

Brutbestandsentwicklung und Reproduktionsrate des Rothalstauchers *Podiceps grisegena* in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969–2019

Jan J. Vlug

Jan J. Vlug 2022. Brutbestandsentwicklung und Reproduktionsrate des Rothalstauchers *Podiceps grisegena* in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969–2019. Corax 25: 249–290.

Die Brutbestandsentwicklung und Reproduktion des Rothalstauchers *Podiceps grisegena* in Schleswig-Holstein und Hamburg wurden 1969–2019 untersucht. Dieser Artikel behandelt nicht nur die Ergebnisse der 50-jährigen Zählungen, sondern auch Probleme und Kenntnislücken der Erfassung. Er enthält zudem eine umfangreiche Diskussion der Populationsdynamik und diverse Hypothesen, die unsere Ergebnisse erklären könnten.

Wir haben alle Rothalstaucher in der Balz- und Brutperiode auf einem Brutgewässer als Brutvögel eingestuft, einschließlich der Vögel, die vielleicht nicht an diesem Gewässer gebrütet haben. Im Zeitraum 1969–2019 brüteten jährlich im Mittel ca. 555 Paare in Schleswig-Holstein und Hamburg. Zunächst (1969–1978) war die Brutpaarzahl fast konstant und schwankte jährlich bei rund 350 Paaren, danach (1979–1990) nahm die Zahl auf ca. 725 Paare zu; schließlich (1991–2019) war sie wieder konstanter und bewegte sich im Mittel bei rund 655 Paaren, mit einer Spanne von ca. 525 bis ca. 720 Paaren (Tab. 1, Tab. 2 und Abb. 4).

Die Verbreitung im Berichtsgebiet hat sich im Laufe der Untersuchungsperiode nicht wesentlich geändert. Der Schwerpunkt liegt noch immer im gewässerreichen Östlichen Hügelland. Insbesondere im südöstlichen Holstein und auf der Geest sind in der Untersuchungsperiode eine Reihe neuer Vorkommen entstanden.

Brütende Rothalstaucher bevorzugen Flachgewässer mit einer üppigen submersen Vegetation (Fischteiche, Weiher, Strandseen). Die meisten Vögel siedeln auf Kleingewässern. Fischteiche haben während der Untersuchungsperiode viel von ihrer Anziehungskraft verloren. Nur Fischteiche, die nicht mehr fischereilich bewirtschaftet werden, also keinen künstlichen Fischbesatz haben, aber jährlich abgelassen werden, zeigen oft auch jetzt noch hohe Bestände.

Im Untersuchungszeitraum betrug die durchschnittliche Zahl der Jungen pro Familie 1,57 ($n = 6.227$ Familien; Tab. 1). Der Bruterfolg, d. h. der Prozentsatz der Paare mit großen Jungen, war 37 % ($n = 16.760$ Paare). Er schwankte jährlich von 14 % bis 68 % (Tab. 1), belief sich sowohl in der Periode 1969–1978 als auch 1979–1990 auf 43 %, und sank danach (1991–2019) auf 34 % (Tab. 2 und Abb. 4).

Schleswig-Holstein liegt am Rande des Verbreitungsgebiets der Art; die Population zeigt jedoch nicht die typischen Merkmale einer Randpopulation. Erstens sind die Brutpaarzahlen recht hoch zu nennen, auch im Vergleich zu östlichen Gebieten. Zweitens gibt es sehr hohe Brutdichten (bis 8,00 Bp./ha im Binnenland und bis 13,3 Bp./ha auf Gewässern in Küstennähe). Drittens sind zahlreiche Gewässer besiedelt.

Der Bruterfolg ist in der Regel geringer als in Gebieten weiter östlich in Europa. Durch ungünstige Witterung können viele Taucherküken sterben, und Starkregen, Schlagregen und kräftiger Wind kommen häufig in Area-len mit einem Meeresklima wie Schleswig-Holstein vor, mehr als in kontinentaleren Gebieten.

Die Populationsregulation in Schleswig-Holstein und Hamburg in den Perioden mit relativ stabilen Beständen erfolgt vor allem durch das Revierverhalten, d. h. durch dichteabhängige Faktoren. Tiere die unbesetzte Reviere einnehmen, sind wohl hauptsächlich hier erbrütet. Im Zeitraum 1991–2019 lag die Brutpaarzahl auf einem viel höheren Niveau als 1969–1978. Dies spricht dafür, dass die Habitatqualität 1991–2019 durch dichteunabhängige Faktoren günstiger war als 1969–1978. Die vier wichtigsten Faktoren sind vermutlich:

1. Zunahme der Zahl der Mildwinter in den vergangenen 30 Jahren. Dadurch überlebten immer mehr Rothalstaucher die Winterzeit, so dass genug Vögel freiwerdende Reviere und neu entstandene Gewässer besetzen konnten.
2. Zunahme der Zahl an Neugewässern. Die Bestände an flachen Neugewässern (Anstauungen, Überschwemmungen, Baggerteiche, Bodenentnahmen, Spülflächen u. a.) erklären fast ein Fünftel der Bestandszunahme in den 1980er Jahren. Allerdings verlieren mit der Zeit viele Neugewässer an Attraktivität. Trotz der Bestandsrückgänge an vielen Fischteichen und älteren Weihern gibt es noch immer eine große Population im Berichtsgebiet, was sich teilweise durch die ständige Anlage von neuen Weihern erklärt.
3. Weniger Verfolgung durch Menschen. Im Berichtsgebiet hat die direkte Verfolgung der Taucher stark nachgelassen.

4. Zunahme der Niederschläge und Trockenjahre. Es wurde in Schleswig-Holstein und Hamburg in der Untersuchungsperiode immer nasser. Die Schwankungen der Niederschlagsmengen von Jahr zu Jahr waren jedoch groß. Bei guten Wasserständen gibt es viele Brutmöglichkeiten für die Taucher, in trockenen Jahren zwar nicht, doch verbessert der Wechsel der Wasserstände längerfristig die Nahrungsversorgung der Tiere. Bei niedrigeren Wasserständen entwickelt sich eine üppige Sumpf- oder Landvegetation. Werden diese Pflanzen überflutet, zersetzen sie sich und von dieser toten organischen Substanz ernähren sich viele aquatische Arthropoden, die Hauptnahrung von Rothalstauchern.

Die Zunahme der Niederschläge (vor allem Starkregenereignisse) wirkte sich negativ auf den Bruterfolg aus. Offenbar jedoch war die Reproduktion hoch genug, um die Bestände im Zeitraum 1979–1990 zu vergrößern und 1991–2019 auf hohem Niveau zu halten (Tab. 2). Wie lange die seit ca. 1991 abnehmende Reproduktionskapazität sich noch fortsetzen kann, ohne den Brutbestand zu beeinträchtigen, lässt sich nicht sagen.

Ein geringer Bruterfolg, eine kleine Familiengröße und fast keine Zweitbruten weisen darauf hin, dass Rothalstaucher zu den K-Strategen unter den Lappentauchern zählen. Es ist möglich, dass Rothalstaucher in vielen Gewässern in Schleswig-Holstein eine deutlich stärker ausgeprägte K-Strategie zeigen als ihre Artgenossen weiter östlich, u. a. weil der Zugweg von Schleswig-Holstein zu den marinen Mauser- und Überwinterungsgebieten kurz ist, so dass die Tiere weniger Gefahren während des Zuges ausgesetzt sind.

Jan J. Vlug, Bergerweg 171, NL-1817 ML Alkmaar, jjvlug-gris@hotmail.com

1 Einleitung

Behandelt wird hier die Populationsdynamik der Brutpopulation des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein und Hamburg. Unter Population (oder Bestand, Lauenert 1998) versteht man die Gesamtheit der Individuen einer Art in einem bestimmten Raum zu einer bestimmten Zeit. Der erste Schritt bei populationsdynamischen Untersuchungen ist das zuverlässige und regelmäßige Zählen der Vögel über längere Zeit.

Das Feststellen einer Brutbestandsgröße ist schwieriger, als man denken könnte. Denn lokale Populationen sind in der Regel nicht von anderen Populationen isoliert. Tiere aus anderen Gegenden können das Studiengebiet besuchen, dort übersommern oder brüten, und erfasste Brutvögel können in Folgejahren woanders brüten. Je größer das Zählgebiet, desto genauer die Aussage.

Weiterhin ist zu entscheiden, welche Vögel gezählt werden. Was versteht man unter Brutvögeln? Nur die Vögel die im Studiengebiet ein Gelege produzieren? Gehören Tiere, die ein Nest bauen und nach einigen Versuchen das Brutgeschäft aufgeben, auch zu den Brutvögeln? Und Vögel, die im Sommer zwar im Studiengebiet leben aber kaum oder gar nicht versuchen, sich zu reproduzieren? In der Praxis ist es oft schwierig bis unmöglich, den Status der beobachteten Vögel eindeutig festzustellen. Deshalb haben wir alle Rothalstaucher in der Balz- und Brutperiode auf einem Brutgewässer als Brutvögel betrachtet, einschließlich der Taucher, die vielleicht nicht an diesem Gewässer gebrütet haben.

In der Periode 1969–2019 wurde die Zahl der Brutpaare des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein und Hamburg erfasst. Da in der Hansestadt maximal nur 1 % der Paare brüten, haben diese Daten kaum Einfluss auf die Gesamtzahlen in dieser Arbeit. Möglichst viele Brutgewässer wurden nach jährlichen Exkursionsplänen während der Brutperiode besucht. Das Brutergebnis von einer großen Anzahl der Paare wurde erfasst, so dass Untersuchungen über Monate hinweg notwendig waren, nämlich von April bis August.

2 Untersuchungen der Brutbestände des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein seit dem 19. Jahrhundert

Landesweite Zählungen des Rothalstauchers waren, wie bei den meisten anderen Vogelarten, angesichts der geringen Zahl von Vogelkundlern bis in die zweite Hälfte des 20. Jahrhunderts nicht möglich. Seit dem 19. Jahrhundert gab es in der Literatur meistens nur Angaben allgemeiner Art. So sagte Boie (1819) über den Rothalstaucher („der graukehligte Steißfuß“) in Schleswig-Holstein: „ist auf kleinen stehenden Gewässern nicht weniger häufig, als der Gehäubte auf den Landseen“. Auch Naumann (1838) gab keine Bestandszahlen der von ihm behandelten Arten. Über den „rothhalsigen Lappentaucher“ in Deutschland schrieb er: „Wir dürfen behaupten, daß er in manchen Strichen sogar häufiger als die große Art sei, seine verstecktere Lebensweise macht ihn aber überall weniger bemerklich. So ist es in Schlesien, so in Schleswig und Holstein, so in verschiedenen Lagen von Brandenburg und Sachsen“. Nach



Kjærbølling (1852) war der Rothalstaucher in Dänemark, damals einschließlich Schleswig-Holsteins, die gewöhnlichste Taucherart. Rohweder (1875) notierte über den „Rothkehligen Steißfuß“ in Schleswig-Holstein: *„Findet sich in wenigen und zerstreuten Paaren als Brutvogel nur auf einigen See'n der östlichen Districte; den Westen besucht er bloß auf den Durchzügen, dann aber in nicht unbedeutender Anzahl“*.

In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts waren die Arbeiten vieler Autoren nur kommentierte Listen der Brutvögel, und nur hier und da wurde die Brutpaarzahl einiger Gewässer erwähnt. Krohn (1925), Lunau (1928) und Beckmann (1964) führten zwar eine Anzahl von Brutplätzen auf, aber auch ihre Arbeiten sind noch von einer landesweiten Bestandserhebung weit entfernt. *„Brutvogel auf kleineren Verlandungsseen und Fischteichen des Ostens, dessen Bestand seit den dreißiger Jahren stark im Zunehmen begriffen war, nach dem strengen Winter 1939/1940 zunächst wieder sehr vermindert erschien“*, so beschreibt Beckmann (1964) die Kenntnisse seiner Zeit.

Nach diesen Daten brütete der Rothalstaucher schon im 19. Jahrhundert und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts in Schleswig-Holstein in wechselnder, manchmal ziemlich großer Zahl.

Von Fehmarn bestätigen einige alte Daten dieses Auf und Ab der Rothalstaucherbestände. Anfang des 20. Jahrhunderts gab es offenbar viele Brutvögel auf der Insel. Im Mai 1908 erhielt Blohm (1921) 108 frisch geschossene Hauben-, Rothals- und Schwarzhalstaucher aus Wallnau, und etwas später (im Mai oder Juni 1908) wurden bei einer Wasservogeljagd in diesem Gebiet etwa 40 Taucher geschossen, davon ungefähr 20 Rothalstaucher. Reichling (lt. Heinroth 1919 & lt. Thiel 1953) gibt für 1914 450 Paare für die ganze Insel Fehmarn an und berichtet über etwa 120 Nester des Rothalstauchers auf Wallnau. Nach dem Ersten Weltkrieg nahm der Bestand offenbar erheblich ab. So stellte Beckmann (1929) am 27. Mai 1928 *„mehrere Brutpaare“* in Wallnau fest, also bestimmt keine 120! 1952–1953 wurden nur 12–15 (DJN lt. Thiel 1953), 1954 25–26 und 1956 31–35 Brutpaare auf der Insel gezählt (VAG-Kartei lt. Berndt



Abb. 1: Der Rothalstaucher war bereits in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts ein relativ häufiger Brutvogel in Schleswig-Holstein. // The Red-necked Grebe was already a relatively common breeding bird in Schleswig-Holstein in the first half of the 19th century. Foto: M. Decler.

2005). Danach wuchsen die Bestände wieder, und 1990 wurden 235 Paare ermittelt (Vlug 2000).

Die ersten landesweiten Bestandserhebungen von Lappentauchern in Schleswig-Holstein durch die Ornithologische Arbeitsgemeinschaft (OAG) fanden 1969–1973 statt (Scholl 1974). Diese Pionierarbeit war eine große Leistung; doch konnten angesichts der Vielzahl von Gewässern nicht alle besucht werden. Später kam die OAG in den Besitz von alten Tagebüchern, die es ermöglichten, Daten von 1969 bis 1973 und auch aus früheren Jahrzehnten nachzutragen. Sie belegen, dass die Landesbestände höher waren als zuvor bekannt.

Aus dem Zeitraum 1974–1979 gibt es relativ wenige Daten über den Rothalstaucher. Danach (1980–2019) untersuchten vor allem R. K. Berndt, B. Koop & J. J. Vlug die Bestandsentwicklung und Brutergebnisse landesweit jährlich. Da wir oft über die Methodik der Bestandserfassung diskutierten, ist wohl gesichert, dass wir dieselbe Zählmethode benutzten. Obwohl wir jedes Jahr einen Großteil der Population erfassten, war es nicht möglich, alle Brut(zeit)gewässer regelmäßig zu kontrollieren. Durch die Daten vieler weiterer Beobachter, auch an selten aufgesuchten Gewässern, wurde insgesamt jährlich ein recht gutes Gesamtbild ermittelt.

3 Aussagekraft der Bestandserfassungen

Die Art hat ein großes, fast zirkumpolares Brutareal, d. h. sie nistet in Gebieten rund um den Nordpol. Die Größe des gesamten Brutareals wird auf 50.300.000 km² geschätzt (BirdLife International 2020) und erstreckt sich erheblich nördlicher als die Verbreitungsgebiete von Haubentauchern *Podiceps cristatus* und anderen Lappentauchern, mit Ausnahme des Ohrentauchers *Podiceps auritus* (Fjeldsø 2004). Weltweit gibt es, grob geschätzt, ca. 100.000 Brutpaare, davon ungefähr die Hälfte in Europa und Westsibirien (Vlug 2018). In welchem Umfang sind die Resultate aus Schleswig-Holstein charakteristisch für die ganze Weltpopulation? Diese beeinflussen viele Faktoren. Manche werden für Schleswig-Holstein typisch sein, andere hier nicht wirksam, was in den nachfolgenden Kapiteln diskutiert wird.

Angesichts seines Jahresaufenthaltes ist der Rothalstaucher ein Meeresvogel, der das Meer für eine begrenzte Zeit verlässt, um sich fortzupflanzen. Auf schleswig-holsteinischen Binnengewässern verbringt er nur vier Monate. Scholl (1974) bezeichnet die Art in den Brutgewässern von Schleswig-Holstein deshalb

als reinen ‚Sommervogel‘. Wir wissen kaum etwas über das Verhalten und die Überlebenschancen der Tiere in marinen Arealen; doch sind Kenntnisse über die Mortalität für populationsdynamische Untersuchungen unentbehrlich. Daher können die Untersuchungen wie an den Brutgewässern in Schleswig-Holstein nur begrenzte populationsdynamische Erkenntnisse liefern. Avifaunistisch gesehen jedoch sind die Zählungen sehr wertvoll, im Hinblick auf Bestandsveränderungen und -schwankungen, die Anpassung an die Lebensverhältnisse sowie die regionale Naturschutzsituation.

Beobachtet man Rothalstaucher auf ihrem Brutgewässer, kann man auf den Gedanken kommen, ihre Zählung sei eine einfache Sache. Tatsächlich gibt es eine Reihe von Problemen bei der Erfassung und Deutung, die in den Kapiteln 4–7 diskutiert werden. Fehler im Gelände können die Daten erheblich beeinflussen. Insbesondere bei langfristigen Erhebungen sollte ein möglichst einheitliches Vorgehen erfolgen, damit die Bestandsangaben tatsächlich über lange Zeit vergleichbar sind (siehe 2).

4 Probleme der Erfassung von Brutgewässern aufgrund ihrer großen Anzahl

In Schleswig-Holstein gibt es fast 40 Strandseen, ca. 250 Seen (tiefe natürliche Gewässer) ab einem Hektar Größe, und mehr als 1.400 Teiche, d. h. ablassbare Gewässer (Berndt 1993). Zusätzlich gibt es noch eine sehr große, nicht bekannte Zahl an Weihern, also nicht ablassbare, flache Dauergewässer. Nicht alle diese Gewässer sind Brutgewässer des Rothalstauchers. Obwohl die Art hinsichtlich Größe und Form des Körpers und des Schnabels mehr dem Haubentaucher als dem Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* ähnelt, besiedelt sie in Schleswig-Holstein in der Regel nicht Haubentaucher-, sondern typische Zwergtaucherplätze, d. h. kleine, flache, vegetationsreiche Gewässer mit einer Tiefe von einigen Dezimetern bis zu 1,50 m, d. h. vor allem (ehemalige) Fischteiche, Strandseen (Lagunen) der Ostseeküste, Weiher, Spülfächen und Überschwemmungen (vgl. Berndt 2016). Die meisten Brutgewässer in Schleswig-Holstein sind relativ klein, doch ist eine geringe Größe nicht der entscheidende Faktor der Habitatwahl. Die Tiere brüten durchaus an vegetationsreichen Flachgewässern über 50 ha, die es aber im Lande kaum gibt. Folglich nistet fast der gesamte Bestand an kleineren Gewässern. Dass die Art wenig dort brütet, wo auch

der Haubentaucher vorkommt, liegt daran, dass die morphologischen Unterschiede zwischen beiden Arten ziemlich groß sind und sich auf Beute- und Habitatwahl auswirken. Der Rothalstaucher zeigt Anpassungen an das Auflesen der Nahrung von Unterwasservegetation und vom Boden und ernährt sich vor allem von Makroinvertebraten (größere Wirbellose), Amphibien und kleinen Fischen. Der Haubentaucher dagegen ernährt sich hauptsächlich von Fischen, die er unter Wasser aktiv verfolgt. Daraus resultiert eine unterschiedliche Habitatwahl, und die beiden Arten sind ökologisch genügend getrennt, um ihre interspezifische Konkurrenz zu beschränken (Vlug 1993, Vlug 2018).

Die kleinsten besetzten Brutgewässer des Rothalstauchers im Berichtsgebiet haben eine Wasserfläche von nur 0,1 bis 1 ha (Schmidt 1974, Vlug 2000). Da kleinere Gewässer nicht selten isoliert von größeren Feuchtgebieten liegen, werden sie bei den Zählungen oft übersehen. Das zeigte sich besonders bei Untersuchungen im Nachbarland Dänemark. Für die Periode 1993–1996 wurde der Gesamtbrutbestand des Rothalstauchers dort auf 1.500–2.000 (= ca. 1.750) Paare geschätzt (Grell 1998). Meltofte et al. (2009) besuchten danach zahlreiche kleine Gewässer („*kleine Biotope*“) und stellten hier viele Brutpaare fest, die Grell (1998) nicht bekannt waren. Sie schlussfolgerten, dass der dänische Brutbestand ungefähr 38 % größer war als von Grell (1998) berechnet, d. h. insgesamt ca. 2.230–2.600 (= ca. 2.415) Paare. In Schleswig-Holstein werden sicherlich weniger Paare an kleinen Bruthabitaten übersehen, da in den 50 Jahren viele Kleingewässer entdeckt wurden. Doch dürften auch hier einige solcher Brutplätze nicht bekannt sein, zumal neue entstehen oder künstlich angelegt werden.

Tiefe Gewässer meiden Rothalstaucher weitgehend. Eiszeitliche Seen werden daher meistens nicht bewohnt. Mitunter siedeln einige Rothalstaucher mit wenigen Paaren an solchen Gewässern. So haben am Großen Segeberger See/SE (ca. 175 ha) bis zu drei Paare gebrütet (1989 und 2009; Rüffler, Stender & Thies unveröff.). Manchmal wies der Selenter See/PLÖ (2239 ha) sogar eine hohe Zahl an Brutpaaren auf: 1996 21 und 2008 31 Brutpaare (Anhang 1). Danach nahm ihre Zahl ohne erkennbare Ursache auf nur noch drei Paare in den Jahren 2018 und 2019 ab (Berndt, Koop, Struwe-Juhl & Vlug unveröff.). Von Binnenseen kennen wir viele Fehlanzeigen, so dass insgesamt wohl nur wenige von ihnen zeitweise besetzt sind.

Da nicht alljährlich alle potentiellen Brutgewässer im Lande besucht werden, ist bei der Berechnung

des jährlichen Gesamtbestandes die Anzahl der Paare nicht kontrollierter Gewässer zu schätzen. Dazu habe ich die Zählungen aus dem nächstliegenden Jahr verwendet. Da wir Gewässer mit größeren Beständen regelmäßig besuchten, wurde der Großteil der Population 1969–2019 im Berichtsgebiet jährlich zuverlässig erfasst.

5 Festsetzung der Brutpaarzahl und Probleme durch die Verhaltensweisen der Taucher

Bei der Festsetzung der Brutbestandsgröße geht man am besten von der höchsten Anzahl der beobachteten Altvögel in der Balz- und Brutperiode aus. Ich habe in dieser Arbeit also alle adulten Rothalstaucher auf dem Brutgewässer in der Brut- und Balzzeit als Brutvögel eingestuft. Die Balzperiode beginnt gleich nach der Ankunft, die Brutsaison fängt mit der ersten Eiablage an und endet, wenn die letzten Küken selbständig sind.

Mit der Hälfte der beobachteten Adulten hat man eine ziemlich zuverlässige Minimalzahl der Brutpaare. Nicht selten jedoch werden Einzeltiere beobachtet, deren Zugehörigkeit unklar ist. Es ist möglich, dass ein Einzelvogel wirklich allein ist, aber es kann auch sein, dass er einen Partner hat, der sich an einer anderen Stelle des Gewässers oder im Röhricht aufhält. Diese Taucher können als Einzelvögel angesehen werden, aber auch als Paar. Im letzteren Fall bekommt man eine Maximalzahl. In dieser Arbeit erwähne ich, auch in den Tabellen, nur die Mittelwerte.

5.1 Das heimliche Verhalten in der Zeit der Bebrütung des Geleges

In der Zeit, in der die Taucher intensiv balzen und auf der Suche nach geeigneten Nistplätzen sind, d. h. vor der Eiablage, sind sie meist einfach zu zählen, weil sie sich regelmäßig auf der offenen Wasserfläche zeigen. Die optimale Periode, um die Brutbestände zu zählen, ist also die Periode vor der Eiablage, d. h. in Mitteleuropa von Ende April bis Mitte Mai. In der Zeit der Bebrütung des Geleges sowie während der Führung von wenigen Tagen alten Küken, können die Rothalstaucher sich sehr heimlich verhalten (Naumann 1838, Bäsecke 1948, Fjeldså 1977, Lammi 1983, Vlug 1985, Südbeck et al. 2005, Wübbenhorst 2017, Dijk & Spoelder 2020). Rothalstaucher zeigen dann eher ein Zwergtaucher- als ein Haubentaucherverhalten.



Abb. 2: In der Balzperiode sind Rothalstaucher einfach zu zählen, weil sie sich zuversichtlich verhalten und sich auf der offenen Wasserfläche zeigen. // During the courtship period Red-necked Grebes are easy to count because they confidently expose themselves to be seen and are often on open water. Foto: T. Runge.

Sowohl an vegetationsreichen, kleineren Gewässern, als auch an Teichen und Weihern mit wenig Vegetation bleiben die Vögel daher in der Brutzeit mitunter unentdeckt. Sogar in kleinen Tümpeln von weniger als einem Hektar Größe können sie sich verstecken. Dies führt zwangsläufig zu Ungenauigkeiten bei der Bestandserfassung, u. a. auch, weil die Vögel nicht gleichzeitig brüten (siehe 5.3 & und 5.4). Teilweise können diese Unzulänglichkeiten durch eine ergänzend akustische Erfassung (Klangatmosphäre) ausgeglichen werden. Generell jedoch zeigen Rothalstaucher, im Gegensatz zu Zwergtauchern (Berndt 2016), eine relativ geringe Antwortbereitschaft, und Tiere, die ein Gelege haben, reagieren meistens gar nicht. Zielführend sind vor allem mehrfache Besuche.

Die Beobachtungen an der alten Spülfläche südlich des Flemhuder Sees/RD sind im Zusammenhang mit dem heimlichen Benehmen der Art von Bedeutung. Ende April 2003 wurden 24 Rothalstaucherpaare an

dieser Spülfläche festgestellt. Im Mai sank der Wasserspiegel um einen guten halben Meter durch eine defekte Rohrleitung. Da in den damals noch großen Röhrichtbeständen fast kein Wasser mehr stand, verließen die Taucher die Vegetation und zeigten sich auf der offenen Wasserfläche. Forster (unveröff.) zählte dort am 15. Mai 64 Altvögel, d. h. mindestens 32 Paare. Somit war der Brutbestand mindestens acht Paare höher als zuvor erfasst (Berndt, Koop & Vlug unveröff.).

