

# Warum geht der Brutbestand des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) in Schleswig-Holstein zurück?

R.K. Berndt & B. Struwe-Juhl

BERNDT, R.K. & B. STRUWE-JUHL (2004): Warum geht der Brutbestand des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) in Schleswig-Holstein zurück? Corax 19: 281-301.

Noch in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts scheint der Drosselrohrsänger in Schleswig-Holstein ein seltener Brutvogel gewesen zu sein, der dann verstärkt ab etwa 1850 nach Nordeuropa eingewandert ist. Zwischen 1930 und 1960 wurde in Schleswig-Holstein das vermutliche Bestandsmaximum von deutlich über 400 Paaren erreicht, denn die Art war an vielen schilffreien Gewässern im ganzen Land verbreitet. Eine erste landesweite Bestandsaufnahme Ende der 1960er und Anfang der 70er Jahre erbrachte ca. 300-400 Sänger. Danach sank der Brutbestand schnell ab und betrug 1980-89 150-220, 1990-94 85 und 1995-99 nur noch 55 Sänger. Damit beträgt der Rückgang allein in diesem Zeitraum 80-90 %.

Die Ursachen für den Bestandseinbruch in Schleswig-Holstein werden vor dem Hintergrund der europäischen Gesamtverbreitung und -bestandsentwicklung dieser Art diskutiert, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in Ost- und Südosteuropa hat (ca. 99 % des europäischen Brutbestandes). Der zeitgleiche Rückgang in vielen westeuropäischen Ländern legt die Vermutung nahe, dass es sich um eine zusammenhängende Erscheinung mit denselben Ursachen handelt. Eine der wesentlichen Ursachen könnte in der langfristigen Änderung des Klimas begründet liegen. So ist das Klima in Schleswig-Holstein seit 1970 deutlich „atlantischer“ geworden (Zunahme der Sommerniederschläge und Windaktivitäten), was sich sehr wahrscheinlich negativ auf den Bruterfolg des Drosselrohrsängers ausgewirkt hat. Hierfür spricht auch die gleichzeitig beobachtete Bestandszunahme in den kontinentaler geprägten ostdeutschen Bundesländern (Brandenburg, Sachsen-Anhalt, Sachsen). Die Bestandsabnahme des Drosselrohrsängers im westlichen Europa betrachten wir daher als großräumigen Rückzug aus vorgeschobenen Verbreitungsgebieten, zu dem wahrscheinlich die aktuelle Klimaänderung wesentlich beiträgt.

Den vielfach diskutierten Ansatz, dass lokale Schilfrückgänge die Ursache für den weitreichenden Bestandsrückgang beim Drosselrohrsänger sein sollen, sehen wir für Schleswig-Holstein, aber auch für andere Gebiete, nicht als stichhaltig an, da es nach wie vor viele Gebiete mit stabilen Schilfbeständen gibt, in denen der Bestand des Drosselrohrsängers trotzdem zurück geht.

Rolf K. Berndt, Helsinkistr. 68, 24109 Kiel, e-mail: berndt@ornithologie-schleswig-holstein.de

Bernd Struwe-Juhl, Wiesengrund 22, 24211 Falkendorf, e-mail: struwe-juhl@ornithologie-schleswig-holstein.de

## 1. Einleitung

Der Drosselrohrsänger ist ein Bewohner ausgedehnter Seeufer-Verlandungszonen und besiedelt dort vornehmlich die im Wasser stehenden Altschilfbestände. Die Art erreicht in Schleswig-Holstein den NW-Rand ihrer Brutverbreitung. Der naturräumlichen Ausstattung entsprechend konzentriert sich das Vorkommen in Schleswig-Holstein auf die Seenplatte des Östlichen Hügellandes im Landesteil Holstein, also südlich des Nord-Ostsee-Kanals. Weiter nördlich brütet die Art nur selten.

Die Bestandsentwicklung und Verbreitung zwischen 1950 und 1976 wurde bereits von BERNDT (1974) und BUSCHE & BERNDT (1978) dargestellt.

Seither ist die Entwicklung rückläufig, mit einer deutlichen Beschleunigung ab etwa Mitte der 1980er Jahre, was für Schleswig-Holstein bisher nicht im Einzelnen dokumentiert worden ist (KNIEF et al. 1990, 1995, BERNDT et al. 2002).

Ziel dieser Arbeit ist es, den Bestandsrückgang des Drosselrohrsängers in Schleswig-Holstein vor dem Hintergrund der europaweiten Bestandssituation zu beleuchten.

## 2. Material

Grundlage für die Auswertung des schleswig-holsteinischen Vorkommens bilden die Zusammenstellungen von BERNDT (1974) und BUSCHE & BERNDT (1978) sowie die ornithologischen Beob-

achtungen aus Schleswig-Holstein für den Zeitraum von 1977 bis 1999, die in den Regionalkarten der OAG Schleswig-Holstein abgelegt sind. Berücksichtigt wurden ferner Veröffentlichungen in den Hamburger avifaunistischen Beiträgen und im Vogelkundlichen Tagebuch Schleswig-Holsteins, die alljährlichen Betreuungsberichte aus den schleswig-holsteinischen Naturschutzgebieten, die Jahresberichte des Vereins Jordsand, Diplom- und Staatsexamensarbeiten sowie Gutachten und Projektberichte verschiedener Büros. Wir danken H.-H. GEISSLER für die Bereitstellung von unveröffentlichten Daten aus dem Hamburger Arbeitskreis, B. BOHNSACK, K. BÜTJE, B. KOOP, H. THIES und Brigitte WENDORF für die Überlassung von Tagebuchaufzeichnungen, Dr. K. WITT, Berlin, für die Auskünfte zu den Beständen anderer Bundesländer sowie H. BAESE, Wetteramt Schleswig, für Angaben zur Klimaentwicklung.

### **3. Vorkommen in Schleswig-Holstein**

#### **3.1 Verbreitung 1968-2000**

Der Schwerpunkt der Verbreitung liegt in der gewässerreichen Jungmoränen-Landschaft im Süden des Östlichen Hügellandes (Abb. 1). In diesem Zeitraum ist der Bestand aber auch hier zunehmend ausgedünnt, nochmals verstärkt in den 1990er Jahren. Die ehemaligen Vorkommen in den Marschgebieten, vornehmlich in den großen Schilffeldern der Flussniederungen von Treene, Eider und Elbe, sind nahezu erloschen. An der Unterelbe (Pagensand, Haseldorfer Marsch, Bisborster Sand, Eschschallen, Pinnau-Mündung, Hohenhorst/PI) treten heute nur noch jahrweise und sporadisch einzelne Sänger auf. Fehmarn ist spätestens seit den 1980er Jahren nicht mehr besetzt.

#### **3.2 Bestand 1968-2000**

Ab Ende der 1960er Jahre wurde in Schleswig-Holstein eine umfassende Wasservogelbrutbestandsaufnahme durchgeführt, die erstmals auch eine Übersicht über den Drosselrohrsängerbestand brachte. Dieser wurde für die 60er und 70er Jahre zunächst auf 200-300 Sänger geschätzt (BERNDT 1974), später – mit verbesserten Kenntnissen – auf 300-400 Sänger (BUSCHE & BERNDT 1978). Für die Jahre 1968-76 ist ein Maximalbestand von 271 Sängern an 104 Plätzen nachgewiesen. Unter Berücksichtigung methodischer Mängel (keine landesweite, synchrone Erfassung; viele Einzelsänger mit unbekanntem Status; Erfassungslücken) ergab sich die genannte Schätzung.

Unter denselben Kriterien schätzen wir den Landesbestand für die anschließenden Zeiträume wie folgt ein: 1980-89 150-220, 1990-94 85, 1995-99 55 Sänger (Abb. 1). Damit beträgt der Rückgang allein seit den 1960er Jahren 80-90 %. Dieser Bestandseinbruch scheint ziemlich geradlinig verlaufen zu sein; doch gab es Anfang der 1980er Jahre einige Hinweise auf eine kurzzeitige Erholung des Bestandes (Tab. 1).

#### **3.3 Bestandsentwicklung**

Wann der Drosselrohrsänger nach Schleswig-Holstein eingewandert ist, liegt im Dunkeln. In der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts scheint die Art selten gewesen zu sein, und es gibt nur wenige konkrete Nachrichten: um 1819 alljährlich in Röhrichten bei Brunsbüttel, 1830 Bothkamper See, 1832 Schwentine bei Kiel (♀ mit Nest und Eiern gesammelt), bis 1840 Möwenberg/Schleswig; z.T. sind dieselben Beobachtungen von mehreren Autoren wiederholt (NAUMANN 1819, 1823, TEILMANN 1823, WÖLDICKE lt. FABER 1824, BOIE Ms. lt. MÜLLER 1986, HAGE 1849, KJÆRBØLLING 1852, COLLIN 1875-77, PETERS 1891). Den ersten Fixpunkt setzt dann ROHWEDER (1875 a): „Ob die Rohrdrossel sich in den letzten Jahren so sehr ausgebreitet hat, oder ob die angebliche Spärlichkeit derselben in früherer Zeit auf ungenügende Beobachtung zurückzuführen ist, muss dahin gestellt bleiben. Thatsache ist, dass man sie jetzt in keiner Gegend mit passenden Rohrfeldern ganz vermisst“. Der Drosselrohrsänger ist also ab etwa 1850 erheblich häufiger als vorher festgestellt worden. Für eine Ausbreitung nach Norden spricht, dass die Art in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts nach Nord- und Nordosteuropa eingewandert ist: erster Brutnachweis in Dänemark 1861, erste Beobachtung/erster Brutnachweis in Schweden 1849/ 1917, seit den 1870er Jahren in Estland (GLUTZ & BAUER 1991, LÖPPENTHIN 1967, SVENSSON et al. 1999). Wahrscheinlich ist der Drosselrohrsänger auch in Schleswig-Holstein ein Neueinwanderer, der das Land spätestens seit Anfang des 19. Jahrhunderts besiedelt hat.

ROHWEDER (1875 b) beschreibt Verbreitung und Häufigkeit: „Wohl zerstreut und an bestimmte Localitäten gebunden, aber im allgemeinen nicht selten; in Holstein fast in allen größeren Rohrfeldern, in Schleswig sparsamer, doch im Juni 1874 selbst auf Nordstrand ein brütendes Pärchen“. Landesweite Bestandsangaben liegen erst ab den 1970er Jahren vor. Zur Entwicklung in den dazwischen liegenden 100 Jahren können im we-

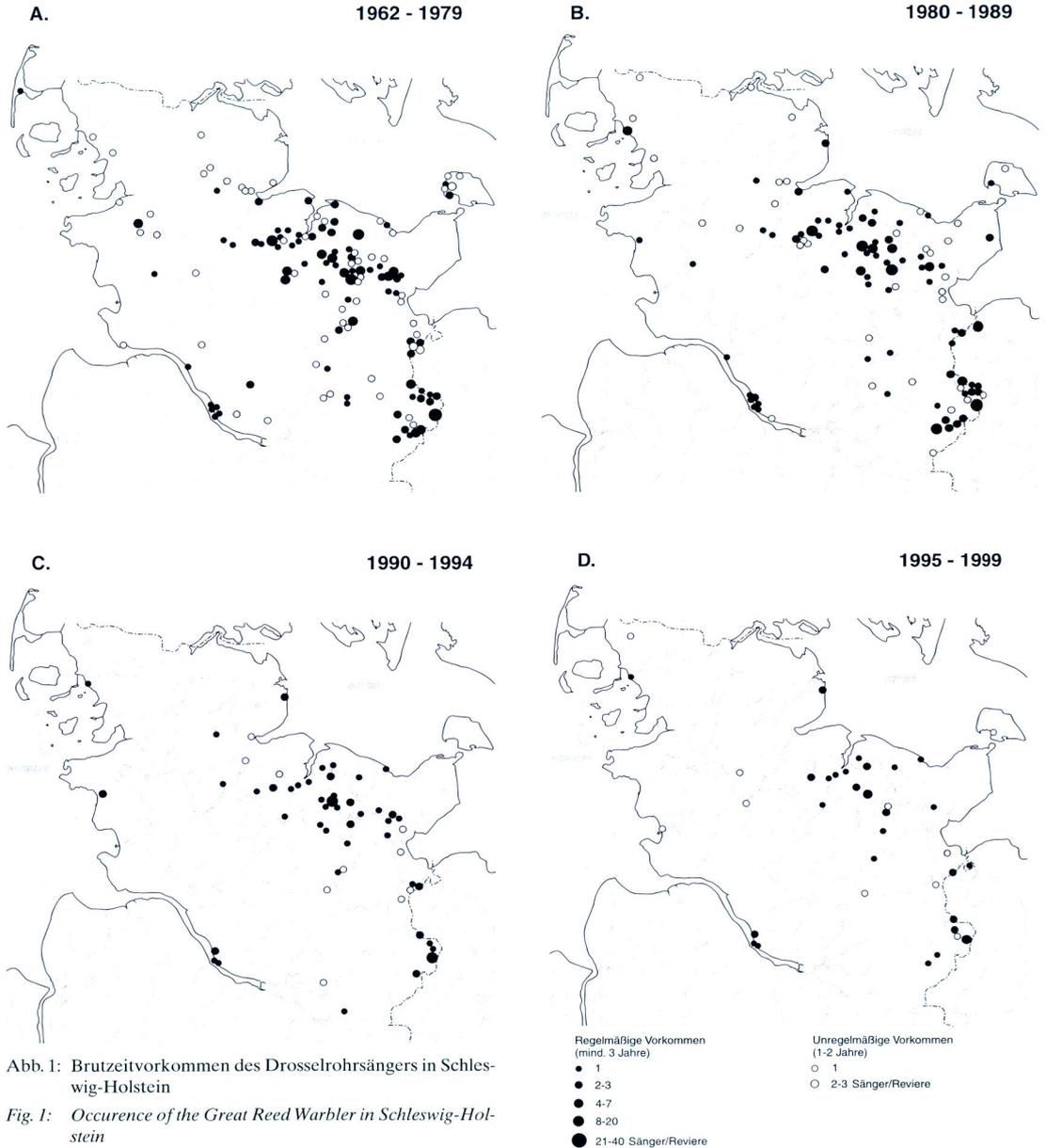


Abb. 1: Brutzeitvorkommen des Drosselrohrsängers in Schleswig-Holstein

Fig. 1: Occurrence of the Great Reed Warbler in Schleswig-Holstein

sentlichen nur Vermutungen angestellt werden. Selbst für einzelne Gewässer sind nur wenige Bestandsangaben aus dieser Zeit vorhanden. Es war eben nicht üblich, Vögel zu zählen. Zudem sollten wir bedenken, dass die Ornithologen damals z.T. gar nicht in der Lage gewesen wären, Bestände eines größeren Gewässers zu erfassen, da sie ganz anders exkursieren mußten als wir heute. Eine

Tour bestand aus einem oft viele Kilometer langen Fußmarsch zwischen zwei Bahnstationen, der sich aus solchen Bedingungen heraus weitgehend an das Wegenetz hielt, so dass Gewässer vielfach nur an wenigen Punkten berührt wurden. Wir heutigen dagegen fahren meistens mit dem Pkw zu einem Gewässer, und oft umrunden wir es, ggf. auch abseits der Wege.

