieben jedoch ab etwa 2000 bei erheblichen Schwankungen tendenziell stabil. Der Trend ab 1990 ist statistisch signifikant negativ (Wald-Test,  $p < 0,01$ ). Der mittlere Bestand der Jahre 2006 bis 2010 betrug 1292 Paare.

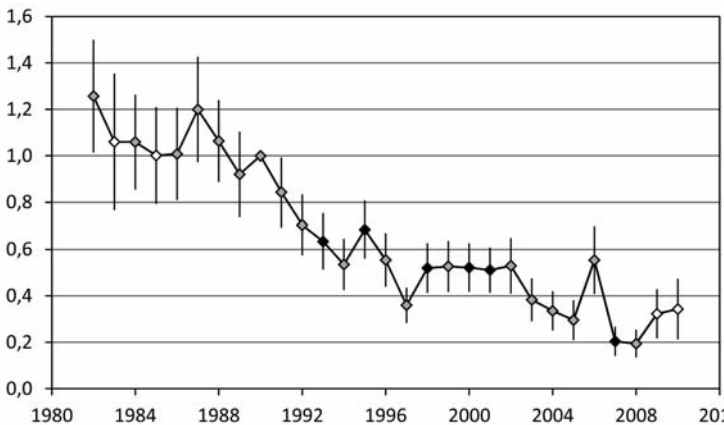


Abb. 9: Brutbestandsentwicklung der Bekassine in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 9: Population trends (TRIM-indices) of Common Snipes breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

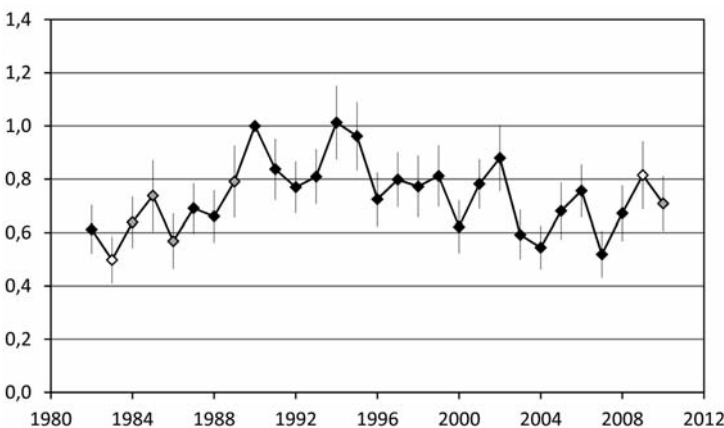


Abb. 10: Brutbestandsentwicklung der Uferschnepfe in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 10: Population trends (TRIM-indices) of Black-tailed Godwits breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

Die linearen Trends der Bestandsentwicklung unterschieden sich signifikant zwischen den Regionen (Wald-Test-Statistik 53,50;  $df=3$ ;  $p<0,001$ ). Die Bestände im Binnenland, besonders in den Niederungen der Geest und an der Ostseeküste, gingen zurück während sie im Küstenraum anstiegen (Abb. 11). Es kam

damit zu einer Verlagerung der Bestände aus dem Binnenland hin zur Küste.

Auf Eiderstedt zeigte sich in den 14 sowohl 2001 als auch 2010 mit der gleichen Methode kartierten Gebieten in der Summe ein Rückgang um mehr als 50%

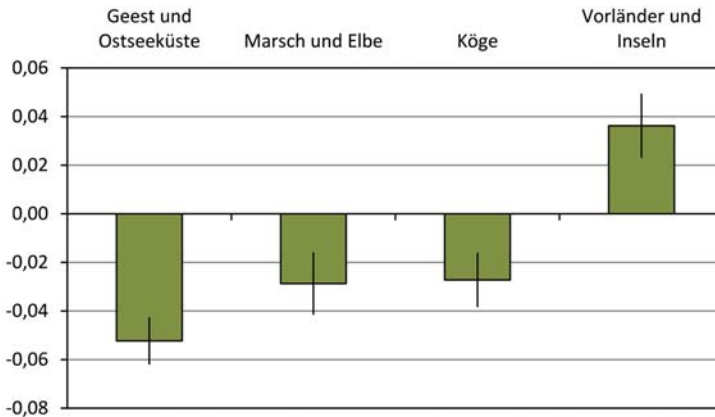


Abb. 11: Lineare Trends der Brutbestandsentwicklung der Uferschnepfe in verschiedenen Regionen Schleswig-Holsteins in den Jahren 1990-2010. Symbole s. Abb. 4.

Fig. 11: Linear population trends of Black-tailed Godwits breeding in different habitats in Schleswig-Holstein. Data from 1990 to 2010. Symbols see Fig. 4.

Tabelle 5: Ergebnisse von Brutbestandsaufnahmen der Uferschnepfe in Monitoringgebieten in Eiderstedt 2001 und 2010.

Table 5: Results of counts of Black-tailed Godwit pairs breeding in monitoring sites in Eiderstedt.

Zählgebiet	Im Vogelschutzgebiet?	Umfangreiches Wasserstandsmanagement	Uferschnepfenbestand 2001 (Paare)	Uferschnepfenbestand 2010 (Paare)	Bestandsveränderung
Adenbüller Koog	ja	ja	15	15	
Altaugustenkoog	ja	nein	5	3	
Junkernkoog	ja	nein	17	9	
Poppenbüll Mitte	ja	ja	23	19	
Utholm (Westerhever)	ja	nein	23	18	
Adolfskoog	nein	nein	27	4	
Büttelkoog	nein	nein	10	0	
Flöhdorf	nein	nein	10	0	
Haimoorkoog	nein	nein	11	8	
Leglicheitskoog	nein	nein	26	2	
Neuaugustenkoog	nein	nein	0	0	
Garding Südermarsch	nein	ja	14	15	
Tating Süd	nein	nein	5	0	
Witzwort West	nein	nein	24	4	
Alle Gebiete			210	97	-54%
im Vogelschutzgebiet			83	64	-23%
außerhalb des Vogelschutzgebiets			127	33	-74%
mit umfangreichem Wasserstandsmanagement			52	49	-6%
ohne umfangreiches Wasserstandsmanagement			158	48	-70%

(Tab. 5). Dabei blieben die Bestände in den Gebieten, in denen in großem Umfang Wasserstandsanehebungen durchgeführt worden waren (Adenbüller Koog, Gardinger Südermarsch und Poppenbüll Mitte), fast stabil, während in den übrigen Gebieten deutliche Rückgänge zu beobachten waren.