Die Beobachtungen am Weiher bei Mechow/RZ im Jahre 2020 sind ebenfalls bedeutsam. Am 8. April wurden dort 14 Altvögel beobachtet, am 15. und 28. April waren es nur acht oder neun. Am 19. Mai wurden acht Nester mit brütenden Rothalstauchern festgestellt, dazu schwamm ein Paar auf der offenen Wasserfläche. Die Nester waren diesmal gut zu sehen, weil der Bewuchs durch Graugänse auf 5–10 cm gekürzt war. Der Mindestbestand betrug also 18 Altvögel (Schütt, ornitho.de unveröff.), mehr als die bis dahin höchste beobachtete Anzahl.

Insbesondere Bestandsaufnahmen an größeren, buchtenreichen Gewässern mit einer breiten Röhrichtzone sind oft unvollständig. Das liegt nicht nur am heimlichen Verhalten der Taucher, sondern auch an der Intensität und Dauer der Beobachtung. Gelegentliche Rufe der Vögel können nur bei längerer Anwesenheit erfasst werden. Daher liegen etliche gemeldete Zahlenangaben viel zu niedrig. Solche unvollständigen Daten kann man nicht berücksichtigen. Wir haben diese Gewässer meistens selbst besucht, und wenn das nicht möglich war, haben wir Daten von uns bekannten zuverlässigen Gewährsleuten verwendet.

Wie schon erwähnt, habe ich alle Rothalstaucher in der Balz- und Brutperiode auf einem Gewässer als Brutvögel eingestuft, einschließlich der Taucher, die möglicherweise nicht an diesem Gewässer gebrütet haben. Obwohl durch diese Methode die angegebenen Brutpaarzahlen manchmal zu hoch sind, gibt es vermutlich keine bessere, da es meistens unmöglich ist, festzustellen, wie viele Paare an einem Gewässer wirklich ein Gelege gezeitigt haben. Zählung der Paare mit Jungen ist keine Alternative, da viele Altvögel ihre Gelege und Küken frühzeitig verlieren.

Nicht selten werden in Publikationen und Mitteilungen andere Erfassungsmethoden angewendet, so dass die Daten verschiedener Autoren nicht gut miteinander zu vergleichen sind. Die Zahl der Vögel, die ein Gelege gezeitigt haben, lässt sich mit großer Sicherheit nur an Gewässern mit wenigen Brutpaaren bestimmen, die häufig und intensiv kontrolliert werden.



Abb. 3: In der Zeit der Bebrütung des Geleges können Rothalstaucher sich sehr heimlich verhalten. // During the incubation period Red-necked Grebes may live very secretly. Foto: T. Runge.

5.2 Taucher im zweiten Kalenderjahr, ‚Nichtbrüter‘ und ‚Übersommerer‘

Häufig wird angenommen, dass vorjährige Rothalstaucher nicht als Brutvögel eingestuft werden dürfen, weil sie physiologisch hierzu nicht imstande seien (vgl. Simmons 1974). Dies hat sich nicht bestätigt. Einjährige Rothalstaucher, die bis in den Sommer des zweiten Kalenderjahres an einem gelben Irisring zu erkennen sind (Walser & Barthel 1994), können durchaus geschlechtsreif sein und brüten, wofür es Fotobelege gibt, u. a. in König (1967). Koop (lt. Vlug 2000) stellte einige Male in Schleswig-Holstein fest, dass ein Paar, von dem ein Partner den hellen Irisring besaß, brütete. Wir wissen jedoch nicht, ob alle Vögel im zweiten Kalenderjahr geschlechtsreif sind. Es ist gut möglich, dass Tiere die spät in der Brutsaison schlüpfen, im zweiten Kalenderjahr nicht, oder sehr spät, physiologisch imstande sind zu brüten.

Bellebaum et al. (2018) haben seit 1996 79 Rothalstaucherküken in Südost-Polen mit farbigen Ringen versehen, wovon 12 wieder beobachtet wurden (= 15 %).

Neun von ihnen wurden im direkten Studiengebiet brütend gesehen, und von diesen waren drei im zweiten Kalenderjahr, also ungefähr ein Jahr alt; drei weitere Vögel waren im dritten Kalenderjahr, also ungefähr zwei Jahre alt (siehe auch 9.3.4).

Der Anteil der einjährigen Taucher am Bestand in den Brutgewässern in Schleswig-Holstein ist wahrscheinlich sehr gering. Im April und Mai 1995 wurden an 24 Brutgewässern 266 Rothalstaucher auf ihr Alter hin bestimmt. Die meisten, 257 Exemplare, waren im dritten Kalenderjahr oder älter, zu erkennen an einer dunkelbraunen Iris. Nur neun Individuen waren aufgrund des gelben Irisrings eindeutig vorjährig, davon vier von 54 Tauchern auf Fehmarn und nur fünf von 212 Tauchern im Binnenland. Damit konnten nur ca. 3,4 % der 266 Taucher als vorjährig eingestuft werden, d. h. ungefähr ein Jahr alte Tiere (Koop 1996). 1994 wurden etwa 369 Rothalstaucherküken in Schleswig-Holstein auf den Brutplätzen großgezogen. Von diesen Küken kehrten 1995 vermutlich nur ca. 42 (= ca. 11 %) auf die Brutplätze zurück (berechnet nach Angaben von Koop 1996 & Vlug 2018).

Wenn auch die Sterblichkeit der Jungvögel während des Winters sicherlich groß ist, lässt sich der niedrige Prozentsatz der ins Brutgebiet zurückgekehrten einjährigen Vögel (11 %) wohl nur teilweise durch Mortalität erklären. Eine Zahl einjähriger Rothalstaucher wird nicht brüten, auch wenn sie (meistens) geschlechtsreif sind und abseits der Brutgebiete übersommern (Vlug 2018). Wahrscheinlich pflanzen sich auch einige ältere Weibchen nicht jedes Jahr fort und überspringen ein Jahr oder länger das Brutgeschäft.

Für diese Annahmen spricht die Situation bei Haubentauchern, von denen wir etwas mehr wissen. Haubentaucher tragen, wie Rothalstaucher, das Brutkleid im zweiten Kalenderjahr. Auch wenn sie dann gerade ein Jahr oder noch kein Jahr alt sind, sind sie vermutlich geschlechtsreif. Piersma (lt. Vlug & Berndt 2019) untersuchte das Federkleid und die Geschlechtsorgane von 730 Haubentauchern, von denen 303 Tiere weniger als ein Jahr alt waren. Er wies nach, dass nicht nur einjährige Weibchen, sondern auch Männchen in diesem Alter meistens geschlechtsreif sind. Seine anatomischen Untersuchungen zeigten aber auch, dass erste Bruten üblicherweise erst im dritten Kalenderjahr erfolgen und dass einjährige Haubentaucher in der Regel noch nicht brüten. Da auch einige ältere Weibchen nicht in jedem Jahr ein Gelege zeitigen, ist nach Piersma der Prozentsatz von allen Haubentaucherweibchen, die in einem Jahr keine Eier legen, ziemlich hoch, nämlich 10–26 %. Wahrscheinlich sind die Verhältnisse bei Rothalstauchern ähnlich.

Wo übersommern die meisten dieser nicht brütenden, vorjährigen Rothalstaucher? Um Verwirrung zu vermeiden, sind hier mit übersommernden Tauchern oder ‚Nichtbrütern‘ Tiere gemeint, die im ganzen Beobachtungsjahr nicht brüten, wobei unberücksichtigt bleibt, ob sie physiologisch imstande sind sich fortzupflanzen. Wahrscheinlich bilden das Meer und Ästuar wichtige Aufenthaltsorte für übersommernde Tiere. Da Juni wohl zu spät für die meisten Spätzügler ist, werden die Ansammlungen von Rothalstauchern im Juni an der Ostsee und an einigen anderen Nicht-Brutgewässern vor allem aus vorjährigen Tieren und Altvögeln bestehen, die nicht am Brutgeschäft teilnehmen. So wurden entlang der Ostseeküste von Mecklenburg-Vorpommern Konzentrationen von Rothalstauchern im Juni beobachtet, z. B. 68 Vögel am 21. Juni 1984, und 78 am 4. Juni 1985 (Müller 1986, Müller 1987). In den Grevelingen, einem Ästuar in den Niederlanden, wurden im Juni 1989 bis zu 18 Rothalstaucher gesichtet (Ouweneel 1990).

Eine geringe Zahl Rothalstaucher, vor allem Einzel-tiere und seltener auch Paare, übersommern außerhalb des eigentlichen Brutverbreitungsgebietes auf Binnengewässern, manchmal auch in geeigneten Bruthabitaten, so z. B. in Großbritannien, den Niederlanden, Bayern, der Schweiz und Frankreich. Die Gesamtzahl dieser ‚Übersommerer‘, vermutlich hauptsächlich Tiere im zweiten Kalenderjahr, ist gering. Gelegentlich können sie bei der Balz, beim Nestbau oder bei der Begattung beobachtet werden. Diese balzenden Taucher sind manchmal Vorboten für eine Ansiedlung von Paaren außerhalb des eigentlichen Brutverbreitungsgebietes (Vlug 2018).

5.3 Rothalstaucher, die nach der Ankunft im Brutgewässer lange mit dem Brutgeschäft warten

Bei Ankunft im Brutgebiet fangen die Taucher nicht sofort an zu brüten. Die ersten, die mit dem Brutgeschäft beginnen, sind wohl die alten und erfahrenen Vögel, die auf den bekannten Brutplatz zurückkehren. Sie fangen etwa zwei Wochen nach der Ankunft zu legen an. Man findet ihre Eier manchmal schon in der ersten Dekade von April (Scholl 1974). Es gibt jedoch auch Taucher, die bis zu sechs Wochen nach der Ankunft warten, bevor sie mit der Eiablage anfangen (Spätbrüter, Vlug 2018). Die Periode nach der Ankunft, in der die Vögel warten, liegt also zwischen zwei und sechs Wochen. Insgesamt reichen die Termine des Legebeginns von Anfang April bis Mitte Juli. Der Großteil der Population in Schleswig-Holstein beginnt mit der Eiablage erst in der ersten Maihälfte (Scholl 1974, Vlug 2018).

Weil die Tiere nicht alle gleichzeitig mit dem Brutgeschäft anfangen, werden die Brutbestände manchmal unterschätzt. Mitunter zeigen sich bei späteren Beobachtungen die frühen Brutvögel nicht mehr, weil sie schon versteckt in der Ufervegetation brüten; nur die spät brütenden Taucher lassen sich auf der Wasseroberfläche blicken und werden dann gezählt.

5.4 Spätzügler

Bei Spätbrütern können wir zwei Gruppen unterscheiden. Die erste besteht aus Tauchern, die lange am Brutplatz warten bevor sie mit der Eiablage anfangen (siehe 5.3), die zweite umfasst Tiere, die erst spät in der Saison ankommen. Während die Hauptmasse der Rothalstaucher Mitte April in ihre Brutgewässer zurückkehrt, gibt

es Vögel, die erst in der ersten Maihälfte ankommen, hin und wieder sogar erst Mitte Juni (Wobus 1964, Vlug 2018; vgl. Zwergtaucher, Berndt 2016). Die ersten Vögel können 4–5 Wochen oder noch früher ins Brutgebiet zurückkehren als die letzten, die dann entsprechend spät brüten. Weil man die Tiere nicht alle gemeinsam auf der Wasseroberfläche sieht, können die Brutbestände leicht unterschätzt werden (vgl. 5.3).

Die Spätankömmlinge kommen vermutlich teilweise direkt von der Ostsee, aber es könnte auch Taucher betreffen die zunächst besuchte Brutplätze aufgrund von Trockenheit oder anderen Ursachen verließen (Vlug unveröff.; siehe auch Dijk & Spoelder 2020).

Ein Beispiel von Spätzügeln bzw. Spätbrütern fanden wir 2010 am Spitzbrook (Rantzauer Teich)/PLÖ. Ende April und Anfang Mai gab es dort 10 bis 12 Altvögel, am 22. Mai aber mindestens 22, wovon sieben in einem Trupp zusammen lagen. Im Juli wurden dort 22 bis 25 Altvögel mit 18 Küken (von neun Familien) gesehen, sodass anzunehmen ist, dass die (meisten) Spätzügler am Teich geblieben sind und dort noch gebrütet haben (Vlug unveröff.).

Ein anderes Beispiel stammt vom Oberwischteich/PLÖ. Am 29. April 2018 wurden an diesem Teich fünf Brutpaare gezählt. Als eine Woche später die meisten dieser Tiere sich ins Röhricht zurückgezogen hatten, erschienen weitere acht Taucher. Am 7. Mai verließen einige der Brutvögel das Schilf ab und zu und versuchten, die Neuankömmlinge zu verjagen. Dass alle Paare vom 29. April noch da waren, zeigten ihre Rufe im Röhricht (Koop & Vlug unveröff.).

5.5 Durchzügler in April–Mai

Durchzügler im April und Mai erschweren die Zuordnung zur Brutpopulation, da ‚abwesende‘ Vögel im Schilf (brütend) oder weitergezogen sein können. So sah Meier (ornitho.de unveröff.) am 30. April 2017 23 Rothalstaucher auf dem Fastensee auf Fehmarn, am 6. Mai waren es jedoch nur noch sechs balzende und drohende Altvögel (Rieck & Vlug unveröff.). Wahrscheinlich ist in diesem Fall der größte Teil der Vögel weitergezogen. Diese Vermutung wird unterstützt durch die Tatsache, dass der Fastensee nur durch einen schmalen Strandwall von der Ostsee getrennt ist, und dass es öfters Beobachtungen von Rothalstaucheransammlungen Ende April/Anfang Mai auf dem Meer gibt. So wurden am 25. April 2012 196 Rothalstaucher bei Hyllekrog, Lolland (nordöstlich von Fehmarn) in Dänemark

gesehen, am 26. April 1983 120 vor der Küste bei Usedom, Mecklenburg-Vorpommern, und am 6. Mai 2017 ebenfalls 120 vor der NW-Küste Fehmarns (Vlug 2018). Teilweise betrifft dies wohl Tiere, die hoch im Norden brüten und daher noch spät ziehen. Ein Teil der Taucher könnte aber auch zu den norddeutschen und dänischen Brutvögeln gehören, die erst Ende April und Anfang Mai zu den Brutgebieten zurückkehren. Die Taucher in diesen Ansammlungen auf der Ostsee rufen oft sehr laut, balzen intensiv und zeigen agonistische Verhaltensweisen, was auf die einsetzende Paarbildung deutet (Vlug 2018).

5.6 Brutverhinderte und brutgestörte Rothalstaucher

Einige Taucher, vermutlich vor allem vorjährige Tiere, besuchen einen Brutplatz, werden aber von etablierten Territoriumbesitzern so oft verfolgt, dass sie das Gewässer verlassen. Manche geben das Brüten auf und sind dann als brutverhinderte Vögel zu betrachten.

Es gibt weitere Ursachen, die ein Brüten verhindern. In trockenen Frühjahren kann der Wasserstand so niedrig sein, dass die Taucher die Vegetationszone zum Nestbau nicht erreichen können und das Brutgewässer vergebens besuchen, so z. B. 1996 an den Kasseteichen/PLÖ und vielen anderen Flachgewässern (Berndt 1998). Diese Vögel gehören ebenfalls zu den brutverhinderten Tauchern.

Dazu gibt es eine meistens viel größere Zahl an brutgestörten Tauchern. Diese Tiere haben zwar ein Gelege gezeitigt, aber vorzeitig verloren, oder die Küken sind kurz nach dem Schlüpfen umgekommen. Manchmal ist der Wasserstand im Frühjahr hoch genug, um ein Nest zu bauen, sinkt aber später so stark, dass das Nest unerreichbar wird und die Taucher erfolglos wegziehen müssen. So gab es 2008 48 Paare an den Lebrader Teichen/PLÖ von denen vermutlich viele ein Nest und auch schon ein Gelege hatten; durch Niedrigwasser mussten sie aber ihre Brutaktivitäten vorzeitig aufgeben, so dass nur ein Paar erfolgreich war. Mitte Juni und Anfang Juli wurden dann dort Trupps von Altvögeln ohne Küken in der Mitte der Wasseroberfläche gesehen, vermutlich alles brutgestörte Tiere (Koop & Vlug unveröff.).

Außerdem gehen Gelege durch hohen Wellengang verloren, und bei anhaltend regnerisch-kaltem Wetter kühlen kleine Küken ab und sterben. Den frischgeschlüpfen Jungen fehlt noch die Fähigkeit zur Wärmeregulation, und ihre Sterblichkeit bei ungünstigen

Wetterverhältnissen ist während der ersten 5–10 Tage nach dem Schlüpfen hoch (Vlug 2005).

Durch diese Ursachen kann es eine hohe Zahl brutgestörter Taucher geben. Geringen Gesamtbruterfolg aufgrund schlechter Witterung in der Hauptschlupfzeit sahen wir z. B. 1993 (Vlug 2005) und 2009 (Vlug 2018). Im Jahre 1993 zogen nur 16 % ($n = 392$ Paare mit bekanntem Brutergebnis) und 2009 nur 20 % ($n = 373$) der schleswig-holsteinischen Rothalstaucher Küken auf (diese Zahl schwankte 1969–2019 jährlich zwischen 14 und 68 %; siehe Tab. 1). So wurde in den Lebrader Teichen/PLÖ 2009 nur eines der insgesamt 50 Brutpaare mit Küken beobachtet. Am 4. Juli dieses Jahres wurden 66 Altvögel in Trupps auf diesen Teichen gesehen (Koop & Vlug unveröff.).

5.7 Ansammlungen von brutverhinderten und brutgestörten Rothalstauchern an Brutgewässern

Manchmal verlassen brutverhinderte oder brutgestörte Taucher ihre Aufenthaltsgewässer frühzeitig in der Brutperiode. Im Frühsommer (17.6.–7.7.) haben in schleswig-holsteinischen Gewässern, in denen die meisten Tiere erfolglos waren (80 % oder mehr), im Durchschnitt 62 % der adulten Vögel das Gewässer verlassen (Vlug 1996). Vermutlich erklärt ein ‚Mauserzwang‘ das frühzeitige Verlassen der Brutgebiete. Die intensive Mauser fordert viel Energie, so dass die Vögel versuchen, sie ungestört in flachen, ruhigen Meeresbuchten in einer Periode mit günstigen Wetterverhältnissen durchzuführen, d. h. im Sommer. Darüber hinaus sind Brutgewässer in der Regel keine geeigneten Überlebensgebiete (siehe 9.3.2).

Diese genannten Taucher verlassen den Röhrichtgürtel und zeigen sich dann auf der offenen Wasseroberfläche des Brutplatzes, wo sie nicht selten Trupps bilden. Bevor sie zu den Mausergebieten im Meer ziehen, besuchen sie manchmal noch ein anderes Brutgewässer. Trupps in der Gewässermitte am Ende der Brutsaison bestehen also nicht immer nur aus Tauchern, die in diesem Gewässer gebrütet haben, sondern vielleicht auch aus Vögeln von anderen Teichen. Ein möglicher Zuzug von anderen Gewässern wurde vor allem am Kührer Teich/PLÖ und an den Lebrader Teichen/PLÖ beobachtet.

So wurden Ende April, im Mai und Anfang Juni 2014 40 Altvögel am Kührer Teich/PLÖ gezählt. Ende Juni und Anfang Juli waren es 65 bis 70, davon mindestens 30 Tiere in Trupps zusammen in der Gewässermitte (Koop & Vlug unveröff.).

An den Lebrader Teichen/PLÖ waren am 29. April 2014 72 Altvögel anwesend. Am 29. Juni und am 8. Juli hielten sich dort maximal 93 adulte Rothalstaucher auf, davon 10 bis 15 in mehreren kleinen Trupps (Vlug unveröff.).

Auf Fehmarn ist ein Zuzug an Brutgewässern besonders wahrscheinlich. Diese liegen nicht weit entfernt von Mauserplätzen auf der Ostsee bei Sjælland (Seeland; Pihl 1995), und vielleicht sammelt eine Anzahl von Vögeln sich hier auf dem Weg zu diesen Mausergebieten.

Am 6. und 21. Mai 2010 sah ich am 4 ha großen westlichen Strandsee des Grünen Brinks (Niobe Teich) 30 Altvögel. Sie balzten, drohten und bauten Nester. Die meisten Nester konnten nicht ausfindig gemacht werden, aber es müssen mindestens 15 gewesen sein, da später 15 Familien gesehen wurden. Am 12. und 14. Juli war die Zahl der beobachteten Tiere doppelt so hoch, 60 Altvögel, wovon 25 in Trupps zusammen ruhten. Sicher gab es im Mai mehr als 30 Altvögel, weil sich eine Zahl von ihnen im Schilf befand oder zur Nahrungssuche auf die Ostsee geflogen war. Der große Unterschied in den Zahlen ist vermutlich durch Zuzug aus anderen Gewässern teilweise zu erklären.

In einigen Jahren wurde am Mehnert Teich (Kopendorfer Teich VI) ein großer Anstieg der Zahl der Altvögel am Ende der Brutsaison festgestellt. Hier dürfte es sich vor allem um Zuzug von anderen Gewässern handeln. Am 25. Mai 1991 waren hier 14, am 8. Juli 64 und am 13. Juli 85 Altvögel, davon 67 in einem Trupp dicht beisammen (Vlug 1996; Schindler unveröff.).

Am drei Hektar großen Westermarkelsdorfer Teich wurden in vielen Jahren im Frühjahr eine größere Zahl Alttaucher gesehen, die wohl nach ihrem Verhalten mindestens versuchten zu brüten (Balz, Revierkämpfe, Nestbau). Dass es eine größere Zahl Tiere gibt, die durch den Stress, verursacht durch die hohe Populationsdichte, nicht zum Brüten kommen (brutverhinderte Tiere) ist zu vermuten. Sicher ist, dass viele Vögel ihre Gelege oder auch kleine Küken verlieren. Uns bekannte Nester mit Gelegen gingen nicht selten verloren, bevor die Küken schlüpften. Die Zahl der Familien ist denn auch gering, höchstens 20 (von 28 Paaren 2013; Anhang 1). In der ersten Maidekade 2016 sahen wir auf diesem Gewässer bis zu 55 Alttaucher. Am 3. Mai wurden alle Tiere in Paaren oder einzeln gesehen, am 9. Mai, nach dem Verlust von einigen Nestern, gab es acht adulte Tiere in einem Trupp in der Gewässermitte. Viele Vögel befanden sich in der Röhrichtzone, so z. B. eine unbekannte Zahl kolonieartig in einer Verbreiterung des Vegetationsgürtels, möglicherweise zehn oder

Tab. 1: Jährliche Brutpaarzahl (s. Kap. 5) und Brutergebnisse des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969-2019. // Annual number of breeding pairs (see Kap. 5) and breeding results of the Red-necked Grebe in Schleswig-Holstein and Hamburg 1969-2019.

Jahr	Gesamtbrutbestand in SH und HH (Brutpaare)	Brutpaare mit bekanntem Brutergebnis	davon mit großen Jungen (= Familien)	Bruterfolg (= % der Paare mit großen Jungen)	Gesamtzahl der großen Jungen	Junge pro Familie
Year	Total number of breeding pairs in SH and HH	Pairs with known breeding result	Pairs with one or more older young (= number of families)	Brood success (= % of pairs raising at least one young)	Total number of older young	Young per family (= brood size)
1969	340,5	125,5	49,5	39,44	77	1,56
1970	364,5	179,0	90,0	50,28	164	1,82
1971	362,5	139,0	46,0	33,09	79	1,72
1972	349,0	186,5	55,5	29,76	115	2,07
1973	348,5	197,5	104,0	52,66	168	1,62
1974	339,0	47,5	31,5	66,32	58	1,84
1975	347,5	106,0	59,0	55,66	96	1,63
1976	346,5	43,5	12,0	27,59	16	1,33
1977	342,5	105,0	34,0	32,38	57	1,68
1978	343,0	118,0	59,5	50,42	90	1,51
1979	272,5	76,5	50,0	65,36	109	2,18
1980	300,5	91,5	48,5	53,01	86	1,77
1981	329,0	163,5	111,0	67,89	200	1,80
1982	423,0	253,5	118,0	46,55	212	1,80
1983	486,5	365,5	207,5	56,77	344	1,66
1984	466,5	311,5	60,0	19,26	87	1,45
1985	511,5	325,5	126,5	38,86	178	1,41
1986	543,5	396,5	215,5	54,35	371	1,72
1987	590,5	479,5	232,0	48,38	355	1,53
1988	605,5	458,5	252,0	54,96	394	1,56
1989	680,5	517,0	152,5	29,50	232	1,52
1990	726,0	509,5	127,0	24,93	169	1,33
1991	699,0	500,5	123,5	24,68	165	1,34
1992	621,5	428,0	157,0	36,68	245	1,56
1993	568,0	392,0	63,0	16,07	88	1,40
1994	605,5	419,0	168,5	40,21	255	1,51
1995	615,5	464,0	146,5	31,57	214	1,46
1996	524,5	353,0	50,0	14,16	82	1,64
1997	584,5	438,0	183,5	41,89	314	1,71
1998	630,0	440,5	183,0	41,54	357	1,95
1999	628,5	430,0	230,5	53,60	387	1,68
2000	667,0	443,0	132,5	29,91	198	1,49
2001	693,0	458,0	186,0	40,61	306	1,65
2002	656,0	414,5	158,5	38,24	256	1,62
2003	672,0	387,5	126,0	32,52	192	1,52
2004	690,5	381,0	99,0	25,98	142	1,43
2005	698,5	395,0	155,0	39,24	219	1,41
2006	717,0	408,5	156,0	38,19	239	1,53
2007	696,0	400,5	169,5	42,32	272	1,60
2008	720,0	409,0	113,5	27,75	164	1,44
2009	703,5	373,0	74,5	19,97	103	1,38
2010	703,0	367,5	157,5	42,86	249	1,58
2011	646,0	319,0	128,5	40,28	189	1,47
2012	684,5	387,0	138,0	35,66	215	1,56
2013	690,5	400,0	184,0	46,00	272	1,48
2014	681,0	371,0	145,0	39,08	203	1,40
2015	621,0	338,0	125,5	37,13	171	1,36
2016	658,0	376,5	140,5	37,32	210	1,49
2017	650,5	377,5	101,5	26,89	130	1,28
2018	635,5	353,5	126,5	35,79	186	1,47
2019	591,0	339,0	62,0	18,29	81	1,31
insg./total	28.370,5	16.760,0	6.226,5	37,15	9.761	1,57

mehr Paare. Auch gab es Taucher, die Nahrungsflüge zur Ostsee unternahmen. Am 7. Juli wurden 95 Altvögel mit 13 (von insgesamt 18 hochgebrachten) Küken beobachtet, die teilweise in Trupps in den Beständen von Tausendblatt *Myriophyllum* in der Gewässermitte ruhten. Aus dem Röhricht waren keine Rufe mehr zu hören (Berndt, Mohwinkel, Rieck & Vlug unveröff.). Wie hoch der Anteil von Zuzug war, lässt sich auch in diesem Fall nicht sagen, weil wir nicht wissen, wie viele Taucher in der ersten Maidekade wirklich anwesend waren.