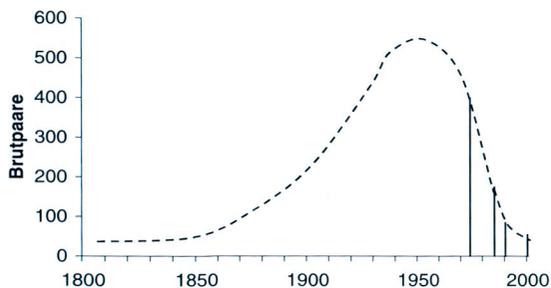


Abb. 2: Vermuteter Bestandsverlauf (gestrichelte Linie) des Drosselrohrsängers in Schleswig-Holstein. Nur für den Zeitraum 1970-2000 ist die Entwicklung durch Untersuchungen abgesichert. Für die früheren Jahre handelt es sich um eine sehr grobe Schätzung (s. Text).

Fig. 2: Presumable development of numbers of territories of the Great Reed Warbler in Schleswig-Holstein (dashed line). Only the data in the period 1970-2000 is based on surveys. The other data is based on rough estimates.

Rückschauend betrachtet sprechen mehrere Gesichtspunkte für ein Bestandsmaximum in Schleswig-Holstein etwa von 1930 bis 1960 (Abb. 2):

Die letztmaligen Beobachtungen in den Randgebieten des schleswig-holsteinischen Verbreitungsgebietes (Landesteil Schleswig, Dithmarschen, Raum Unterelbe, Fehmarn) liegen oft Jahrzehnte zurück (Abb. 3). An 27 von 58 Orten (47 %) datieren sie vor 1970, also vor dem Zeitpunkt der ersten landesweiten Bestandsaufnahme. Dass diese Vorkommen z.T. nicht regelmäßig

kontrolliert worden sind, schwächt die Aussage nicht ab. Die Gesamtheit der Gewässer ist nämlich in den letzten drei Jahrzehnten viel öfter aufgesucht worden als in den Jahren zuvor. Gleichwohl war die Zahl der Drosselrohrsänger-Meldungen stark rückläufig.

Dass die Abnahme frühzeitig eingesetzt hat, ist auch Tab. 1 und 2 zu entnehmen. An 12 der in Tab. 1 genannten Gewässer war die Zahl der Sänger im Zeitraum 1962-73 z.T. viel höher als in den 30 Jahren danach. Aus noch früheren Jahrzehnten gibt es nur wenige, brauchbare Angaben (Tab. 3). Diese belegen jedoch, dass es schon mindestens im ersten Drittel des 20. Jahrhunderts Gewässer mit hohen Drosselrohrsänger-Beständen gegeben hat, an denen die Art später stark zurückgegangen ist. Alle Informationen zusammengenommen ergeben ein widerspruchsfreies Bild. Sie stimmen darin überein, dass der Rückgang des Drosselrohrsängers in Schleswig-Holstein früher begonnen hat, als die Ornithologen des Landes ihn wahrgenommen haben, nämlich spätestens in den 1960er Jahren.

Der Brutbestand in Schleswig-Holstein hat seit etwa 1985 weiter stark abgenommen. Wurden in den Jahren 1962-79 noch 277 Reviere (Rev.) an 78 regelmäßig besetzten Orten registriert, sank der Bestand im Zeitraum 1980-89 auf 191 Rev. an 72 Orten und danach (1990-99) weiter auf 86 Rev. an 49 Orten ab. Hinzu kommen Einzelsänger an jährlich wechselnden Plätzen, die sich zudem

Tab. 1: Brutbestandsentwicklung des Drosselrohrsängers an ausgewählten, gut untersuchten Gewässern Schleswig-Holsteins. Leerfelder = nicht kontrolliert

Table 1: Development of the Great Reed Warbler population at selected, well investigated, waters in Schleswig-Holstein. Gaps = not controlled

Brutplatz	Maxima 1962-1973	1974	1975	1976	1977	1978	1979	1980	1981	1982	1983
Armensee	1		1			2	1		0	0	
Barkauer See	1		4	1	1	1	1		1	1	1
Dobersdorfer See	5	2									2
Einfeldler See	6			0	1	1	1	2	3	1	0
Großer Eutiner See	5			3	6						5
Großer Mustiner See	2			2	1					1	
Hauke-Haien-Koog	0				1			1	3	5	4
Kittlitzer Hofsee	0									1	2
Kührener Teich	2	0	0	1	1					1	
Lanker See	7										
Lebrader Teiche	7				1		1	1	2	2	1
Pagensand	6	1	1	1	1	1	0	0	1	0	1
Postsee	7			9		7		11	4		
Schellbruch	2	2	1	2	3		1	1	3	6	1
Schwansener See	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1
Seedorfer See/SE	2										
Schulensee	3			0	1		1	0	0	0	0
Wellsee	2			1				1	0		

nicht zuverlässig als Brutvögel einordnen lassen (Tab. 2).

Auf Grund der jährlich z.T. erheblich schwankenden Bestände war der dramatische Rückgang des Brutbestandes an den vielen kleinen Gewässern des Landes nicht so auffällig, zumal jährweise Einzelsänger eine Gesamtbetrachtung erschweren. Der Bestand am Lanker See/PLÖ scheint entgegen des landesweiten Trends stabil geblieben zu sein (Tab. 1), ohne dass wir Gründe dafür nennen könnten.

Seit 1967 liegen systematische Bestandsaufnahmen aus den drei Schwerpunktgebieten Schaalsee/RZ, Westensee/RD und Großer Plöner See/PLÖ vor. Der Brutbestand ist hier seither um etwa 90 % zurückgegangen. Die Entwicklungen im Einzelnen:

#### Schaalsee

1943 hörte man laut EMEIS (Tgb.) den Drosselrohrsänger am Schaalsee „allenthalben“ und laut LUNAU (Tgb.) „sehr häufig“. Noch in den 1980er Jahren waren auf der schleswig-holsteinischen Uferseite des Schaalsees bedeutende Vorkommen des Drosselrohrsängers im Schilfröhricht des Zecher Werders, Seedorfer Werders, Priesterseer Werders sowie in der Dargower und Marienstedter Bucht und am Seedorfer Kuchensee zu finden. Schwerpunktbereiche auf der mecklenburgischen Seite bildeten bislang die Zarrentiner und Schaalißer Bucht, die Schilfzone am Südufer des Kampen Werders sowie der Techiner See und der Kirchensee.

Die Erfassung auf der schleswig-holsteinischen Seite des Schaalsees erfolgt seit 1976 auf einer Uferstrecke von 14,5 km, entsprechend 17 % des gesamten Seeufers. Seither ist der Brutbestand von 26 Rev. (hochgerechnet für den gesamten See 90 Rev.) auf 4 Rev. (hochgerechnet 14 Rev.) in 1999 abgesunken (Abb. 4). Die mittlere Siedlungsdichte des Drosselrohrsängers auf 14,5 km Uferstrecke betrug 1976 1,8 Rev./km und sank auf 0,5 Rev./km ab (1990-99).

1995 wurden alle Brutvögel auf einer 14,5 ha großen Probestfläche im Schilfröhricht des Zecher Werders erfaßt (5,12 km Uferlinie zum offenen Wasser; 50 % des Röhrichts in Wassertiefen von 10-50 cm, Verbuschungsgrad 5-10 %). Neben den dominanten Arten wie Teichrohrsänger (33,1 P/10 ha) und Rohammer (21,4 P/10 ha) gehörte der Drosselsänger mit 4,1 P/10 ha noch zu den subdominanten Brutvögeln (STRUWE-JUHL).

#### Westensee

Im Jahr 1953 notierte BECKMANN (Tgb.) bei einer Begehung der Uferstrecke von Marutendorf bis Hohenhude „viele“ Drosselrohrsänger. Ende der 1960er Jahre wurden die größten Drosselrohrsänger-Vorkommen am Westensee auf der Uferstrecke von Hohenhude bis Torfau sowie in der Hohburger Bucht und an der Marutendorfer Halbinsel erfaßt (Einzelheiten s. BERNDT 1974).

Zwischen 1972 und 1978 erreichte der Brutbestand am Westensee maximal 19 Rev., fiel dann bis 1999 auf 2 Rev. ab und ist inzwischen vermutlich erloschen (Abb. 5).

1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
1	0						1	0	0	0	0	0	0	0	0
1	(1)			1	1		0	1	0	0	0	0	0	0	0
	1	1	1	1		1	2	2	1		2	1	1		
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	1		1	1		1	1								
1				1	2					1	1				2
0	0	0	0	1	4	4	0	0	0	0	0	0	0	1	0
2	2	3		1	2						0				
				0	1	2	1	1	0	0	0	0	0	0	0
				5	4	6	5	6	9	8	6	4	6	6	7
0	2	2	3	4	3	1	1	2	0	0	0	0	0	0	0
1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
							1		1	1	2			2	1
3	1	2	2	2	2	1	1	1	0	0	1	2	0	1	0
2	1	3	0	2	1	2	2	1	1	2	2	2	3	2	4
			1	1	1	2	1	1	1	0	0	1	1	0	
0	0	1	1		1	0	0	0	0	1	1		1	1	0
1	0		1						1		1				

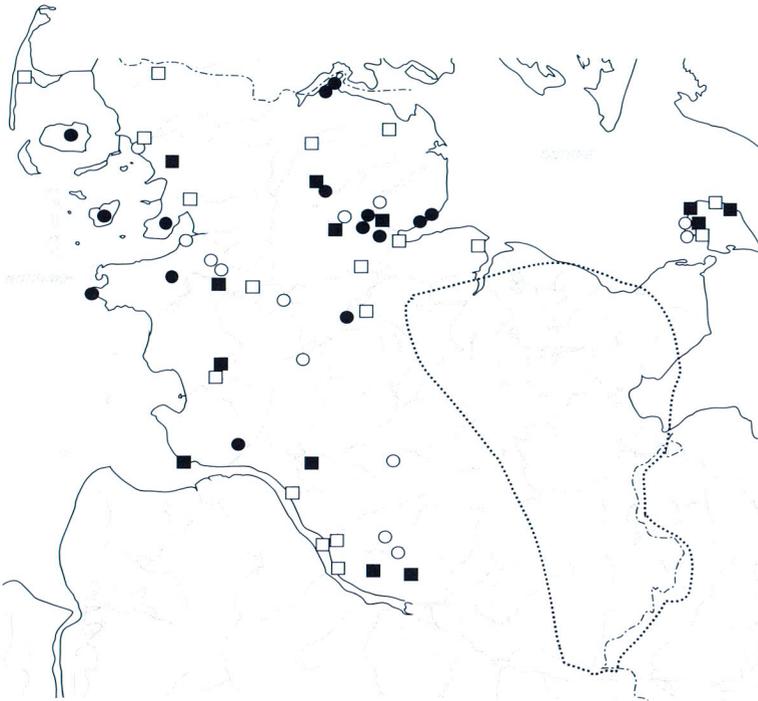


Abb. 3: Letztmalige Brutzeitfeststellungen des Drosselrohrsängers in Schleswig-Holstein außerhalb des Hauptverbreitungsgebietes. Gestrichelte Linie: ungefähre Grenze des Hauptverbreitungsgebietes

Letztmalige Feststellung  
 < 1960 ●  
 1960-69 ■  
 1970-79 ○  
 1980-89 □

Fig. 3: Final occurrence of territorial Great Reed Warbler in Schleswig-Holstein outside the core area. Dashed line: boundary of the main breeding area.

Für das gesamte Westenseeufer ermittelte BERNDT (1974) Siedlungsdichten von 0,6-0,7 Rev./km. Besonders geeignete Uferabschnitte mit 5-15 m breitem Schilfröhricht wiesen Spitzenwerte von 2,4 Rev./km auf.

#### Gr. Plöner See

Von KROHN (1902) wird der Drosselrohrsänger für den Plöner See nicht als Brutvogel genannt, hingegen bezeichnet ihn LUNAU (Tgb.) für 1934 als „häufig“.