### Großer Brachvogel

Brachvögel brüten in Schleswig-Holstein fast ausschließlich im Binnenland. Für die Betrachtung der Brutbestandstrends des Großen Brachvogels in Schleswig-Holstein standen nur Daten aus vergleichsweise wenigen Gebieten zur Verfügung, so dass die Standardfehler der Jahresindices in Abb. 12 relativ hoch sind und deshalb Interpretationen schwierig sind. Die Daten zeigen jedoch sicher vergleichsweise hohe Bestände in den 1980er Jahren, die bis 2004 deutlich sinken. Ab 2005 scheint es einen sehr schnellen Bestandsanstieg gegeben zu haben, der sich in den Gebieten, aus denen Daten vorliegen, auch in den Jahren

2009 und 2010 fortsetzt. So konnten 2010 in den Gebieten Meggerkoog E und W 19 Brutpaare gegenüber einem Brutpaar im Jahre 2001 festgestellt werden. Das Datenmaterial erlaubt jedoch noch keine Modellierung für die Jahre 2009 und 2010 in ganz Schleswig-Holstein. Der Bestandstrend seit 1990 war nicht signifikant von Null verschieden (Wald-Test,  $p > 0,05$ ).

### Rotschenkel

Rotschenkel haben in Schleswig-Holstein ihren Verbreitungsschwerpunkt in den Vorländern der Nordseeküste. Die binnenländischen und Ostsee-Vorkommen spielen gegenüber den Beständen im Nordseeraum nur eine untergeordnete Rolle.

Die Daten zeigen ein Bestandstief in der Mitte der 1980er Jahre, von dem aus die Indices bis um 2002 ansteigen. Seit Anfang des Jahrtausends scheint der Bestand stabil zu sein (Abb. 13). Der Trend seit 1990 ist statistisch signifikant positiv (Wald-Test,  $p < 0,05$ ).

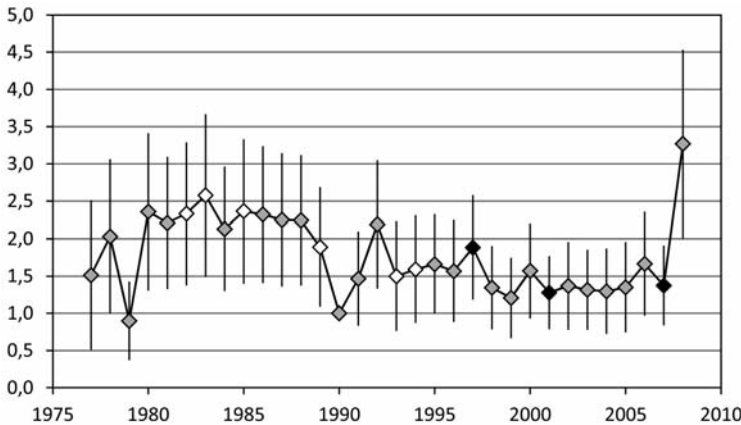


Abb. 12: Brutbestandsentwicklung des Großen Brachvogels in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 12: Population trends (TRIM-indices) of Curlews breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

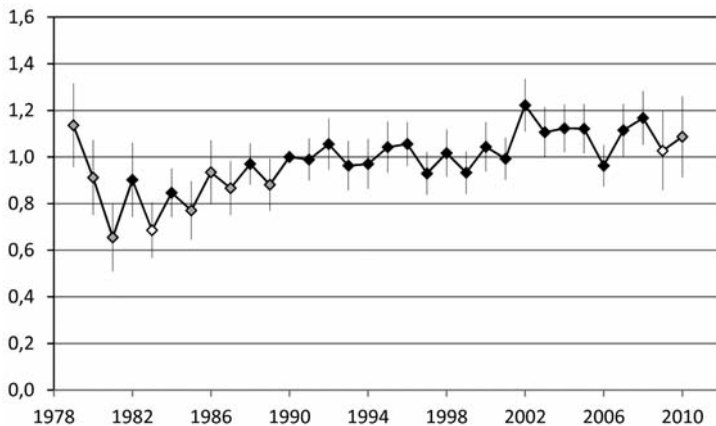


Abb. 13: Brutbestandsentwicklung des Rotschenkels in Schleswig-Holstein (TRIM-Indices). Symbole s. Abb. 2.

Fig. 13: Population trends (TRIM-indices) of Redshanks breeding in Schleswig-Holstein. Symbols see Fig. 2.

Der Bestandsanstieg seit 1990 spielte sich ausschließlich an der Nordseeküste ab (Abb. 14). Wegen der Höhe der Bestände hier führte ein geringer Zuwachs zu einem landesweit positiven Trend, obwohl in den Marschen, an der Elbe, im übrigen Binnenland und an der Ostsee die Bestände zum Teil sehr deutlich zurückgingen. In den Naturschutzkögen blieben die Bestände annähernd stabil. Auch beim Rotschenkel gab es einen signifikanten Effekt der Regionen auf die linearen Trends (Wald-Test-Statistik 102,10;  $df=3$ ;  $p<0,001$ ).

Auf Eiderstedt zeigte sich in den fünf sowohl 2001 als auch 2010 mit der gleichen Methode kartierten Gebieten in der Summe ein Rückgang (Tab. 6) um fast 60%. Aber in dem einzigen Gebiet, in dem in großem Umfang Wasserstandsanehebungen durchgeführt worden waren (Gardinger Südermarsch), kam es zu einem leichten Bestandsanstieg.

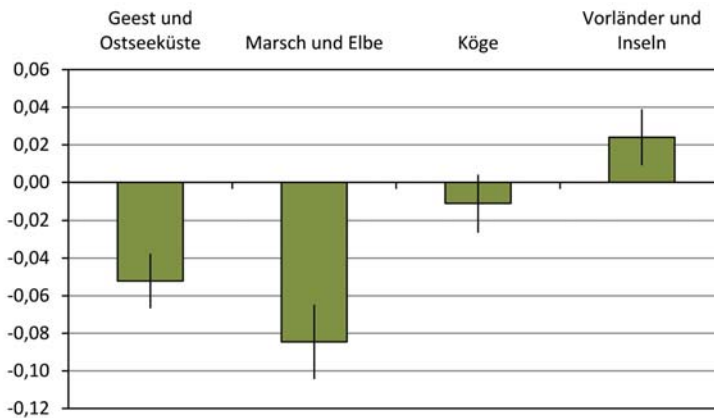


Abb. 14: Lineare Trends der Brutbestandsentwicklung des Rotschenkel in verschiedenen Regionen Schleswig-Holsteins in den Jahren 1990-2010. Symbole s. Abb. 4.

Fig. 14: Linear population trends of Redshanks breeding in different habitats in Schleswig-Holstein. Data from 1990 to 2010. Symbols see Fig. 4.

Tab. 6: Ergebnisse von Brutbestandserfassungen des Rotschenkel in Monitoringgebieten in Eiderstedt 2001 und 2010.