Den brutverhinderten und brutgestörten Tauchern schließen sich gegen Ende der Brutzeit einige Taucher an, die früh und erfolgreich gebrütet haben. So gibt es nicht selten in den Ansammlungen einige Teilfamilien mit noch nicht-flüggen Küken. Altvögel, deren Partner brüten oder die Küken betreuen, halten sich manchmal auch in einer Ansammlung in der Gewässermitte auf (Vlug unveröff.). Kloskowski (2003) sah in seinem polnischen Beobachtungsgebiet in zwei Fällen, dass ein adulter Vogel Territorium, Partner und Küken verließ, aber nicht das Brutgewässer, und sich einem Trupp ‚Nichtbrüter‘ in der Gewässermitte anschloss. Allein führende Altvögel sind immer wieder zu beobachten.

5.8 Angaben der Brutpaarzahl in Arbeiten anderer Autoren

Die von uns verwendete Bestandserfassungsmethode, alle Altvögel aus der ganzen Balz- und Brutperiode zu berücksichtigen, kann zu Überschätzungen der Brutbestände führen. Bezieht man aber nur die beobachteten Vögel aus der Periode vor der Eiablage in die Zählungen ein und nicht die Tiere aus der Zeit, in der sie brüten, führt dies häufig zu einer Unterschätzung (siehe 5.1). Den Beginn der Legeperiode kann man nicht eindeutig festlegen, da diese von der ersten Dekade im April bis Mitte Juli reicht, d. h. fast die ganze Zeit, in der Rothalstaucher im Brutgebiet sind. Auch ist das Nichtberücksichtigen von Tieren aus den Trupps in der Gewässermittel unsachgemäß, da wir ihre Herkunft nicht kennen und sich darunter viele Vögel befinden können, die am Gewässer (erfolglos) gebrütet haben (siehe 5.7).

Einige Autoren tun so, als wüssten sie, wie viele Taucher in einer Population gebrütet haben und wie viele ‚Übersommerer‘ oder ‚Nichtbrüter‘ es gab, übrigens meistens ohne diese Begriffe zu definieren.

So untersuchten die Brüder Dittberner von 1965 bis 2005 den Rothalstaucher in der Uckermark in einer detailreichen Studie. Winfried Dittberner (1996):

„Nichtbrüter sind alljährlich in wechselnder Häufigkeit (zwischen Ein- und Zweidrittel des BP-bestandes) auf Seen und größeren Feldpfühlen in Trupps, paarweise und als Einzelvogel anzutreffen, ...“. Später nannten Dittberner & Dittberner (2006) weitere Einzelheiten: „In alljährlich wechselnder Anzahl sind nichtbrütende Rothalstaucher in der Uckermark anzutreffen. Sie halten sich meist auf den großen Landseen und auch auf größeren Feldpfühlen auf. Neben Einzelvögeln und Paaren (möglicherweise brutgestörten Vögeln) gibt es auch Trupps, z. B. 36 Vögel am 25. April 1993 Haussee bei Klockow (...), 11 am 25. Juni 1978 Felchowsee, 15, davon 6 im Trupp umherfliegend, am 26. Juni 1982 Lanke am Felchowsee, 6 ad. am 3. Juli 1988 auf einem ca. 10 ha großen Feldpfuhl bei Hohenlandin“.

Ungeachtet ihrer großen Erfahrung mit dem Rothalstaucher können die Autoren nicht zuverlässig erkannt haben, welche Tiere an einem Gewässer gebrütet haben und welche nicht. Struwe (1985) versuchte dies zu untersuchen, aber auch seine Resultate haben nur eine beschränkte Aussagekraft, da die Taucher nicht individuell zu erkennen sind. Kloskowski (2000) jedoch untersuchte farbberingte Rothalstaucher bei Lublin in Polen so eingehend, dass er wirklich wusste, welche Paare angefangen hatten, ein Gelege zu zeitigen, und er berücksichtigte nur diese Paare bei seinen Berechnungen.

Auch bei Haubentauchern sprechen viele Autoren von ‚Nichtbrütern‘. Rost (1998, 2002) erwähnt für 1997 einen Brutbestand in Thüringen von etwa 265 und für 2001 von ca. 300 Brutpaaren; dazu gab es, so der Autor, in beiden Jahren etwa 400 ‚Nichtbrüter‘. Anders als die meisten Ornithologen versucht er (Rost 1998) den Begriff ‚Nichtbrüter‘ beim Haubentaucher zu definieren: *„Unter ‚Nichtbrütern‘ werden hier alle Vögel verstanden, welche sich zur Brutzeit auf Gewässern aufhalten und nicht am Brutgeschäft beteiligt sind. Einige dieser Taucher können Nester gebaut, evt. schon gebrütet und frühzeitig ihr Gelege verloren haben. Solche brutgestörten Vögel können, wenn sie kein Nachgelege zeitigen, kaum von echten ‚Nichtbrütern‘ unterschieden werden“.* Wie beim Rothalstaucher gibt es jedoch auch beim Haubentaucher meistens keine Kriterien, brutgestörte und brutverhinderte Taucher zu erkennen.

6 Ermittlung der Reproduktionskapazität

Bei der Bestimmung der jährlichen Brutergebnisse des Rothalstauchers werden hier zwei demographische Parameter benutzt.

Erstens wurde die mittlere Familiengröße (Schofgröße) berechnet, d. h. die durchschnittliche Jungenzahl pro jungführendem (erfolgreichem) Paar in einem Jahr, wobei das Alter der Jungvögel mindestens 14 Tage betrug. Die Mehrzahl der Jungen in den Berechnungen der Untersuchungsperiode 1969–2019 war 3–6 Wochen alt. Zur Bestimmung der mittleren Familiengröße ist ein Gewässer mehrfach zum richtigen Zeitpunkt zu besuchen. Dabei gibt es Fehlerquellen, dass z. B. ein Junges gerade auf einem längeren ‚Ausflug‘ oder allein im Schilf ist (Wobus 1964), oder dass ein Altvogel nicht bei der Familie ist, so dass die Tiere nicht alle gleichzeitig sichtbar sind.

Zweitens wurde der jährliche Bruterfolg berechnet, d. h. der Prozentsatz der Paare mit mindestens einem Jungen im Alter von wenigstens 14 Tagen am Anteil aller – auch erfolgloser Paare. (Auch lässt sich Bruterfolg als mittlere Anzahl der Jungen pro Gesamtbrutpaar ausdrücken). Fehlerquellen für die Angabe des Bruterfolgs sind die bereits hier oben geschilderten Probleme bei der Bestimmung der mittleren Familiengröße sowie bei der Bestimmung der Brutpaarzahl (siehe 5).

7 Fehlende demographische Kenntnisse über Rothalstaucher

Im Verlauf der Zählungen 1969–2019 wurden stets populationsdynamische und ökologische Aspekte beachtet. In der Populationsdynamik sind Kenntnisse der Demographie von Bedeutung, u. a. Geburtenraten, Sterberaten, Geschlechtsverhältnisse, Immigration und Emigration der Vögel. Rothalstaucher sind für derartige Betrachtungen wenig geeignet, da es kaum Geschlechtsdimorphismus gibt und die Jungtiere höchstens bis in den Sommer des zweiten Kalenderjahres (durch einen gelben Irisring) von den älteren Vögeln zu unterscheiden sind und das nur auf kurze Distanz und bei guter Beleuchtung (Walser & Barthel 1994). Da es schwierig ist, Rothalstaucher zu fangen, wurden nur sehr wenige Vögel beringt (Konter & Konter 2006), und auch die Rückmeldungen beringter Vögel haben nur einen beschränkten Wert für demographische Aussagen (Vlug & Berndt 2019). Was fast vollständig fehlt, sind Studien in Brutgebieten die untersuchen, wie viele Tiere im nächsten Jahr wieder zum Brutplatz zurückkehren, u. a. durch farbmarkierte Taucher.

Solange wir die Tiere nicht individuell erkennen, lässt sich nicht sagen, wie viele Junge ein Paar in seinem Leben produziert, d. h. wir können die ‚Lebenszeit-‘ (*lifetime*) Reproduktion nicht angeben. Es gibt bis jetzt nur zwei Arbeiten zu farbberingten Tieren, eine vom Lake Osakis, Minnesota (Stout & Nuechterlein 1999) und eine zweite

aus einem Teichgebiet in Südost-Polen (Bellebaum et al. 2018; siehe 5.2 und 9.3.4). Dort hat man tatsächlich untersucht, wie viele Tiere nach einem Jahr ins Untersuchungsgebiet zurückkehrten. Nicht sicher ist jedoch, in welchem Umfang diese beiden lokalen Bestände repräsentativ für die Art sind. Zudem verraten diese Studien uns nicht, wo und wann die einzelnen Individuen sterben, und auch ist es nicht möglich, Vögel die sterben von denjenigen zu trennen, die dauerhaft auswandern (Newton 2013).

Wir behandeln bei den Berechnungen die Brutpaarzahlen im Berichtsgebiet so, als ob es jedes Jahr nur neue Brutpaare gäbe. Dies bedeutet, dass die so berechnete Gesamtzahl der Paare in der Untersuchungsperiode 1969–2019 viel höher ist, als die wirkliche, individuell trennbare Brutpaarzahl in dieser Periode.

8 Ergebnisse

8.1 Größe und Schwankungen des Bestandes 1969–2019

In der Untersuchungsperiode 1969–2019 brüteten jährlich im Mittel ca. 555 Brutpaare in Schleswig-Holstein und Hamburg bei großen Schwankungen. Die geringste Paarzahl wurde 1979 mit ca. 275 Paaren festgestellt und die höchste mit ca. 725 im Jahre 1990 (Tab. 1 und Abb. 4).

Man kann drei Perioden unterscheiden (Tab. 2 und Abb. 4). In der ersten Periode (1969–1978) war die Brutpaarzahl fast konstant und schwankte jährlich bei rund 350 Paaren (von 340 bis 365 Paaren), in der zweiten (1979–1990) nahm die Zahl von ca. 275 auf ca. 725 Paare zu; danach, in der dritten Periode (1991–2019), war sie, trotz Fluktuation, insgesamt wieder konstanter und bewegte sich im Mittel bei rund 655 Paaren, mit einer Spanne von ca. 525 bis ca. 720 Paaren (Abb. 4). Die vermutlichen Ursachen dieser Schwankungen werden im Kapitel 9.2 diskutiert.

8.2 Verbreitung

Die Verbreitung im Berichtsgebiet hat sich im Laufe der Untersuchungsperiode nicht wesentlich geändert. Der Schwerpunkt lag und liegt noch immer im gewässerreichen Östlichen Hügelland, d. h. im Westensee und Selenter Seengebiet, in der Holsteinischen Schweiz, im Bungsberggebiet und auf Fehmarn. Die Bedeutung Fehmarns änderte sich und war im Jahre 1990 am höchsten (235 Paare). Insbesondere im südöstlichen Holstein (Stormarner Moränengebiet) und auf der Geest sind in

Tab. 2: Brutpaarzahl und Bruterfolg des Rothalstau­chers in Schleswig-Holstein und Hamburg in drei Perioden. // Number of breeding pairs and brood success of the Red-necked Grebe in Schleswig-Holstein and Hamburg in three periods.

Periode Period	Brutpaarzahl Number of breeding pairs	Bruterfolg Brood success
1969–1978	relativ konstant zwischen/relatively constant between ca. 340 und/and 365	43% (n = 1.248 Paare/pairs)
1979–1990	Zunahme von/Increase from ca. 275 bis/to 725	43% (n = 3.949 Paare/pairs)
1991–2019	relativ konstant zwischen/relatively constant between 525–720	34% (n = 11.564 Paare/pairs)

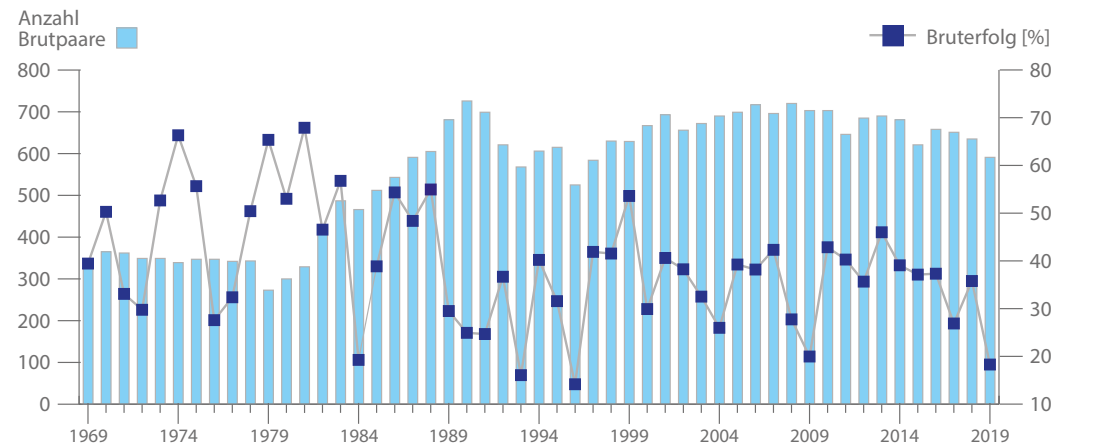


Abb. 4: Zahl der Brutpaare und Bruterfolg (= % der Paare mit großen Jungen) des Rothalstau­chers in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969–2019. // Number of breeding pairs and brood success (= % of pairs raising at least one young) of the Red-necked Grebe in Schleswig-Holstein and Hamburg 1969–2019.

der Untersuchungsperiode eine Reihe neuer Vorkommen entstanden. Im westlichen Landesteil gibt es weiterhin nur einzelne Brutplätze; erwähnenswert ist hier das Vorkommen auf dem Großen Dünenweiher bei St. Peter-Ording/NF, wo 2009 10, 2015 13 und 2018 14 Paare brüteten (Anhang 1; Lindemann, Schneider, Sohler & Vlug, ornitho.de unveröff.).

8.3 Brutgewässer

Brütende Rothalstau­cher bevorzugten im Zeitraum 1969–2019 Flachgewässer mit einer üppigen submersen Vegetation (Fischteiche, Weiher, Strandseen). Die meisten Vögel siedeln auf Kleingewässern. Zu Beginn der Untersuchungsperiode nisteten ca. 75 % der Landespopulation an Fischteichen (Vlug 1993). Diese Gewässer haben mit den Jahren viel von ihrer Anziehungskraft verloren. Nur Fischteiche, die nicht mehr fischereilich bewirtschaftet werden, also keinen künstlichen Fischbesatz haben, aber jährlich abgelassen werden, zeigen oft

auch jetzt noch hohe Bestände (siehe 9.2.4). Strandseen beherbergten im gesamten Zeitraum einen wechselnden, aber immer wichtigen Anteil des Landesbestandes.

Vor allem ab ca. 1995 stieg die Brutpaarzahl an Neugewässern. Da diese ökologisch gesehen nicht von echten Weihern, d. h. natürlich entstandenen, flachen Dauergewässern, zu unterscheiden sind, könnte man sie als Weiher einstufen, obwohl sie meistens anthropogenen Ursprungs sind (Ausgleichsgewässer, Naturschutzprojekte; siehe 9.2.4).

Viele Gewässer im Binnenland zeigen hohe Populationsdichten, bis acht Brutpaare pro Hektar. Die höchsten Dichten jedoch wurden an Strandseen und anderen Gewässern in Küstennähe erreicht (bis 13 Bp./ha).

8.4 Brutergebnisse

Im Untersuchungszeitraum 1969–2019 betrug die durchschnittliche Zahl der Jungen pro Familie 1,57 (n = 6.227 Familien; Tab. 1). Der Bruterfolg, d. h. der



Abb. 5: Die meisten Brutgewässer sind Flachgewässer mit einer üppigen submersen Vegetation, in der viele Kleintiere leben. // *The major breeding locations are shallow wetlands, with an abundant submergent vegetation, in which larger invertebrates and small vertebrates flourish.* Foto: G. & R. K. Berndt, 11.5.2018, Bekmissen/OH.

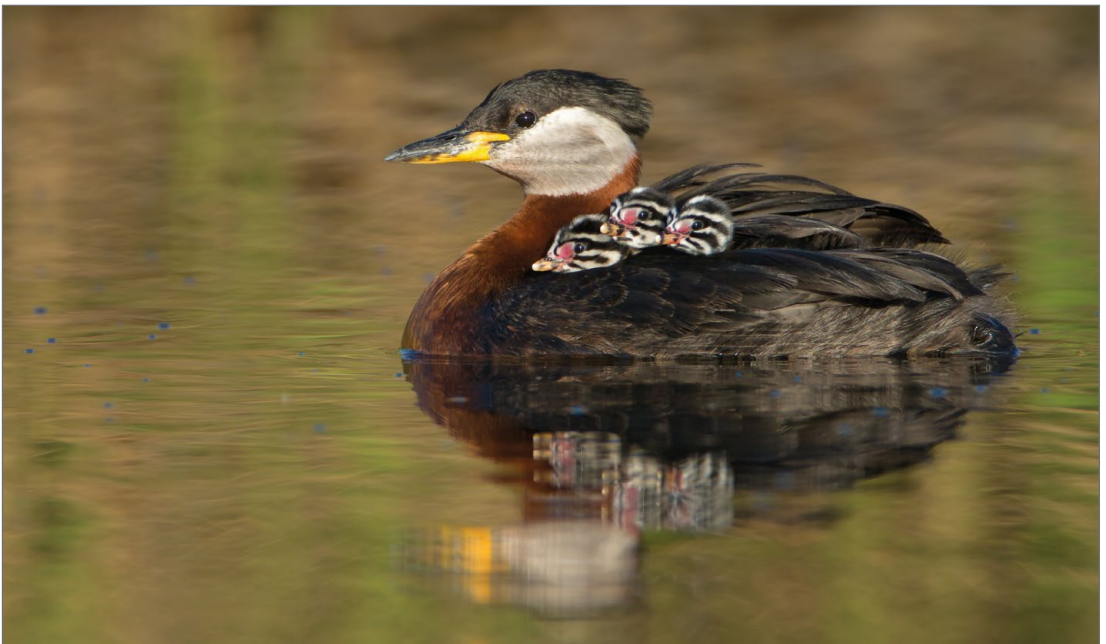


Abb. 6: Der Bruterfolg des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein war in der Periode 1969–1990 43% und sank danach (1991–2019) auf 34%. // *The brood success of the Red-necked Grebe in Schleswig-Holstein was 43% in the period 1969–1990, and then decreased to 34% in the period 1991–2019.* Foto: T. Runge.

Prozentsatz der Paare mit großen Jungen, war 37 % bei 16.760 Paaren mit bekanntem Brutergebnis. Der jährliche Bruterfolg schwankte von 14 % bis 68 % (Tab. 1), belief sich sowohl in der Periode 1969–1978 als auch 1979–1990 auf 43 %, und sank danach (1991–2019) auf 34 % (Tab. 2 und Abb. 4).

9 Diskussion

Sind die Resultate der Untersuchungen in Schleswig-Holstein und Hamburg repräsentativ für diese Art? Viele Brutgewässer sind künstlich angelegt, anders als in z. B. Finnland, Sibirien oder Kanada. Die Nahrungs- und Habitatwahl sind in Schleswig-Holstein anders als in einigen anderen großen Arealen seines Verbreitungsgebietes (Vlug 2018). Die Tatsache, dass Schleswig-Holstein am Rande des Verbreitungsgebietes der Art liegt, könnte ebenfalls einen Einfluss haben.

9.1 Bilden Rothalstaucher in Schleswig-Holstein eine typische Randpopulation?

Der Rothalstaucher nistet in der Regel in Gebieten, die relativ weit von Ozeanen entfernt sind (Kuročkin 1985, Vlug 2018, Stout & Nuechterlein 2020). Die Brutvögel meiden vermutlich solche Küstenareale, weil das ozeanische Klima die Fortpflanzung erschwert. Das Berichtsgebiet liegt am Rande des Verbreitungsareals der Art nahe der Nordsee, und das könnte die Populationsdynamik der Art beeinflussen.

Da frisch geschlüpfte Küken noch nicht die Fähigkeit zur Wärmeregulation besitzen, kühlen viele von ihnen bei anhaltend regnerisch-kaltem Wetter ab und sterben. Da Schlechtwetterperioden im maritimen Klima von Schleswig-Holstein häufiger auftreten als in östlichen Gebieten, könnte dies eine der Ursachen der geringen Reproduktion sein. Trotzdem glaube ich nicht, dass die Bestände in Schleswig-Holstein typische Merkmale einer Randpopulation zeigen.

Populationen am Rande der Verbreitungsareale werden gekennzeichnet durch Instabilität der Besiedlung, geringe Größe, niedrige Populationsdichten und eine sporadische Besiedlung der geeigneten Nistplätze (vgl. Mott 2010). Niedersachsen z. B., südlich von Schleswig-Holstein, ist ein typisches Randareal für die Art. Es gibt nur wenige Brutpaare an wenigen Orten. Im Jahre 1980 nisteten dort ca. 5–10 (Heckenroth 1985), und 2014 25 Paare (Krüger & Nipkow 2015, Wübbenhorst 2017).

Schleswig-Holstein liegt zwar am westlichen Verbreitungsrand der Art, da sie in Großbritannien nicht brütet. Die Population zeigt jedoch einige Eigenheiten, die im Widerspruch zu den üblichen Eigenschaften einer kleinen, instabilen Randpopulation stehen.

Erstens war die Art schon in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts nicht selten (siehe 2), und auch in der Untersuchungsperiode (1969–2019) wurden relativ große Brutpaarzahlen festgestellt (Tab. 1 und Abb. 4). In weiter östlich und kontinentaler liegenden Ländern liegen die Brutpaarzahlen nicht höher (siehe für Deutschland Gedeon et al. 2014, Brandenburg-Berlin Ryslavý et al. 2011, Mecklenburg-Vorpommern Vökler 2014, und Polen Chodkiewicz et al. 2015).

Zweitens finden wir in Schleswig-Holstein z. T. sehr hohe Brutdichten, also keine geringen wie üblicherweise in peripheren Populationen: z. B. am 14 ha großen Struckteich/OD 2000 54 Brutpaare (= 3,86 Bp./ha), 1976 sechs Bp. am 1,5 ha großen Owendorfer Redder III/PLÖ (= 4,00 Bp./ha) und 1990 acht Paare am einen Hektar großen, nordwestlichen Nebenteich der Gödfeldteiche/PLÖ (8,00 Bp./ha). Noch höher sind die Populationsdichten auf einigen Strandseen und anderen Gewässern in Küstennähe, weil die Taucher von hier aus Nahrungsflüge zur Ostsee unternehmen. Die Populationsdichten dort gehören sogar zu den höchsten der Welt (Vlug 2018). Manchmal beträgt dort die Entfernung zwischen zwei Nestern nicht mehr als zwei Meter, so dass man hier von Semikolonien sprechen kann (Vlug 1998, Vlug 2012). Der 1,5 ha große Hohenfelder Strandsee/PLÖ wurde in einigen Jahren intensiv kontrolliert, so dass wir sicher sein können, dass die anwesenden Paare hier (fast) alle zur Brut schritten. Dort belief sich die Siedlungsdichte (2008, 14 Paare) auf 9,3 Bp./ha (Vlug 2009). Noch höhere Dichten gab es am ca. drei Hektar großen Westermarkelsdorfer Teich, Fehmarn, wo z. B. 2017 etwa 40 Paare anwesend waren (= 13,3 Bp./ha), von denen jedoch vermutlich einige nicht zur Brut schritten (siehe 5.7).

Drittens sind in Schleswig-Holstein eine große Zahl von Flachgewässern besiedelt, in typischen Randgebieten hingegen nur hier und da geeignete Habitate bewohnt. Anhang 1 listet nur die wichtigen Brutgewässer auf; die Gesamtzahl der regelmäßig und unregelmäßig bewohnten Orte ist viel größer.

Viertens liegt nicht nur Schleswig-Holstein, sondern auch Dänemark am Rande des Verbreitungsgebietes des Rothalstauchers und auch dort findet man

die typischen Populationsmerkmale eines Randgebietes nicht. Wie in Schleswig-Holstein war die Art in Dänemark schon im 19. Jahrhundert und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhundert nicht selten: im Zeitraum 1800–1945 nisteten hier 100–1000 Paare, 1971–1974 600–800 Paare (Dybbro 1976, Meltofte et al. 2021). Um 2000 schätzte man den Bestand auf ca. 2.415 Paare (Meltofte et al. 2009; siehe 4). Viele geeignete Brutgewässer sind besiedelt, manchmal mit hohen Bestandsdichten (Grell 1998).

Letztlich stellt sich die Frage, ob ein ozeanisches Klima sich wirklich extrem negativ auf die Verbreitung der Art im Berichtsgebiet auswirkt. Oder macht sich der Einfluss eines Meeresklimas hauptsächlich an der Nordseeküste in Schleswig-Holstein und Jütland bemerkbar, wo die Taucher weniger verbreitet sind als in den östlichen Gebieten dieser Länder (Grell 1998, Koop & Berndt 2014), was sich nur teilweise durch einen Mangel an geeigneten Nistplätzen erklären lässt? Dem steht jedoch die Situation in Vejlerne in Nordjütland ganz in der Nähe der Nordsee entgegen, mit ca. 140 Brutpaaren im Jahre 1999 (Kjeldsen 2008).