Bei einer vollständigen Erfassung im Jahr 1968 wurden am Gr. Plöner See insgesamt 19 Rev. des Drosselrohrsängers ermittelt (KLINKER 1969). Danach gab es noch weitere systematische Erfassungen, die einen deutlichen Bestandsrückgang bis hin zum völligen Verschwinden der Art ab 1994 dokumentieren (BERNDT Tgb., KOOP brfl.; Abb. 6), wobei parallel über den gesamten Zeitraum ein starker Rückgang der Schilffläche festgestellt wurde (BUSKE 1991, 1999).

#### 4. Bestandsentwicklung in Deutschland

Kurzfristige, z.T. starke Bestandsschwankungen charakterisierten schon immer das Vorkommen an vielen Gewässern. Solche Schwankungen lassen sich erst bei langjähriger Betrachtung von ei-

nem negativen Gesamttrend unterscheiden. In Deutschland wurde ein Bestandsrückgang seit den 1970er Jahren besonders auffällig (z.B. BAUER & BERTHOLD 1996, BAUER & THIELCKE 1982, BERNDT & FRANTZEN 1974, GLUTZ & BAUER 1991, HÖLZINGER 1999, KRÄGENOW 1987, LEISLER 1986, WESTPHAL 1980, WITT 1992). Während die Bestände danach vor allem in Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Sachsen erheblich angestiegen sind, hält der negative Trend in den westlichen Bundesländern unverändert an. Doch gibt es selbst hier einige Ausnahmen. So lag die Zahl der Drosselrohrsänger am Bodensee von 1978 bis 1992 ziemlich konstant bei etwa 80 Rev. (SCHUSTER 1982, LEY 1999). Insgesamt zeigte sich aber in Deutschland von 1970 bis 2000 eine auffällig konträre Entwicklung: starke Rückgänge in den westlichen Bundesländern, eine schwächere Abnahme in Mecklenburg-Vorpommern sowie eine z.T. starke Zunahme in den anderen östlichen Bundesländern (Abb. 7). BAUER et al. (2002) geben den deutschen Brutbestand mit 4.500-7.000 Paaren an. Ungeachtet großer Unsicherheiten hinsichtlich der früheren Bestandsgröße in einigen Gebieten, namentlich in Bayern, hat der Gesamtbestand in Deutschland langfristig wohl stark abgenommen (GLUTZ & BAUER 1991, K.

Tab. 2: Brutbestandsentwicklung des Drosselrohrsängers an mindestens 3-jährig besetzten Plätzen. Angegeben sind die Maxima pro Zeitraum.

Table 2: Development of the Great Reed Warbler population at sites which were occupied during at least 3 years. Numbers given are the maximum per period.

Orte	1962-79	1980-89	1990-99	Orte	1962-79	1980-89	1990-99
Ahrensee	1	0	1	Lanker See	7	5	9
Armensee	2	1	1	Lankower See /M-V	1	1	2
Barkauer See	4	1	1	Lebrader Teiche	7	4	2
Barsbeker See	3	0		Mechower See/M-V	1	4	2
Behler See	6	1		Middelburger See	1	0	0
Belauer See		1	1	Molfsee	1	0	1
Bishorster Sand	1	1	1	Oldenburger Graben/Grube		2	0
Bokeler See	3		0	Pagensand	6	1	0
Bokelholmer Fischteiche		2	1	Passader See	2	1	1
Bordesholmer See	5		1	Pinnau-Mündung	1	2	2
Bothkamper See	1	1	0	Postsee	9	11	2
Dassower See		8	1	Rantumbecken	1	0	0
Dieksee	1	0	1	Ratzeburger Küchensee	1	0	
Dobersdorfer See	5	2	2	Ratzeburger See	6	2	
Dörpsee	1	1	0	Rümlandteich	2	0	0
Drahtteich	1	1		Russee	1	1	0
Eiderästuar/Kating	0	1	2	Sagauer See	1	1	0
Einfeldler See	6	3	0	Salemer See	2	1	2
Elbe-Lübeck-Kanal	2	1		Sarneower See	1	2	
Eschschallen	1	1	1	Scharsee	1	1	1
Flemlhude	1	1	0	Schaalsee (nur S-H-Teil)	40	25	12
Fuhlensee/RD	2	1		Schellbruch	3	6	2
Gödfeldteich	1	3	0	Schierensee/SE	0	1	0
Goossee	2	2		Schulensee	3	1	1
Grabauer See	1	1	0	Schwansener See	0	2	2
Grambeker Teiche	2	2	1	Schwentine/Kronsee	1	1	1
Grammsee	2	2	0	Seedorfer See/SE	2	1	2
Gr. Binnensee	1	1	1	Seefelder See	0	1	
Gr. Eutiner See	5	5	1	Seestermüher Marsch	0	1	
Gr. Mustiner See	2	2	2	Segrahner See	6	2	0
Gr. Plöner See	19	14	2	Selenter See	10	1	1
Gr. Segeberger See	2		1	Sibbersdorfer See	4		3
Gudower See	6	2	2	Stendorfer See	2		1
Güster Teiche	2	9	1	Stenzenteich	1	0	0
Haddebyer/Selker Noor	1	1	1	Stolper See	1	4	1
Hansdorfer See	1	1	0	Sulsdorfer Wiek	2	1	0
Haseldorfer Marsch	0	1	1	Trammer See	1	0	0
Hauke-Haien-Koog	0	5	1	Trave/Stau u.a.	2	1	1
Hohenhorst/Elbe	1	1	0	Treene	4		0
Kasseteiche	2	3	1	Wakenitz	2	1	0
Keller See	1	1	1	Wallnau	1	0	0
Kittlitzer Hofsee	0	2	0	Warder See	15	0	0
Kl. Eutiner See	2	1	0	Wellsee	2	1	1
Kl. Plöner See	4	1	0	Westensee	17	12	3
Kl. Schierensee/RD	1	1	0				
Kührener Teich	2	1	1	<b>Summe</b>	<b>277</b>	<b>191</b>	<b>86</b>

WITT brfl.). Die Zunahme in den östlichen konnte die Abnahme in den westlichen Bundesländern nicht kompensieren. Dadurch liegt der Schwerpunkt des deutschen Bestandes jetzt eindeutig im Osten.

## 5. Bestandsentwicklung in Europa

Die negative Entwicklung der schleswig-holsteinischen und deutschen Brutbestände ist Teil eines

großräumigen Rückgangs in der Westhälfte Mitteleuropas und in Dänemark. Die Grenze zwischen der Abnahme im Westen und den stabilen Beständen bzw. Zunahme im Osten Europas verläuft mitten durch Deutschland (s. Abschnitt 4). Eine starke Abnahme ist für Dänemark, (West-) Deutschland, Niederlande, Belgien, Frankreich, Schweiz, Tschechien und die Slowakei belegt, also – im europäischen Rahmen gesehen – für einen eng umgrenzten und räumlich direkt zusam-

Tab. 3: Daten zur langfristigen Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers in Schleswig-Holstein.

Quellen/Sources: AG Warder See, Archiv (9); BECKMANN Tgb. (1, 6); BERNDT (12); BÖRNER (1954; 12); EMEIS Tgb. (3, 4, 7); GARTHE & MITSCHKE (1992; 5); GROEBBELS et al. (1957; 12); HECKENROTH & LASKE (1997; 8); HOLZAPFEL et al. (1982; 5); KLOEBE (1971; 9); KROHN (1925; 1, 2); LUNAU Tgb. (6); OAG-Archiv (1, 6, 7, 8, 9); SAGER Tgb. (9, 10); STRUWE-JUHL & BÜTJE (1995; 3); TANTOW (1936; 8); TANTOW lt. GAEDECHENS (1929; 5).

Table 3: Longterm change in numbers of Great Reed Warbler at selected sites in Schleswig-Holstein

Nr. Gebiet	Ausgangsbestand		Entwicklung Jahr(e)	Anzahl der Sänger
	Jahr	Anzahl		
1. Wellsee/KI	1886	5 Sänger	1927-61 1972 zuletzt 1995	in mind. 6 Jahren 2, danach gelegentlich 1 (s. Tab. 1)
2. Mözener See/SE	1900	3 Gelege	1977	1
3. Hohner See/RD	1921	„häufig“	ab 1962	nur in 2 Jahren
4. Gaarzer See/OH	1927	„reichlich“	um 1935	Gewässer trockengelegt
5. Drommel/PI	1929	12 Sänger	1983 bis 1997	2 gelegentlich 1 am benachbarten Bishorster Sand
6. Lebrader Teiche/PLÖ	1933	anwesend	1933-61 1968 zuletzt 1992	in mind. 11 Jahren, 7 2 (s. Tab. 1)
7. Wesseker See/OH	1935	„an verschiedenen Stellen“	nur 1987	1
8. Untereibe Bleckede/ Boizenburg-Stade/ Elmshorn (überwiegend Niedersachsen)	um 1936	ca. 300 Sänger	um 1985	< 20
9. Warder See/SE	1946	anwesend	1954 1957 1958 1962 1965 1966 ab 1967 zuletzt 1978	„mehrere“ 8 10 15 6 1 gelegentlich 1 (s. Tab. 1)
10. Muggesfelder See/SE	1953	„häufig, am Westufer alle 20-30 m“	seit 1962	keine Meldungen
11. Pagensand/PI	1953	1 Sänger	1960er Jahre seit den 1970er Jahren zuletzt 1987	5-6 gelegentlich 1 (s. Tab. 1)
12. Güster Baggerteiche/RZ	1956	12 Nester	1987 1996	9 1

menhängenden Bereich (Abb. 8). Für einige dieser Länder ist der Rückgang gut dokumentiert.

**Dänemark:** Nach der Einwanderung in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts breitete die Art sich zunächst aus, zog sich aber bereits gegen 1900 auf den Süden des Landes zurück. Die ersten Jahrzehnte des 20. Jahrhunderts erlebten eine zweite, kräftige Ausbreitungsphase, die jedoch ebenfalls bald endete. Bereits ab etwa 1940 wich der Drosselrohrsänger erneut zurück, was sich seit den 1950er Jahren beschleunigte und seit den 1990er Jahren nur einen kleinen Restbestand von 10-

20 P. zurückließ (DYBBRO 1976, GRELL 1998, LØP-PENTHIN 1967).

**Niederlande:** Das Ausmaß des Rückgangs ist besonders krass. Für die 1950er Jahre werden 5.000 P. geschätzt. Danach erfolgte eine starke Abnahme, denn bereits für 1973-77 sind nur noch 1.200-1.600 P. angegeben. Die weitere Entwicklung ist gut belegt: 1983-85 350-550, 1989-91 400-550, 1992-93 400, 1994-97 250-350, 1998-2000 250-300 P. (SOVON 2002). Der Rückgang des nunmehr kleinen Bestandes hat sich also verlangsamt.

Abb. 4: Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers am Schaalsee/ RZ/M-V (Bestandsschätzungen auf der Basis von 14,5 km kontrollierter Uferstrecke auf schleswig-holsteinischer Seite; die Gesamterfassung des Brutbestandes erfolgte im Jahr 1990).

Fig. 4: Development of the Great Reed Warbler population in the Schaalsee area (is situated in the states of Schleswig-Holstein and Mecklenburg-Vorpommern; annual estimates based on standardized surveys on 14.5 km shore line in Schleswig-Holstein; a total survey was carried out in 1990).

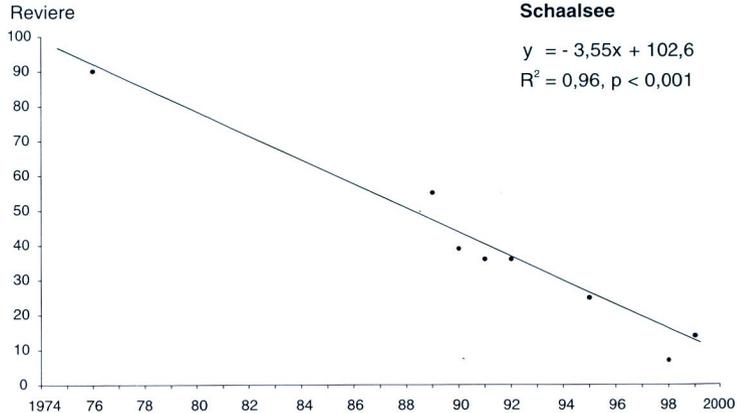


Abb. 5: Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers am Westensee

Fig. 5: Development of the Great Reed Warbler population in the Westensee area

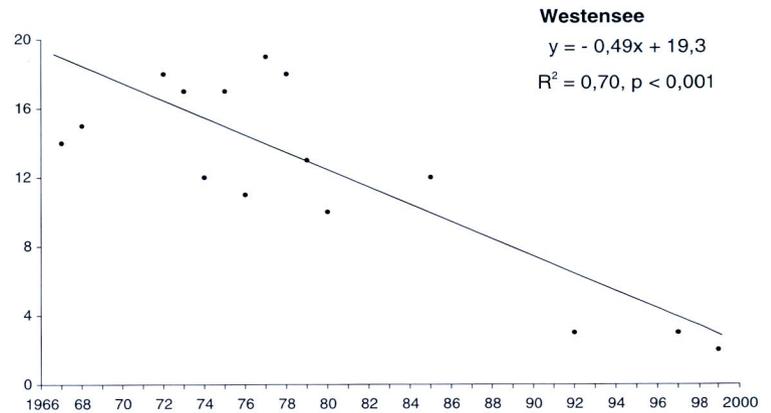
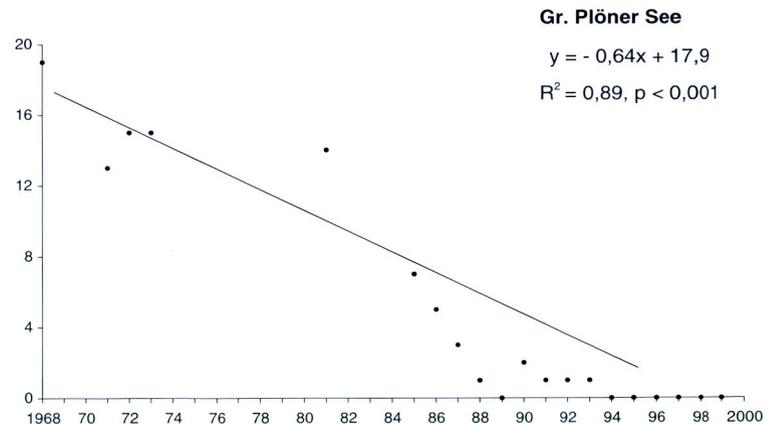


Abb. 6: Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers am Großen Plöner See

Fig. 6: Development of the Great Reed Warbler population in the Großer Plöner See area



**Belgien:** Der Drosselrohrsänger ist hier fast verschwunden: 1962-68 1.000, 1973-77 130, 1985 < 20 P. (DEVILLERS et al. 1988).