Table 6: Results of counts of Redshank pairs breeding in monitoring sites in Eiderstedt.

Zählgebiet	Umfangreiches Wasserstandsmanagement	Rotschenkel-Bestand 2001 (Paare)	Rotschenkel-Bestand 2010 (Paare)	Bestandsveränderung
Haimoorkoog	nein	3	0	
Leglichkeitskoog	nein	12	1	
Tating Süd	nein	12	5	
Witzwort West	nein	6	2	
Garding Südermarsch	ja	4	7	
Alle Gebiete		37	15	-59%
mit umfangreichem Wasserstandsmanagement		4	7	75%
ohne umfangreiches Wasserstandsmanagement		33	8	-76%

ten sich vor allem auf die Streuung der Ergebnisse ausgewirkt haben und weniger auf die Trendaussagen.

Die zweite Schwierigkeit bestand darin, Bestandstrends und Bestandsverläufe in Anbetracht großer Datenlücken zu modellieren. Insbesondere aus den Jahren vor 1980 lagen zu wenige Daten vor, um verlässliche Aussagen zu treffen. Für die meisten Arten wurde deshalb auf eine Modellierung vor dieser Zeit verzichtet. Daten mit vergleichsweise wenig Lücken existieren von 1990 bis 2008. Aus den Jahren 2009 und 2010 liegen erst relativ wenige Angaben vor, da noch Daten ausstehen.

Die dritte Schwierigkeit bestand darin, dass die vorhandenen Daten nicht gleichmäßig über die Vorkommensgebiete verteilt waren. Daten aus Küstengebieten und Daten aus Schutzgebieten waren überrepräsentiert. Analysen mit entsprechenden Daten aus ganz Deutschland zeigten, dass Korrekturen durch Gewichtungen bestimmter Datensätze allerdings nur wenig Einfluss auf die Ergebnisse hatte (eigene Untersuchungen), so dass auch für die schleswig-holsteinischen Daten keine großen Verzerrungen durch die nicht vorhandenen geografische Repräsentativität der Daten zu erwarten sind.

Wegen der genannten Schwierigkeiten, insbesondere der Datenlücken, dürfen einzelne Jahres-Indices nicht überbewertet werden. Einzelne „Sprünge“ in den Bestandsverläufen können den Tatsachen entsprechen, sind aber möglicherweise auch durch die methodischen Schwierigkeiten beeinflusst worden. Die Trends über mehrere Jahre sind jedoch als sehr robust anzusehen, auch wenn es lokal abweichende Entwicklungen gibt (BUSCHE 2011).

### Gründe für die Bestandsentwicklungen

Fast alle Wiesen-Limikolen zeigten in den letzten beiden Jahrzehnten mehr oder weniger deutliche Bestandsrückgänge. Ausnahmen waren lediglich der Große Brachvogel und der überwiegend in den außendeichs gelegenen Salzwiesen vorkommende Rotschenkel. Bei letzterem gingen allerdings die Binnenlandbestände ebenfalls deutlich zurück. Vom Kampfläufer existieren nur noch Restvorkommen und Alpenstrandläufer brüten nicht mehr alljährlich in Schleswig-Holstein. In allen überprüfbareren Fällen verliefen die Bestandsentwicklungen im Binnenland negativer als in den Naturschutzkögen und an der Nordseeküste. Mit Ausnahme des

Kiebitzes zeigten die übrigen Arten die positivsten Trends an der Küste.

Auf mitteleuropäischer Ebene betrachtet hing die Abnahme der Wiesenvogelbestände offensichtlich nicht mit einer Erhöhung der Mortalitätsraten der erwachsenen Vögel zusammen, die in den letzten Jahrzehnten – soweit die geringe Zahl der Studien eine Beurteilung zulässt – weitgehend konstant geblieben sind (HÖTKER et al. 2007b, ROODBERGEN et al. 2008). Hingegen sanken die Reproduktionsraten. Die Probleme der Wiesen-Limikolen lagen also offensichtlich vor allem in ihren Brutgebieten. Dort galt die Zerstörung von Lebensräumen durch Entwässerung von Feuchtgrünland, Intensivierung der Nutzung und schließlich Umbruch als der wesentliche Grund für den geringen Bruterfolg und in dessen Folge festzustellenden Bestandsrückgänge (BEINTEMA et al. 1995).

In Schleswig-Holstein hält der Lebensraumverlust für Wiesen-Limikolen offensichtlich noch an, wie die Grünlandstatistik zeigt. In keinem anderen Bundesland ging ein so hoher Anteil des Grünlands verloren wie in Schleswig-Holstein (schriftl. Mitteilung des BUNDESMINISTERIUMS FÜR ERNÄHRUNG, LANDWIRTSCHAFT UND VERBRAUCHERSCHUTZ vom 22.2.2011). Die zum Teil drastischen Bestandsverluste der Wiesen-Limikolen in Eiderstedt (Verluste von über 50% innerhalb von neun Jahren) gingen mit offensichtlichen Veränderungen in den betroffenen Gebieten einher. Gegenüber 2001 war der Ackeranteil erheblich erhöht. Feuchte, mit flachen, nassen Grüppengraben und Tränkekuhlen versehene Grünlandbereiche waren an vielen Stellen verschwunden. In kurzer Zeit sind dadurch Lebensräume der Wiesen-Limikolen in großem Umfang vernichtet worden. An den Stellen, an denen dieser Entwicklung durch Naturschutzmaßnahmen entgegengewirkt werden konnte, hielten sich hingegen die Bestände weitgehend. Zu bedenken dabei ist natürlich, dass es sich außer im Fall der Uferschnepfe bisher nur um die Daten eines einzigen Gebiets mit solchen Maßnahmen handelt. Dementsprechend ist die Aussagekraft der Zahl für Austernfischer, Kiebitz und Rotschenkel noch begrenzt und muss durch weitere Untersuchungen ergänzt werden.

Parallel zur Zerstörung der Lebensräume war in Mitteleuropa in den vergangenen Jahren eine Zunahme der Prädationsraten von Gelegen und zum Teil auch von Küken von Wiesen-Limikolen zu beobachten (HÖTKER et al. 2007b, SCHEKKERMAN et al. 2009). Die Verluste von Gelegen waren überwiegend Raubsäugern, vor allem Füchsen *Vulpes vulpes* zuzuordnen



(LANGGEMACH & BELLEBAUM 2005), während Kükenverluste häufiger durch Vögel verursacht wurden (TEUNISSEN et al. 2006). Die Bestände von Prädatoren dürften durch eine Vielzahl von Gründen (z. B. Ausbleiben der Tollwut durch Impfungen, Einwanderung neuer Arten, Erhöhung des Nahrungsangebots durch Eutrophierung der Landschaft, Entwässerung und Ausbleiben von Überflutungen) erheblich gestiegen sein und – wenigstens lokal – Einfluss auf die Bestandsentwicklung genommen haben (BOLTON et al. 2007). Auch der zunehmende Gehölaufwuchs in den Grünlandgebieten dürfte Prädatoren fördern und die Attraktivität für Wiesen-Limikolen vermindern.