9.1.1 Worin liegt der Grund einer geringen Reproduktion?

Ein für Randpopulationen typisches Merkmal wäre ein geringer Bruterfolg (Prozentsatz aller Paare mit Küken). Dieser betrug in der Untersuchungsperiode nur 37 % (Tab. 1). In Gebieten weiter östlich, in Sachsen, in der Uckermark (Brandenburg), Skåne (Südschweden) und Südost-Polen, ist der Bruterfolg höher und liegt zwischen 54 und 78 % (Hummitzsch 1975, Tuchscherer 1981, Tallroth & Axelsson 1991, Axelsson 1997, Vlug 2018, Kloskowski 2000, Dittberner & Dittberner 2006).

In Dänemark, auch am Rande des Verbreitungsareals liegend, ist der Bruterfolg ähnlich gering wie in Schleswig-Holstein. Laut Kjeldsen (2008) hatten in Vejlerne nur 17 % von 1.414 Paaren in der Periode 1989–2003 Bruterfolg und Jørgensen (lt. Vlug 2018) notierte in Südost-Dänemark 38 % von 68 Paaren.

Wie schon erwähnt, können durch ungünstige Witterung viele Taucherküken sterben, und Starkregen, Schlagregen und kräftiger Wind treten häufig in Arealen mit einem Meeresklima wie in Schleswig-Holstein und Dänemark auf, mehr als in Gebieten, die weiter vom Ozean entfernt sind. Sogar innerhalb des kleinen Schleswig-Holsteins wird die Verteilung der Windgeschwindigkeit vom Abstand zu den Küsten geprägt: die höchsten Werte sind an der Nordsee anzutreffen,

gefolgt von den küstennahen Gebieten der Ostsee. Die niedrigsten Windgeschwindigkeiten werden im Südosten des Landes verzeichnet (DWD 2017). Doch erklärt das Meeresklima die geringe Reproduktion wohl nur teilweise.

Zwei weitere Faktoren, ein methodischer und ein ökologischer Aspekt, tragen zu den Reproduktionsunterschieden in verschiedenen Gebieten bei.

Erstens benutzen die Autoren z. T. unterschiedliche Methoden, um den Bruterfolg zu definieren (siehe 5.8). Oft wird ein Teil der (erfolglosen) Altvögel nicht in die Berechnungen einbezogen, so dass sich höhere Bruterfolge als in Schleswig-Holstein ergeben, so z. B. Dittberner & Dittberner (2006) in der Uckermark und Tallroth & Axelsson (1991) in Skåne.

Zweitens könnte der Bruterfolg in Schleswig-Holstein geringer sein als in Gebieten weiter östlich als Folge des Gewässerangebotes und der Habitatwahl. Denn es bestehen Unterschiede im Bruterfolg innerhalb der verschiedenen Gewässergrößen und -typen. Die höchsten Bruterfolge im Berichtsgebiet im Zeitraum 1969–2002 gab es an Kleingewässern, insbesondere an kleinen Weihern, d. h. mehr oder weniger natürliche, flache, nicht ablassbare Gewässer. An Weihern von einer Größe von 0,3–5 ha lag der Bruterfolg bei 61 %, an größeren bei 47 %. Der Bruterfolg an Fischteichen aller Größen und an allen Strandseen war im Durchschnitt 38 %, an Weihern 53 % (Vlug 2005).

Dass das Angebot an Brutgewässern in den verschiedenen Ländern differiert, wird erheblichen Einfluss auf den Bruterfolg haben. So waren im Berichtsgebiet 1969–2002 vor allem Fischteiche bewohnt, in der Uckermark z. B. aber hauptsächlich Feldpfuhle, Feldsölle und Waldweiher (Dittberner & Dittberner 2006). Gewässer, wo der Bruterfolg in der Regel hoch ist. In Arealen mit wenigen Fischteichen hat die Konkurrenz mit großen Karpfen und damit eine Beeinträchtigung der Reproduktion des Rothalstauchers keine große Bedeutung (Vlug 2005, Kloskowski et al. 2010, Kloskowski 2012, Vlug 2018, Kloskowski 2019). Weiterhin kann die Nistplatzkonkurrenz mit dem Haubentaucher in den verschiedenen Gebieten unterschiedlich ausfallen. Obwohl Rothals- und Haubentaucher eine unterschiedliche Habitat- und Nahrungswahl zeigen (siehe 4), gibt es Areale, wo sie gemeinsam an einem Gewässer vorkommen. Dann können heftige Auseinandersetzungen um einen Nistplatz stattfinden. Haubentaucher können Rothalstaucher so lange

attackieren, bis diese, z. T. schon fest brütend, das Gelege verlieren oder sogar das Nest und ihr Territorium aufgeben und den Haubentauchern überlassen müssen (Spletzer 1974, Kloskowski 2000, Wübbenhorst 2017). So beträgt der Bruterfolg in der Provinz Drenthe in den Niederlanden, weit außerhalb des eigentlichen Brutareals, 60 % ($n = 218$ Brutpaare, Dijk & Spoelder 2020), was auf die Qualität der vegetationsreichen Flachgewässer, aber auch auf das Fehlen des Haubentauchers zurückgeführt wird.

Im Allgemeinen geht man davon aus, dass in peripheren Gebieten angesichts geringer Reproduktionsraten die Bestände nur durch Immigration aus Kerngebieten langfristig existieren können (Vlug 2000; vgl. Mott 2010). Ich vermute, dass der Bruterfolg des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein (bis jetzt) ausreicht, die Population zu erhalten. Dabei könnte als Anpassung an die lokale Situation eine stärker ausgeprägte K-Strategie mit längerer Lebensdauer eine wichtige Rolle spielen (siehe 9.3.3). Die Population im Berichtsgebiet ist freilich nicht isoliert von anderen Beständen, und daher treten sicher auch hier Immigrationen und Emigrationen auf. Diese erklären aber nicht, dass die Bestände in Schleswig-Holstein so hoch und oft auch beständig sind (siehe 9.2.1).

9.2 Populationsregulation: Welche Ursachen bestimmen die Schwankungen der Population in Schleswig-Holstein und Hamburg?

Die Zahl der Rothalstaucher in einem Brutgebiet kann im Laufe der Jahrzehnte sehr fluktuieren (für Dänemark siehe Preuss 1969, Olsen 1992, Meltofte et al. 2009; für Mecklenburg-Vorpommern Vötker 2014; für Polen BirdLife International 2004, Bauer et al. 2005, Chodkiewicz et al. 2015).

Welche Faktoren die Populationsänderungen bewirken, ist nicht immer eindeutig festzustellen. Vermutlich sind dichteabhängige Faktoren (*density-dependent factors*) verantwortlich für eine relativ Konstanz von Beständen, und dichteunabhängige Faktoren (*density-independent factors*) für große Schwankungen (vgl. Newton 2013).

9.2.1 Populationsregulation durch dichteabhängige Faktoren

Solange die Qualität der Brut- und Überwinterungshabitate nicht beeinträchtigt wird, verändert sich die Brutpaarzahl in langen Zeiträumen wenig. Die Zahl kann zwar jährlich fluktuieren, aber innerhalb enger Grenzen im Vergleich zu dem, was Reproduktions- und Sterblichkeitsraten erlauben würden (vgl. Lack



Abb. 7: Rothalstaucher verteidigen vehement Reviere, so dass sich die Brutpaare mehr oder weniger gleichmäßig über die geeigneten Brutgewässer verteilen. // Red-necked Grebes are territorial and highly pugnacious birds, so that the breeding pairs are more or less evenly distributed over suitable waters. Foto: M. Decler.

1954 & Newton 2013). Dies impliziert, dass die Zahl der Brutpaare auf irgendeine Weise reguliert wird. Mechanismen, die die Größe einer Population regulieren, wie innerartliche Konkurrenz um Nahrung oder Nistplätze, spezifische Fressfeinde, Dichtestress, infektiöse Krankheiten und Parasiten, werden als dichteabhängig bezeichnet. Die Wirkung von dichteabhängigen Faktoren korreliert mit der Populationsdichte. Ohne die Wirkung dichteabhängiger Faktoren könnten die Bestände theoretisch unbegrenzt zunehmen oder auf Null zusammenbrechen.

Die Populationsregulation in Schleswig-Holstein und Hamburg in den Perioden mit relativ stabilen Beständen erfolgt vor allem durch das Revierverhalten. Rothalstaucher verteidigen in der Brutzeit vehement Reviere (Territorien), so dass sich die Brutpaare mehr oder weniger gleichmäßig über die Brutgewässer verteilen. Die etablierten Territoriumbesitzer verfolgen andere Taucher so intensiv, dass diese das Gewässer verlassen. Nicht selten geben sie danach das Brutgeschäft ganz auf (siehe 5.6). Das betrifft hier vor allem junge Tiere im zweiten, und wahrscheinlich auch im dritten Kalenderjahr. Die Zahl der neuen Brutvögel, die in einem Jahr aus dem ‚Nichtbrüterbestand‘ rekrutiert werden, hängt vermutlich weitgehend von der Zahl der offenen Reviere ab, die durch den Verlust früherer Brutvögel entstanden sind (vgl. Newton 2013).

Tiere, die die freien Stellen einnehmen, sind wohl hauptsächlich hier ausgebrütete Taucher. Vermutlich sind nicht nur alte, sondern auch Jungvögel des Rothalstauchers ziemlich geburtsortstreu und kehren im zweiten oder dritten Kalenderjahr zum Geburtsgewässer oder in dessen Umgebung zurück, so jedenfalls beim Haubentaucher (Fuchs 1982, Poel 1984, Konter & Konter 2006).

Eine kleine Zahl der Brutvögel in Schleswig-Holstein stammt wohl nicht aus dieser Gegend (vgl. Stout & Nuechterlein 1999, Bellebaum et al. 2018) was in Bezug auf den Haubentaucher etwas besser belegt ist (Konter & Konter 2006). Einige Jungtaucher entfernen sich manchmal weit von ihrem Geburtsplatz. So wurde ein juveniler Rothalstaucher Ende Juli an der ukrainischen Schwarzmeerküste beringt und im Oktober in Südbayern zurückgemeldet (Distanz 1433 km; Bairlein et al. 2014).

Gegen eine dichteabhängige Regulierung spricht nicht, dass viele der über mehrere Jahrzehnte kontrollierten Populationen erheblich zu- oder abnahmen, was vor allem auf eine Veränderung der Umweltbedingungen

zurückzuführen ist, d. h. dichteunabhängige Faktoren (vgl. Newton 2013; s. 9.2.2).

9.2.2 Populationsregulation durch dichteunabhängige Faktoren

In den Zeiträumen 1969–1978 und 1991–2019 schwankten die Brutpaarzahlen in Schleswig-Holstein und Hamburg relativ wenig, doch lag in der letztgenannten Periode die Zahl auf einem viel höheren Niveau (siehe Tab. 2). Dies spricht dafür, dass die Habitatqualität in dieser Periode durch bestimmte dichteunabhängige Faktoren günstiger war als davor. Mit dichteunabhängigen Faktoren bezeichnet man in der Ökologie jede Kraft, die die Größe einer Population unabhängig von der Populationsdichte beeinflusst (Newton 2013).

Die Umstände im Brutgebiet 1969–1978 waren demnach weniger günstig als 1991–2019. Auf irgendeine Weise änderte sich die Habitatsituation zwischen 1979 und 1990 positiv für die Art, so dass die Population stark wachsen konnte (siehe 9.2.4). Anders gesagt, die Kapazitätsgrenze (*carrying capacity*) nahm im Zeitraum 1979–1990 zu. Weil die Population danach, 1991–2019, ziemlich stabil blieb, eine Vielzahl von Gewässern in nicht selten hohen Dichten bewohnt war, kann man annehmen, dass die Tragfähigkeit mehr oder weniger erreicht war, und Jungtaucher sich erst ansiedeln konnten, wenn Reviere frei wurden.

Es begann mit einem Bestandsverlust im Jahre 1979. Gab es 1978 noch ca. 345 Brutpaare, 1979 waren es nur ca. 275 (siehe Tab. 1 und Abb. 4). Dieser Rückgang ist vermutlich hauptsächlich durch eine Ölkatastrophe bei der Insel Samsø im Kattegat im Januar 1979 verursacht worden, wo nach Schätzung 400–800 Rothalstaucher umkamen. In Sjælland (Seeland), Dänemark und Skåne, Südschweden, betrug der Brutbestandsrückgang danach etwa 50 % (Larsen 1979, Larsen lt. Berndt & Busche 1981, Fjeldsø 1982, Karlsson & Kjellén 1984, Fjeldsø 2004). 1981 hatte sich die Population im Berichtsgebiet schon fast wieder erholt (ca. 330 Paare). Danach jedoch wuchs sie weiter (bis ca. 725 Paare 1990), da wohl, aufgrund einer Verbesserung ökologischer Umstände (siehe 9.2.4), eine wachsende Zahl von Jungvögeln im zweiten und dritten Kalenderjahr die Gelegenheit bekam, ein Revier zu gründen.

Zwischen Bruterfolg und Zahl der Brutpaare gibt es keine direkte Beziehung (siehe Tab. 2 und Abb. 4). In der stabilen Periode 1969–1978 war der Bruterfolg ca. 43 %. Danach, im Zeitraum 1979–1990, wuchs die Zahl der Brutpaare zwar stark, der Bruterfolg belief sich

ebenfalls auf 43 %. 1991–2019 war die Populationsgröße wieder ziemlich konstant, aber der Bruterfolg niedriger als in den beiden Perioden davor, 34 %, vermutlich aufgrund schlechter Witterung in der Schlupfperiode (siehe 9.2.4). Wahrscheinlich steht eine Anzahl potentieller Brutvögel bereit, die ein Revier gründen, sobald die ökologischen Umstände weitere Ansiedlungen zulassen. Darunter dürften sich einige Jungvögel aus anderen Gebieten ansiedeln, ich vermute aber, anders als ursprünglich (Vlug 2000), dass Immigration bei den Bestandsänderungen keine wichtige Rolle spielt.

9.2.3 Lebensbedingungen im Wintergebiet

Ein Großteil des Jahres halten Rothalstaucher sich außerhalb der Brutgewässer auf, hauptsächlich in marinen Arealen (siehe 3). Wir wissen wenig über die Verbreitung und das Verhalten des Rothalstauchers im Winter. Die wichtigsten Gebiete, wo die Tiere aus Schleswig-Holstein und Dänemark sich außerhalb der Brutzeit befinden, sind vermutlich die Ostsee und die dänischen Meeresstraßen (Durinck et al. 1993, Durinck et al. 1994), die Atlantikküste von Mittelnorwegen (Folkestad 1978, O'Donnel & Fjeldså 1997) und die Nordsee vor dem dänischen Teil des Wattenmeeres (Durinck et al. 1994).

Die Nahrungszusammensetzung des Rothalstauchers in diesen Winterarealen kann lokal sehr unterschiedlich sein. Im Kattegat fanden sich neben wenigen Dreistachelige Stichlingen *Gasterosteus aculeatus* vor allem Polychaeten (Vielborster) unter den Beuteobjekten, daneben Meerasseln *Idothea* spec. und Zwergkalmare *Alloteuthis subulata* (Fjeldså 1982). Anders in der Pommerschen Bucht, wo überwiegend Fische, insbesondere bodenbewohnende Grundeln (Gobiidae) die Beute ausmachten, neben einem Anteil an Polychaeten (Sonntag 2009).

Die ökologischen Verhältnisse in den marinen Wintergebieten haben sich im Laufe der Jahrzehnte sehr verändert, vor allem durch menschliche Eingriffe wie Überfischung, Plastikverschmutzung, Abwässer aus Industrie und Landwirtschaft, Versauerung, und klimatische Veränderungen (Brackel 2021). Übermäßiger Nährstoffeintrag kann in küstennähe der Ostsee zur Eutrophierung, Sauerstoffmangel und anschließendem Absterben von Nahrungstieren führen (Gerdes 2004, Umwelt Bundesamt 2018). Ob solche negativen Einflüsse, oder (auch) andere, wie z. B. das Ertrinken in Fischernetzen (bis Hunderte Opfer pro Jahr) die Winterbestände des Rothalstauchers in der Ostsee verringert haben, ist unbekannt. Im Zeitraum 1988–1993

wurden jährlich im Durchschnitt ca. 5.500 überwinternde Rothalstaucher in der Ostsee gezählt, mit einer Konzentration von maximal 3.600 Tieren im NW-Kattegat in Dänemark (Durinck et al. 1993, Durinck et al. 1994). Anfang des 21. Jahrhunderts lag diese Zahl möglicherweise um 50–80 % niedriger (Helcom Red List Bird Expert Group 2013), aber Zählungen von Tauchern auf dem Meer sind schwierig und mit vielen Fehlermöglichkeiten behaftet.

Auch in der Nordsee führen Einflüsse wie steigende Wassertemperatur oder Fischerei zu Auswirkungen auf die Nahrungsgrundlage. Die größeren Lebewesen auf der Bodenzone, wie z. B. Polychaeten und die Fischfauna reagieren auf höhere Temperaturen mit einer Zunahme südlicher, wärmeliebender und einer Abnahme nördlicher, kälteliebender Arten (Storch et al. 2018). Da die Nahrung des Rothalstauchers sehr vielfältig ist, könnte er angemessen auf diese Änderungen reagieren, doch gibt es dazu keine Kenntnisse.

Gewiss ist, dass niedrige Wintertemperaturen im Wintergebiet einen negativen Einfluss auf die Bestände haben können. So schrieb Beckmann (1964), dass die Brutpopulation in Schleswig-Holstein nach dem strengen Winter 1939/40 sehr vermindert erschien. Laut Karlsson & Kjellén (1984) korreliert die Größe der Brutpopulation in Skåne, Südschweden, mit der Kälte des Winters, und Grell (1998) vermutet, dass die Bestandszunahme in Dänemark die Folge der vielen milden Winter ist.

In der Periode 1951–2016 wurden die Frosttage in Schleswig-Holstein immer seltener, im Trend gab es eine Abnahme um 22 Frosttage im Jahr (DWD 2017). In den vergangenen 30 Jahren (1989/90 bis 2019/2020) haben Mildwinter deutlich zugenommen und winterliche Episoden traten nur noch selten auf. Gleichwohl ist diese Entwicklung vermutlich für die Zunahme der Brutpopulation 1979–1990 und die hohen Bestände 1991–2019 nicht direkt verantwortlich. Für die Periode 1969–1997 ist kein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen den Bestandsschwankungen und der Kältesumme im Berichtsgebiet zu finden (Vlug 2000). Von den Wintern 1968/69 bis 1996/97 waren sieben Kältewinter (Kältesumme höher als 200). Nach zwei dieser Kältewinter (1978/79 und 1995/96) ist der Bestand tatsächlich zurückgegangen, aber dies beruht wohl nicht an erster Stelle auf der Strenge des Winters, sondern auf der Ölkatastrophe im Kattegat (siehe 9.2.2) bzw. Trockenheit in vielen Brutgewässern (siehe 5.6). Nach den anderen fünf Kältewintern in der Periode (1969/70, 1981/82, 1984/85, 1985/86 und 1986/87) hat der Bestand

sogar zugenommen. Gleichwohl können harte Kälte- winter erhebliche Verluste fordern. Wenn die Ostsee zufriert, verlassen die Vögel massenhaft dieses Meer und weichen nach Großbritannien und in die Niederlande aus, wo sie nicht selten durch Erschöpfung und Nahrungsmangel sterben (Chandler 1981, Chandler 1986, SOVON 1987).

Insgesamt ist zu vermuten, dass durch die Zunahme der Zahl der Mildwinter im Brut- und nahegelegenen Wintergebiet mehr Rothalstaucher die Winterzeit überleben und die frei werdenden Reviere und neu entstandenen Gewässer besetzen.

9.2.4 Lebensbedingungen im Brutgebiet

Die Kapazitätsgrenze (*carrying capacity*) im Brutgebiet in Schleswig-Holstein nahm wahrscheinlich nach ca. 1979 zu (siehe 9.2.2). Es gibt einige Habitatfaktoren, die wahrscheinlich dafür verantwortlich sind.

Zunahme der Zahl an Neugewässern

Die Neuanlage von Gewässern (Anstauungen, Überschwemmungen, Baggerteiche, Bodenentnahmen, Spülflächen u. a., siehe 8.3) spielen in der ganzen Untersuchungsperiode 1969–2019 eine wichtige Rolle, und sie erklären fast ein Fünftel der Bestandszunahme

in den 1980er-Jahren. Mehr als die Hälfte (54 %) der Bestandserhöhung bis 1990 war auf eine Zunahme der Bestände an traditionellen Gewässern zurückzuführen, d. h. an Gewässern, die sowohl 1970/75 wie auch 1985/90 besiedelt waren. Etwa 29 % der Zunahme gingen auf das Konto neu besiedelter Gewässer, die aber schon lange existierten, und ca. 17 % auf neu entstandene Gewässer (Vlug 1993). Neugewässer bis 1990 waren unter anderem der Gutsteich bei Deutsch Nienhof/RD (1990 neun Paare), die Überschwemmung südlich des Autobahndammes bei Achterwehr/RD (1990 16 Paare) und der Ratekauer (Ruppersdorfer) See/OH (1990 12 Paare).

Nach ca. 1995 stieg der Bestandsanteil an Neugewässern stark an, sowohl durch ihre wachsende Zahl als auch durch die oft hohen Bestände, z. B. Dodauer See/OH (17 ha) mit 35 Paaren im Jahr 2005, und Struckteich/OD (14 ha) mit 54 Paaren im Jahr 2000 (Anhang 1). Bestandsverluste an traditionellen Gewässern wurden dadurch teilweise kompensiert. Allerdings verlieren viele Neugewässer mit der Zeit an Attraktivität (Anhang 1; Vlug 2011). Der Struckteich z. B. entstand 1997/98 durch Anstau einer Bachniederung. Im Jahre 1998 wurden schon 25 Rothalstaucherpaaire beobachtet, und 2000 gab es sogar 54 Paare. Danach brachen



Abb. 8: Die starke Bestandszunahme ab 1980 beruht vor allem auf neu angelegten, weiherartigen Gewässern. // *The strong population increase since 1980 is mainly the result of the creation of pond-like waterbodies.* Foto: G. & R.K. Berndt, 7.6.2013, Spülfläche bei Tackesdorf/RD.



Abb. 9: Viele Neugewässer verlieren mit der Zeit an Attraktivität für die Rothalstaucher, sodass ständig neue Gewässer angelegt werden müssen, um die hohen Bestände zu erhalten. // Many newly created shallow waters lose their attractiveness for the Red-necked Grebes over time, so that new waters have to be created continuously to maintain the high numbers of breeding birds. Foto: G. & R.K. Berndt, 15.6.2014, Dodauer See/OH.

die Bestände ein: 2003 acht Paare, und in der Periode 2004–2010 zwischen 0 und 3 Paaren. Die Ursachen des Rückganges an neuen Gewässern sind vielfältig, Nahrungsverknappung durch das Verschwinden der submersen Vegetation (u. a. durch Schlammabfuhr) sowie die Konkurrenz mit großen Fischen spielen eine wichtige Rolle (Vlug 2011). Dadurch bekommen nicht nur die Altvögel, sondern auch die Küken zu wenig Futter, sodass der Bruterfolg abnimmt. Zugleich geht oft die Ufervegetation zurück, was den Nestbau erschwert bis unmöglich macht. Rohrglanzgras *Phalaris arundinacea* ist zwar gut an zeitweilige Überflutung angepasst, verträgt jedoch keine dauerhafte Überstauung. Wasser-Schwaden *Glyceria maxima*, Rohrkolben *Typha latifolia* und *T. angustifolia* und Schilf *Phragmites australis* verschwinden oft nach einigen Jahren, wenn die Wasserstände zu hoch werden. Neugewässer haben oft wasserreiche Durchflüsse, aber keine ablassbaren Mönche; so können insbesondere im Winter die Wasserstände stark ansteigen und die Ufervegetation zerstören. Insgesamt können sich nicht nur emerse, sondern auch submerse (untergetauchte) Wasserpflanzen nicht dauerhaft behaupten

(Wallsten & Forsgren 1989). Positiv wirkt, dass noch immer (2011–2019) regelmäßig neue Flächen angestaut werden, so z. B. die Überschwemmungsfläche bei Gut Blietorf/RZ (seit 2011; 2018 16 Paare; Moreth, Schütt & Wischmann, ornitho.de unveröff.) oder der Teich bei Dietrichsdorf/KI (seit 2014; 2015 vier Paare; Reibisch, ornitho.de unveröff.). Auch werden immer wieder neue Gewässer, die durch Bodenentnahmen entstanden sind, von ein oder zwei Paaren besetzt, z. B. seit 2016 bei Brunsbüttel/HEI (2018 zwei Paare; Dallmann, ornitho.de unveröff.).

Die Entstehung von Neugewässern ab ca. 1995 verlief mehr oder weniger parallel zu dem Rückgang der Brutbestände an einer Zahl von ursprünglich gut besetzten Fischteichen (Anhang 1). So gab es 1988 36 Brutpaare an den Gödfeldteichen/PLÖ, 1995 18 und 2018 nur zwei (Koop & Vlug unveröff.); im Jahre 1981 wurden 42 Paare an den Kasseteichen/PLÖ gezählt, 1990 61, 1999 42 und 2016 nur vier (Vlug unveröff.). Weitere damals gut besetzte Fischteiche, die ihre Bestände größtenteils verloren haben, sind u. a. die Klettkammer Teiche/PLÖ, Lammershagener Teiche/PLÖ, Rixdorfer Teiche/PLÖ, der Trenthorster Gutsteich/OD und die Waldhüttener



Teiche/RD. Zeitweise sind dort Änderungen der Bewirtschaftung erfolgt. So sind die Gödfeldteiche/PLÖ absichtlich viel zu niedrig aufgestaut, sodass die Röhrichtzone zum Nestbau für die Taucher größtenteils unerreichbar geworden ist. Die Klettkamper Teiche und der Trenthorster Gutsteich werden jetzt vor allem als Angelteiche mit entsprechenden negativen Auswirkungen genutzt (vgl. 9.4). Die Lammershagener und Rixdorfer Teiche werden nicht mehr abgelassen, sodass eine dicke Schlammsschicht die Entwicklung von Unterwasserpflanzen verhindert (Vlug 1993). Einige Fischteiche jedoch, die aus Naturschutzgründen fischereilich nicht mehr bewirtschaftet, aber jährlich abgelassen werden, zeigen nach ca. 1990 oft hohe und z. T. wachsende Bestände. So nisteten 1969 sieben Paare am Kührener Teich/PLÖ, 1994 34 und 2018 36 (Koop & Vlug unveröff.), und an den Lebrader Teichen/PLÖ wurden 1988 33, 1994 40 und 2010 56 Paare gezählt (Anhang 1; Koop & Vlug unveröff.). Da große Karpfen als Nahrungskonkurrenten nicht vorhanden sind, nahmen an diesen Gewässern nicht nur häufig Brutbestände, sondern auch Bruterfolg und Familiengröße des Rothalstauers zu (Vlug 2000, Vlug 2005, Kloskowski 2011, Kloskowski 2012, Vlug 2018, Kloskowski 2019).