**Schweiz:** Spätestens seit 1970 ist der Bestand stark zurückgegangen (SCHIFFERLI et al. 1982). Seit Ende der 1970er Jahre hat er sich ähnlich wie in den

Niederlanden auf niedrigem Niveau stabilisiert, bei 200-250 P. (SCHMID et al. 1998, WINKLER 1999).

**Tschechien:** KREN (2000) schätzt die Abnahme für die „letzten 20 Jahre“, also ab 1980, auf 50 % und gibt den aktuellen Bestand mit 1.500-3.000 P. an.

Der Rückgang in diesen Ländern sowie in Deutschland bzw. Schleswig-Holstein erfolgte fast gleichzeitig; er erscheint damit als großräumiges Zurückweichen des Drosselrohrsängers aus den westlichen und nordwestlichen Teilen Europas seit etwa 1950-1970. Die Abläufe in Dänemark und Schleswig-Holstein stehen in einem besonders auffälligen, zeitlichen Kontext: Die Einwanderung in Dänemark erfolgte im Anschluß an die Ausbreitung in Schleswig-Holstein; ebenso zog der Drosselrohrsänger sich zunächst aus Dänemark und dann zeitversetzt 20-30 Jahre später auch aus Schleswig-Holstein zurück. Einwanderung und Zurückweichen setzten sich also wellenförmig über die cimbrische Halbinsel fort,

so dass die Entwicklungen in Dänemark und Schleswig-Holstein als ein zusammenhängender Ablauf erscheinen, wie dies übrigens bei vielen anderen Vogelarten der Fall ist. Dies entspricht der vorherrschenden Ausbreitung mitteleuropäischer Brutvögel von Süd bzw. Südost nach Nord bzw. Nordwest und dem Zurückweichen in umgekehrter Richtung.

An die Länder mit starken Bestandsrückgängen schließt sich nach Osten hin ein Gürtel von Ländern mit schwächeren Abnahmen an (Abb. 8). Bemerkenswert sind die auffälligen Zunahmen in Estland, Schweden und Finnland; doch haben die

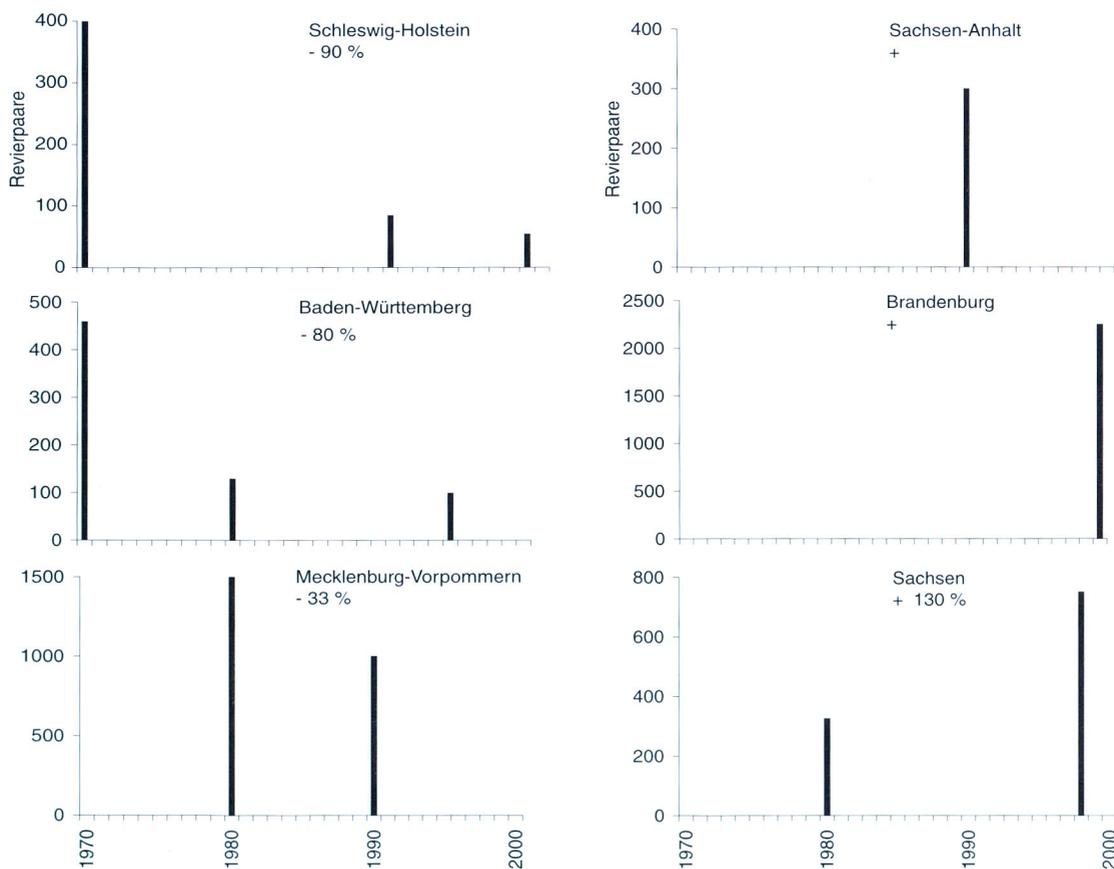


Abb. 7: Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers in Deutschland 1970-2000 (in Bundesländern mit einem Brutbestand von über 100 Revierpaaren)

Quellen/Sources: Schleswig-Holstein: diese Arbeit; Baden-Württemberg: HÖLZINGER (1999); Mecklenburg-Vorpommern: KRÄGENOW (1987), SELLIN & STÜBS (1992); Sachsen-Anhalt: DORNBUSCH (1992), GNIELKA & ZAUMSEIL (1997); Brandenburg: ABBO (2001); Sachsen: STEFFENS & SAEMANN (1998), STEFFENS et al. (1998)

Fig. 7: Development of the Great Reed Warbler population in Germany 1970-2000 (only federal states with more than 100 territorial pairs are included)

Abb. 8: Verbreitung und Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers in Europa

Verbreitung: aus HAGEMEIJER & BLAIR (1997)

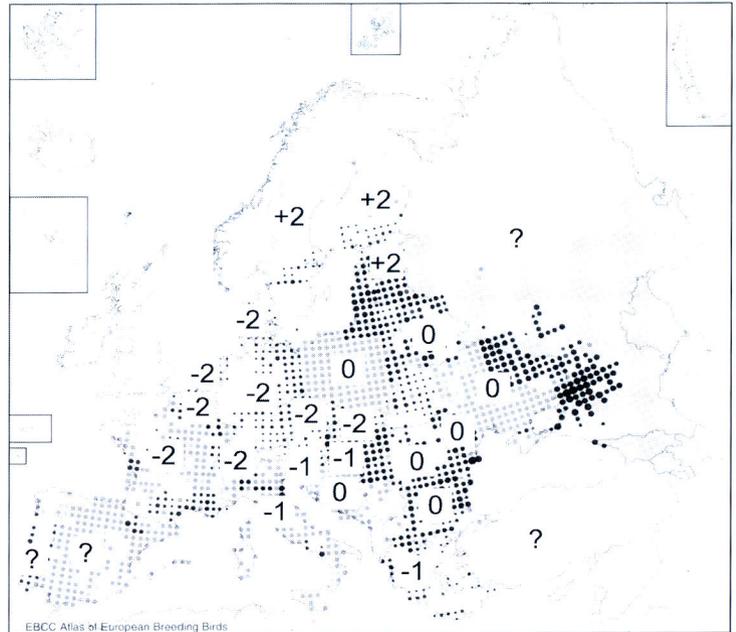
Bestandsentwicklung seit 1970: - 2 / - 1 = starke / leichte Abnahme, 0 = stabil, + 1 / + 2 = leichte / starke Zunahme

Quellen/sources: s. Abb. 9; außerdem: Finnland (KOSKIMIES 1981, 1989); Schweden (HOLMBRING 1973, 1979); Dänemark (DYBBRO 1976); Niederlande (GRAVELAND 1996); Frankreich (YEATMAN-BERTHELOT & JARRY 1994, HAGEMEIJER & BLAIR 1997); Schweiz (SCHIFFERLI et al. 1982), SCHMID et al. 1998); Slowakei (HAGEMEIJER & BLAIR 1997); UNGARN (Gorman 1996, HAGEMEIJER & BLAIR 1997) und Slowenien (HAGEMEIJER & BLAIR 1997)

Fig. 8: Occurrence and development of the Great Reed Warbler population in Europe

Breeding distribution: HAGEMEIJER & BLAIR (1997).

Development in numbers since 1970: - 2 / - 1 = strong / small decrease, 0 = stable, + 1 / + 2 = small / strong increase



Zahlen dieser Länder nur eine geringe Bedeutung für die europäische Bestandsgröße.

Für die weitaus größten Teile Europas geht man von stabilen Verhältnissen aus (Abb. 9): Die größten Bestände des Drosselrohrsängers (1 Million in Europa ohne Russland, 1,6 Millionen in den europäischen Teilen Russlands, dazu 32.000 P. in der Türkei; HAGEMEIJER & BLAIR 1997) haben ihre Brutheimat in den östlichen und südöstlichen Teilen Europas, wo die Art z.T. der häufigste Rohrsänger ist. Selbst in den besten Zeiten des 20. Jahrhunderts sind die Drosselrohrsängerkzahlen Mitteleuropas nur ein unbedeutender Teil der ost- und südosteuropäischen Bestände gewesen. Denn in den von dem starken Rückgang betroffenen Ländern waren maximal kaum mehr als 1 % des europäischen Gesamtbestandes ansässig.

## 6. Ursachen des Bestandsrückgangs

Im Schrifttum werden folgende Ursachen diskutiert:

1. Rückgang der Schilfflächen sowie Veränderungen der Struktur der Schilfgürtel sowie der Halmstärke (s. Abschnitt 6.1).
2. Klimatische Veränderungen (s. Abschnitt 6.2).

3. Nahrungsverknappung: Der Drosselrohrsänger ist nahrungsökologisch ein Generalist mit einem breiten Spektrum an Nahrungstieren. DYRCZ (1979) sowie DYRCZ & FLINKS (2000) fanden in Polen als wichtige Bestandteile der Nestlingsnahrung neben Libellen (Odonata) weitere Gliedertiere, vor allem Spinnen (Araneae), Käfer (Coleoptera) sowie Fliegen und Mücken (Diptera), besonders Zuckmücken (Chironomidae). Der Nahrungserwerb erfolgt nicht nur in der Ufervegetation, sondern auch über dem Wasser und in der Luft (LEISLER 1989). Darüber hinaus zeigte FISCHER (2000), dass die von LEISLER (1986, 1989) beschriebene Bevorzugung größerer Beutetiere nicht generell gilt. Das Insektenangebot könnte durch Gewässer- und Klimaveränderungen abgenommen haben, was jedoch bisher nicht in beweiskräftiger Weise belegt ist. Aus Schleswig-Holstein sind uns hierzu keine Untersuchungen bekannt.

4. Direkte Störungen durch Fremdenverkehr und Erholungsnutzung: „Stärker als andere Vogelarten der Röhrichte sind Drosselrohrsänger durch ihre bevorzugten Neststandorte am wasserseitigen Schilfrand und an Schneisen Störungen durch den zunehmenden Wassersport- und Frei-

zeitbetrieb ausgesetzt“ (LEISLER 1986). Das klingt im ersten Augenblick plausibel; in dem uns bekannten Schrifttum ist jedoch kein einziger Fall dokumentiert, dass durch solche Störungen eine größere Anzahl von Paaren beeinträchtigt wurde. Für Schleswig-Holstein schätzen wir nach unserer Kenntnis der Gewässer derartige Einflüsse als unbedeutend ein. Sie können allenfalls wenige Reviere tangiert haben und waren auf den landesweiten Bestandsrückgang sicher ohne wesentlichen Einfluß. Eine starke Abnahme des Drosselrohrsängers ist auch für Gewässer belegt, an denen der Erholungsdruck gering ist (z.B. Schaalsee, Selenter See, mehrere Fischteiche).