Die vergleichsweise positive Bestandsentwicklung des Rotschenkel hängt sicherlich mit der Aufgabe der Beweidung im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer um 1990 zusammen. Rotschenkel bevorzugen zur Brut höher aufwachsende Salzwiesen (NORRIS et al. 1997) und dürften von der Beweidungsaufgabe profitiert haben. Zusätzlich hat sich die Gesamtfläche der Salzwiesen durch Anlandung vergrößert. Für den Großen Brachvogel, der vor allem gegen Ende der Berichtszeit einen scheinbar deutlichen Bestandsanstieg zeigt, liegen die Gründe nicht so deutlich auf der Hand. Die Brachvogelbestände nahmen besonders in den Gebieten zu, in denen das Vertragsnaturschutzprogramm „Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz“ angeboten wird (JEROMIN 2009). Die Trends basieren aber auf bisher nur relativ wenigen Daten, so dass die weitere Entwicklung abgewartet werden muss. Da der bei weitem größte Teil der Austernfischer auf den Inseln und Halligen brütet, dürften die schleswig-holsteinischen Wiesen kaum einen Einfluss auf die Entwicklung des Landesbestandes ausgeübt haben. Der Bestandseinbruch im binnenländischen Grünland setzte deutlich eher als an der Küste ein, so dass die Bedingungen für Austernfischer im Grünland noch schlechter gewesen sein dürften als auf den Salzwiesen und Halligen. Dort werden unter anderem zunehmende Überflutungen als Rückgangsursache diskutiert (POL et al. 2010).

Einige der hier betrachteten Arten, wie Kiebitz, Alpenstrandläufer, Kampfläufer und Uferschnepfe, wiesen in der Mitte der 1980er Jahre Bestandstiefs auf, von denen sie sich um 1990 teilweise wieder erholt hatten. Es gibt für alle genannten Arten Belege dafür, dass ihre Bestände in den 1970er Jahren deutlich höher lagen als um 1990 (HÄLTERLEIN 1996, BERNDT et al. 2003). Die Bestandskurven von Austernfischern und Großen Brachvögeln lassen das Bestandstief in der Mitte der 1980er Jahre nicht erkennen, während bei Bekassinen

und Rotschenkeln ein schwach angedeutetes vorübergehendes Bestandstief erahnt werden kann. Es gibt keine ganz offensichtlichen Gründe für dieses Muster der Bestandsentwicklung. Ursachen, die in den Überwinterungsgebieten liegen, wie etwa die Dürreperioden in der Sahel-Zone, liefern Erklärungen für höchstens Kampfläufer und Uferschnepfen. Die Überwinterungsgebiete der anderen Arten waren aber von der Sahel-Dürre in den 1980er Jahren nicht betroffen. Zusammenhänge mit der Nordatlantischen Oszillation, die großräumige Wetterphänomene beschreibt, und mit einzelnen Wetterdaten konnten nicht gefunden werden, wobei nicht alle möglichen Korrelationen überprüft werden konnten. Eine mögliche Erklärung bieten jedoch die umfangreichen Eindeichungsmaßnahmen an der Wattenmeerküste seit 1959 (NEHLS et al. 2001, HÖTKER et al. 2001). Mit dem Hauke-Haien-Koog, dem Katinger Watt und anderen Teilen der eingedeichten Eidermündung, den Dithmarscher Speicherkögen, dem Rickelsbüller Koog und dem Belt-ringharder Koog entstanden in relativ kurzer Zeit neue Lebensräume für Arten, die Anfang der 1980er Jahre aufgrund von Lebensraumverlusten nur noch geringe Bestände aufwiesen. Besonders Alpenstrandläufer und Kampfläufer profitierten von den neuen Eindeichungen. Vorkommen dieser Arten außerhalb der neuen Köge existierten fast nicht mehr. Auch Uferschnepfen und Kiebitze konnten deutlich von den zugewonnenen Brutgebieten profitieren. Nennenswerte Bestandsanteile dieser Arten brüteten in den sogenannten „Naturschutzkögen“ (HÖTKER et al. 2001). Für Bekassinen und Rotschenkel besaßen die Naturschutzköge hingegen eine nur untergeordnete Bedeutung, da Bekassinen ihre Verbreitungsschwerpunkte eher im binnenländischen Feuchtgrünland besitzen und die überwältigende Mehrheit der Rotschenkel in den Salzwiesen vorkommt. Ähnliches gilt auch für den Austernfischer. Große Brachvögel kommen fast überhaupt nicht im Küstenraum vor (BERNDT et al. 2003) und waren dementsprechend auch nicht betroffen.

### Bestandsentwicklungen im Vergleich

Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten Trends korrespondieren mit den Angaben in der aktuellen Roten Liste der Brutvögel Schleswig-Holsteins. Allein für die Bekassine ergibt sich nach der Auswertung der Wiesenvogelndatenbank eine sehr starke Abnahme, während der kurzfristige Trend in der Roten Liste auf der Basis des Vergleichs der Kartierungsergebnisse für den schleswig-holsteinischen Brutvogelatlas (um 1990) mit dem Atlas deutscher

Brutvogelarten (ADEBAR) (um 2007) mit „gleich bleiben“ angegeben wird. Die Einordnung der Bekassine in die Gefährdungskategorie 2 - stark gefährdet – beschreibt die Gefährdungssituation jedoch auch nach unserer Auffassung zutreffend.

Die hier behandelten Wiesen-Limikolen leiden – wie bereits eingangs erwähnt – in vielen europäischen Ländern unter erheblichen Bestandsverlusten (BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004, THORUP 2006). Die europaweit größten Bestände einiger Arten brüten in den Niederlanden, wo ein sehr umfangreiches Monitoringprogramm existiert. Abb. 15 bietet einen Vergleich der Bestandsentwicklungen in den Niederlanden und Schleswig-Holstein.