In diesem Zusammenhang ist die Bestandsentwicklung des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* in Schleswig-Holstein von Interesse (Berndt 2016), dessen Habitat- und Nahrungswahl die des Rothalstauers ähneln. Dadurch sehen wir beim Zwergtaucher eine vergleichbare Bestandsentwicklung wie beim Rothalstaucher (Berndt 2016). Ungeachtet jährlicher Schwankungen nahm der Zwergtaucher von circa 300 (1973) auf ungefähr 1.000 Paare (um 2010) zu. Wie beim Rothalstaucher stützt sich die Zunahme des Bestandes überwiegend auf neu angelegte, weiherartige Gewässer, die für die Art oft gut geeignet sind, weil dort keine großen Fische leben und es ein reiches Angebot an Kleinlebewesen gibt. Etwas über 55 % des Zwergtaucherbestandes um 2010 wurde in diesen neuen Gewässern festgestellt. Damit haben neue Weiher Fischteiche als häufigste Brutgewässer des Zwergtauchers abgelöst. An den ehemaligen Karpfenteichen in Lebrade und Kühren sind die Brutbestände nach Einstellung der Fischzucht erheblich angestiegen (Berndt 2016).

Prädatoren, Verfolgung durch Menschen

Negative Auswirkungen durch Prädatoren dürften erheblich zugenommen haben, auch wenn wir nichts Genaues



Abb. 10: Habitatwahl, Nahrungswahl und Bestandsentwicklung des Zwergtauchers in Schleswig-Holstein ähneln denen des Rothalstauers. // Habitat selection, food choice and population trends of the Little Grebe in Schleswig-Holstein are similar to those of the Red-necked Grebe. Foto: D. Pattyn.

wissen. Eingeführte Säugetierarten wie z. B. Waschbär *Procyon lotor* und Mink (Farmnierz) *Neovison vison* breiten sich schon länger aus und können örtlich eine Bedrohung für adulte Rothalstaucher und ihre Gelege bilden (Borkenhagen 2011).

Weiterhin ist, im Zuge von Schutzmaßnahmen, der Brutbestand des Seeadlers *Haliaeetus albicilla*, der sowohl Jung- als auch Alлтаucher erbeuten kann, seit Ende der 1980er Jahre kontinuierlich angestiegen, ebenso wie die Zahl der Uhus *Bubo bubo* ab ca. 1985 (Koop & Berndt 2014). Letztere sind, wie der Virginia-Uhu *Bubo virginianus* (Eichhorst 1985), in der Lage, brütende Alлтаucher auf dem Nest zu töten.

Lange Zeit war der Mensch von allen Feinden der gefährlichste (Berndt 2007). Eine direkte Verfolgung durch Jagd und Zerstören von Gelegen fand noch lange nach dem Zweiten Weltkrieg statt. Genaue Daten fehlen, aber die Einstellung den Tauchern gegenüber dürfte bis in die 1970er Jahre viel negativer gewesen sein als heutzutage, vor allem bei Teichwirten, Fischern, Anglern und Jägern. So wurden in Dänemark im Winterhalbjahr 1975/76 schätzungsweise 2.300 Lappentaucher geschossen, vor allem Haubentaucher, aber sicher auch einige Rothalstaucher (Joensen 1978). Da die Fischzucht in Teichen an wirtschaftlicher Bedeutung verlor, hat die direkte Verfolgung stark nachgelassen. Gut möglich, dass die wachsende Zahl von Rothalstauchern in den 1980er Jahren von einer schwächeren Nachstellung profitierte.

Klimaveränderung: Zunahme der Niederschläge und Trockenjahre

Die Niederschlagsmengen im Brutgebiet haben einen großen Einfluss auf das Leben der Rothalstaucher. In trockenen Jahren kann der Wasserstand im Frühjahr so niedrig sein, dass die Vögel keine Nester bauen können (siehe 5.6). Manche Taucher dürften in solchen Jahren auf ihrem nächtlichen Umherstreifen gleich weiterziehen. Jedenfalls ist in Jahren mit niedrigen Wasserständen im Frühjahr die Zahl der beobachteten Taucher geringer als sonst. Wenn hingegen die Brutgewässer nach niederschlagsreichen Wintern oder Frühjahren hohe Wasserstände aufweisen, ist die Brutpaarzahl häufig höher als üblich. Dann sind größere Flächen in traditionellen Brutgewässern zum Nestbau geeignet, ebenso Kleingewässer, die die Art in trockenen Jahren nicht bewohnen kann. Die meisten Brutgewässer sind nur einige Dezimeter bis 1,50 m tief, so dass geringe Schwankungen im Wasserstand die Eignung als Brutgewässer

bestimmen. Dies dürfte für zahlreiche Länder gelten, in denen Rothalstaucher brüten, doch konnte ich bisher aus anderen Gebieten kaum etwas über die Beziehung zwischen Niederschlägen und Brutbeständen finden. Laut De Smet (2018) ist eine Bestandserhöhung des Rothalstauchers in Manitoba seit ca. 1990 teilweise auf die feuchten Bedingungen (*wet conditions*) zurückzuführen, ohne dass Einzelheiten genannt sind.

Es wird im Berichtsgebiet immer nasser. Dieses gilt insbesondere für den Herbst und den Winter (DWD 2017), aber auch im Juni ist dieser Anstieg überdurchschnittlich (Kirschning 1991, Vlug 2005, Berndt 2007). Das 30jährige Mittel der Niederschläge in Schleswig-Holstein 1961–1990 beträgt 788 mm, im Zeitraum 1981–2010 820 mm pro Jahr (Meteo.plus 2020). Im Trend gibt es für Schleswig-Holstein im Zeitraum 1881 bis heute einen Zuwachs in der Jahressumme von gut 130 mm (DWD 2017).

Doch besteht eine große Variabilität in den einzelnen Landesteilen und sogar von Gewässer zu Gewässer. Im äußersten Osten, von Fehmarn bis Lauenburg, treten die niedrigsten Jahresniederschlagshöhen auf, ein Maximum des Niederschlags findet sich entlang der Geest. Die Schwankungen der Niederschlagsmengen von Jahr zu Jahr sind ebenfalls hoch (DWD 2017), und durch steigende Mitteltemperaturen treten die Folgen in Trockenjahren durch Verdunstung noch deutlicher hervor.

In den drei Perioden 1969–1978, 1979–1990 und 1991–2019 belaufen sich die jährlichen Niederschlagsmengen in Schleswig-Holstein auf durchschnittlich 714 mm, 834 mm und 814 mm (berechnet nach Angaben von Meteo.plus 2020). Sie haben um 14 % zugenommen. Für die gesamte Untersuchungsperiode 1969–2019 betrachtet schwankten die jährlichen Niederschlagsmengen zwischen 542 mm (1976) und 1041 mm (1998). Sie lagen im ersten Zeitraum 1969–1978 auf niedrigerem Niveau (542 bis 851 mm) als danach (554 bis 1041 mm; Meteo.plus 2020).

Jährliche Unterschiede in Niederschlagsmengen mögen sich auf die Bestände des Rothalstauchers durchaus positiv einwirken. Bei guten Wasserständen gibt es viele Brutmöglichkeiten, in trockenen Jahren zwar nicht, doch verbessert der Wechsel der Wasserstände längerfristig das Nahrungsangebot. Bei niedrigeren Wasserständen entwickelt sich nämlich teilweise eine üppige Sumpf- oder Landvegetation. Werden diese Zonen wieder überflutet, zersetzen sich die Sumpf- und Landpflanzen. Von dieser toten organischen Substanz, Detritus,



ernähren sich viele Wasserinsekten und ihre Larven und andere aquatische Arthropoden und Schlammschnecken (Lymnaeidae). Freiwerdende Nährstoffe nutzen einzelne Planktonalgen, welche von Kleinkrebsen gefressen werden, von denen sich dann z. B. Zwergstichlinge *Pungitius pungitius* ernähren. Diese individuenreiche Limnofauna bildet eine reiche Nahrung für Rothalstaucher und andere Wasservogelarten (Heydemann 1995; vgl. angestaute Gewässer, Vlug 2011).

Bei Achterwehr/RD entstand ca. 1985 eine Überschwemmung mit einer Größe von ca. vier ha. In niederschlagsarmen Jahren ist der Wasserstand hier längere Zeit niedrig, und größere Flächen mit Gräsern und anderer Vegetation können gut gedeihen, was in niederschlagsreichen Jahren weniger der Fall ist, weil ein Teil der Landvegetation unter Wasser gesetzt wird, stirbt und verrottet. Wahrscheinlich durch diesen Wechsel nass-trocken, verstärkt durch das Verfaulen von im Wasser stehenden Baumstubben, entstand eine gute Nahrungssituation für die Taucher, die während 22 Jahren hohe Bestände von zehn oder mehr Paaren bildeten, anders als in anderen Neugewässern, wo schon nach etwa fünf Jahren die Bestände deutlich abnehmen. Im Jahre 1987 wurden zwei, 1988 neun und 1989 zwölf Brutpaare auf der Überschwemmung festgestellt, die alle erfolgreich brüteten; in der Periode

1990–2003 erreichte der Bestand, 15 bis 21 Paare, einen Höhepunkt, danach wurden es weniger, vermutlich auch durch die Bildung einer Schlammschicht. Nach 2012 brachen die Bestände ein, und im Zeitraum 2013–2019 wurden jährlich nur noch 1–5 Paare festgestellt, die meisten ohne Bruterfolg (Anhang 1; Berndt, Bütje & Vlug unveröff.).

Positive Entwicklungen zeigen sich auch in neu angestauten Senken (siehe 9.2.4), in Teichen, die vorübergehend nicht aufgestaut werden sowie in Gewässern, deren Wasserstand erhöht wird (Vlug 2011).

Am Postfelder oder Behnkenmühlener Fischteich/PLÖ waren die Folgen eines einjährigen Trockenliegens schön zu beobachten. An diesem sieben Hektar großen Gewässer gab es 1969–2003 jährlich 0 bis 5 Brutpaare. Im Jahre 2004 war der Teich nicht aufgestaut. Während dieser Zeit expandierten Rohrkolben und Schilf, so dass 2005 80 % der Teichfläche bewachsen war. In diesem Jahr wurden sechs Paare festgestellt, vermutlich wurden weitere in der Vegetation nicht gesehen. 2006 gab es zwar noch immer viel Vegetation, wenn auch erheblich weniger als im Vorjahr; das Ergebnis waren 14 Paare, von denen 9 erfolgreich brüteten.

Durch einen Anstau entstehen nicht nur mehr Nahrung für die Rothalstaucher, sondern häufig auch mehr Brutmöglichkeiten, weil ursprünglich unerreichbare



Abb. 11: In der Mehrzahl der Rothalstauchergewässer finden wir auch brütende Zwergtaucher. // In the majority of the breeding waters of the Red-necked Grebe we also find nesting Little Grebes. Foto: G. & R.K. Berndt, 9.8.2020, Methorstteich/RD.

oder trockene Teile des Röhrichts nutzbar werden. So bestand die Spülfläche südlich des Flemhuder Sees/ RD (13 ha) zunächst größtenteils aus einem dicht bewachsenen nicht nutzbaren Sumpfgebiet (Schilf). Nur im Nordteil gab es eine Wasserfläche, an deren Rand 1990–2000 drei bis sechs Paare nisteten; 2001 erhöhte sich der Wasserstand um ca. 30 cm, wohl durch Verschluss eines Abflussrohres, und die Zahl der Paare nahm zu. Das Maximum (32 Paare) wurde 2003 erreicht (Anhang 1; siehe auch 5.1; Berndt, Forster & Koop unveröff.).

Zusammengefasst vermute ich, dass der Anstieg der Brutpaarzahl 1979–1990 und die Stabilisierung auf hohem Niveau 1991–2019 durch eine Zunahme der Brutmöglichkeiten (Neugewässer, künstliche und natürliche Wasserstandserhöhungen von Weihern und Teichen) sowie eine verbesserte Nahrungssituation ermöglicht wurde. Wahrscheinlich spielten Klimaschwankungen eine Rolle bei der Vergrößerung der Nahrungsmenge. Jahre mit hohem Niederschlag wechselten mit Trockenjahren, was eine Verbesserung des Nahrungsangebotes für adulte und junge Taucher bewirkte. Die Zunahme der Niederschläge (vor allem Starkregenereignisse) wirkte sich auf den Bruterfolg jedoch negativ aus (siehe 9.1). Offenbar war die Reproduktion aber noch hoch genug, und ab ca. 1980 konnte eine größere Zahl an Rothalstauchern aus nicht brütenden Beständen rekrutiert werden, deren Überlebenschancen durch die nur noch geringe Zahl von Kältewintern sowie geringen Verfolgungsdruck durch den Menschen stiegen. Wie lange die seit ca. 1991 (Tab.2) abnehmende Reproduktionskapazität sich noch fortsetzen wird, ohne den Brutbestand zu beeinträchtigen, lässt sich nicht sagen.

Die meteorologischen Daten haben zwar eine ziemlich gute Aussagekraft auf Landesebene, aber nicht für die einzelnen Brutplätze, denn innerhalb Schleswig-Holsteins sind die lokale Witterung bzw. vor allem Niederschlagsmengen sehr unterschiedlich (Berndt 2016). Man müsste die örtliche Witterung auf Kreisebene oder sogar in der Umgebung einzelner Gewässer betrachten, um lokale Fluktuationen in den Brutbeständen und Bruterfolgen zu verstehen. Zum Beispiel können einzelne örtliche Unwetter in der Brutzeit einen raschen Anstieg des Wasserstandes in einem Gewässer bewirken und Verluste zahlreicher Gelege und Küken verursachen, während der Bestand an einem in der Umgebung liegenden Teich keine Verluste hat (Berndt 2016).

9.3 Reproduktion und Lebenszyklusstrategien (life history tactics)

9.3.1 Reproduktion des Rothalstauchers im Vergleich zum Haubentaucher

Schon Scholl (1974) wies daraufhin, dass die Zahl der Küken pro Familie beim Rothalstaucher in Schleswig-Holstein die niedrigste der Lappentaucher ist. Die mittlere Familiengröße 1969–2019 beträgt 1,57 Junge (Tab.1). Die durchschnittliche Jungenzahl pro Familie mit zwei- bis vierwöchigen Jungen beim Haubentaucher in Schleswig-Holstein liegt bei 2,06, also deutlich höher (Berndt 1974; die Angaben für den Haubentaucher sind zwar alt, aber für diese Art liegen keine neuen landesweiten Daten vor, und auch die Brutvogelatlantanten geben keine Auskunft).

1969–2002 war beim Rothalstaucher ein Junges die am häufigsten anzutreffende Familienstärke (52 % der Familien); 37 % der erfolgreichen Paare führten zwei Jungvögel (Vlug 2005). Beim Haubentaucher hingegen sind nicht ein, sondern zwei Junge die am häufigsten anzutreffende Familienstärke: 45 % der Familien mit zwei- bis vierwöchigen Jungen hatten zwei Küken, und nur 27 % führten ein Küken (Berndt 1974).

Der Bruterfolg beider Arten in Schleswig-Holstein zeigt ebenfalls große Unterschiede. Bei Rothalstauchern beträgt der Prozentsatz der Paare mit großen Jungen im Zeitraum 1969–2019 37 % (Tab. 1). Von 2.136 an 131 Brutgewässern registrierten Haubentaucherpaaaren wurden 1.375 Paare mit Jungen festgestellt, was einem Anteil von 64 % entspricht (Berndt 1974).

Sowohl Rothals- als auch Haubentaucher können eine Zweitbrut produzieren, d. h. eine weitere Brut nach einer erfolgreichen ersten; Rothalstaucher haben aber nur selten zwei Bruten in einem Jahr. Aus Schleswig-Holstein sind im Zeitraum 1969–2002 36 Versuche zu einer Zweitbrut nachgewiesen, von denen 27 erfolgreich waren, d. h. nur 0,3 % der 10.349 Paare (Vlug 2005). In Südost-Polen versuchten vier der 163 untersuchten Brutpaare eine Zweitbrut, und zwei von ihnen waren erfolgreich (Kloskowski 2001). In diesem Gebiet zeigten also mit 1,2 % auch nur wenige Rothalstaucherpaaare eine erfolgreiche Zweitbrut.

Haubentaucher dagegen haben regelmäßig Zweitbruten, wenn auch mit großen regionalen Unterschieden (Vlug & Berndt 2019). Mit Hilfe von Zweitbruten können Haubentaucherpaaare ihren Bruterfolg verdoppeln.

Dass Zweitbruten bei Rothalstauchern selten und bei Haubentauchern recht häufig sind, liegt vermutlich

an der Habitatwahl. Die Brutgewässer von Rothalstauchern sind ökologisch gesehen oft instabil und für die postnuptiale Vollmauser ungeeignet (Vlug 1996, Vlug 2005). Die Vögel verweilen nur kurze Zeit im Brutgebiet und sind auf dem Nistplatz reine ‚Sommervögel‘ (siehe 3). Sie ziehen in der Regel früher als Haubentaucher von den Brutplätzen weg, um in marinen Gebieten ihre Schwingen zu mausern (Vlug 1996, Vlug 2005). Haubentaucher beginnen nicht nur früher mit dem Brutgeschäft als Rothalstaucher, sie hören auch später auf (Vlug & Berndt 2019), verweilen oft länger am Brutplatz, um teilweise ein Ersatzgelege oder eine Zweitbrut zu zeitigen. Zudem können Haubentaucher die Schwingen eventuell auch am Brutplatz wechseln, nämlich auf tieferen Gewässern.

9.3.2 Rothalstaucher und Haubentaucher sind K-Strategen

Beiden Taucherarten stehen relativ stabile und sehr große Überlebensgebiete (Mausen- und Überwinterungsgebiete), aber im Vergleich dazu wenig Brutgewässer zur Verfügung. Obendrein sind die Bedingungen in den Brutgebieten häufig unvorhersagbar und instabil, vor allem bei Rothalstauchern (z. B. Änderungen im Wasserstand, Fluktuationen der Nahrungsversorgung, Verschlammung, Verschwinden der Ufer- und Unterwasservegetation, Verlandung und Trübung des Gewässers, Predation). Dadurch sind vermutlich die Aussichten aufs eigene Überleben hoch und größer als ihre Aussichten auf ein (erfolgreiches) Brüten. Die natürliche Auslese optimiert in solchen Situationen eine Fortpflanzungsstrategie, die darauf gerichtet ist, viel Energie auf das eigene Überleben zu verwenden (K-Strategie; vgl. Alerstam & Högstedt 1982 & Fjeldså 1986). Für die Weitergabe ihres genetischen Materials ist es für die Altvögel besser, solange wie möglich gesund zu bleiben und dadurch so viele Brutsaisons wie möglich zur Verfügung zu haben, um Jahre mit guten Bedingungen ausnutzen zu können (Vlug 2005).

Näher betrachtet, zeigen Lappentaucher eine Kombination von Fortpflanzungsstrategien, wie man sie bei den meisten anderen Vogelarten nicht findet. Ein Merkmal der meisten K-Strategen ist, dass die Eltern sich lange um die Küken kümmern, und sie nicht verlassen, so lange sie nicht wirklich selbstständig sind. Bei Lappentauchern ist das regelmäßig nicht der Fall. Weil viele ihrer Brutgewässer instabil sind und keine guten Überlebensbedingungen für die Altvögel bieten, ist auch bei den K-Strategen unter den Lappentauchern die Aufzuchtperiode der

Küken relativ kurz, und die Eltern verlassen teilweise so schnell wie möglich den Brutplatz. Manchmal lassen sie abhängige Küken im Stich, was das Überleben dieser Jungtiere gefährdet, z. B. bei dem K-Strategen Schwarzhalsstaucher *Podiceps nigricollis* (Fiala 1974, Fiala 1976, Prininger 1979, Cullen et al. 1999).

Eine hohe Investition in die Nachkommenschaft kann die beträchtliche Lebenserwartung der Altvögel beeinträchtigen (Clutton-Brock 1991, Bennett & Owens 2002), selbst in guten Bruthabitaten, aber noch mehr in ökologisch instabilen Flachgewässern, die mitunter zu wenig Nahrung aufweisen. Kloskowski et al. (2017) untersuchten die Variation der Körpermasse und Blutwerte bei brütenden und jungenaufziehenden Rothalstauchern in Polen. Die Körpermasse war bei jungenaufziehenden Altvögeln geringer als bei brütenden Tieren. Wahrscheinlich ist dieser Rückgang der Körpermasse ein Hinweis, dass die körperliche Verfassung durch die Aufzucht der Küken schlechter wird, dass also durch das Großziehen der Küken die Eltern Körperreserven verlieren. Nach diesen Autoren spiegeln sich Unterschiede in der Habitatqualität in Blutprofilen von roten Blutkörperchen bei Altvögeln wider. In Gewässern mit geringer Qualität beendeten die Eltern also die Brutzeit in einem schlechteren physiologischen Zustand als Brutvögel in guten Bruthabitaten.

9.3.3 Unterschiedliche Fortpflanzungsstrategien innerhalb einer Art: Ist die geringe jährliche Reproduktion des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein eine Anpassung an die lokalen Bedingungen?

Nicht nur zwischen Arten, auch innerhalb einer Art kann es Unterschiede in den Fortpflanzungsstrategien geben. Diese Differenzen entstehen, wenn die Umstände in einem Habitat für die Reproduktion ungünstig sind, nicht jedoch für das Überleben der Altvögel. Der Abstand vom Brut- zum Wintergebiet kann ebenfalls zu Unterschieden in der Fortpflanzungsstrategie innerhalb einer Art führen (Ferguson & Sealy 1983, Ulenaers & Dhondt 1991, Fjeldså lt. Stedman 2000, Vlug 2005, Vlug 2012, Vlug & Berndt 2019, Vlug 2021).

Möglich, dass die hiesigen Rothalstaucher stärker zu einer K-Strategie neigen als ihre Artgenossen weiter östlich. Erstens ist der Zugweg von Schleswig-Holstein zu den marinen Mauser- und Überwinterungsgebieten kurz, so dass die Tiere weniger Gefahren während des Zuges ausgesetzt sind. Zweitens sind vielleicht viele Brutgewässer in Schleswig-Holstein zwar nicht immer für die



Abb. 12: Rothalstaucher, die Nahrungsflüge zur Ostsee unternehmen, neigen vielleicht mehr zu einer K-Strategie als Artgenossen, die weit von der Meeresküste entfernt brüten. // It is possible that Red-necked Grebes undertaking food flights to the Baltic Sea show a more pronounced K-strategy than conspecifics breeding far from the seacoast. Foto: T. Runge, Hohenfelder Strandsee/PLÖ.

Reproduktion gut geeignet (ziemlich geringer Bruterfolg), bieten aber den adulten Tauchern bessere Überlebenschancen als andere Gebiete. Dies zeigt sich deutlich bei Rothalstauchern, die Nahrungsflüge unternehmen (Vlug 2005). Strandseen sind für das Brutgeschäft nicht gut geeignet, denn es gibt hier häufig zu wenig Nahrung für die ganz kleinen Küken. Jedoch verfügen die Altvögel mit der angrenzenden Ostsee über eine große Nahrungsfläche, was ihre Überlebenschancen erhöht.

9.3.4 Mortalitäts- und Überlebensraten

Dass Rothalstaucher K-Strategen unter den Lappentauchern sind, und es Unterschiede in den Fortpflanzungsstrategien innerhalb der Art gibt, könnten Kenntnisse ihrer Überlebensraten und ihrer ‚Lebenszeit‘ (lifetime)-Reproduktion in verschiedenen Arealen bestätigen (siehe 7). Dazu bräuchten wir jedoch Studien von Populationen mit farbberingten Tieren, und davon gibt es bis jetzt nur zwei. Diese Arbeiten sagen jedoch nur etwas über die minimalen Überlebensraten aus, weil die Zahl der Tiere, die sterben und derjenigen, die sich anderswo niederlassen, unbekannt ist.

In Lake Osakis, Minnesota, kehrten während einer fünfjährigen Periode, jährlich 61 % (n = 69) bis 100 %

(n = 9) der farbberingten Altvögel ins Brutgebiet zurück. Vier von neun Altvögeln, beringt 1993, lebten und brüteten noch im Jahre 1998 an diesem See (Stout & Nuechterlein 1999, Stout & Nuechterlein 2020).

In fünf Fischteichgebieten bei Lublin in Südost-Polen wurden innerhalb von 20 Jahren 91 Alt- und 79 Jungvögel farbberingt (Bellebaum et al. 2018). Die Autoren berechneten, dass im Durchschnitt jährlich 79 % der adulten Rothalstaucher überlebten (76 % der adulten Weibchen und 81 % der adulten Männchen). Von 65 beringten und wieder gesichteten Altvögeln erschienen 62 immer wieder auf dem alten Teichkomplex, und nur drei brüteten auf einem anderen Gewässer (Bellebaum et al. 2018). Bei jungen Tauchern in diesem Untersuchungsgebiet lagen die Verhältnisse ganz anders. Von den 79 farbmarkierten Rothalstaucherküken wurden nur 12 wieder gesichtet, d. h. 15 % (Bellebaum et al. 2018). Die Schlussfolgerung, dass im Durchschnitt jährlich nur so wenige der vorjährigen Tiere überlebten, stimmt sicher nicht (siehe 5.2). Zwar brüten vorjährige Taucher meistens nicht und übersommern abseits der Brutgebiete; doch kehren zweijährige Taucher (also im dritten Kalenderjahr) häufig in ihr Geburtsareal zurück, um offene Reviere zu besetzen. Dies war allerdings bei Lublin kaum der Fall, und das verursachte

möglicherweise einen erheblichen Bestandsrückgang (1995 69, 2010 12 Brutpaare; Bellebaum et al. 2018).