5. Habitatveränderungen in Durchzugsgebieten und Winterquartieren: Großflächige Melioration, landwirtschaftliche Veränderungen sowie klimatische bedingte Dürreperioden haben in den 1960er bis 1980er Jahren die Lebensbedingungen vieler in Afrika überwinternder Vogelarten beeinflusst (TURNHOUT & HAGEMEIJER 1999). Davon waren wohl auch Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*) und Drosselrohrsänger betroffen (BERNDT & FRANTZEN 1974, LEISLER 1986, GLUTZ & BAUER 1991). Für einige Transsaharazieher ist ein Zusammenhang zwischen der Regenmenge in der Sahelzone (als Maßstab für das Habitatangebot im Winterquartier) und der Bestandsentwicklung in den europäischen Brutgebieten nachweisbar (z.B. für den Purpurreiher (*Ardea purpurea*) in den Niederlanden (DEN HELD 1981) und für den Schilfrohrsänger (*Acrocephalus schoenobaenus*) in Großbritannien (PEACH et al. 1991) bzw. in den Niederlanden (FOPPEN et al. 1999). Für weitere Arten wird dieser Zusammenhang vermutet (z.B. MARCHANT et al. 1990). Doch die zeitweise ungünstige Niederschlagssituation hat sich wieder gebessert. Seit Mitte der 1980er Jahre ist in West-Afrika eine Zunahme der durchschnittlichen Regenmenge feststellbar. Zugleich zeigt eine Auswertung von Satellitenbildern, dass sich der Vegetationsgürtel rund um die Sahelzone verdichtet und ausgedehnt hat (Geo Heft 12/2002). Zeitlich versetzt zu den wieder deutlich höheren Niederschlägen in West-Afrika nahm in den Niederlanden der Schilfrohrsängerbestand zu (PEACH et al. 1991). Dieser „Erholungseffekt“ war bei den Brutbeständen des Drosselrohrsängers in den westlichen Teilen Europas jedoch nicht festzustellen (vgl. Abb. 7). Zur großräumigen Bestandsentwicklung in Osteuropa liegen keine verlässlichen Daten vor. Nach HAGEMEIJER & BLAIR (1997) überwintern westeuropäische

Drosselrohrsänger im tropischen Westafrika, osteuropäische und sibirische Vögel dagegen im südöstlichen Afrika. Jedoch sind die bisherigen Befunde spärlich und die Zugrouten bzw. die Überwinterungsgebiete vieler Teilpopulationen nicht ausreichend bekannt (SCHLENKER 1986, CRAMP 1992, GLUTZ & BAUER 1991, FISCHER & HAUPT 1994). Drosselrohrsänger aus Ostdeutschland überwintern wohl ebenfalls in West-Afrika (FISCHER & HAUPT 1994).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass sich die seit Mitte der 1980er Jahren günstigeren Habitatbedingungen in den westafrikanischen Durchzugs- und Überwinterungsgebieten gleichermaßen auf die Brutbestände in West- und Ostdeutschland ausgewirkt haben sollten. Tatsächlich haben sich aber die Brutbestände, wie dargestellt, unterschiedlich entwickelt.

Nachfolgend wollen wir die Hypothesen 1 und 2 unter spezieller Berücksichtigung der schleswig-holsteinischen Verhältnisse näher betrachten.

## 6.1 Schilfrückgang

### 6.1.1 Allgemeines

Vielfach wird das „Schilfsterben“ als entscheidende Ursache für die Abnahme des Drosselrohrsängers bezeichnet. Tatsächlich sind in den letzten Jahrzehnten die Schilfbestände, namentlich im Wasser stehendes „Seeschilf“, im westlichen und mittleren Europa in vielen Gebieten zurückgegangen, z.B. in den Niederlanden (GRAVELAND 1996, 1998, BIJLSMA et al. 2001, SOVON 2002), in der Schweiz (SCHIFFERLI et al. 1982), in Deutschland (z.B. OAG Berlin-West 1985, PRIES 1984, SCHUSTER et al. 1983, SUKOPP 1990) und in Tschechien (KREN 2000). Als entscheidende Ursache wird im Schrifttum besonders häufig die Verschlechterung der Wasserqualität durch Nährstoffanreicherung genannt. Tatsächlich kommt die Eutrophierung jedoch zumindest als alleiniger Faktor nicht in Betracht. Im Gegensatz zu früheren Arbeiten anderer Autoren kam OSTENDORP (1990) zu dem Schluss, dass eine hohe Nährstoffkonzentration die Wüchsigkeit, Halmstärke und -festigkeit nicht verringern. Zudem tritt der Schilfrückgang in den verschiedenen Teilen großer Seen oft ungleichmäßig auf, obwohl die Unterschiede des Nährstoffgehaltes meistens gering sind. Auch die von mehreren Autoren zitierte Arbeit von PRIES (1984) ist als Beweis nicht schlüssig, da diverse hocheutrophe und polytrophe Gewässer in seiner Stichprobe einer

Abb. 9: Brutbestände des Drosselrohrsängers in Europa

Zahlen/Quellen/sources:

Finnland 1998 355 (VÄISÄNEN et al. 1998); Schweden 1998 500 (SVENSSON et al. 1999); Dänemark 8 (GRELL 1998); Deutschland 5.750 (BAUER et al. 2002); Niederlande 1994-97 300 (BIJLSMA et al. 2001); Belgien 1985 < 20 (DEVILLERS et al. 1988); Frankreich 5.500 (YEATMAN 1976); Spanien 6.300 (SEO 1997); Schweiz 1993-96 225 (WINKLER 1999); Polen 20.000 (HAGEMEIJER & BLAIR 1997); Tschechien 2.250 (KREN 2000); Ungarn 30.000; Kroatien 20.000; Italien 25.000 (HAGEMEIJER & BLAIR 1997); Estland 7.500 (LEIBAK et al. 1994); Belarus 70.000; Rußland 1.600.000; Ukraine 30.000; Moldavien 25.000; Rumänien 560.000; Bulgarien 30.000; Griechenland 20.000; Türkei 32.000 P. (HAGEMEIJER & BLAIR 1997).

Soweit von den Autoren Minimum und Maximum angegeben sind, wurde der Mittelwert verwendet. Die Zahlen für die meisten osteuropäischen Staaten sind sicher nur als grobe Einschätzung zu verstehen, die jedoch für einen Vergleich in dieser Arbeit völlig ausreichen. HANDRINOS & AKRIOTIS (1997) geben von HAGEMEIJER & BLAIR (1997) stark abweichend für Griechenland 75.000 P. an; WEBER et al. (1994) nennen für Rumänien nur 450.000 P.

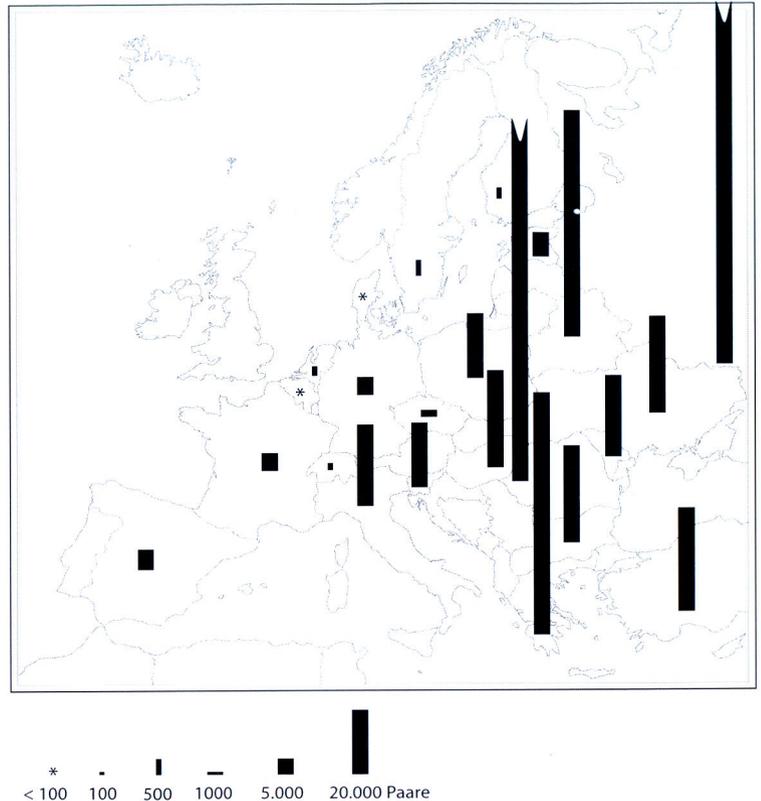


Fig. 9: Number of breeding pairs of Great Reed Warbler in Europe

If the authors cited gave minimum and maximum numbers, we used the mean value. The numbers in eastern European states probably will be rough estimates, but sufficient for our comparison. Contrary to HAGEMEIJER & BLAIR (1997) HANDRINOS & AKRIOTIS (1997) mentioned 75000 pairs in Greece and WEBER et al. (1994) 450000 pairs in Romania.

extremen Nährstoffzufuhr durch Karpfenintensivhaltung, Entenmast, (ungeklärte?) kommunale Abwässer sowie sehr starken mechanischen Belastungen durch Motorbootverkehr ausgesetzt waren. In Schleswig-Holstein ist die Wasserqualität des Gr. Plöner Sees als großem Binnensee mit den stärksten Schilfrückgängen zu keinem Zeitpunkt schlechter als stark eutroph gewesen. Der See war also mäßig und keineswegs hochgradig mit Nährstoffen belastet, so daß die Nährstoffsituation den Schilfrückgang nicht erklärt. Wir verzichten an dieser Stelle auf eine weitere Erörterung des umfangreichen Schrifttums zum Thema Schilfrückgang und Eutrophierung, denn neuerdings sieht die hydrobiologische Forschung diverse Faktoren als möglicherweise schwerwiegend an.

Wir folgen in dem nachstehenden Hypothesenkatalog vor allem OSTENDORP (1993 a):

1. Der Schilfrückgang wird unter dem Aspekt mangelnder genetischer Anpassung des Schilfs an sich schnell verändernde Umweltbedingungen gesehen. Problematisch ist möglicherweise die klonartige Fortpflanzung, die die genetische Vielfalt und Anpassungsfähigkeit einschränken könnte. Siehe hierzu auch SCHMIDT (1996).
2. „Der Röhrichtrückgang wird als zyklischer Prozeß verstanden, wobei die Initialbestände durch Akkumulation von Schilftorf altern und... schließlich degenerieren und absterben“ (OSTENDORP 1993 a, 1990, 1989).
3. Der Schilfrückgang wird einem veränderten Wellenklima, z.B. durch Wasserstandsänderungen, zugeschrieben. In anderen Ländern gibt es

z.B. kurzfristige, künstliche Veränderungen des Wasserstandes an Seen, die als Wasserreservoir genutzt werden. In Schleswig-Holstein ist der Wasserstand der Seen durch die Stauhöhe der Abflüsse vorgegeben, die man im 20. Jahrhundert wohl nicht mehr verändert hat. Jedoch dürfte die intensive Erholungsnutzung stark auf das lokale Wellenklima einwirken (Motorschiffahrt, hohe Segelbootdichte). Schon die Pfähle eines Bootssteiges können das Auslaufen der Wellen verändern und zu einem Schilfrückgang sowie zur Ufererosion beitragen (BINZ-REIST 1989). SCHMIDT (1996) weist den mechanischen Belastungen des Schilfsaums sogar eine Schlüssel-funktion zu.

Ein Einfluß des Windes auf den Schilfrückgang ist wenig wahrscheinlich. Am Ratzeburger See/RZ z.B. ist dieser am windgeschützten, aber anthropogen geprägten Westufer viel stärker als am windexponierten, aber naturnahen Ostufer (KIFL 2000). Demnach sind die Auswirkungen der Erholungsnutzung hier viel gravierender als die des Windes. Wir vermuten, daß dies auch für andere stark genutzte Seen zutrifft (Vertritt, Beschädigung des Schilfs beim Zuwasserlassen von Booten, höherer Wellenschlag durch Motorschiffahrt, wachsende Größe der Motorschiffe z.B. am Gr. Plöner See).

4. Der Schilfrückgang geht auf Parasiten und Freßfeinde zurück. Unter den Säugetieren kommen vor allem Bisam (*Ondatra zibethicus*) und Nutria (*Myocastor coypus*) in Betracht. Weiterhin leben zahlreiche Insektenarten in und auf den Schilfhalmern, die z.T. erhebliche Schäden verursachen (FUCHS 1993, KRAUSS 1993, OSTENDORP 1989, 1993 b, RAGHI-ATRI 1976, RODEWALD-RUDESCU 1974). Vögel, so Höckerschwan (*Cygnus olor*) oder Graugans (*Anser anser*) können zumindest restliche Schilfbestände dezimieren. Die Frage, unter welchen Bedingungen Tiere schaden und warum dies erst heutzutage gravierende Auswirkungen haben sollte, ist unbeantwortet.

5. Der Schilfrückgang wird als Teilaspekt umfassender limnologischer Veränderungen gesehen, hinter denen die Nährstoffbelastung der Seen steht. Die Auswirkungen der erhöhten Nährstoffverfügbarkeit auf die physischen Leistungen der Pflanze sind ungeachtet diverser, anderslautender Mitteilungen noch immer unzureichend erforscht.

6. Schilf kann durch direkte Eingriffe des Menschen zerstört werden, insbesondere durch Uferverbau oder Mähen rund um Bootsstege.

7. Seeschilf kann sich durch ein künstliches, konstantes Wasserregime ohne ausgeprägte, jahreszeitliche Unterschiede zum Landschilf entwickeln. Landschilf hat eine geringere Halmdichte, -höhe und -dicke. Die weitere Verlandung und Verbuschung führen letztlich zu einem Rückgang der Schilffläche. Dies ist besonders für niederländische Polder beschrieben (GRAVELAND 1998, BIJLSMA et al. 2001, SOVON 2002).

„Die Zukunft wird zeigen müssen, wie tragfähig die einzelnen Hypothesen sind, und welche am meisten zur Erklärung der Schilfrückgänge an mitteleuropäischen Seen beitragen“ (OSTENDORP 1993 a). In Betracht zu ziehen ist wohl auch das gleichzeitige Zusammenspiel mehrerer Faktoren.