In den Niederlanden nahmen die Bestände des Austernfischers sehr viel früher als in Schleswig-Holstein, mindestens seit 1990, ab. Der Bestandsverlauf in den Niederlanden entspricht in etwa dem des schleswig-holsteinischen Binnenlands. Die Kiebitzbestände in den Niederlanden hielten sich bis zum Ende der 1990er Jahre auf einem vergleichsweise hohen Niveau und gingen dann deutlich zurück. In Schleswig-Holstein war ein Rückgang bereits zu Beginn der 1990er Jahre bemerkbar. Danach fluktuieren die Bestände ohne dass ein negativer Trend erkennbar war. Kampfläufer zeigten in den Niederlanden und Schleswig-Holstein eine praktisch identische Bestandsentwicklung. Nachdem bis 1996 die Bestandsverläufe der Bekassine in den Niederlanden und Schleswig-Holstein sehr ähnlich waren, stabilisierten sich die Zahlen in den Niederlanden, während sie in Schleswig-Holstein weiter sanken. Im Falle der Uferschnepfe verliefen die Trends genau andersherum. Nach einem parallelen Verlauf bis etwa 2000 entwickelten sich die Bestände in Schleswig-Holstein durchschnittlich positiver als in den Niederlanden. Dies gilt auch für den Großen Brachvogel, dessen Bestände mit Bezug auf das Jahr 1990 in Schleswig-Holstein einen besseren Verlauf als in den Niederlanden nahmen. Der in den Niederlanden seit etwa 2000 feststellbare leicht negative Trend des Rotschenkels trat in Schleswig-Holstein nicht auf.

Mit Ausnahme der Bekassine entwickelten sich die Wiesenvogelbestände in Schleswig-Holstein deutlich positiver als in den Niederlanden. Einfache und offensichtliche Gründe dafür liegen nicht auf der Hand. Doch brütet in Schleswig-Holstein ein großer Teil der Wiesenvogelbestände auf Flächen im Besitz der öffentlichen Hand, auf denen in den letzten Jahren gezielte Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensräume durchgeführt

wurden. Zusätzlich wurden auf Wiesenvogelgebieten in privater Hand erhebliche Anstrengungen unternommen, um über angepasste Vertragsnaturschutzprogramme Verluste von Gelegen und Bruten durch landwirtschaftliche Aktivitäten zu vermeiden und ebenfalls – in einigen – Fällen, Lebensraumverbesserungen herbeizuführen (HÖTKER & JEROMIN 2010). Die Zählergebnisse auf der Halbinsel Eiderstedt zeigen, dass diese Maßnahmen im Falle der Uferschnepfe in dem Sinne wirksam waren, dass die Rückgänge lokal gestoppt werden konnten. Für andere Arten konnten sie wenigstens im Einzelfall wirksam sein. Die im Land durchgeführten Wiesenvogel-Schutzmaßnahmen dürften in ihrer Gesamtheit dazu beigetragen haben, den Bestandsrückgang – zumindest im Vergleich zu den Niederlanden – verringert oder in einigen Fällen sogar gestoppt zu haben. Damit die immer noch negativen Bestandstrends der meisten Arten umgekehrt werden können, ist es erforderlich, wenigstens in den Kerngebieten der Verbreitung wie zum Beispiel Eiderstedt die bekannten und wirksamen Schutzmaßnahmen auf möglichst großer Fläche umzusetzen.

### Danksagung

Wir bedanken uns bei unseren Kolleginnen und Kollegen sowie bei zahlreichen ehrenamtlichen Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern für die tatkräftige Unterstützung vor allem bei der Datenerhebung. Stellvertretend seien hier für die Erfassungen auf Eiderstedt genannt: Britta DIEDERICHS, Sabine GETTNER, Klaus GÜNTHER, Bernd HALTERLEIN, Johannes MATTHIESSEN, Reinhard SCHILL. Für die finanzielle Unterstützung der diesem Artikel zugrunde liegenden wissenschaftlichen Projekte sind wir vor allem der Landesregierung Schleswig-Holsteins, aber auch der Deutschen Bundesstiftung Umwelt und dem Bundesamt für Naturschutz dankbar. Für die kritische Durchsicht des Manuskripts danken wir Rolf K. BERNDT, Holger A. BRUNS, Barbara GANTER, Bernd KOOP, Philipp SCHWEMMER und besonders Wilfried KNIEF, der viele wichtige Ergänzungen beisteuerte.

### 5. Summary: Population trends in meadow birds breeding in Schleswig-Holstein

Waders breeding on meadows belong to the most threatened guilds of bird species in western Europe. After Lower Saxony, Schleswig-Holstein holds the biggest share of meadow birds in Germany. In this paper we compile regular and casual counts of eight wader species from 318 monitoring sites. We modeled and analyzed trends with the program TRIM. We put special empha-

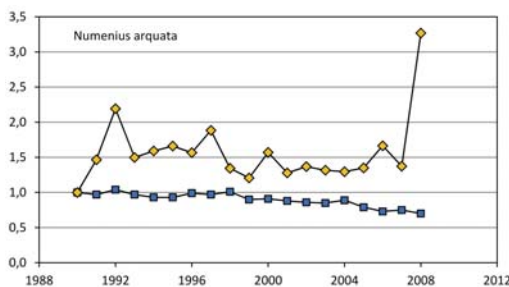
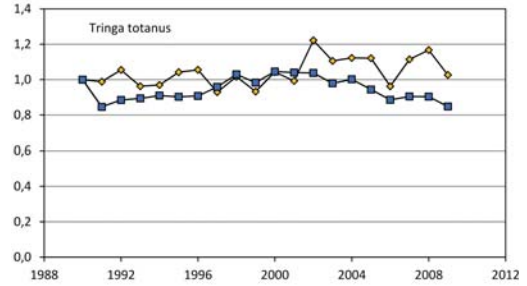
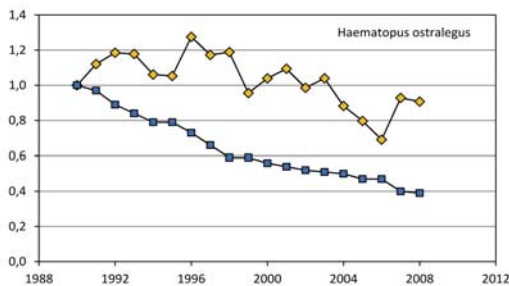
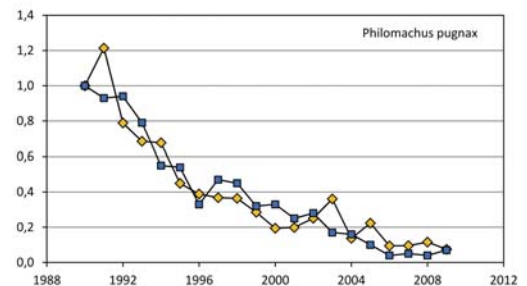
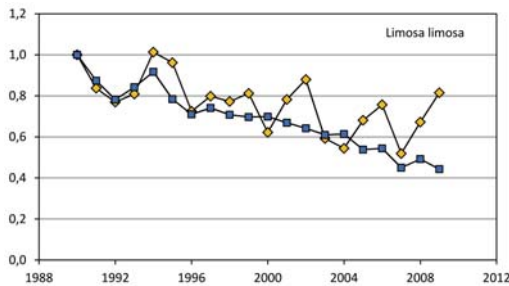
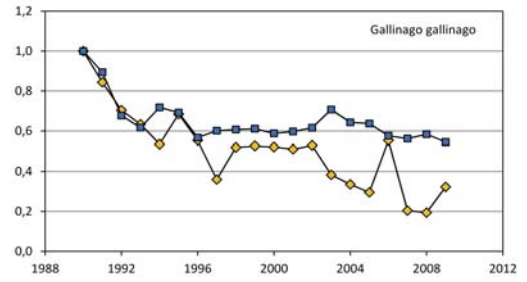
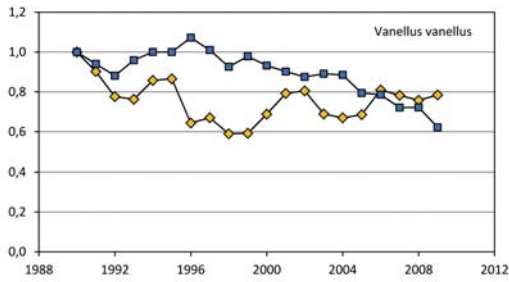