Immerhin bestätigte sich, dass Alлтаucher gute Überlebenschancen haben. Bei einer jährlichen Überlebensrate von 79 % (Bellebaum et al. 2018) lebt noch nach sieben Jahren fast ein Fünftel (19 %) der ursprünglich beringten Vögel, was für eine K-Strategie spricht.

9.4 Schlussfolgerungen: Der Rothalstaucher, seine Vergangenheit, Gegenwart und Zukunft im Zusammenhang mit seiner Habitat- und Nahrungswahl

Laut BirdLife International (2021) leben in Europa circa 21.050 Rothalstaucher Brutpaare. Die Zahl der Haubentaucher ist etwa 21-mal größer (ca. 451.500 Bp.). In Schleswig-Holstein brüten ca. 3.500 Haubentaucherpaare (Koop & Berndt 2014), d. h. ungefähr fünfmal so viel wie Rothalstaucherpaare (ca. 655 Paare im Zeitraum 1991–2019; siehe 8.1).

Rothalstaucher brüten häufig an Flachgewässern mit reicher Unterwasservegetation, da hier ihre bevorzugte Nahrung - Wasserinsekten und deren Larven, Mollusken (Weichtieren), Krebstieren, Anneliden (Ringelwürmer), Amphibien und kleinen Fische - in großer Menge auftritt. Sie sind Indikatoren eines funktionierenden Ökosystems.

Beim Haubentaucher bilden Fische die Hauptnahrung. Darum brütet er vorzugsweise an großen eutrophen, fischreichen Binnenseen, die einen hohen Anteil des Röhrichtgürtels an der Uferlänge und große, von Pflanzenbewuchs freie Wasserflächen aufweisen. Er braucht offene Wasserflächen, um seine Beute tauchend und Unterwasser schwimmend zu verfolgen. Auf vielen europäischen Gewässern stiegen seit gut 100 Jahren die Brutpaarzahlen an. Eutrophierung war dafür vermutlich der wichtigste Faktor, weil die Hauptnahrung, Cypriniden (Karpfenartigen) und andere Fische, enorm in Zahl zunahmen. Die weitaus höchsten Bestandsdichten erreicht der Haubentaucher auf Seen, die eutroph oder (im Sommer zeitweise) polytroph oder hypertroph sind (Vlug & Berndt 2019).

Rothalstaucher haben nur von einer mäßigen Eutrophierung Vorteile, nämlich durch die Zunahme der submersen Vegetation und der Makroinvertebraten (größere Wirbellose). Eine stärkere Nährstoffanreicherung beeinträchtigt sie hingegen durch eine Zunahme von Cypriniden und einer Abnahme von Makroinvertebraten. Große Fische sind nicht nur direkte Nahrungskonkurrenten von Rothalstauchern,

sie beeinflussen auch die Qualität des Brutgewässers auf negative Weise für die Taucher. Wenn Fische aus diesen Gewässern entfernt werden, breitet sich die submerse Vegetation erheblich aus, die Menge der Makroinvertebraten nimmt beträchtlich zu und dadurch auch die Zahl der Rothalstaucher (Hann 1995, Berg et al. 1997, Vlug 2000, Maceda-Veiga et al. 2017, Vlug 2021).

Rothalstaucher meiden daher im Allgemeinen Brutplätze mit großen Fischen, genauso wie Schwarzhals-, Ohren- und Zwergtaucher (Wagner 1997, Wagner & Hansson 1998, Fjeldsø 2004, Vlug 2018, Vlug 2021). Vor einigen Jahrhunderten war das wohl leichter möglich als heute. Die Taucher lebten in einer dynamischen Landschaft, wo viele Flachgewässer vorhanden waren und oft neue entstanden, so dass sie immer geeignete Habitate ohne große Fische fanden. Deichbau, künstliche Regulation und Absenkung der Wasserstände, Trockenlegung und der Ausbau von Fließgewässern beendeten diese Dynamik; zahlreiche kleinere Gewässer sind im 20. Jahrhundert verschwunden (vgl. Berndt 2007). Die Anlage von Fischteichen kompensierte teilweise diese Verluste, aber die Rothalstaucher wurden damit von der Teichwirtschaft abhängig, die für sie durch die Art der Bewirtschaftung manche negativen Folgen hat.

Je älter und größer Karpfen *Cyprinus carpio* in einem Fischteich werden, desto geringer wird die Zahl der aquatischen Makroinvertebraten und Larven von Amphibien. Dadurch sind Brutdichte und Reproduktion der Rothalstaucher in Teichen mit einem Besatz von jungen und kleinen Karpfen deutlich höher als in Teichen mit vielen älteren Karpfen. Kloskowski (2011, 2012) bezeichnete Fischteiche mit mittelgroßen einjährigen Karpfen als ökologische Falle für Rothalstaucher. Die Altvögel können zwar diese Fische verzehren, aber als Nahrung für die Küken sind sie zu groß. Mangels anderer Nahrung besteht eine hohe Küken-Mortalität. Dies ist teilweise die Ursache dafür, dass der Bruterfolg an vielen größeren Fischteichen in Schleswig-Holstein im Durchschnitt gering ist (siehe 9.1.1). Allerdings brütete in Mittel- und Osteuropa die Mehrzahl der Rothalstaucher an Fischteichen. Offenbar wirkte sich der Fischbesatz teilweise nicht so negativ auf den Rothalstaucherbestand aus, als man erwartet hätte. Dies erklärt sich wohl aus Art und Intensität des Fischbesatzes. Nach dem Aufstau wurden die Fische ihrem Alter entsprechend, also nach Größe und Nahrungsbedarf, auf die Teiche verteilt. Folglich enthielten die kleinsten Teiche im Allgemeinen die kleinsten Fische, so dass hier kaum Konkurrenz für die Rothalstaucher entstand. Im Gegenteil, diesjährige Karpfen können eine essenzielle

Nahrungsquelle für Rothalstaucherküken bilden. Ein anderer wichtiger Faktor zugunsten des Tauchers war die Strukturvielfalt der Fischteiche. In Schleswig-Holstein und einigen anderen Gebieten sind viele Fischteiche in natürlichen Senken angelegt („Bachverbauungsteiche“), so dass sie naturnahe Ufer, verkrautete Buchten, Verlandungs- und Flachwasserzonen und tiefere Partien aufweisen, in denen eine Vielfalt von Beutetieren gedeihen konnte (Vlug 1993). Fischteiche waren und sind sogar Refugien für wirbellose Wassertiere und ihre Larven (Buczyńska et al. 2007). Wegen der niedrigen Sommer- bzw. Wassertemperaturen in Schleswig-Holstein laichen und wachsen Karpfen hier relativ schlecht: die Karpfenzucht liegt hier an der Grenze der Wirtschaftlichkeit. Die meisten Betriebe setzten daher ein- bis zweisömmerige Fische aus, die in speziellen Betrieben gezüchtet werden (Berndt 1993). Dadurch gab es im Berichtsgebiet in vielen Teichkomplexen keine Teiche mit Fischbrut. Vermutlich war es vor allem die Strukturvielfalt und die relativ extensive Karpfenzucht, die es Rothalstauchern ermöglichten, auch an den größeren Fischteichen zu brüten. In den letzten Jahrzehnten hat sich jedoch vieles geändert. Der Gesamtbestand des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein war von 1991 bis 2019 zwar relativ stabil, doch gab es an Fischteichen erhebliche Bestandsrückgänge z. T. durch Änderungen der Bewirtschaftung (siehe 9.2.4). Große Bestandsrückgänge sehen wir in osteuropäischen Ländern wie Polen und Lettland (Bellebaum et al. 2018). Nach dem politischen Wandel um 1990 wurden die meisten zuvor staatseigenen Fischteiche an profitorientierte, private Eigentümer verkauft. Diese neigen dazu, die Fischproduktion zu intensivieren, z. B. durch das Entfernen der Röhrichtzonen, um die produktiven Teichflächen zu vergrößern. Oder sie gaben weniger produktive Teiche auf, die sie nicht mehr aufstauen, wodurch ein Verlust von Bruthabitaten stattfindet. Andere Fischteiche werden zu Angelteichen umgewandelt und mit großen Fischen besetzt, wonach die Rothalstaucher diese Gewässer meiden. Gab es in Polen im Zeitraum 1990–2000 noch 3.000 bis 4.000 Brutpaare (BirdLife International 2004), waren es 2008–2012 nur 700 bis 1.000 Paare (Chodkiewicz et al. 2015). Laut BirdLife International (2015) lebten in Europa ca. 37.800 Rothalstaucherpaaire, aber sechs Jahre später erwähnt BirdLife International (2021) ca. 21.050 Paare, d. h. 44 % weniger.

In diesem Zusammenhang ist es wichtig zu wissen, dass die Art nicht nur in Europa bedroht ist. So brüten viele Rothalstaucher in kleinen und flachen Gewässern in Steppen (Waldsteppen, Steppen im Tiefland und Hochland), Halbwüsten und Wüsten in Zentralasien

(Kuročkin 1985, Wassink & Oreel 2007, Ayé et al. 2012, Wassink 2015). Hier droht die Gefahr, dass durch die globale Erwärmung die Brutplätze durch Verdunstung austrocknen. An anderen Stellen werden noch immer Feuchtgebiete trockengelegt (Vlug 2018).

Obwohl die Brutbestände des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein noch immer relativ hoch sind, könnte eine negative Entwicklung bevorstehen. K-Strategen wie der Rothalstaucher sind eher gefährdet als r-Strategen wie der Zwergtaucher. Denn K-Strategen können sich nicht so schnell von Katastrophen erholen. Um den Bestand des Rothalstauchers aus eigener Kraft, das heißt ohne den Zuzug weiterer Taucher aus anderen Gebieten, auch nur stabil zu halten, muss jedes Brutpaar in seinem Leben wenigstens zwei fortpflanzungsfähige Tiere produzieren. Ich vermute, dass die Tiere in Schleswig-Holstein bis jetzt lange genug leben, um dies zu erreichen (siehe 9.3.3), aber dies kann sich schnell zum Negativen verändern, z. B. durch einen Mangel an Gewässern mit einer hohen Abundanz an Nahrungstieren.

Der Wechsel von trockenen und nassen Jahren kann die Nahrungssituation für die Rothalstaucher verbessern (siehe 9.2.4). Andere Umstände führen jedoch zu einem starken Rückgang von Insekten und anderen Arthropoden. Durch die intensive Landwirtschaft gelangen hohe Mengen Pestizide ins Wasser. Insektizide aus der Gruppe Neonikotinoide oder das Herbizid Glyphosat können eine hohe Sterblichkeit bei aquatischen Arthropoden verursachen. Unter den aquatischen Insekten haben vor allem die Libellen, Köcherfliegen und Eintagsfliegen erheblich unter Pestiziden zu leiden. Bei den Insekten droht mithin ein Kollaps der natürlichen, auch der aquatischen Ökosysteme (siehe z. B. Glaubrecht 2019).

Eine negative Folge der Schwankungen von jährlichen Niederschlagsmengen ist die geringere Reproduktion des Tauchers. In trockenen Jahren gibt es weniger Brutmöglichkeiten, und in nassen Jahren sterben oft viele Küken. Im Berichtsgebiet wird es immer nasser, insbesondere im Herbst und im Winter. Aber auch im Juni, dem Monat, in dem das Gros der Rothalstaucher schlüpft, ist dieser Anstieg überdurchschnittlich (Kirschning 1991, Vlug 2005, Berndt 2007). In der Periode 1991–2019 war der Bruterfolg dadurch erheblich geringer als vorher (34 % bzw. 43 %; siehe Tab. 2). Wenn sich dieser Trend fortsetzt, könnte die Zahl der Jungtiere nicht mehr ausreichen, um freiwerdende Reviere zu besetzen.

Durch die gestiegenen Sommerniederschläge dürften sich die Brutbedingungen für viele Vogelarten in Schleswig-Holstein in den letzten Jahrzehnten erheblich

verschlechtert haben. So hat die Zahl der Familien mehrerer Entenarten seit Ende der 1960er Jahre wohl um mehr als 75 % abgenommen (Berndt 2007, 2009, 2018).

Rothalstaucher brauchen zudem fischlose vegetationsreiche Flachgewässer oder mindestens Flachgewässer mit einer Strukturvielfalt und wenig großen Fischen, ein seltener Habitattyp. Da neue Weiher in der Regel nicht ablassbar sind, verlieren sie nach einigen Jahren durch Schlammabfuhr und Fischbesatz ihre Eignung. Die Funktion dieser Gewässer als Nährstofffalle ist aber teilweise beabsichtigt. Deshalb sind weitere neue Flachgewässer zu wünschen. Eine gute Lösung ist wohl das Übereignen von Fischteichen, die ja in wachsender Zahl nicht mehr genutzt werden, an den Naturschutz. In ihnen dürfen keine großen Fische ausgesetzt werden, und sie sind in jedem Herbst abzulassen. Damit hilft man nicht nur Rothalstauchern, sondern auch einer Vielfalt an Wasservögeln, Amphibien und aquatischen Wirbellosen (Vlug 2011). Solche Maßnahmen könnten einer Abnahme des Rothalstauchers in Schleswig-Holstein und angrenzenden Gebieten entgegenwirken.

Danksagung

Besonderen Dank schulde ich Rolf Berndt, André Konter (Echternach, L), Wolfgang Scharenberg und Eva Meggers, die das Manuskript inhaltlich kritisch durchgesehen haben und sprachlich überprüft und Sijmen Vedder (Hemmen, NL) für die Anfertigung von Abbildung 1. Ich bin Birgit Mohwinkel und Martin Rieck sehr dankbar, dass sie mich auf zahlreichen Exkursionen begleitet und mir auf vielfältige Weise geholfen haben. Tom Steele (Wimbledon, UK) war so freundlich, die englische Zusammenfassung kritisch durchzusehen. Ich danke Thorsten Runge, Rolf und Gaby Berndt, Mijel Decler (Assebroek, B), und David Pattyn (Oisterwijk, NL) für die schönen Fotos.

Besonderen Dank schulde ich auch, wie so oft, Rolf Berndt und Bernd Koop. Rolf und Bernd haben, häufig in Rücksprache mit mir, zahllose Gebiete kontrolliert, so dass wir jedes Jahr alle wichtigen Brutgewässer und einen Großteil der Population erfassen konnten. Aber es war natürlich unmöglich, alle Brut(zeit)gewässer regelmäßig zu besuchen. Durch die Arbeit vieler Beobachter, die ornithologisch an (nicht selten isolierten) Brutplätzen tätig waren, konnte trotzdem fast jährlich ein gutes Bild von ganz Schleswig-Holstein und Hamburg ermittelt werden. Sie lieferten uns direkt oder über ornitho.de wertvolle Daten von vielen Gewässern (siehe

Anhang 1). Obwohl nicht alle namentlich erwähnt, gilt auch all ihnen mein ausdrücklicher Dank.

10 Summary: Breeding population trends and reproduction rates of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* in Schleswig-Holstein and Hamburg 1969–2019

We studied breeding population trends and reproduction rates of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* in Schleswig-Holstein and Hamburg for the period 1969 to 2019. This paper presents the results of data collection over 50 years, and also addresses problems such as information capture and knowledge gaps. The paper also contains an extensive discussion of population dynamics and various hypotheses that could explain our results.

We have classified all Red-necked Grebes on a breeding site during the courtship and breeding season as breeding birds, including birds that may not have bred there. In the period 1969–2019, an average of around 555 pairs bred annually in Schleswig-Holstein and Hamburg. Initially (1969–1978) the number of breeding pairs was almost constant, fluctuating annually at around 350 pairs, thereafter (1979–1990) the number increased to approx. 725 pairs; finally (1991–2019) the number was more constant again and averaged around 655 pairs, with a range from approx. 525 to approx. 720 pairs (Tab. 1, Tab. 2 and Fig. (= Abb.) 4).

The distribution did not change significantly during the course of the research. The largest number of breeding birds and breeding places are still found in the Eastern Uplands (Östliches Hügelland) with its many bodies of water. A number of new breeding waters emerged during the study period, particularly in south-eastern Holstein and on the Geest.

Breeding Red-necked Grebes prefer shallow waters with an abundance of submerged vegetation (fishponds, natural ponds, lagoons). The majority of the birds settle in small bodies of water. Fishponds have lost much of their attraction during the study period. However, those that are no longer managed (i. e. have no artificial fish stock), but are drained annually, are often still showing high numbers of breeding Red-necked Grebes.

During the study period, the average number of young per family (brood size) was 1.57 ($n = 6,227$ families; Tab. 1). The brood success, i. e. the percentage of pairs raising at least one young, was 37 % ($n = 16,760$ pairs). The brood success fluctuated annually from 14 % to 68 % (Tab. 1), amounted to 43 % both in the period

1969–1978 and 1979–1990, and then decreased to 34 % (1991–2019) (Tab. 2 and Fig. (= Abb.) 4).

Schleswig-Holstein lies on the limit of the distribution area for the species; however, the population does not show the typical characteristics of an 'edge' population. First, the number of breeding pairs is quite high, also in comparison to eastern areas. Second, there are very high breeding densities (up to 8.00 bp/ha inland and up to 13.3 bp/ha on waters near the coast). Third, numerous bodies of water are inhabited by the species.

The brood success in Schleswig-Holstein and Hamburg is usually less than in areas further to the east of Europe. Bad weather can cause many chicks to die, and heavy/driving rain and strong winds often occur in areas with a maritime climate such as Schleswig-Holstein, more than in areas further away from the ocean.

The population regulation in Schleswig-Holstein and Hamburg in the periods with relatively stable populations is primarily caused by territorial behaviour, i.e. by density-dependent factors. Birds that occupy vacant territories are probably hatched here. In the period 1991–2019 the number of breeding pairs was at a much higher level than 1969–1978. This suggests that the habitat quality between 1991 and 2019 was more favourable than 1969–1978 due to density-independent factors. The four most important factors are believed to be:

1. Increase in the number of mild winters over the past 30 years. As a result, more and more Red-necked Grebes survived the wintertime, so that there were enough birds to occupy territories that became free, as well as newly created bodies of water.

2. Increase in the number of new bodies of water. The number of breeding birds in new shallow waters (dammed ponds, flooded areas, excavated ponds, soil extractions, flushing areas etc.) explain almost a fifth of the population increase in the 1980s. However, many newly created waters lose their attractiveness over time. Despite the population decline in many fishponds and older shallow waters, there is still a large population in the study area, which is partly explained by the continuous formation of new ponds.

3. Less human persecution. In the study area, direct pursuit of grebes has decreased significantly.

4. Increase in precipitation. It became progressively wetter in Schleswig-Holstein and Hamburg during the study period. However, there were large fluctuations in the amount of precipitation from year to year. When the water level in the ponds is good, there are many breeding opportunities for the grebes, although not in dry years, but the change in water levels improves the food

supply for the birds in the long term. At lower water levels, lush swamp or land vegetation develops. If these plants are flooded, they decompose and many aquatic arthropods, the main food of Red-necked Grebes, feed on this dead organic matter.

The increase in precipitation (especially heavy rain events) had a negative effect on brood success (newly hatched chicks are highly vulnerable to chilling and large numbers may be killed during heavy rainfall). Apparently, however, the reproduction of the Red-necked Grebe was high enough to increase the population in the period 1979–1990 and to keep it at high level from 1991 to 2019 (Tab. 2). How long the reproductive capacity, which has been declining since 1991, can continue to diminish without affecting the breeding population cannot be said.

A low brood success, a small family size and almost no second broods indicate that Red-necked Grebes belong to the K-strategists among the grebes. It is possible that Red-necked Grebes show a more pronounced K-strategy in many waters in Schleswig-Holstein than members of the same species further east, partly because the migration route from Schleswig-Holstein to the marine moulting and wintering areas is short, so that the birds are less exposed to hazards during migration.

11 Literatur

- Alerstam, T. & G. Högstedt 1982. Bird migration and reproduction in relation to habitats for survival and breeding. *Ornis Scandinavica* 13: 25–37.
- Ayé, R., M. Schweizer & T. Roth 2012. Birds of Central Asia – Kazakhstan, Turkmenistan, Uzbekistan, Kyrgyzstan, Tajikistan and Afghanistan. Helm, London.
- Axelsson, P 1997. Gråhakedoppingen *Podiceps grisegena* i syd-östra Skåne 1987–1996. *Anser* 36: 185–202.
- Biarlein, F., J. Dierschke, V. Dierschke, V. Salewski, O. Geiter, K. Hüppop, U. Köppen & W. Fiedler 2014. Atlas des Vogelzugs – Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bäsecke, K. 1948. Beiträge zur Vogelwelt der näheren und weiteren Umgebung Braunschweigs, 2. *Podiceps gris. griseigena* (Boddaert) – Rothalstauher. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens 1: 9–13.
- Bauer, H. G., E. Bezzel & W. Fiedler 2005. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz, Band 1. Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Beckmann, K. O. 1929. Schleswig-Holsteinische Brutvögel. Beiträge zur Fortpflanzungsbiologie der Vögel 5: 103–107.
- Beckmann, K. O. 1964. Die Vogelwelt Schleswig-Holsteins. Wachholtz Verlag, Neumünster.

- Bellebaum, J., K. L. Szostek & J. Kloskowski 2018. Population dynamics and survival of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*: results from a long-term study in eastern Poland. *Journal of Ornithology* 159: 631–641.
- Bennett, P. M. & I. P. F. Owens 2002. *Evolutionary Ecology of Birds - Life Histories, Mating Systems and Extinction*. Oxford University Press, Oxford.
- Berg, M. S. van den, H. Coops, R. Noordhuis, J. van Schie & J. Simons 1997. Macroinvertebrate communities in relation to submerged vegetation in two Chara-dominated lakes. *Hydrobiologia* 342: 143–150.
- Berndt, R. K. 1974. Haubentaucher *Podiceps cristatus*. In: R. K. Berndt & D. Drenckhahn (Bearbeiter): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*, Band 1, Seetaucher bis Flamingo: 68–88. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg, Kiel.
- Berndt, R. K. 1993. Wasservogel und ihre Lebensräume. In: R. K. Berndt & G. Busche (Bearbeiter): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*, Band 4, Entenvogel II: 129–173. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Berndt, R. K. 1998. Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 1996. *Corax* 17: 146–168.
- Berndt, R. K. 2005. Rothalstaucher *Podiceps grisegena*. In: R. K. Berndt, K. Hein, B. Koop & S. Lunk: *Die Vögel der Insel Fehmarn*: 70–73. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- Berndt, R. K. 2007. Die Brutvögel Schleswig-Holsteins 1800–2000 - Entwicklung, Bilanz und Perspektive. *Corax* 20: 325–387.
- Berndt, R. K. 2009. Schleswig-holsteinische Brutvögel – welche Veränderungen sind im 21. Jahrhundert wahrscheinlich und welchen Anteil kann der aktuelle Klimawandel haben? *Ornithologische Mitteilungen* 61: 344–354, 380–388.
- Berndt, R. K. 2016. Erfassung des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* per Klangattrappe in Schleswig-Holstein von 1979 bis 2014 – Methoden, Brutbestände, Schwankungen, Brutphänologie. *Vogelwelt* 136: 1–29.
- Berndt, R. K. 2018. Verbreitungsgrenzen von Brutvögeln in Schleswig-Holstein seit 1800 – eine Übersicht. *Vogelwarte* 56: 247–265.
- Berndt, R. K. & G. Busche 1981. Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 1979, mit besonderer Berücksichtigung des Kältewinters 1978/79. *Corax* 8: 226–265.
- Birdlife International 2004. *Birds in Europe: Population Estimates, Trends and Conservation Status*. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Birdlife International 2015. *European Red List of Birds*. Supplementary Material. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Birdlife International 2020. Species Factsheet: *Podiceps grisegena*. <https://www.birdlife.org> (abgerufen am 26.08.2020).
- Birdlife International 2021. *European Red List of Birds*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- Blohm, W. 1921. *Natur – mein Leben*. Coleman, Lübeck.
- Boie, F. 1819. Bemerkungen über zu den Temminkschen Ordnungen Cursor, Grallatores, Pinnatipedes und Palmipedes gehörige Vögel, mit besonderer Rücksicht auf die Herzogthümer Schleswig und Holstein. *Zoologisches Magazin* Band 1, Stück III: 92–156.
- Borkenhagen, P. 2011. *Die Säugetiere Schleswig-Holsteins*. Husum Druck- und Verlagsgesellschaft, Husum.
- Brackel, B. von 2021. *Die Natur auf der Flucht*. Heyne, München.
- Buczyńska, E., P. Buczyński, L. Lechowski & R. Stryjecki 2007. Fish pond complexes as refugia of aquatic invertebrates (Odonata, Coleoptera, Heteroptera, Trichoptera, Hydrachnidia): a case study of the pond complex in Zalesie Kańskie (Central-East Poland). *Nature Conservation* 64: 39–55.
- Chandler, R. J. 1981. Influxes into Britain and Ireland of Red-necked Grebes and other waterbirds during winter 1978/79. *British Birds* 74: 55–81.
- Chandler, R. J. 1986. Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*. In: P. Lack (Bearbeiter): *The Atlas of Wintering Birds in Britain and Ireland*: 44–45. Poyser, Calton.
- Chodkiewicz, T., L. Kuczyński, A. Sikora, P. Chylarecki, G. Neubauer, Ł. Ławicki & T. Stawarczyk 2015. Ocena liczebności populacji ptaków lęgowych w Polsce w latach 2008–2012. *Ornis Polonica* 56: 149–189.
- Clutton-Brock, T. H. 1991. *The Evolution of Parental Care*. Princeton University Press, Princeton.
- Cullen, S. A., J. R. Jehl JR. & G. L. Nuechterlein 1999. Eared Grebe *Podiceps nigricollis*. In: A. Poole & F. Gill (Bearbeiter): *The Birds of North America*, No. 433. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, Pennsylvania.
- De Smet, K. D. 2018. Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*. In: C. Artuso, A. R. Couturier, K. D. Desmet, R. F. Koes, D. Lepage, J. McCracken, R. D. Mooi & P. Taylor (Bearbeiter): *The Atlas of the Breeding Birds of Manitoba*, 2010–2014. Bird Studies Canada, Winnipeg, Manitoba. <https://www.birdatlas.mb.ca/accounts/speciesaccount.jsp?sp=RNGR&lang=en> (abgerufen am 13.10.2020).
- Dijk, A. J. van & W. F. Spoelder 2020. Roodhalsfuut *Podiceps grisegena* als broedvogel in Drenthe 1985–2020. *Drentse Vogels* 34: 2–15.
- Dittberner, H. & W. Dittberner 2006. *Biologie, Morphologie und Brutökologie des Rothalstauchers (Podiceps grisegena) in der Uckermark*.
- Dittberner, W. 1996. *Die Vogelwelt der Uckermark mit dem Unteren Odertal und der Schorfheide*. Verlag Hoyer, Galenbeck.
- Durinck, J., H. Skov & P. Andell 1993. Seabird distribution and numbers in selected offshore parts of the Baltic Sea, winter 1992. *Ornis Svecica* 3: 11–26.
- Durinck, J., H. Skov, F. P. Jensen & S. Pihl 1994. *Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea*. Ornis Consult Report 1994, Copenhagen.
- DWD 2017. *Klimareport Schleswig-Holstein*. Deutscher Wetterdienst, Offenbach am Main.