#### 6.1.2 Situation in Schleswig-Holstein

Schleswig-Holstein hatte aufgrund der Vielzahl seiner Binnengewässer sehr umfangreiche Schilfbestände. Für 1886 sind Reetflächen von 3.637 ha angegeben (NEUMANN 1978), wobei unklar ist, ob sich diese Zahl nur auf die regelmäßig gemähten Flächen bezieht. Seitdem ist durch die Trockenlegung einiger großer und zahlreicher kleinerer Flachgewässer ein deutlicher Rückgang der Gewässer- und Schilffläche eingetreten. Doch ist Schleswig-Holstein noch immer ein gewässer- und schilfreiches Land (Einzelheiten s. BERNDT 1993). Zu beachten ist auch, dass die kommerzielle Mahd stark abgenommen hat; heutzutage werden nur noch wenige große Schilfbestände flächig gemäht.

Für einige große Seen ist ein erheblicher Schilfrückgang in den letzten Jahrzehnten belegt. Mit einer Abnahme von 94 % ist die Entwicklung am Gr. Plöner See besonders krass. Der größte See des Landes ist inzwischen fast schilfflos: 1953 100,3 ha, 1989 19,4 ha, 1999 5,59 ha Schilf (BUSKE 1991, 1999). Dies wird vor allem auf die Massentwicklung der Grünalge *Cladophora glomerata* zurückgeführt, deren Teppiche sich in den Schilfhalmern verfangen und dann in Zusammenarbeit mit Wind und Wellen zu deren Brechen führen. Weshalb diese Algen sich am Gr. Plöner See besonders üppig entwickeln, ist nicht bekannt.

Daß ein übermäßiges Angebot an Nährstoffen im Gr. Plöner See den Schilfrückgang verursacht hat (BUSKE 1999), erscheint uns wenig wahrscheinlich. Der See lag hinsichtlich seiner Trophiestufe

stets im Mittelfeld der tiefen, geschichteten Binnenseen des Landes, und er war zu keiner Zeit in einem polytrophen oder gar hypertrophen Zustand, also hochgradig überdüngt. Seit den 1970er Jahren hat die Wasserqualität sich durch verbesserte Klärung sogar von stark eutroph zu schwach eutroph verbessert (LANU 2001). Zu diskutieren wäre vielmehr ein starker Anstieg der mechanischen Belastungen: Zunahme der Bootsstege, größere Fahrgastschiffe, Zunahme des Treibselns aus Plastikmüll, Dosen, Holzstücken usw. Schilfrückgänge unterschiedlichen Umfangs sind auch für andere Seen Schleswig-Holsteins nachgewiesen: Wittensee/RD 55 %, Westensee/RD 37 %, Selenter See/PLÖ 26 % der Schilffläche (1961-1989/91; MARBERG 1995), Schmalensee/SE 11,4 %, Bornhöveder See/SE 9,1 %, Belauer See/PLÖ 4,4 % der Schilffläche (1959-1988; SCHIEFERSTEIN 1997).

Die Hypothesen 6 und 7 (in Abschnitt 6.1.1) scheiden für Schleswig-Holstein aus. Röhricht gehört seit 1973 zu den besonders geschützten Lebensräumen (jetzt § 15 a LNatSchG), so dass zumindest seit der Zeit direkte Eingriffe des Menschen landesweit gesehen ohne Bedeutung sind. Zudem haben unsere Binnengewässer zwar ein künstliches Wasserregime, da der Wasserstand durch Wehre an den Fließgewässern geregelt wird, jedoch liegt ein Großteil der Seen in Senken des Hügellandes, so dass die jahreszeitlichen Schwankungen noch immer beträchtlich sind, was der Vitalität des Schilfröhrichts förderlich sein sollte.

Ungeachtet der erheblichen Schilfrückgänge gibt es in Schleswig-Holstein noch immer große Schilfbestände, die auch heute den speziellen Ansprüchen des Drosselrohrsängers genügen dürften, insbesondere hinsichtlich Umfang des Seeschilfs und Stärke der Halme (z.B. DYRCZ 1981, LEISLER 1989, WESTPHAL 1980). Wir gehen davon aus, dass der Schilfrückgang bei uns keine wesentliche Ursache für die landesweite Abnahme des Drosselrohrsängers ist und das Land noch immer einen Bestand von mehreren hundert Paaren beheimaten könnte. Anders verhält es sich am Gr. Plöner See; da nur noch wenig Schilf verblieben ist, kann die Art dort kaum noch vorkommen. Doch bleibt die Frage unbeantwortet, ob sie inzwischen nicht auch dann fehlen würde, wenn dort noch größere Schilfflächen erhalten wären. In Dänemark z.B. konnte selbst eine Ausdehnung

der Schilfflächen das weitgehende Verschwinden der Art nicht verhindern (GRELL 1998).

## 6.2 Veränderungen des Klimas

### 6.2.1 Allgemeines

Der seit den 1960er Jahren vorherrschende atlantische Klimaeinfluss in Mitteleuropa hat u.a. höhere Sommerniederschläge mit sich gebracht, was den Bruterfolg des Drosselrohrsängers nachweislich beeinträchtigt. Seine Nestlinge sind nämlich empfindlicher gegenüber Nässe und Kälte als z.B. junge Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*; GLUTZ & BAUER 1991, LEISLER 1986). Besonders anfällig sind 7-9tägige Nestlinge, die in dieser Zeit gerade ihre Endothermie erreichen und nicht mehr gehudert werden (DYRCZ 1974, FISCHER 1994). In einem fränkischen Gebiet waren Regen und Kälte für 40 % der Jungenverluste beim Drosselrohrsänger verantwortlich, aber nur für 8 % beim Teichrohrsänger (BEIER 1981).

Regen und Sturm können zudem Drosselrohrsängernester zerstören (FISCHER 1994, WESTPHAL 1980). Am Müggelsee in Berlin lag der Bruterfolg in Jahren, die während der Brutsaison Schlechtwetterperioden mit langanhaltendem Starkregen aufwiesen, deutlich geringer als in „Normal“-Jahren. Ursächlich hierfür war zumeist die Zerstörung der Nester, z.B. wurden 1993 45 % von 42 kontrollierten Nestern vom Regen durchweicht und von Windeinwirkung zerstört bzw. die Schilfhalme mit den Nestern vollständig abgeknickt (FISCHER 1994). Die recht großen und schweren Nester sind also ziemlich anfällig.

### 6.2.2 Situation in Schleswig-Holstein

Das Klima des Landes hat sich in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts nachweislich erheblich verändert:

#### Temperatur

Die Jahresmitteltemperatur folgt auch in Schleswig-Holstein dem globalen Trend. Sie ist von 8,0 °C (1931-60) über 8,1 °C (1951-80) auf 8,2 °C (1961-90) gestiegen (SCHMIDTKE 1995), was sich auch in den Sommertemperaturen zeigt (KIRSCHNING 1989). Bemerkenswerterweise hat aber die Sonnenscheindauer im Sommer erheblich abgenommen, weil maritime Wetterlagen mit Wolken und Regen häufiger geworden sind (KIRSCHNING 1991).

Als Folge des Temperaturanstiegs haben sich die phänologischen Abläufe (hier: Auflaufen von Winterweizen; Blüte, Früchte und Blattfärbung

mehrerer Baum- und Straucharten) in Schleswig-Holstein von 1961 bis 1989 um etwa zwei Wochen vorverlagert (BAESE; Deutscher Wetterdienst/Wetteramt Schleswig, brfl.). Diese vermutlich alle Wild- und Nutzpflanzen betreffende Erscheinung könnte sich auch in einer früheren Entwicklung der Nahrungstiere niederschlagen. Vielleicht erreichen sie ihre Massenentwicklung jetzt zeitiger als noch vor 50 Jahren. Der Drosselrohrsänger als Fernzieher trifft jedoch noch immer etwa zu derselben Zeit ein, hauptsächlich Anfang bis Mitte Mai. Denkbar wäre, dass dadurch die Ernährung der Alt- oder Jungvögel in Phasen eines geringeren Kerbtierangebotes gerät, was Brutbestand oder Bruterfolg beeinträchtigen könnte.

**Niederschläge**

Die Sommerniederschläge haben in Schleswig-Holstein deutlich zugenommen, von durchschnittlich 176 mm (1968-77) auf 221 mm (1978-88), wobei die Schwankungsbreite hoch ist (für den Gesamtzeitraum 60-340 mm pro Sommer, meistens um 200 mm; KIRSCHNING 1991). Überdurchschnittlich ist der Anstieg der Niederschläge im Juni, also dem Monat, in dem die meisten Jungen schlüpfen (GLUTZ & BAUER 1991). Negative Auswirkungen auf den Bruterfolg des Drosselrohrsängers sind damit wahrscheinlich. In diesen Zusammenhang paßt, dass der Bruterfolg der meisten Wasservogelarten in Schleswig-Holstein in den 1990er Jahren durchweg viel geringer war als vorher. Für die bestuntersuchte Art, den Rothalstauher (*Podiceps grisegena*), wurde folgende Reproduktionsentwicklung ermittelt (J.J. VLUG, brfl.):

Jahre	erfolgreiche Paare	Gesamtbruterfolg
1969-1980	46 %	0,79 Junge/Bp.
1981-1991	40 %	0,63 Junge/Bp.
1992-2002	35 %	0,58 Junge/Bp.

Der Bruterfolg dieser Art hat also nachweislich stark abgenommen.

**Wind**

Die Windaktivität ist in Schleswig-Holstein erheblich angestiegen. In den letzten 50 Jahren hat die Zahl der jährlichen Sturmtiefs sich verdoppelt (SCHMIDTKE 1995). Die meisten Sommer der 1990er Jahre waren durch einzelne Regenstürme geprägt, die vermutlich in einer einzigen Nacht einen großen Teil der Wasservogelbruten vernichtet haben. Es ist durchaus möglich, dass durch sol-

che Frontdurchgänge auch Nester oder Junge des Drosselrohrsängers verloren gegangen sind (s. Niederschläge). Das könnte in einem windreichen Küstenland wie Schleswig-Holstein größere Bedeutung haben als z.B. in Polen, wo DYRCZ (1981) derartige Verluste nicht hervorhebt. Das atlantische Klima könnte außerdem das Nahrungsangebot reduzieren.

**7. Gesamtdiskussion**

Bestand und Verbreitung des Drosselrohrsängers sind in den westlichen Teilen Europas stark zurückgegangen. Diese Entwicklungen verliefen überwiegend mehr oder weniger zeitgleich seit den 1960er und 1970er Jahren, z.T. schon ab etwa 1940, in Deutschland und in den umliegenden Staaten: Tschechien, Slowakei, Schweiz, Frankreich, Belgien, Niederlande und Dänemark. In einigen Ländern, so in den Niederlanden und Belgien und sicher auch in Dänemark, haben die Zahlen auf weniger als 5 % der Ausgangsbestände abgenommen. Wie sehr die Entwicklungen in den einzelnen Ländern Teil eines großräumigen Ablaufes sind, zeigt sich in Schleswig-Holstein und Dänemark besonders deutlich. Über die cimbrische Halbinsel und die dänischen Inseln sind Ausbreitungs- und Rückzugswellen in einer ganz engen zeitlichen Abfolge hinweggegangen. Auch der kontinuierliche Rückzug aus den anderen Teilen des westlichen Europa legt nahe, dass es sich um eine zusammenhängende Erscheinung mit denselben Ursachen handelt. Ein Blick auf Abb. 8 und Abb. 9 zeigt, dass man die Abnahme des Drosselrohrsängers als großräumiges Rückweichen aus den vorgeschobenen Verbreitungsgebieten charakterisieren kann. Diese haben selbst in ihren besten Zeiten nur Bestände aufgewiesen, die für den europäischen Brutbestand der Art von geringer Bedeutung sind; denn der Schwerpunkt liegt mit etwa 99 % der Brutpaare eindeutig im Osten und Südosten Europas. Die Vorposten sind vermutlich in einer Phase günstiger Bedingungen besiedelt worden und werden nun unter sich verschlechternden Bedingungen wieder weitgehend verlassen.

Welche Ursachen könnten dies bewirken? Unsere Diskussion der im Schrifttum genannten Gründe war nicht sehr ergiebig. Manche sind noch nicht ausreichend mit Tatsachen untermauert, andere unwahrscheinlich. Gegenwärtig ist nur die Änderung des Klimas als mögliche Ursache abgesichert. In Schleswig-Holstein und sicher mindestens auch im weiteren Einzugsbereich der

Nordsee ist das Klima seit 1970 deutlich atlantischer geworden. Insbesondere haben Niederschläge im Sommer erheblich zugenommen. Für den Drosselrohrsänger ist belegt, dass die kleinen Jungen besonders nässe- und kälteempfindlich sind, so dass zu geringer Bruterfolg ein wesentlicher Grund für seine Abnahme sein dürfte. Die Empfindlichkeit der Art gegenüber Regen in der Brutzeit dürfte auch darin deutlich werden, dass sie trotz regelmäßiger Gesangsvorkommen in Großbritannien und Norwegen dort nicht als Brutvogel dauerhaft eingewandert ist. (Die gegenteilige Aussage in HAGEMEIJER & BLAIR (1997) für Norwegen ist falsch; z.B. HØYLAND et al. 2001). In beiden Ländern sind die Sommerniederschläge viel höher als z.B. in Schleswig-Holstein (DIERCKE 2002). Das Klima könnte auch die Ursache für die unterschiedliche Entwicklung in den deutschen Bundesländern sein, denn in den kontinentaler geprägten ostdeutschen Ländern nimmt der Bestand zu. Nicht in diesen Kontext einzuordnen sind freilich die Bestandssrückgänge in der Schweiz und in Slowenien mit ihrem kontinental geprägten Klima.