Abb. 15: Vergleich der Bestandstrends (Berechnungen mit TRIM) der Wiesen-Limikolen in den Niederlanden (blaue Quadrate; SOVON 2011) und in Schleswig-Holstein (gelbe Raute) in den Jahren 1990-2009.

Fig. 15: Population trends of meadow birds breeding in the Netherlands (blue squares; SOVON 2011) and in Schleswig-Holstein (yellow diamonds) 1990 – 2009.

sis on counts on the peninsula of Eiderstedt, where no regular monitoring had taken place since 2001.

On Eiderstedt, numbers of breeding Oystercatchers, Lapwings, Black-tailed Godwits and Redshanks decreased sharply in sites without habitat management. In sites where water management had been adapted to the requirements of meadow birds, the populations remained stable.

The modeling of trends for the entire state of Schleswig-Holstein had following results: After several decades of increase, numbers of Oystercatchers breeding in Schleswig-Holstein reached a peak in 1996, and declined steeply afterwards. The decline started earlier inland than on the coast. Numbers of Lapwings breeding in Schleswig-Holstein fluctuated in the late 1980s and declined in the years after 1990. The population of Dunlins breeding in Schleswig-Holstein recovered

in the 1980 after having been close to local extinction shortly before. After 1990 the population decreased again. Meanwhile Dunlins do not regularly breed in Schleswig-Holstein any more. Numbers of Ruffs and Common Snipes breeding in Schleswig-Holstein steadily decreased. Black-tailed Godwits went through a population depression in the 1980s, recovered until 1990 and decreased again in the decade thereafter. Since 2010 the numbers have fluctuated without a clear trend. The mean population size in the years 2006 to 2010 was 1292 pairs. Numbers of Curlews and Redshanks breeding in Schleswig-Holstein remained stable and increased slightly in recent years.

The strongest declines occurred at the Baltic coast and inland, whereas populations on the Wadden Sea coast performed better in general.

## 6. Literatur

- AHRENDT, K. 1991. Brutvogelbestände auf Eindeichungsflächen östlich des Eiderdammes 1971-1990. *Corax* 14: 249-260.
- BEINTEMA, A. J., E. DUNN & D. A. STROUD 1997. Birds and wet grasslands. S. 269-255 in: PIENKOWSKI, M. W. & D. S. PAIN (Hrsg.): *Farming and birds in Europe: the Common Agricultural Policy and its implication for bird conservation*. Academic Press, London.
- BEINTEMA, A. J., O. MOEDT & D. ELLINGER 1995. *Ecologische Atlas van de Nederlandse Weidevogels*. Schuyt, Haarlem.
- BERNDT, R. K. 1993. Zur Vogelwelt der Fuhlenau- und Buckener- Au-Niederung. *Corax* 15: 163-166.
- BERNDT, R. K. 1995. Die Brutvögel der schleswig-holsteinischen Hochmoore - Situation, Entwicklung und Schlußfolgerungen für Hochmoorrenaturierungen. *Ökologie der Vögel* 17: 185-220.
- BERNDT, R. K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL 2003. *Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 5, Brutvogelatlas*. Wachholtz, Neumünster.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- BOLTON, M., G. TYLER, K. SMITH & R. BAMFORD 2007. The impact of predator control on lapwing *Vanellus vanellus* breeding success on wet grassland nature reserves. *Journal of Applied Ecology* 44: 534-544.
- BRÄGER, S. & T. DERNEDDE 1995. Die Vogelgemeinschaften des Ramstedter Moores (Schwabstedter Westerkooges) in Abhängigkeit von Vegetationseinheiten. *Corax* 16: 84-93.
- BREHM, K. 1971. Seevogelschutzgebiet Hauke-Haien-Koog. *Tier und Umwelt NF6/7*: 1-52.
- BRUNCKHORST, H., H. HOFFMANN, W. PETERSEN, H.-U. RÖSNER & B. HÄLTERLEIN 1988. Empfehlungen zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln an der deutschen Nordseeküste. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*. 2/88: 17-32.
- BUSCHE, G. 1994. Zum Niedergang von "Wiesenvögeln" in Schleswig-Holstein 1950-1992. *Journal für Ornithologie* 135: 167-177.
- BUSCHE, G. 1995. Bestandsentwicklungen von Brutvögeln in Marschen (Agrarland, Salzwiesen) des westlichen Schleswig-Holstein 1960-1994. *Vogelwelt* 116: 73-90.
- BUSCHE, G. 2011. Brutbestandstrends vom Großen Brachvogel (*Numenius arquata*) und anderen Wiesen-Limikolen: starke Rückgänge auf Grünland im Westen Schleswig-Holsteins von 1968 bis 2005. *Vogelwarte* 49: 1-8.
- DEPPE, H.-J. 1988. Bestandsentwicklung der Uferschnepfe *Limosa limosa* auf der Nordseeinsel Föhr. *Vogelwelt* 109: 226-232.
- DIENER, B. 1989. Der Brutbestand von Laro-Limikolen auf Hallig Langeness 1983-1987. *Corax* 13: 168-180.
- GALL, T. 1995. Verbreitung und Bestandsdichte von Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Bekassine (*Gallinago gallinago*) und Austernfischer (*Haematopus ostralegus*) 1993 in der Eider-Treene-Sorge-Niederung - Bewertung der Ergebnisse im Vergleich zu Untersuchungen aus den Jahren 1981 und 1982. *Corax* 16: 177-195.
- GLOE, P. 1984. Besiedlung der Speicherköge an der Meldorfer Bucht 1983 durch Brutvögel. *Corax* 10: 355-383.
- GLOE, P. 1992. Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Speicherkoog Dithmarschen (Westküste von Schleswig-Holstein) von 1984 bis 1991. *Corax* 15: 69-81.
- GLOE, P. 2004. Zur Vogelwelt der Miele-Niederung im Westen Schleswig-Holsteins. *Corax* 19: 255-279.
- HÄLTERLEIN, B. 1986a. Laro-Limikolen-Brutbestände an der schleswig-holsteinischen Nordseeküste 1983-1985. *Corax* 11: 332-398.
- HÄLTERLEIN, B. 1986b. Laro-Limikolen-Brutbestände an der schleswig-holsteinischen Ostküste 1984. *Corax* 11: 399-435.
- HÄLTERLEIN, B. 1996. Brutvogel-Bestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Teilprojekt A 2.7, Tönning.
- HÄLTERLEIN, B. & K. BEHM-BERKELMANN 1991. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1990 - Vierte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". *Seevögel* 12: 47-51.
- HÄLTERLEIN, B. & B. STEINHARDT 1991. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1991 - Fünfte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". *Seevögel* 14: 1-5.
- HÄLTERLEIN, B. & P. SÜDBECK 1996. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1994 - Achte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". *Seevögel* 17: 5-11.