- Dybbro, T. 1976. De danske ynglefugles udbredelse – Resultaterne af Atlas-projektet, kortlægningen af Danmarks ynglefugle 1971–74. Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Dybbro, T. 2004. Politikens Store Fuglebog. Politikens Forlag, København.
- Eichhorst, B. A. 1985. Status of the Red-necked Grebe on Rush Lake, Winnebago County, Wisconsin. Passenger Pigeon 47: 60–62.
- Ferguson, R. S. & S. G. Sealy 1983. Breeding ecology of the Horned Grebe, *Podiceps auritus*, in Southwestern Manitoba. Canadian Field-Naturalist 97: 401–408.
- Fiala, V. 1974. Populationsdynamik und Brutbiologie der Lapentaucher Podicipedidae im Teichgebiet von Náměšť n. Osl./ČSSR. Anzeiger der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern 13: 198–218.
- Fiala, V. 1976. Beitrag zur Brutbiologie des Schwarzhalsstauchers (*Podiceps nigricollis*). Zoologické Listy 25: 157–173.
- Fjeldså, J. 1977. Guide to the Young of European Precocial Birds. Skarv Nature Publications, Tisvildeleje.
- Fjeldså, J. 1982. The adaptive significance of local variations in the bill and jaw anatomy of North European Red-necked Grebes *Podiceps grisegena*. Ornis Fennica 59: 84–98.
- Fjeldså, J. 1986. Feeding ecology and possible life history tactics of the Hooded Grebe *Podiceps gallardoi*. Ardea 74: 40–58.
- Fjeldså, J. 2004. The Grebes Podicipedidae. Bird Families of the World. Oxford University Press, Oxford.
- Folkestad, A. O. 1978. Takseringer og studier av Gråstruedykkere i overvintringsområdene på Norskekysten. Anser, Supplement 3: 84–89.
- Fuchs, E. 1982. Bestand, Zugverhalten, Bruterfolg und Mortalität des Haubentauchers *Podiceps cristatus* auf dem Sem-pachersee. Der Ornithologische Beobachter 79: 255–264.
- Gedeon, K., C. Grünberg, A. Mitschke, C. Sudfeldt, W. Eichhorst, S. Fischer, M. Flade, S. Frick, I. Geiersberger, B. Koop, M. Kramer, T. Krüger, N. Roth, T. Ryslavy, S. Stübing, S. R. Sudmann, R. Steffens, F. Vötker & K. Witt 2014. Atlas Deutscher Brutvogelarten. Atlas of German Breeding Birds. Stiftung Vogelmonitoring Deutschland und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gerdes, T. 2004. Die ökologische Charakteristik der Ostsee. Geographisches Institut der Universität Kiel.
- Glaubrecht, M. 2019. Das Ende der Evolution – Der Mensch und die Vernichtung der Arten. Bertelsmann, München.
- Grell, M. B. 1998. Fuglenes Danmark. Gads Forlag, København.
- Hann, B. J. 1995. Invertebrate associations with submersed aquatic plants in a prairie wetland. UFS (Delta Marsh) Annual Report 30: 78–84.
- Heckenroth, H. 1985. Atlas der Brutvögel Niedersachsens 1980 und des Landes Bremen mit Ergänzungen aus den Jahren 1976–1979. Heft 14, Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Hannover.
- Heinroth, O. 1919. Deutsche Ornithologische Gesellschaft, Bericht über die Dezembersitzung 1918. Journal für Ornithologie 67: 223–224.
- Helcom Red List Bird Expert Group 2013. Helcom Red List Species Information Sheets (SIS) Birds. Baltic Marine Environment Protection Commission, Helsinki.
- Heydemann, F. 1995. Das „Vernässungsprojekt Lilienthal“ – ein neues Gewässer entsteht. Jahrbuch für Heimatkunde im Kreis Plön 25: 77–78.
- Hummitzsch, P. 1975. Brutvorkommen und Siedlungsdichte der Wasservögel im Naturschutzgebiet „Zschornaer Teiche“. Naturschutzarbeit und naturkundliche Heimatforschung in Sachsen 17: 5–20.
- Joensen, A. H. 1978. Hunting of Divers, Grebes, Cormorants and Auks in Denmark in 1975/76. Danish Review of Game Biology Band 10, Nr. 9: 1–20.
- Karlsson, J. & N. Kjellén 1984. Doppingar i Skåne; historik, nuvarande förekomst och beståndsväxlingar. Anser 23: 27–52.
- Kirschning, E. 1991. Sonnenscheindauer und Niederschlag in Schleswig-Holstein von 1968 bis 1990. Flensburger Regionale Studien 4: 7–88.
- Kjærbølling, N. 1852. Danmarks Fugle. Forfatterens forlag, København.
- Kjelden, J. P. 2008. Ynglefugle i Vejlerne efter inddæmningen, med særlig vægt på feltstationsårene 1978–2003. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 102: 1–238.
- Kloskowski, J. 2000. Reproduction and feeding success of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* at fish ponds, SE Poland. Acta Ornithologica 35: 85–89.
- Kloskowski, J. 2001. Double-brooding in Red-necked Grebes. Waterbirds 24: 121–124.
- Kloskowski, J. 2003. Offspring desertion in Red-necked Grebes *Podiceps grisegena*. Ardea 91: 25–34.
- Kloskowski, J. 2011. Consequences of the size structure of fish populations for their effects on a generalist avian predator. Oecologia 166: 517–530.
- Kloskowski, J. 2012. Fish stocking creates an ecological trap for an avian predator via effects on prey availability. Oikos 121: 1567–1576.
- Kloskowski, J. 2019. An avian equivalent of selective abortion: postlaying clutch reduction under resource limitation. Behavioral Ecology 30: 864–871.
- Kloskowski, J., E. Kaczanowska, J. Krogulec & P. Grela. 2017. Hematological indicators of habitat quality: Erythrocyte parameters reflect greater parental effort of Red-necked Grebes under ecological trap conditions. Condor 119: 239–250.
- Kloskowski, J., M. Nieoczym, M. Polak & P. Pitucha 2010. Habitat selection by breeding waterbirds at ponds with size-structured fish populations. Naturwissenschaften 97: 673–682.

- König, C. 1967. Europäische Vögel, Band 2 - Sumpf- und Wasservögel, Greife, Tauben, Eulen. Belser Verlag, Stuttgart.
- Konter, A. & M. Konter 2006. Migration patterns and site fidelity of European grebes Podicipedidae. *Regulus Wissen-schaftliche Berichte* 21: 1–17.
- Koop, B. 1996. Der Anteil vorjähriger Rothalstaucher *Podiceps grisegena* am Brutbestand Schleswig-Holsteins 1995. *Limicola* 10: 79–82.
- Koop, B. & R. K. Berndt (Bearbeiter) 2014. Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 7 – Zweiter Brutvogelatlas. Wachholtz Verlag, Neumünster.
- Krohn, H. 1925. Die Vogelwelt Schleswig-Holsteins und ihre Erforschung im Verlauf von fünf Jahrhunderten von 1483 bis zur Gegenwart. Sonnenschein-Verlag, Hamburg.
- Krüger, T. & M. Nipkow 2015. Rote Liste der in Niedersachsen und Bremen gefährdeten Brutvögel – 8. Fassung, Stand 2015. 35. Jahrgang, Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen, Hannover.
- Kuročkin, E. N. 1985. Ordnung Podicipediformes, Lappentaucher. In: V. D. Il'icev & V. E. Flint (Bearbeiter): *Handbuch der Vögel der Sowjetunion*, Band 1: 238–285. Ziemsens Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Lack, D. 1954. *The Natural Regulation of Animal Numbers*. Clarendon Press, Oxford.
- Lammi, E. 1983. Härkälintu – *Podiceps grisegena*. In: K. Hyytiä, J. Koistinen & E. Kellomäki (Bearbeiter): *Suomen Lintu-atlas*: 20–21. Lintutieto Oy, Helsinki.
- Larsen, A. H. 1979. Oliedøden. *Vågen* 1979(2): 23.
- Launert, E. 1998. *Biologisches Wörterbuch: Deutsch-Englisch, Englisch-Deutsch*. Ulmer, Stuttgart.
- Lunau, C. 1928. Beiträge zur Vogelwelt Ostholsteins. *Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein* 18: 317–347.
- Maceda-Veiga, A., R. López & A. J. Green (2017). Dramatic impact of alien Carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. *Biological Conservation* 212: 74–85.
- Meltofte, H., L. Dinesen, D. Boertmann & P. Hald-Mortensen 2021. Danmarks fugle gennem to århundreder. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 155: 1–184.
- Meltofte, H., M. B. Grell, P. L. Lindballe & T. Nyegaard 2009. Ynglefuglene i danske småbiotoper. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 103: 11–21.
- Meteo.plus 2020. Wetterstatistik Schleswig-Holstein - Wetterinfos per E-Mail. <https://meteo.plus/wetterstatistik-schleswig-holstein-jahr.php> (abgerufen am 20.10.2020).
- Mott, C. L. 2010. Environmental constraints to the geographic expansion of plant and animal species. *Nature Education Knowledge* 3(10): 72.
- Müller, S. 1986. Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg – Jahresbericht für 1984. *Ornithologischer Rundbrief Mecklenburgs Neue Folge* 29: 70–92.
- Müller, S. 1987. Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg – Jahresbericht für 1985. *Ornithologischer Rundbrief Mecklenburgs Neue Folge* 30: 53–79.
- Naumann, J. F. 1838. *Naturgeschichte der Vögel Deutschlands*, Band 9. Fleischer, Leipzig.
- Newton, I. 2013. *Bird Populations*. Collins, London.
- O'Donnel, C. & J. Fjeldså 1997. Grebes – Status Survey and Conservation Action Plan. IUCN/SSC Grebe Specialist Group, IUCN The World Conservation Union, Gland, Schweiz.
- Olsen, K. M. 1992. Danmarks Fugle – en Oversigt. *Dansk Ornithologisk Forening*, København.
- Ouweneel, G. 1990. In 1989 meer overzomerende Roodhalsfuten op de Grevelingen. *Het Vogeljaar* 38: 170–171.
- Pihl, S. 1995. Post-breeding occurrence of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* in two marine areas in Denmark. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 89: 83–86.
- Poel, A. M. van der 1984. Overwinteringsgebieden, plaatstrouwen en levensverwachting van Nederlandse Futen *Podiceps cristatus*. *Limosa* 57: 43–46.
- Preuss, N. O. 1969. Lappedykkernes (*Podiceps*) udbredelse og talforhold som ynglefugle i Danmark. *Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift* 63: 174–185.
- Prinzinger, R. 1979. Der Schwarzhalstaucher. *Die Neue Brehm-Bücherei* No. 521. Ziemsens Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- Rohweder, J. 1875. Die Vögel Schleswig-Holsteins und ihre Verbreitung in der Provinz nebst einer graphischen Darstellung ihrer Zug- und Brutverhältnisse. Thomsen, Husum.
- Rost, F. 1998. Der Brutbestand der Lappentaucher (Podicipedidae) 1997 in Thüringen. *Anzeiger des Vereins Thüringer Ornithologen* 3: 103–116.
- Rost, F. 2002. Der Brutbestand des Haubentauchers *Podiceps cristatus* 2001 in Thüringen. *Anzeiger des Vereins Thüringer Ornithologen* 4: 305–308.
- Ryslavy, T., H. Haupt & R. Beschow 2011. Die Brutvögel in Brandenburg und Berlin – Ergebnisse der ADEBAR-Kartierung 2005–2009. *Otis* 19, Sonderheft: 1–448.
- Schmidt, G. A. J. 1974. Von der Wasservogelwelt zur Brutzeit auf den Binnengewässern des Kreises Plön. *Jahrbuch für Heimatkunde im Kreis Plön – Holstein*, Band 4: 28–62.
- Scholl, D. 1974. Rothalstaucher *Podiceps grisegena*. In: R. K. Berndt & D. Drenckhahn (Bearbeiter): *Vogelwelt Schleswig-Holsteins*, Band 1, Seetaucher bis Flamingo: 89–99. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg, Kiel.
- Simmons, K. E. L. 1974. Adaptations in the reproductive biology of the Great Crested Grebe. *British Birds* 67: 413–437.

- Sonntag, N. 2009. Investigating a seabird hotspot: factors influencing the distribution of birds in the southern Baltic Sea. Dissertation Universität Kiel.
- SOVON 1987. Atlas van de Nederlandse Vogels. SOVON, Arnhem.
- Spletzer, F. 1974. Zur vergleichenden Ökologie der Lappentaucher. In: R. K. Berndt & D. Drenckhahn (Bearbeiter): Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Band 1, Seetaucher bis Flamingo: 38–61. Ornithologische Arbeitsgemeinschaft für Schleswig-Holstein und Hamburg, Kiel.
- Stedman, S. J. 2000. Horned Grebe *Podiceps auritus*. In: A. Poole & F. Gill (Bearbeiter): The Birds of North America, No. 505. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, Pennsylvania.
- Storch, H. von, I. Meinke & M. Claußen (Bearbeiter) 2018. Hamburger Klimabericht – Wissen über Klima, Klimawandel und Auswirkungen in Hamburg und Norddeutschland. Springer Spektrum, Berlin.
- Stout, B. E. & G. L. Nuechterlein 1999. Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*. In: A. Poole & F. Gill (Bearbeiter): The Birds of North America, No. 465. The Birds of North America, Inc., Philadelphia, Pennsylvania.
- Stout, B. E. & G. L. Nuechterlein 2020. Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*. Version 1.0. In: S. M. Billerman (Bearbeiter): Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.
- Struwe, B. 1985. Brutbestand und „Nichtbrüter“ des Rothalstauchers (*Podiceps grisegena*) an vier schleswig-holsteinischen Brutplätzen 1984. Corax 10: 481–487.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt 2005. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten & Dachverband Deutscher Avifaunisten (DDA), Radolfzell.
- Tallroth, G. & P. Axelsson 1991. Gråhakedoppingens *Podiceps grisegena* häckningsframgång i Skåne. Anser 30: 51–56.
- Thiel, H. 1953 (unveröff.). Über die Vogelwelt der Insel Fehmarn. Hamburg.
- Tuchscherer, K. 1981. Zum Brutvorkommen des Rothalstauchers, *Podiceps grisegena*, im Bezirk Leipzig. Actitis 19: 2–13.
- Ulenaers, P. & A. A. Dhondt 1991. Phenology, habitat choice and reproduction of the Great Crested Grebe *Podiceps cristatus* L., on a fish-farm. Ardea 79: 395–407.
- Umweltbundesamt 2018. Ökologischer Zustand der Übergangs- und Küstengewässer Ostsee. <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/ostsee> (abgerufen am 08.10.2020).
- Vlug, J. J. 1985. „Nichtbrüter“ bei Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*) und Haubentaucher (*Podiceps cristatus*). Corax 10: 474–480.
- Vlug, J. J. 1993. Habitatwahl des Rothalstauchers (*Podiceps grisegena*) in Schleswig-Holstein, in Zusammenhang mit seiner Nahrungsökologie. Corax 15: 91–117.
- Vlug, J. J. 1996. Frühzeitiges Verlassen der Brutgebiete und Mauserzug bei vier europäischen Lappentaucherarten, insbesondere dem Rothalstaucher (*Podiceps grisegena*). Corax 16: 373–387.
- Vlug, J. J. 1998. Brutparasitismus bei Lappentauchern. Corax 17: 169–171.
- Vlug, J. J. 2000. Zur Bestandsentwicklung und Ökologie des Rothalstauchers (*Podiceps grisegena*) in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969–1998 – mit ergänzenden Bemerkungen zur früheren Situation und zu den Verhältnissen in den Nachbarländern. Corax 18: 160–179.
- Vlug, J. J. 2002. Red-necked Grebe *Podiceps grisegena*. BWP Update 4 (The Journal of the Birds of the Western Palaearctic): 139–179.
- Vlug, J. J. 2005. Fortpflanzungsstrategie, Bruterfolg und Familiengröße des Rothalstauchers (*Podiceps grisegena*), insbesondere in Schleswig-Holstein und Hamburg 1969–2002 – im Vergleich zu Hauben- (*Podiceps cristatus*) und anderen Lappentauchern (Podicipedidae). Corax 20: 19–64.
- Vlug, J. J. 2009. Brutbiologie in hohen Dichten: der Rothalstaucher *Podiceps grisegena* am Hohenfelder Strandsee. Corax 21: 13–22.
- Vlug, J. J. 2011. Die Beziehungen zwischen Rothalstauchern *Podiceps grisegena*, Fischen, Wirbellosen und Amphibien. Corax 21: 375–391.
- Vlug, J. J. 2012. Kolonialität und Territorialität bei Lappentauchern Podicipedidae. Corax 22: 81–96.
- Vlug, J. J. 2018. The Red-necked Grebe – a Monograph of a Vociferous Inhabitant of Marshy Lakes. Corax 23 (Sonderheft 1): 1–318.
- Vlug, J. J. 2021. De Fuut. Atlas Contact, Amsterdam.
- Vlug, J. J. & R. K. Berndt 2019. Was macht Haubentaucher *Podiceps cristatus* so erfolgreich? Brut- und Nahrungsstrategien eines weit verbreiteten Opportunisten. Corax 24: 1–74.
- Vökler, F. 2014. Zweiter Brutvogelatlas des Landes Mecklenburg-Vorpommern. Kiebu-Druck, Greifswald.
- Wagner, B. M. A. 1997. Influence of fish on the breeding of the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* (Boddaert, 1783). Hydrobiologia 344: 57–63.
- Wagner, B. M. A. & L. A. Hansson 1998. Food competition and niche separation between fish and the Red-necked Grebe *Podiceps grisegena* (Boddaert, 1783). Hydrobiologia 368: 75–81.
- Wallsten, M. & P.-O. Forsgren 1989. The effects of increased water level on aquatic macrophytes. Journal of Aquatic Plant Management 27: 32–37.
- Walser, B. & P. H. Barthel 1994. Die Kleider des Rothalstauchers *Podiceps grisegena*. Limicola 8: 101–120.

Wassink, A. 2015. The New Birds of Kazakhstan. Wassink, De Cocksdorp, Texel, The Netherlands.

Wassink, A. & G. J. Oreel 2007. The Birds of Kazakhstan. Wassink, De Cocksdorp, Texel, The Netherlands.

Wobus, U. 1964. Der Rothalstaucher. Die Neue Brehm-Bücherei No. 330, Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.

Wübbenhorst, J. 2017. Vorkommen und Verbreitung von Haubentaucher *Podiceps cristatus*, Rothalstaucher *Podiceps grisegena* und Schwarzhalsstaucher *Podiceps nigricollis* in Niedersachsen – Ergebnisse der landesweiten Brutbestandserfassung 2014. Vogelkundliche Berichte aus Niedersachsen 45: 121–159.

ANHANG:

Anhang 1: Zahl der Brutpaare und Familien des Rothalstauchers an wichtigen und/oder gut untersuchten Brutplätzen in Schleswig-Holstein 1969–2019. // *Number of breeding pairs and families of the Red-necked Grebe in important and/or well-investigated breeding places in Schleswig-Holstein 1969–2019.*

16 (7) = 16 Brutpaare, wovon 7 Bruterfolg hatten (= 7 Familien). // *16 breeding pairs, 7 of which had brood success (= 7 families).*

16 (?) = 16 Brutpaare mit unbekanntem Bruterfolg. // *16 breeding pairs with unknown brood success.*

Die Zahlen sind Durchschnittswerte, z. B. 6–10 = 8, und 5–6 (= 5,5) = 6. Bei Teichkomplexen wurden die einzelnen Teiche zunächst berechnet und dann zusammengezählt. // *The numbers are averages, e.g. 6–10 = 8, und 5–6 (= 5,5) = 6. In the case of pond complexes, the individual ponds were first calculated and then added up.*

Achterwehr, Überschwemmung südl. des Autobahndammes/RD: 1987 2 (2); 1988 9 (9); 1989 12 (12); 1990 16 (13); 1991 15 (2); 1992 15 (10); 1993 16 (11); 1994 15 (12); 1995 21 (14); 1996 17 (6); 1997 19 (10); 1998 20 (11); 1999 17 (15); 2000 21 (15); 2001 15 (10); 2002 17 (12); 2003 17 (10); 2004 13 (6); 2005 14 (10); 2006 13 (10); 2007 12 (9); 2008 13 (4); 2009 12 (3); 2010 10 (2); 2011 9 (2); 2012 9 (1); 2013 5 (1); 2014 4 (1); 2015 2 (0); 2016 4 (0); 2017 3 (0); 2018 3 (0); 2019 1 (1) (R. K. Berndt, K. Bütje, J. J. Vlug, ornitho.de).

Albertsdorfer Niederung, Fehmarn/OH: 1992 1 (0); 1993 0 (0); 1994 0 (0); 1995 8 (3); 1996 2 (0); 1997 7 (4); 1998 6 (0); 1999 4 (1); 2000 2 (0); 2001 3 (1); 2002 9 (4); 2003 5 (1); 2004 4 (1); 2005 5 (1); 2006 12 (2); 2007 3 (0); 2008 4 (0); 2009 4 (0); 2010 9 (3); 2011 9 (?); 2012 13 (6); 2013 7 (?); 2014 2 (1); 2015 2 (?); 2016 2 (?); 2017 2 (0); 2018 0 (0) (R. K. Berndt, B. Koop, S. Lunk, M. Rieck, J. J. Vlug, ornitho.de).

Bauersdorfer Teich oder Obersteich/PLÖ: 1969 1 (?); 1972 2 (?); 1975 1 (1); 1978 2 (?); 1980 2 (1); 1981 2 (2); 1982 4 (1); 1983 6 (5); 1984 5 (2); 1985 15 (7); 1986 12 (8); 1987 10 (6); 1988 11 (9); 1989 11 (3); 1990 13 (3); 1991 9 (3); 1992 10 (3); 1993 7 (0); 1994 11 (6); 1995 8 (3); 1996 6 (2); 1997 5 (4); 1998 7 (4); 1999 6 (1); 2000 6 (1); 2001 4 (1); 2002 4 (0); 2003 6 (0); 2004 6 (3); 2005 6 (0); 2006 6 (2); 2007 11 (5); 2008 4 (1); 2009 7 (0); 2010 4 (0); 2011 3 (0); 2012 6 (0); 2013 4 (2); 2014 6 (2); 2015 9 (1); 2016 7 (3); 2017 4 (1); 2018 8 (2); 2019 4 (2) (R. K. Berndt, M. Rieck, A. Rüger, J. J. Vlug, F. Ziesemer).

Bliestorf, Überschwemmungsfläche/RZ: 2011 2 (?); 2012 3 (3); 2013 9 (8); 2014 6 (5); 2015 8 (4); 2016 10 (2); 2017 10 (6); 2018 16 (0); 2019 6 (0) (T. Herfurth, R. Mönke, B. Moreth, R. Schütt, S. Wischmann, ornitho.de).

Bokelholmer Teiche/RD: 1977 3 (2); 1978 3 (0); 1979 0 (0); 1981 2 (0); 1982 0 (0); 1983 0 (0); 1984 1 (0); 1985 5 (?); 1986 4 (2); 1987 3 (?); 1988 5 (?); 1989 5 (1); 1990 8 (?); 1991 20 (?); 1992 11 (?); 1993 19 (?); 1994 18 (3); 1995 17 (?); 1996 13 (?); 1997 12 (4); 1998 8 (1); 1999 12 (?); 2000 8 (?); 2001 8 (?); 2002 3 (?); 2005 9 (?); 2006 3 (?); 2007 2 (?); 2008 3 (?); 2017 4 (1) (R. K. Berndt, K. Bütje, J. J. Vlug).

Bornbrook/PLÖ: 1969 10 (3); 1970 11 (8); 1971 8 (5); 1972 6 (2); 1973 7 (5); 1976 3 (?); 1981 0 (0); 1982 2 (1); 1983 6 (2); 1984 2 (2); 1985 6 (3); 1986 11 (5); 1987 3 (1); 1988 8 (2); 1989 5 (2); 1990 8 (0); 1991 2 (?); 1992 5 (?); 1993 6 (?); 1994 6 (?); 1995 5 (1); 1997 10 (?); 1998 6 (?); 1999 5 (?); 2001 18 (7); 2002 18 (4); 2003 14 (6); 2004 18 (0); 2005 12 (3); 2006 15 (3); 2007 13 (5); 2008 11 (4); 2009 19 (2); 2010 17 (7); 2011 17 (1); 2012 13 (4); 2013 15 (7); 2014 12 (5); 2015 13 (5); 2016 11 (1); 2017 10 (2); 2018 9 (4); 2019 9 (0) (A. Guta, W. Knief, M. Rieck, D. Scholl, J. J. Vlug, ornitho.de).

Dannauer Polder/OH: 2000 5 (4); 2001 12 (7); 2002 12 (4); 2003 8 (5); 2004 13 (0); 2005 9 (0); 2006 2 (0); 2007 1 (0); 2008 3 (0); 2009 0 (0); 2010 0 (0); 2015 1 (0); 2016 1 (?); 2017 2 (?) (R.K. Berndt, B. Koop, S. Pikelke, B. Struwe-Juhl, J.J. Vlug, ornitho.de).

Deutsch-Nienhof, Gutsteich/RD: 1981 5 (?); 1985 5 (?); 1986 3 (2); 1987 7 (6); 1988 3 (?); 1989 6 (3); 1990 9 (?); 1991 1 (?); 1998 5 (?); 2004 3 (?) (R.K. Berndt, J.J. Vlug).