Im Schrifttum wird besonders oft der Schilfrückgang, und zwar eine Abnahme des Seeschilfs, für das Sinken des Drosselrohrsängerbestandes verantwortlich gemacht. Für Schleswig-Holstein gehen wir davon aus, dass dieser Faktor, ungeachtet erheblicher Schilfrückgänge auch bei uns, keine nennenswerte Bedeutung hat, da noch genügend Seeschilfflächen zur Verfügung stehen. Zudem vermuten wir, dass dies, großräumig betrachtet, auch für andere gewässerreiche Bereiche des westlichen Europas zutrifft, der Einfluß des Schilfrückgangs mithin weit überzeichnet ist. Dieser fällt eben leicht ins Auge. Da liegt es allzu nahe, ihn gedanklich mit der Abnahme des Drosselrohrsängers zu verbinden, obwohl diese zeitgleichen Entwicklungen tatsächlich ohne engen Zusammenhang sein dürften. Unsere Auffassung sehen wir gestützt durch die stabilen bis zunehmenden Bestände des Teichrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*) in Europa (z.B. BUIJSMA et al. 2001, HAGEMEIJER & BLAIR 1997, SCHMID et al. 1998, SOVON 2002, WITT et al. 1996, BERNDT et al. 2002). Wengleich diese Art auch Landschilf besiedelt, so nutzt sie doch auch Seeschilf in großem Umfang, so dass ein starker Mangel an Seeschilf sich auch bei ihr negativ bemerkbar machen sollte.

Die rezente, starke Zunahme in Schweden, Finnland und Estland fällt in Europa aus dem Rahmen. Ursachen sind vermutlich die Erwärmung des ohnehin kontinentaleren Klimas in diesen Ländern sowie die Ausdehnung der Schilfröhrichte durch Eutrophierung (KOSKIMIES 1981).

Ein weiterer Gesichtspunkt wird bei Diskussionen der Bestandswechsel in den westlichen Teilen Europas immer wieder übersehen. Wir wissen wenig über großräumige Habitatveränderungen in den östlichen Weiten des europäischen Subkontinentes oder erfahren davon erst mit einer Verspätung von Jahrzehnten. Dabei können eventuelle Habitatveränderungen, z.B. Rückgang der Schilfmahd, Be- oder Entwässerung, Verbrauch oder Intensivierung der Landwirtschaft sehr starken Einfluß auf die Bestände europäischer Brutvögel haben (z.B. beim Wachtelkönig *Crex crex*, vgl. SCHÄFFER & GREEN 1997). Positive Auswirkungen produzieren Bestandsüberschüsse, die eventuell eine Ausbreitung initiieren, negative Auswirkungen setzen entweder die ihrer Brut Heimat beraubten Vögel in Bewegung oder führen auch am westlichen Verbreitungsrand langfristig zu Bestandsrückgängen. Die Frage nach endogenen Ursachen für Bestandswechsel muss an dieser Stelle unbeantwortet bleiben.

Als Fazit halten wir fest: Die Bestandsabnahme des Drosselrohrsängers im westlichen Europa betrachten wir als großräumigen Rückzug aus vorgeschobenen Verbreitungsgebieten, zu dem wahrscheinlich eine Klimaverschlechterung wesentlich beiträgt. Alle weiteren Erklärungsmöglichkeiten sind widersprüchlich oder noch zu vage.

Damit ist die in der Überschrift unserer Arbeit gestellte Frage nur unzulänglich beantwortet. Nach der Beschäftigung mit der Zu- oder Abnahme auch anderer Brutvogelarten gehen wir davon aus, dass einfache Lösungen eine Ausnahme sind und das Geschehen in der Regel nicht monokausal ist. Dann aber wird es schwierig oder sogar unmöglich, den Einfluß der einzelnen Faktoren zu gewichten, so dass die entscheidenden Ursachen z.T. unklar bleiben. Wir sind davon überzeugt, dass auf jeden Fall solche Erörterungen eine großräumige und langfristige Betrachtungsweise erfordern, wie wir das hier versucht haben. Die historischen Bestandsentwicklungen seit etwa 1800, z.B. in den einzelnen deutschen Bundesländern, sollten daher bei den Avifauni-

sten zukünftig eine eben so große Aufmerksamkeit erfahren wie die aktuelle Situation.

Es ist dem Menschen eigen, nach Erklärungen für das Beobachtete zu suchen, und das Erarbeiten von Hypothesen ist eine besonders anregende Phase der ornithologischen Auswertung. Wir haben jedoch im Falle des Drosselrohrsängers den Eindruck, dass im Schrifttum zu lange zweifelhafte bis unwahrscheinliche Hypothesen aufrechterhalten und ungeprüft von Autor zu Autor übernommen worden sind. Außerdem wird oft versäumt zu prüfen, ob lokale Befunde verallgemeinert werden können, was tatsächlich vielfach nicht der Fall ist. Wünschenswert wären mehr Sorgfalt und Selbstkritik im Formulieren von Hypothesen und mehr Bescheidenheit gegenüber den eigenen Erkenntnismöglichkeiten.

### **7. Summary: Why has the breeding population of the Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) decreased in Schleswig-Holstein?**

In the first half of the 19th century the Great Reed Warbler seems to have been a rare breeding bird in Schleswig-Holstein. After perhaps 1850 the species spread to Northern Europe. Between 1930 and 1960 the maximum population size, of probably more than 400 pairs, had been reached in Schleswig-Holstein, because the species was present on many reed dominated waters in the whole state. Between the end of the sixties and the beginning of the seventies a first state-wide survey was carried out and approximately 300-400 territories were counted in Schleswig-Holstein. After that the breeding population decreased continuously down to 150-220 territories in 1980-89, 85 in 1990-94 and only 55 in 1995-99. The decline after 1968 was 80-90 %. The causes of the decline in Schleswig-Holstein are discussed in relation to the fact that 99 % of the total population breeds in Eastern and South-eastern Europe. Because of the simultaneous decline recorded in several countries of Western Europe, we suppose that the decreases had a common cause. One of the main reasons could be the long-term climatic change. For example, since 1970 the climate in Schleswig-Holstein had become more and more atlantic (increase of the amount of summer rainfall and wind activity) and this probably has a negative effect on the breeding performance of the Great Reed Warbler. This hypothesis was supported by the fact that the breeding populations in more eastern and therefore continental states (for example Brandenburg, Sachsen-Anhalt and

Sachsen) increased in the same period. However, we suggest that the decline of the Great Reed Warbler in Western Europe is a widespread phenomenon following a former expansion, which was probably essentially promoted by climate change in the first place.

In the available literature a local decline of reed beds is often discussed as a main reason for the decline of the Great Reed Warbler. This is, however, not valid, because there are many areas with a stable reed vegetation (also in Schleswig-Holstein) where the population of the Great Reed Warbler is still decreasing.

### **9. Schrifttum**

- ARBEITSGEMEINSCHAFT BERLIN-BRANDENBURGISCHER ORNITHOLOGEN (ABBO, 2001): Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text, Ringsdorf.
- BAUER, H.G. & P. BERTHOLD (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas – Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden.
- BAUER, H.G., P. BERTHOLD, P. BOYE, W. KNIEF, P. SÜDBECK & K. WITT (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. Ber. Vogelschutz 39: 13-60.
- BAUER, S. & G. THIELCKE (1982): Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin. Vogelwarte 31: 183-391.
- BEIER, J. (1981): Untersuchungen an Drossel- und Teichrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*, A. scirpaceus): Bestandsentwicklung, Brutbiologie, Ökologie. J. Ornithol. 122: 209-230.
- BERNDT, R. & M. FRANTZEN (1974): Katastrophaler Rückgang der Rohrsänger bei Braunschweig. Ber. Dt. Sek. Int. Rat Vogelschutz 14: 48-54.
- BERNDT, R.K. (1974): Zum Brutvorkommen des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) in Schleswig-Holstein. Corax 5, Heft 1: 2-8.
- BERNDT, R.K. (1993): Wasservogel und ihre Lebensräume. In: BERNDT, R.K. & G. BUSCHE: Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Bd. 4. Wachholtz, Neumünster, S. 129-173.
- BERNDT, R.K., B. KOOP & B. STRUWE-JUHL (2002): Vogelwelt Schleswig-Holsteins Bd. 5, Brutvogelatlas. Wachholtz, Neumünster.
- BIJLSMA, R.G., F. HUSTINGS & C.J. CAMPHUYSEN (2001): Algemene en schaarse vogels van Nederland (Avifauna van Nederland Bd. 2). GMB Uitgeverij/KNNV Uitgeverij, Haarlem/Utrecht.
- BINZ-REIST, H.-R. (1989): Mechanische Belastbarkeit natürlicher Schilfbestände durch Wellen, Wind und Treibzeug. Veröff. Geobotan. Inst. Eidgenöss. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel, Zürich, Bd. 101.
- BÖRNER, H. (1954): Bericht über Vogelschutzmaßnahmen und vogelkundliche Beobachtungen der Landesgruppe Hamburg im Bund für Vogelschutz e.V. im Jahre 1953 auf der Elbinsel Pagensand. Vogel u. Heimat 3: 2-15.
- BUSCHE, G. & R.K. BERNDT (1978): Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 1976. Corax 6, Heft 3: 1-39.
- BUSKE, C. (1991): Der Rückgang der Schilfröhrichte am Gr. Plöner See. Jb. Heimatkunde Kr. Plön 21: 76-93.
- BUSKE, C. (1999): Schilfröhrichte am Grossen Plöner See. Jb. Heimatkunde Kr. Plön 29: 202-210.
- COLLIN, J. (1875-77): Skandnaviens Fugle, med særligt hensyn til Danmark og de nordlige bilande. Af N. KJÆRBØLLING, 2. Aull. Jørgensens Forlag, Kjøbenhavn.

- CRAMP, S. & K.E.L. SIMMONS (1992): Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Bd. 6: 223-244.
- DEN HELD, J.J. (1981): Population changes of the Purple Heron in relation to drought in the wintering area. *Ardea* 69: 185-191.
- DEVILLERS, P., W. ROGGEMAN, J. FRICOT, P. DEL MARMOL, C. VERWIJN, J.-P. JACOB & A. ANSELIN (1988): Atlas des oiseaux nicheurs de Belgique. Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Bruxelles.
- DIERCKE, C. (2002): Diercke Weltatlas. Westermann, Braunschweig.
- DORNBUSCH, M. (1992): Rote Liste der Vögel des Landes Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Magdeburg.
- DYBBRO, T. (1976): De danske ynglefugles udbredelse. Dansk Ornitolog. Forening, København.
- DYRCZ, A. (1974): Factors affecting the growth rate of nestling Great Reed Warblers and Reed Warblers at Milicz, Poland. *Ibis* 116: 330-339.
- DYRCZ, A. (1979): Die Nestlingsnahrung bei Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus* und Teichrohrsänger *Acrocephalus scirpaceus* an den Teichen bei Milicz in Polen und zwei Seen in der Westschweiz. *Orn. Beob.* 76: 305-316.
- DYRCZ, A. (1981): Breeding ecology of Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) and Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) at fish-ponds in SW Poland and lakes in NW Switzerland. *Acta Orn.* 18: 307-333.
- DYRCZ, A. & H. FLINKS (2000): Potential food resources and nestling food in the Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) and Eastern Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus orientalis*). *J. Ornithol.* 141: 351-360.
- FABER, F. (1824): Ornitologisch noticer som bidrag til Danmarks fauna. Aarhus.
- FISCHER, S. (1994): Einfluß der Witterung auf den Bruterfolg des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) am Berliner Müggelsee. *Vogelwelt* 115: 287-292.
- FISCHER, S. (2000): Kleiner Beitrag zur Ernährung des Drosselrohrsängers *Acrocephalus arundinaceus*. *Berliner orn. Ber.* 10: 49-51.
- FISCHER, S. & H. HAUPT (1994): Ansiedlerstreuung, Alter und Zugwege ostdeutscher Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) – eine Ringfundanalyse. *Vogelwarte* 37: 183-189
- FOPPEN, R., C.J.F. TER BRAAK, J. VERBOOM & R. REIJNEN (1999): Dutch Sedge-Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) and West-Afrikan rainfall: Empirical data and simulation modelling show low population resilience in fragmented marshlands. *Ardea* 87: 113-127.
- FUCHS, C. (1993): The beetle *Donacia clavipes* as possible cause for the reed decline at Lake Constance (Untersee). In: OSTENDORP et al. (1993).
- GAEDECHENS, E. (1929): Die Vogelwelt Südholsteins. Das Außendeichsland bei Hetlingen (Haseldorfer Marsch). *Jahresber. Naturwiss. Ver. Altona* 1928: 48-55.
- GARTHE, S. & A. MITSCHKE (1992): Artenhilfsprogramm und Rote Liste der gefährdeten Brutvögel in Hamburg. *Naturschutz u. Landschaftspflege Hamburg*, Heft 41.
- GLUTZ VON BLOTZHEIM, U.N. & K.M. BAUER (1991): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 12: 486-539.
- GNIELKA, R. & R.J. ZAUMSEIL (1997): Atlas der Brutvögel Sachsen-Anhalts, Kartierung des Südtails von 1990 bis 1995. Ornithologenverband Sachsen-Anhalt, Halle.
- GORMAN, G. (1996): The birds of Hungary. Helm, London.
- GRAVELAND, J. (1996): Watervogel en zangvogel: de achteruitgang van de Grote Karekiet (*Acrocephalus arundinaceus*) in Nederland. *Limosa* 69: 85-96.
- GRAVELAND, J. (1998): Reed die-back, water level management and the decline of the Great Reed Warbler (*Acrocephalus arundinaceus*) in the Netherlands. *Ardea* 86: 187-201.
- GRELL, M.B. (1998): Fuglenes Danmark. Dansk Orn. Forening, København.
- GROEBBELS, F., K.H. GRÖHN & F. MOEBERT (1957): Die Vogelwelt des Kiesgrubensees bei Güster. *Heimat (Kiel)* 64: 239-243.
- HAGE, E. (1849): Tillæg til kammerherre v. Paulsens Liste over Danmarks og Hertugdømmernes fugle. *Naturh. Tidsskr.* 2: 610-616.
- HAGEMELJER, W.J.M. & M.J. BLAIR (1997): The EBBC Atlas of european breeding birds, their distribution and abundance. Poyser, London.
- HANDRINOS G. & T. AKRIOTIS (1997): The birds of Greece. Helm, London.
- HECKENROTH, H. & V. LASKE (1997): Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1981-1995. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hannover.
- HÖLZINGER, J. (1999): Die Vögel Baden-Württembergs, Bd. 3.1: Singvögel 1. Ulmer, Stuttgart.
- HOLMBRING, J.Å. (1973): The Great Reed Warbler in Sweden in 1971, and a review of its earlier status. *Vår Fågelvärld* 32: 23-31.
- HOLMBRING, J.Å. (1979): The Great Reed Warbler in Sweden in 1972-76. *Vår Fågelvärld* 38: 83-90.
- HOLZAPFEL, C., H.-J. SPITZENBERGER & S. VIDAL (1982): Atlas der gefährdeten Brutvögel Hamburgs. Hrsg. Freie u. Hansestadt Hamburg.
- HØYLAND, B.O., H. HEGGLAND & A.T. MJØS (2001): Sjeldne fugler i Norge i 1997 og 1998. *Vår Fuglefauna Suppl.* 4: 4-31.
- KIFL (2000): Untersuchung der Ufer- und Unterwasservegetation der Ratzeburger Seen. Kieler Institut für Landschaftsökologie, Kiel.
- KIRSCHNING, E. (1989): Hundert Sommer auf der Insel Föhr. *Nordfries. Jahrb. N.F.* 25: 167-232.
- KIRSCHNING, E. (1991): Sonnenscheindauer und Niederschlag in Schleswig-Holstein von 1968 bis 1990. *Flensburger Regionale Studien* 4: 7-88.
- KJÆRBØLLING, N. (1852): Danmarks Fugle. Kopenhagen.
- KLINKER, J. (1969): Versuch einer Erfassung des Brutvogelbestandes 1968 am Großen und Kleinen Plöner See. In: SCHMIDT, G.A.J. (1969): Jahresheft 1968 zur Vogelkunde in Schleswig-Holstein. *Wachholtz, Neumünster*. S. 49-54.
- KLOEBE, W. (1971): Die Vogelwelt des Warder Sees (Kreis Segeberg) nach Bestandsaufnahmen und biologischen Untersuchungen im Jahre 1970. *Wiss. Hausarb. Univ. Hamburg*.
- KNIEF, W., R.K. BERNDT, G. BUSCHE & B. STRUWE (1990): Rote Liste der in Schleswig-Holstein gefährdeten Vogelarten. Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel.
- 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.
- KOSKIMIES, P. (1981): The expansion of the Great Reed Warbler into Finland. *Ornis Fenn.* 58: 151-158.
- KOSKIMIES, P. (1989): Distribution and number of Finnish breeding birds. Helsinki.
- KRÄGENOW, P. (1987): Drosselrohrsänger – *Acrocephalus arundinaceus*. In: KLAFS, G. & J. STÜBS (Hrsg.): Die Vogelwelt Mecklenburgs. Fischer, Jena.
- KRAUSS, M. (1993): Die Rolle des Bisams (*Ondatra zibethicus*) beim Röhrichrückgang an der Berliner Havel. In: OSTENDORP et al. (1993).
- KREN, J. (2000): Birds of the Czech Republik. Helm, London.
- KROHN, H. (1902): Zur Kenntnis der Ornis des Großen Plöner See's. *Ber. Biol. Station Plön* 9: 1-16.