- HÄLTERLEIN, B. & P. SÜDBECK 1998. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1996 - Zehnte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". *Seevögel* 19: 73-79.
- HÄLTERLEIN, B., D. M. FLEET, H. R. HENNEBERG T. MENNEBÄCK, L. M. RASMUSSEN, P. SÜDBECK, O. THORUP & R. VOGEL 1995. Anleitung zur Brutbestandserfassung von Küstenvögeln im Wattenmeerbereich. *Seevögel* 16: 3-24.
- HÄLTERLEIN, B., D. M. FLEET & H. U. RÖSNER 1991. Gebietsdefinitionen für Brut- und Rastvogelzählungen an der schleswig-holsteinischen Westküste. *Seevögel* 12: 21-25.
- HARTMANN, J. 2008. Die Brutvögel der Wedeler Marsch 1992 - 2007: Brutbestände und Bestandsentwicklungen. *Hamburger avifaunistische Beiträge* 35: 103-131.
- HARTMANN, J., A. DWENGER, B. KONDIZILLA & A. MITSCHKE 2001. Der Brutvogelbestand des Himmelmoores/PI 2001. *Hamburger avifaunistische Beiträge* 37: 31-52.
- HEMMERLING, W. & D. MEYER 1993. Bestandsrückgang der Uferschnepfe (*Limosa limosa*) am Pinnerberger Elbufer - Ursachen und Konsequenzen für die Strategie des Naturschutzes. *Corax* 15: 156-159.
- HÖTKER, H. 1991. Waders Breeding on Wet Grasslands in the Countries of the European Community - a Brief Summary of Current Knowledge on Population Sizes and Population Trends. *Wader Study Group Bulletin* 61: 50-55.
- HÖTKER, H. & H. JEROMIN 2010. Arten des Grünlandes - Wiesenbrüterschutz am Beispiel Schleswig-Holsteins. In: BOYE, P., M. VISCHER-LEOPOLD, C. PAULSCH, A. SSMYANK & F. BEULSHAUSEN: Drei Jahrzehnte Vogelschutz im Herzen Europas: Rückblick, Bilanz und Herausforderungen. *Naturschutz und Biologische Vielfalt* 95: 91-106. Bonn-Bad Godesberg.
- 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., H. JEROMIN & J. MELTER 2007a. Entwicklung der Brutbestände der Wiesen-Limikolen in Deutschland - Ergebnisse eines neuen Ansatzes im Monitoring mittelhäufiger Brutvogelarten. *Vogelwelt* 128: 49-65.
- HÖTKER, H., H. JEROMIN & K.-M. THOMSEN 2007b. Aktionsplan für Wiesenvögel und Feuchtwiesen - Endbericht für die Deutsche Bundesstiftung Umwelt. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÖTKER, H., H. KÖSTER & K.-M. THOMSEN 2004. Konzeption für ein Monitoring von Wiesenvögeln in Schleswig-Holstein. Bericht für das Ministerium für Umwelt, Natur und Landwirtschaft des Landes Schleswig-Holstein, Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- HÖTKER, H., H. KÖSTER & K.-M. THOMSEN 2005. Brutzeitbestände der Wiesenvögel in Eiderstedt und in der Eider-Treene-Sorge-Niederung/Schleswig-Holstein im Jahre 2001. *Corax* 20: 1-17.
- IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 09 January 2011.
- JACOBSEN, J. & W. HEMMERLING 1994. Errichtung und Sicherung schutzwürdiger Teile von Natur und Landschaft mit gesamtstaatlich repräsentativer Bedeutung Projekt: Alte Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. *Natur und Landschaft* 69: 307-314.
- JEROMIN, H. 2006. Der "Feuerwehrtopf" für Wiesenvögel - ein erfolgsorientierter Ansatz beim Vertragsnaturschutz. *Osna-brücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen* 32: 183-189.
- JEROMIN, H. 2009. Gemeinschaftlicher Wiesenvogelschutz 2009 - Erprobung und Weiterentwicklung einer neuen Variante des Vertragsnaturschutzes. Bericht für KUNO e.V., Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.
- KEMPF, N., D.M. FLEET, H.-U. RÖSNER & P. PROKOSCH 1989. Brut- und Rastvogelzählungen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 1987/1988. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.
- KNIEF, W. 2008. Kampfläufer. Jahresbericht 2008: Jagd und Artenschutz 67-68.
- KNIEF, W. & G. BUSCHE 1982. Zur Brutverbreitung des Großen Brachvogels (*Numenius arquata*) in Schleswig-Holstein. *Beih. Veröff. Naturschutz - Landschaftspflege Baden-Württemberg* 25: 71-77.
- KNIEF, W., R. K. BERNDT, B. HÄLTERLEIN, K. JEROMIN, J. J. KIEKBUSCH & B. KOOP 2010. Die Brutvögel Schleswig-Holsteins, Rote Liste 5. Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein, Kiel.
- KNIEF, W., R. K. BERNDT & W. SCHWENNESEN 1997. Entwicklung der Küstenvogelbrutbestände in den Naturschutzgebieten an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste von 1984-1995. *Seevögel* 18: 82-93.
- KNIEF, W., R. K. BERNDT & W. SCHWENNESEN 1999. Ergebnisse der Brutbestandserfassung in den Naturschutzgebieten an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste 1997. *Seevögel* 20: 41-42.
- KNIEF, W., M. OTTO & R. K. BERNDT 2001. Ergebnisse der Brutbestandserfassung in den Naturschutzgebieten an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste 1999. *Seevögel* 22: 39-40.
- KOFFIJBERG, K., L. DIJKSEN, B. HÄLTERLEIN, K. LAURSEN, P. POTEL & P. SÜDBECK 2006. Breeding Birds in the Wadden Sea in 2001. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Joint Monitoring Group of Breeding Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
- KUSCHERT, H. 1983. Wiesenvögel in Schleswig-Holstein. Husum Druck und Verlagsgesellschaft, Husum.
- LANGGEMACH, T. & J. BELLEBAUM 2005. Prädation und der Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. *Vogelwelt* 126: 259-298.
- MATTER, H. 1982. Einfluss intensiver Feldbewirtschaftung auf den Bruterfolg des Kiebitzes, *Vanellus vanellus*, in Mitteleu-



ropa. Ornithologischer Beobachter 79: 1-24.

MORITZ, D. 1984. Gutachten zur Entwicklung des Naturschutzgebietes "Vogelfreistätte Oehe-Schleimünde". Seevögel 5: 4-19.

NEHLS, G. 2001a. Entwicklung der Wiesenvogelbestände im Naturschutzgebiet Alte-Sorge-Schleife, Schleswig-Holstein. Corax 18, Sonderheft 32: 81-101.

NEHLS, G. 2001b. Bestandserfassung von Wiesenvögeln in der Eider-Treene-Sorge-Niederung und auf Eiderstedt 1997. Corax 18: 27-38.

NEHLS, G., B. BECKERS, H. BELTING, J. BLEW, J. MELTER, M. RODE & C. SUDFELDT 2001. Situation und Perspektive des Wiesenvogelschutzes im Nordwestdeutschen Tiefland. Corax 18, Sonderheft 2: 1-26.

NORRIS, K., T. COOK, B. O'DOWD & C. DURDIN 1997. The density of redshank *Tringa totanus* breeding on the salt-marshes of the Wash in relation to habitat and its grazing management. Journal of Applied Ecology 34: 999-1013.

PANNEKOEK, J. & A. VAN STRIEN 2005. TRIM. TRends & Indices for Monitoring data. Manual, Statistics Netherlands. <http://www.cbs.nl/NR/rdonlyres/2E9912EB-534B-4A32-AD22-17A73402C083/0/trim3man.pdf> (3.8.2011).

POL, M. VAN DE, B.J. ENS, D. HEG, L. BROUWER, J. KROL, M. MAIER, K.-M. EXO, K. OOSTERBEEK, T. LOK, C. M. EISING & K. KOFFIJBERG 2010. Do changes in the frequency, magnitude and timing of extreme climate events threaten the population viability of coastal birds? Journal of Applied Ecology 47: 720-730.

ROODBERGEN, M., C. KLOK & H. SCHEKKERMAN 2008. The ongoing decline of the breeding population of Black-tailed Godwits (*Limosa l. limosa*) in The Netherlands is not explained by changes in adult survival. Ardea 96: 207-218.

ROSSOW, K.-H. 1981. Die Vogelwelt des NSG Oehe-Schleimünde in den Brutperioden 1977 bis 1980. Seevögel 2: 19-32.

SCHEKKERMAN, H., W. TEUNISSEN & E. OOSTERVELD 2009. Mortality of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* and Northern Lapwing *Vanellus vanellus* chicks in wet grasslands: influence of predation and agriculture. Journal of Ornithology 150: 133-145.

STRIEN, A. VAN, J. PANNEKOEK, W. HAGEMEIJER & T. VERSTRAEL 2004. A loglinear poisson regression method to analyse bird monitoring data. S. 33-39 in: ANSELIN, A. (Hrsg.): Bird Numbers 1995. Proceedings of the International Conference and 13th Meeting of the European Bird Census Council, Pärnu, Estonia. Bird Census News 13: 33-39.

STRUWE-JUHL, B. & K. BÜTJE 1995. Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Hohner See-Gebiet. Corax 16: 133-152.

SÜDBECK, P. & B. HÄLTERLEIN 1994. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1992 - Sechste Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 14: 11-15.

SÜDBECK, P. & B. HÄLTERLEIN 1995. Brutvogelbestände an der

deutschen Nordseeküste im Jahre 1993 - Siebte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 16: 25-30.

SÜDBECK, P. & B. HÄLTERLEIN 1997. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1995 - Neunte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 18: 11-19.

SÜDBECK, P. & B. HÄLTERLEIN 1999. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahr 1997 - Elfte Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 20: 9-16.

SÜDBECK, P. & B. HÄLTERLEIN 2001. Brutbestände an der deutschen Nordseeküste 1998 und 1999: 12. und 13. Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 22: 41-48.

SÜDBECK, P., H.-G. BAUER, M. BOSCHERT, P. BOYE & W. KNIEF 2007. Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 4. Fassung, 30. November 2007. Berichte zum Vogelschutz 44: 23-81.

TAUX, K. 1984. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1982 - Versuch einer Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 5 (Sonderband): 27-37.

TAUX, K. 1986. Brutvogelbestände an der deutschen Nordseeküste im Jahre 1984 - Zweite Erfassung durch die Arbeitsgemeinschaft "Seevogelschutz". Seevögel 7: 21-31.

TEUNISSEN, W., H. SCHEKKERMAN & F. WILLEMS 2006. Predation on meadowbirds in The Netherlands - results of a four-year study. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 32: 137-143.

THORUP, O. 2006. Breeding Waders in Europe 2000. International Wader Studies 14: 1-142.

WITT, H. 1987. Dritter Zwischenbericht über das Forschungsvorhaben "Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Wiesenvögeln", unveröffentlichter Bericht für das Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holstein.

WITT, H. 1989. Auswirkungen der Extensivierungsförderung auf Bestand und Bruterfolg von Uferschnepfe und Großem Brachvogel in Schleswig-Holstein. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 28: 43-76.

ZIESEMER, F. 1982. Bestandserfassung von Wiesenvögeln in unterschiedlich genutztem Grünland und Entwicklung von Vorschlägen zur Erhaltung rückläufiger Arten. Kiel, Forschungsbericht für das Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege in Schleswig-Holstein.

ZIESEMER, F. 1986. Die Situation von Uferschnepfe (*L. limosa*), Rotschenkel (*Tringa totanus*), Bekassine (*G. gallinago*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*) und anderen "Wiesenvögeln" in Schleswig-Holstein. Corax 11: 249-261.

ZIESEMER, F. 1989. Entwicklung und erste Ergebnisse des Extensivierungsprogrammes in Schleswig-Holstein. Berichte der Deutschen Sektion des Internationalen Rates für Vogelschutz 28: 77-85.



# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Corax](#)

Jahr/Year: 2011-14

Band/Volume: [22](#)

Autor(en)/Author(s): Hötker Hermann, Jeromin Heike, Thomsen Kai-Michael

Artikel/Article: [Bestandsentwicklung der Wiesen-Limikolen in Schleswig-Holstein 51-70](#)