- KROHN, H. (1925): Die Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Sonnenschein-Verlag, Hamburg.
- LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT SCHLESWIG-HOLSTEIN (LANU, 2001): Gr. Plöner See, Zustand und Belastungsquellen. Flintbek.
- LEIBAK, E., V. LILLELEHT & H. VEROMANN (1994): Birds of Estonia. Status, distribution and numbers. Estonian Academy Publishers, Tallinn.
- LEISLER, B. (1986): Lebensraumsprüche und mögliche Gefährdungsursachen des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*). Ber. Dt. Sect. Int. Rat Vogelschutz 25 (1985): 127-136.
- LEISLER, B. (1989): Grundlagen für den Artenschutz des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*): Lebensraumsprüche und mögliche Gefährdungsursachen. Schriftenreihe Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Heft 92: 29-36.
- LEY, H.-W. (1999): Drosselrohrsänger – *Acrocephalus arundinaceus*. In: HEINE, G., H. JACOBY, H. LEUZINGER & H. STARK (Hrsg.): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithol. Jahresh. Baden-Württemberg 14/15: 631-624.
- LØPPENTHIN, B. (1967): Danske ynglefugle i fortid og nutid. Odense Universitetsforlaget, Odense.
- MARBERG, B. (1995): Schilfrückgang an ausgewählten schleswig-holsteinischen Seen. Diplomarb. Univ. Kiel.
- MARCHANT, J.H., R. HUDSON, S.P. CARTER & P. WHITTINGTON (1990): Population trends in British breeding birds. BTO, Tring, Hertfordshire.
- MÜLLER, P. (1986): Handschriftliche Notizen über schleswig-holsteinische Vögel aus der Sammlung von Friedrich Boie. Heimat (Kiel) 93: 238-241.
- NAUMANN, J.A. (1823): Naturgeschichte der Vögel Deutschlands, Bd. 2, bearbeitet von J.F. NAUMANN. Fleischer, Leipzig.
- NAUMANN, J.F. (1819): Ornithologische Bemerkungen und Beobachtungen als Resultate einer Reise durch einen Theil der Herzogthümer Holstein, Schleswig und die Inseln der dänischen Westsee. Isis 1819: 1845-1861.
- NEUMANN, O. (1978): Von der Reetwirtschaft an der Westküste (1886). Heimat (Kiel) 85: 149-151.
- ORNITHOLOGISCHE ARBEITSGEMEINSCHAFT (OAG) BERLIN-WEST (1985): Brutvogelatlas Berlin-West. Ornithol. Ber. für Berlin (West) 9, Sonderheft.
- OSTENDORP, W. (1989): „Die-Back“ of reeds in Europe – a critical review of literature. Aquatic Botany 35: 5-26.
- OSTENDORP, W. (1990): Ist die Seeneutrophierung am Schilfsterben schuld? In: SUKOPP, H. & M. KRAUSS (Hrsg.): Ökologie, Gefährdung und Schutz von Röhrichtpflanzen. Landschaftsentw. u. Umweltforsch. (Berlin) 71: 121-140.
- OSTENDORP, W. (1993 a): Was tun? Perspektiven der Seeuferforschung und Seeuferrenaturierung. In: OSTENDORP et al. (1993), S. 257-264.
- OSTENDORP, W. (1993 b): Schilf als Lebensraum. In: Artenschutzsymposium Teichrohrsänger des Deutschen Bundes für Vogelschutz (jetzt Naturschutzbund Deutschland) Landesverband Baden-Württemberg e.V. Beih. Veröff. Naturschutz und Landschaftspflege Baden-Württemberg 68: 173-280.
- OSTENDORP, W. & P. KRUMSCHEID-PLANKERT (1993): Seeuferzerstörung und Seeuferrenaturierung in Mitteleuropa. Fischer, Stuttgart.
- PEACH, W., S. BAILLIE & L. UNDERHILL (1991): Survival of British Sedge Warblers (*Acrocephalus schoenobaenus*) in relation to west African rainfall. Ibis 133: 300-305.
- PETERS, H.T. (1891): Die Lachmöve und ihre Verwandten. Heimat (Kiel) 1: 228-230.
- PRIES, E. (1984): Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände. Naturschutzarb. Mecklenburg 27: 3-19, 72-82.
- RAGHI-ATRI, F. (1976): Einfluß der Eutrophierung auf den Befall von *Phragmites communis* Trin. durch die Mehligke Pflaumenblattlaus (*Hyalopterus pruni* Geoffr.) in Berlin. Z. angew. Zool. 63: 365-374.
- RODEWALD-RUDESCU, L. (1974): Das Schilfrohr. Die Binnengewässer Bd. 27. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- ROHWEDER, J. (1875 a): Bemerkungen zur schleswig-holsteinischen Ornithologie. Mitt. Schleswig-Holsteinischer Ver. Naturwiss. 2: 117-140.
- ROHWEDER, J. (1875 b): Die Vögel Schleswig-Holsteins und ihre Verbreitung in der Provinz. Thomsen, Husum.
- SCHÄFFER, N. & R.E. GREEN (1997): Schwerpunkt Wachtelkönig. Vogelwelt 188: 115-116.
- SCHIEFERSTEIN, B. (1997): Ökologische und molekularbiologische Untersuchungen am Schilf (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.) im Bereich der Bornhöveder Seen. Ecosys. Beiträge zur Ökosystemforschung Suppl. 22.
- SCHIFFERLI, A., P. GÉROUDET & R. WINKLER (1982): Verbreitungsatlas der Brutvögel der Schweiz, 2. Auflage. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Schlenker, R. (1986): Neue Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*)-Ringfunde aus Afrika. Anz. Ornithol. Ges. Bayern 25: 217-219.
- SCHMID, H., R. LUDER, B. NAEF-DAENZER, R. GRAF & N. ZBINDEN (1998): Schweizer Brutvogelatlas, Verbreitung der Brutvögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein 1993-1996. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- SCHMIDT, E. (1996): Ökosystem See. Der Uferbereich des Sees. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- SCHMIDTKE, K.-D. (1995): Land im Wind. Wetter und Klima in Schleswig-Holstein. Wachholtz, Neumünster.
- SCHUSTER, S. (1982): Rasterkartierung Bodensee – eine halbquantitative Brutvogel-Bestandsaufnahme. Vogelwelt 103: 24-31.
- SCHUSTER, S., V. BLUM, H. JACOBY, G. KNÖTZSCH, H. LEUZINGER, M. SCHNEIDER, E. SEITZ & P. WILLI (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Ornithol. Arbem. Bodensee, Konstanz.
- SELLIN, D. & J. STÜBS (1992): Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Mecklenburg-Vorpommern. Umweltministerium des Landes Mecklenburg-Vorpommern, Schwerin.
- SOCIEDAD ESPAÑOLA DE ORNITOLOGIA (SEO, 1992): Atlas des les aves de España (1975-1995). Lynx, Barcelona.
- SOVON VÖGELONDERZOEK NEDERLAND (2002): Atlas van de Nederlandse broedvogels 1998-2000. National Natuurhistorisch Museum Naturalis, KNNV Uitgeverij & European Invertebrate Survey-Nederland. Leiden.
- STEFFENS, R. & D. SAEMANN (1998): Die Vogelwelt Sachsens. Fischer, Jena.
- STEFFENS, R., R. KRETZSCHMAR & S. RAU (1998): Atlas der Brutvögel Sachsens. Löbnitz-Druck, Radebeul.
- STRUWE-JUHL, B. & K. BÜTJE (1995): Zur Entwicklung der Brutvogelbestände im Hohner See-Gebiet. Corax 16: 133-152.
- SUKOPP, H. (1990): Stadtökologie, das Beispiel Berlin. Reimer, Berlin.
- SVENSSON, S., M. SVENSSON & M. TJERNBERG (1999): Svensk fågelatlas. SOF, Stockholm.
- TANTOW, F. (1936): Das Vogelleben der Niederelbe. Boysen, Hamburg.
- TEILMANN, C. (1823): Forsøg til en beskrivelse af Danmarks og Islands fugle eller haandbog i det danske veideværk. Ribe.
- TURNHOUT, C. & W. HAGEMEIJER (1999): Marshland birds in the Netherlands: causes of long-term population trends in 1965-1995. Vogelwelt 120 Suppl.: 185-192.

- VÄISÄNEN, R., E. LAMMI & P. KOSKIMIES (1998): Muuttuva pesimälinnusto. Otava, Helsinki.
- WEBER, P., P. MUNTEANU & A. PAPADOPOUL (1994): Atlasul provizoriu al păsărilor clocitoare din România. Societatea Ornitologică Română. Mediaș.
- WESTPHAL, D. (1980): Bestandsentwicklung und Brutbiologie des Teich- und Drosselrohrsängers (*Acrocephalus scirpaceus*, *A. arundinaceus*) an der Berliner Havel. Ornithol. Ber. Berlin 5: 3-36.
- WINKLER, R. (1999): Avifauna der Schweiz. Ornithol. Beob., Beih. 10.
- WITT, K. (1992): Bestandsentwicklung einiger ausgewählter Vogelarten im westlichen Deutschland 1977-1989. Vogelwelt 113: 289-310.
- WITT, K., K.-G. BAUER, P. BERTHOLD, P. BOYE, O. HÜPPOP & W. KNIEF (1996): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands, 2. Fassung, 1.6.1996. Ber. Vogelschutz 34: 11-25.
- YEATMAN, L. (1976): Atlas des oiseaux nicheurs de France. Ministère de la Qualité de la Vie, Paris.
- YEATMAN-BERTHELOT, D. & G. JARRY (1994): Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France, 1985-1989. Société Ornithologique de France.

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

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Corax](#)

Jahr/Year: 2002-04

Band/Volume: [19](#)

Autor(en)/Author(s): Berndt Rolf K., Struwe-Juhl Bernd

Artikel/Article: [Warum geht der Brutbestand des Drosselrohrsängers \(\*Acrocephalus arundinaceus\*\) in Schleswig-Holstein zurück? 281-301](#)