Dodauer See/OH: 2003 24 (12); 2004 33 (17); 2005 35 (4); 2006 17 (3); 2007 15 (2); 2008 10 (1); 2009 11 (1); 2010 12 (0); 2011 5 (0); 2012 6 (0); 2013 3 (0); 2014 0 (0); 2015 1 (?); 2016 1 (?); 2017 1 (0); 2018 1 (0); 2019 2 (0) (D. Heldt, I. Fahne, J.J. Vlug, ornitho.de).

Emkendorfer Fischteiche/RD: 1969 3 (?); 1970 2 (?); 1971 2 (2); 1972 4 (1); 1973 2 (1); 1974 1 (?); 1975 1 (?); 1977 2 (?); 1979 0 (0); 1981 1 (?); 1982 1 (1); 1983 2 (2); 1984 2 (?); 1985 1 (0); 1986 2 (0); 1987 2 (1); 1988 2 (?); 1989 3 (?); 1990 4 (?); 1991 3 (?); 1992 3 (?); 1993 3 (1); 1994 3 (2); 1995 3 (?); 1996 1 (0); 1997 2 (1); 1998 5 (2); 1999 6 (3); 2000 5 (2); 2001 5 (2); 2002 6 (0); 2003 1 (0); 2004 4 (0); 2005 3 (?); 2006 1 (0); 2007 2 (1); 2008 2 (0); 2009 1 (0); 2010 3 (?); 2011 3 (1); 2012 4 (3); 2013 3 (1); 2014 3 (2); 2015 5 (2); 2016 3 (1); 2017 1 (0); 2018 7 (2); 2019 3 (0) (R.K. Berndt, U. Radomski, H. Schmidt).

Fastensee, Deichgraben südlich des Fastensees, Fehmarn/OH: 2004 1 (?); 2006 3 (3); 2007 7 (2); 2008 7 (4); 2009 7 (4); 2010 10 (5); 2011 7 (6); 2012 8 (7); 2013 9 (6); 2014 8 (5); 2015 10 (8); 2016 9 (6); 2017 9 (3); 2018 11 (8); 2019 8 (4) (R.K. Berndt, B. Koop, B. Mohwinkel, M. Rieck, J.J. Vlug).

Flemhuder See, alte Spülfläche südlich des Flemhuder Sees, Quarnbek/RD: 1990 4 (4); 1991 4 (1); 1992 6 (4); 1993 6 (1); 1994 3 (2); 1995 3 (3); 1996 3 (0); 1997 4 (2); 1998 6 (3); 1999 6 (3); 2000 5(5); 2001 15(12); 2002 15 (10); 2003 32 (5); 2004 19 (12); 2005 30 (18); 2006 30 (11); 2007 27 (12); 2008 26 (14); 2009 26 (5); 2010 15 (1); 2011 13 (6); 2012 13 (7); 2013 15 (7); 2014 14 (4); 2015 10 (1); 2016 12 (4); 2017 11 (6); 2018 13 (7); 2019 13 (0) (R.K. Berndt, J. Forster, B. Koop, J.J. Vlug).

Flemhuder See, Spülfläche westlich des Flemhuder Sees, Krummwich/RD: 2000 1(1); 2001 2 (1); 2002 7 (3); 2003 4 (1); 2004 1 (0); 2005 2 (?); 2006 0 (0); 2007 2 (2); 2008 2 (0); 2009 4 (0); 2010 5 (4); 2011 8 (3);

2012 10 (9); 2013 12 (4); 2014 9 (9); 2015 9 (5); 2016 12 (7); 2017 11 (1); 2018 9 (5); 2019 7 (0) (R.K. Berndt, T. Runge, J.J. Vlug).

Flügger Teich und Flügger Watt, Fehmarn/OH: 1969 11 (4); 1970 10 (7); 1972 10 (4); 1973 14 (5); 1975 14 (7); 1976 11 (?); 1978 9 (6); 1981 8 (6); 1982 16 (4); 1983 16 (12); 1984 16 (5); 1985 27 (13); 1986 26 (14); 1987 31 (13); 1988 21 (13); 1989 30 (1); 1990 32 (5); 1991 27 (8); 1992 15 (11); 1993 21 (1); 1994 13 (1); 1995 17 (3); 1996 7 (0); 1997 14 (3); 1998 11 (2); 1999 3 (0); 2000 9 (0); 2001 6 (0); 2002 7 (1); 2003 6 (1); 2004 4 (?); 2005 4 (2); 2006 3 (1); 2007 6 (1); 2008 4 (?); 2012 9 (?); 2013 3 (?); 2014 3 (?); 2015 2 (?); 2016 13 (8); 2018 4 (?); 2019 7 (R.K. Berndt, M. Decler, B. Koop, D. Scholl, F. Spletzer, B. Struwe-Juhl, J.J. Vlug, NABU-DBV, ornitho.de).

Gödfeldteiche/PLÖ: 1969 9 (?); 1970 7 (4); 1972 9 (3); 1974 13 (?); 1975 18 (10); 1977 0 (0); 1978 18 (?); 1979 9 (?); 1980 9 (6); 1981 13 (12); 1982 20 (7); 1983 21 (14); 1984 25 (4); 1985 30 (15); 1986 33 (23); 1987 29 (11); 1988 36 (28); 1989 30 (0); 1990 27 (0); 1991 24 (0); 1992 15 (10); 1993 14 (0); 1994 17 (9); 1995 18 (11); 1996 7 (0); 1997 20 (9); 1998 18 (1); 1999 19 (8); 2000 14 (6); 2001 13 (2); 2002 10 (0); 2003 13 (1); 2004 16 (1); 2005 15 (5); 2006 17 (5); 2007 17 (?); 2008 23 (8); 2009 14 (0); 2010 8 (?); 2011 9 (?); 2012 1 (0); 2013 3 (?); 2014 2 (?); 2015 5 (?); 2016 1 (?); 2017 1 (?); 2018 2 (?) (R.K. Berndt, B. Koop, D. Scholl, F. Spletzer, B. Struwe-Juhl, J.J. Vlug).

Gräberkate, Binnenhorster und Mühlenteich/OD: 1980 1 (?); 1981 3 (?); 1986 2 (?); 1993 2 (?); 1994 2 (?); 1995 4 (2); 1996 2 (?); 1997 4 (4); 1998 7 (?); 1999 1 (?); 2000 4 (?); 2001 6 (5); 2002 3 (1); 2003 6 (1); 2004 8 (1); 2005 4 (?); 2006 4 (?); 2008 5 (?); 2009 9 (?); 2010 4 (1); 2011 6 (2); 2012 4 (1); 2013 2 (1); 2014 4 (?); 2015 3 (?); 2016 4 (?); 2017 2 (0); 2018 2 (?); 2019 4 (?) (J.W. Berg, K.-H. Bruster, S. Garthe, H.-J. Hohmann, R. Mulsow, G. Teenck, K. Wesolowski, H. Wirth, S. Wischmann, ornitho.de).

Grambeker Teiche/RZ: 1974 0 (0); 1975 0 (0); 1976 0 (0); 1977 0 (0); 1984 2 (1); 1985 2 (1); 1986 2 (0); 1987 3 (2); 1988 3 (0); 1989 3 (?); 1990 6 (?); 1991 8 (?); 1992 6 (0); 1993 6 (3); 1995 7 (7); 1996 10 (2); 1997 11 (1); 1998 10 (?); 1999 6 (5); 2002 10 (?); 2006 7 (?); 2008 11 (9); 2009 10 (?); 2012 5 (?); 2017 0 (0); 2019 4 (0) (R.K. Berndt, I. Fahne, A. Frädrich, H. Heldt, B. Koop, B. Moreth, B. Struwe-Juhl, E. Thieme, J.J. Vlug, ornitho.de).

Grüner Brink, drei Strandseen, Fehmarn/OH (siehe 5.7): 1969 16 (1); 1970 4 (2); 1971 13 (2); 1972 9 (2); 1973 4 (2); 1974 12 (?); 1975 7 (1); 1976 9 (?); 1977 17 (3); 1978 12 (2); 1979 4 (3); 1980 12 (3); 1981 13 (12); 1982 25 (15); 1983 31 (14); 1984 34 (3); 1985 31 (15); 1986 35 (24); 1987 31 (19); 1988 41 (27); 1989 51 (18); 1990 46 (28); 1991 50 (14); 1992 56 (20); 1993 43 (8); 1994 49 (26); 1995 47 (11); 1996 57 (0); 1997 27 (7); 1998 26 (4); 1999 19 (9); 2000 25 (6); 2001 21 (14); 2002 25 (11); 2003 30 (16); 2004 28 (12); 2005 34 (19); 2006 45 (19); 2007 44 (17); 2008 34 (14); 2009 36 (19); 2010 45 (21); 2011 33 (9); 2012 37 (18); 2013 32 (22); 2014 37 (12); 2015 29 (9); 2016 26 (5); 2017 27 (0); 2018 26 (16); 2019 18 (8) (M. J. Altemüller, R. K. Berndt, B. Koop, L. Pösseler, M. Rieck, D. Scholl, B. Struwe-Juhl, J. J. Vlug, NABU-DBV, Wallnau Ornithologie, ornitho.de).

Hohenfelde, Strandsee/PLÖ: 1999 2 (2); 2000 4 (2); 2001 4 (4); 2002 5 (3); 2003 5 (4); 2004 4 (2); 2005 6 (3); 2006 10 (2); 2007 12 (8); 2008 14 (8); 2009 10 (1); 2010 9 (4); 2011 11(6); 2012 12 (8); 2013 10 (7); 2014 9 (5); 2015 10 (7); 2016 11 (4); 2017 10 (0); 2018 7 (2); 2019 6 (1) (R. K. Berndt, J. Forster, B. Koop, B. Mohwinkel, T. Runge, J. J. Vlug, ornitho.de).

Kasseteiche/PLÖ: 1969 23 (1); 1970 19 (13); 1971 30 (?); 1972 23 (9); 1973 21 (15); 1974 30 (28); 1975 30 (23); 1978 31 (?); 1979 23 (20); 1980 34 (?); 1981 42 (34); 1982 43 (20); 1983 48 (40); 1984 46 (4); 1985 51 (9); 1986 57 (30); 1987 58 (21); 1988 52 (35); 1989 52 (7); 1990 61 (14); 1991 47 (8); 1992 39 (10); 1993 37 (2); 1994 35 (15); 1995 41 (12); 1996 9 (0); 1997 32 (12); 1998 39 (15); 1999 42 (24); 2000 35 (6); 2001 28 (6); 2002 24 (?); 2003 28 (?); 2004 21 (?); 2005 27 (6); 2007 20 (?); 2008 10 (?); 2010 16 (?); 2011 15 (?); 2012 10 (?); 2013 5 (?); 2015 11 (?); 2016 4 (?). (A. Guta, J. J. Kühl, J. J. Vlug).

Kleiner Rixdorfer Teich, Kesselsbek oder Ketelsbek/PLÖ: 1969 4 (1); 1970 4 (4); 1971 2 (0); 1972 3 (1); 1973 3 (2); 1975 1 (?); 1976 4 (?); 1978 0 (0); 1981 2 (?); 1982 3 (2); 1983 3 (2); 1984 3 (0); 1985 5 (1); 1986 3 (0); 1987 3 (1); 1988 4 (4); 1989 9 (5); 1990 5 (0); 1991 6 (1); 1992 7 (1); 1993 6 (2); 1994 8 (4); 1995 6 (5); 1996 7 (6); 1997 9 (9); 1998 9 (2); 1999 5 (2); 2000 6 (0); 2001 5 (2); 2002 6 (1); 2003 4 (1); 2004 4 (0); 2005 2 (0); 2006 4 (0); 2007 3 (2); 2008 5 (1); 2009 2 (0); 2010 2 (0); 2011 0 (0); 2012 2 (0); 2013 0 (0); 2014 2 (0); 2015 2 (?); 2016 0 (0); 2017 0 (0); 2018 0 (0); 2019 0 (0) (R. K. Berndt, B. Koop, D. Scholl, F. Spletzer, J. J. Vlug).

Klensby, Winning Klärteiche/SL: 2009 1 (?); 2010 3 (3); 2011 3 (?); 2012 3 (1); 2013 3 (1); 2014 3 (1); 2015 4 (2); 2016 3 (2); 2017 4 (2); 2018 5 (4); 2019 6 (1) (J. P. Hansen, F. Kummert, O. Piepgras, ornitho.de).

Klenzau, aufgestaute Niederung/OH: 1996 3 (1); 1997 7 (4); 1998 12 (10); 1999 13 (5); 2000 12 (0); 2001 3 (0); 2002 3 (0); 2003 3 (0); 2004 0 (0); 2005 4 (1); 2006 1 (1); 2007 1 (0); 2008 0 (0); 2009 1 (?); 2010 2 (?); 2012 1 (?); 2013 2 (?); 2014 1 (?); 2015 1 (?); 2016 0 (0); 2017 0 (0); 2018 1 (0) (R. K. Berndt, I. Fahne, O. Klose, B. Koop, J. J. Vlug, ornitho.de).

Klettkamper Teiche/PLÖ: 1969 12 (?); 1971 17 (?); 1972 14 (?); 1975 11 (?); 1980 14 (?); 1981 10 (7); 1982 17 (9); 1983 18 (?); 1984 23 (2); 1985 10 (0); 1986 11 (1); 1987 11 (2); 1988 7 (?); 1989 13 (2); 1991 11 (?); 1995 5 (?); 1999 1 (?); 2003 2 (1); 2007 1 (?); 2010 2 (1) (R. K. Berndt, R. Grimm, B. Koop, M. Rieck, J. J. Vlug).

Kopendorfer Teiche, Wallnau (NSG und Mehnert-teich oder Holzwarder), Fehmarn/OH (siehe 2 & 5.7): 1969 24 (?); 1970 43 (?); 1971 38 (?); 1972 44 (4); 1973 35 (10); 1974 27 (?); 1979 15 (?); 1980 21 (?); 1981 15 (?); 1982 48 (12); 1983 31 (7); 1984 27 (?); 1985 23 (?); 1986 26 (12); 1987 29 (15); 1988 20 (10); 1989 33 (4); 1990 58 (5); 1991 65 (13); 1992 50 (9); 1993 40 (1); 1995 36 (3); 1996 39 (1); 1997 28 (8); 1998 14 (1); 1999 12 (9); 2003 7 (3); 2004 23 (1); 2005 19 (?); 2006 13 (1); 2007 9 (3); 2008 19 (?); 2009 16 (?); 2013 14 (4); 2014 12 (?); 2015 10 (4); 2016 17 (?); 2017 19 (?); 2018 16 (?); 2019 10 (?) (M. J. Altemüller, B. Bartsch, R. K. Berndt, F. Brunßen, M. Carstens, K. Hein, B. Koop, S. Lunk, J. Schindler, D. Scholl, F. Spletzer, J. J. Vlug, NABU-DBV, Wallnau Ornithologie, ornitho.de).

Kührener Teich/PLÖ: 1969 7 (5); 1970 10 (7); 1971 8 (1); 1972 11 (5); 1973 12 (12); 1974 3 (?); 1975 8 (?); 1976 3 (1); 1977 7 (?); 1978 4 (2); 1980 4 (4); 1981 8 (2); 1982 12 (5); 1983 21 (7); 1984 12 (0); 1985 16 (5); 1986 19 (11); 1987 16 (2); 1988 19 (8); 1989 14 (5); 1990 15 (2); 1991 22 (2); 1992 20 (11); 1993 19 (0); 1994 34 (16); 1995 27 (4); 1996 21 (0); 1997 28 (13); 1998 28 (4); 1999 28 (12); 2000 25 (3); 2001 30 (3); 2002 21 (7); 2003 33 (8); 2004 20 (2); 2005 13 (0); 2006 23 (10); 2007 17 (3); 2008 33 (5); 2009 34 (8); 2010 24 (15); 2011 29 (9); 2012 35 (0); 2013 32 (16); 2014 35 (10); 2015 26 (4); 2016 28 (11); 2017 27 (11); 2018 36 (11); 2019 22 (4) (R. K. Berndt, H. Busche, B. Koop, F. Spletzer, J. J. Vlug, ornitho.de).

Lammershagener Teiche/PLÖ: 1969 24 (?); 1970 26 (15); 1971 34 (?); 1972 26 (6); 1973 24 (10); 1976 20 (?); 1977 18 (3); 1978 12 (?); 1979 7 (2); 1980 5 (?); 1981 5 (2); 1982 6 (4); 1983 23 (18); 1984 20 (2); 1985 14 (3); 1986 15 (1); 1987 26 (16); 1988 19 (7); 1989 21 (5); 1990 15 (1); 1991 14 (3); 1992 17 (2); 1993 11 (3); 1994 17 (2); 1995 18 (4); 1996 11 (0); 1997 22 (6); 1998 21 (7); 1999 22 (13); 2000 24 (6); 2001 20 (6); 2002 17 (6); 2003 15 (4); 2004 12 (2); 2005 13 (4); 2006 13 (6); 2007 12 (6); 2008 13 (3); 2009 8 (3); 2010 9 (2); 2011 4 (4); 2012 4 (4); 2013 4 (2); 2014 9 (4); 2015 4 (2); 2016 9 (1); 2017 10 (3); 2018 5 (4); 2019 10 (1) (R. K. Berndt, B. Koop, J. J. Vlug).

Lebrader Teiche/PLÖ: 1969 4 (?); 1970 2 (0); 1971 3 (?); 1972 3 (1); 1973 4 (3); 1974 5 (0); 1975 3 (?); 1976 2 (?); 1977 2 (?); 1978 3 (?); 1981 7 (3); 1982 8 (4); 1983 7 (3); 1984 5 (0); 1985 9 (4); 1986 16 (5); 1987 25 (11); 1988 33 (8); 1989 28 (15); 1990 21 (2); 1991 39 (13); 1992 36 (12); 1993 27 (5); 1994 40 (12); 1995 31 (10); 1996 23 (0); 1997 25 (16); 1998 35 (21); 1999 41 (26); 2000 40 (10); 2001 50 (18); 2002 49 (28); 2003 28 (0); 2004 49 (1); 2005 49 (22); 2006 56 (18); 2007 52 (25); 2008 48 (1); 2009 50 (1); 2010 56 (25); 2011 49 (27); 2012 39 (2); 2013 54 (32); 2014 47 (13); 2015 49 (19); 2016 57 (24); 2017 56 (17); 2018 38 (6); 2019 30 (9) (R. K. Berndt, B. Koop, D. Scholl, B. Struwe-Juhl, J. J. Vlug).

Lübbersdorfer Teich oder Hofteich/OH: 1972 7 (?); 1973 6 (4); 1974 5 (?); 1976 4 (?); 1982 0 (0); 1983 1 (?); 1984 2 (0); 1985 3 (3); 1986 5 (3); 1987 4 (3); 1988 5 (3); 1989 5 (0); 1990 6 (?); 1991 5 (0); 1992 4 (0); 1993 3 (0); 1994 5 (0); 1995 7 (2); 1996 4 (0); 1997 3 (2); 1998 3 (2); 1999 4 (0); 2000 2 (1); 2001 3 (0); 2002 2 (2); 2003 5 (0); 2004 4 (2); 2005 4 (3); 2006 6 (3); 2007 5 (0); 2008 5 (2); 2009 5 (0); 2010 6 (3); 2011 6 (6); 2012 7 (2); 2013 5 (0); 2014 8 (4); 2015 6 (1); 2016 7 (5); 2017 5 (2); 2018 8 (5); 2019 6 (4) (D. Bebensee, R. K. Berndt, M. Rieck, D. Scholl, F. Spletzer, J. J. Vlug).

Malkwitz, Kiesgruben/OH: 2007 1 (?); 2009 1 (1); 2010 1 (1); 2011 2 (1); 2012 5 (2); 2013 5 (5); 2014 4 (4); 2015 7 (4); 2016 9 (3); 2017 9 (1); 2018 8 (2); 2019 7 (2) (B. Koop, I. Fahne, M. Rieck, J. J. Vlug, ornitho.de).

Methorstteich/RD: 1969 2 (?); 1970 1 (?); 1971 1 (?); 1972 1 (?); 1973 2 (2); 1974 3 (1); 1975 6 (1); 1976 7 (0); 1977 4 (?); 1978 5 (1); 1979 4 (1); 1980 4 (2); 1981 4 (2); 1982 6 (6); 1983 8 (5); 1984 18 (2); 1985 16 (6); 1986 12 (10); 1987 16 (9); 1988 14 (6); 1989 14 (2); 1990 16 (5);

1991 14 (4); 1992 14 (7); 1993 15 (0); 1994 15 (3); 1995 14 (6); 1996 0 (0); 1997 12 (1); 1998 10 (1); 1999 8 (5); 2000 5 (3); 2001 3 (0); 2002 2 (1); 2003 4 (1); 2004 4 (3); 2005 6 (2); 2006 4 (2); 2007 4 (2); 2008 3 (1); 2009 2 (0); 2010 6 (4); 2011 7 (1); 2012 8 (0); 2013 4 (0); 2014 5 (2); 2015 6 (1); 2016 7 (1); 2017 5 (0); 2018 0 (0); 2019 4 (2) (R. K. Berndt, K. Bütje, F. Spletzer, J. J. Vlug).

Oberwischteich oder Osterwischteich bei Rixdorf/PLÖ: 1969 2 (?); 1970 2 (0); 1971 2 (0); 1972 2 (?); 1973 2 (0); 1977 2 (0); 1978 0 (0); 1979 0 (0); 1980 1 (?); 1981 1 (0); 1982 0 (0); 1983 0 (0); 1984 0 (0); 1986 4 (0); 1987 1 (?); 1988 3 (1); 1989 7 (1); 1990 3 (0); 1991 4 (0); 1992 4 (1); 1993 3 (2); 1994 2 (0); 1995 2 (0); 1996 1 (0); 1997 0 (0); 1998 1 (1); 1999 2 (0); 2000 2 (2); 2001 7 (3); 2002 8 (4); 2003 7 (1); 2004 8 (3); 2005 7 (0); 2006 6 (3); 2007 3 (0); 2008 3 (0); 2009 4 (0); 2010 2 (0); 2011 1 (0); 2012 4 (1); 2013 0 (0); 2014 12 (1); 2015 2 (0); 2016 7 (4); 2017 8 (5); 2018 9 (4); 2019 7 (1) (R. K. Berndt, B. Koop, J. J. Vlug).

Ovendorfer Redder/PLÖ: 1973 10 (8); 1976 8 (?); 1977 12 (7); 1978 10 (?); 1979 9 (7); 1980 6 (4); 1981 6 (6); 1982 7 (?); 1983 7 (6); 1984 8 (5); 1985 9 (?); 1986 8 (5); 1987 5 (2); 1988 10 (3); 1989 10 (4); 1990 7 (0); 1991 7 (?); 1992 6 (2); 1993 7 (0); 1994 4 (3); 1995 6 (3); 1996 5 (?); 1997 4 (3); 1998 4 (3); 1999 5 (2); 2000 6 (3); 2001 6 (1); 2002 5 (3); 2003 5 (3); 2004 6 (3); 2005 5 (?); 2006 3 (?); 2007 4 (0); 2008 4 (?); 2009 3 (2); 2010 4 (3); 2011 4 (2); 2012 3 (2); 2013 5 (2); 2014 4 (3); 2015 6 (5); 2017 7 (4); 2018 6 (2); 2019 6 (0) (R. K. Berndt, J. Kieckbusch, M. Rieck, F. Spletzer, J. J. Vlug, ornitho.de).

Pohnsdorfer Stauung/PLÖ: 1997 1 (0); 1998 6 (3); 1999 6 (2); 2000 4 (3); 2001 5 (5); 2002 5 (3); 2003 7 (?); 2004 8 (?); 2005 6 (?); 2006 8 (?); 2007 8 (3); 2008 4 (0); 2009 5 (?); 2010 6 (?); 2011 5 (2); 2012 3 (?); 2013 4 (?); 2014 3 (1); 2015 3 (?); 2016 1 (0); 2017 0 (0); 2018 3 (?); 2019 1 (0) (R. K. Berndt, I. Fahne, J. Forster, T. Hansen, B. Koop, H. Neumann, T. Runge, B. Struwe-Juhl, H. Taudien, J. J. Vlug, ornitho.de).

Postfelder Teich bei Behnkenmühlen/PLÖ: 1969 0 (0); 1973 5 (1); 1975 2 (?); 1976 1 (?); 1977 3 (?); 1980 3 (?); 1982 4 (2); 1983 5 (2); 1984 4 (?); 1986 0 (0); 1987 0 (0); 1994 0 (0); 1996 1 (?); 1997 3 (0); 1998 5 (1); 1999 5 (1); 2000 4 (0); 2001 5 (1); 2002 3 (?); 2003 4 (?); 2004 0 (0); 2005 6 (?); 2006 14 (9); 2007 12 (6); 2008 9 (6); 2009 11 (1); 2010 9 (0); 2011 5 (1); 2012 6 (2); 2013 10 (1);

2014 5 (1); 2015 2 (1); 2016 5 (4); 2017 3 (1); 2018 3 (0); 2019 0 (0) (R. K. Berndt, I. Fahne, J. Forster, R. Glowinski, B. Koop, M. Rieck, D. Scholl, J. J. Vlug, ornitho.de).

Rantzauer Teich oder Spitzbrook/PLÖ: 1971 1 (?); 1980 4 (2); 1981 4 (1); 1982 2 (0); 1983 1 (0); 1984 0 (0); 1985 1 (0); 1986 3 (1); 1987 6 (5); 1988 11 (4); 1989 5 (0); 1990 4 (1); 1991 4 (0); 1992 5 (2); 1993 6 (1); 1994 4 (1); 1995 6 (2); 1996 1 (0); 1997 5 (2); 1998 11 (6); 1999 13 (3); 2000 13 (2); 2001 13 (9); 2002 14 (5); 2003 2 (0); 2004 12 (2); 2005 10 (7); 2006 7 (5); 2007 12 (9); 2008 9 (5); 2009 10 (4); 2010 13 (9); 2011 14 (9); 2012 13 (6); 2013 10 (7); 2014 7 (3); 2015 9 (5); 2016 6 (4); 2017 7 (0); 2018 6 (2); 2019 4 (1) (R. K. Berndt, B. Koop, M. Rieck, A. Rüger, J. J. Vlug, F. Ziesemer).

Ratekauer See oder Ruppertsdorfer See/OH: 1989 2 (2); 1990 12 (8); 1991 8 (2); 1992 2 (0); 1994 2 (1); 1995 2 (1); 1996 1 (1); 1997 1 (0); 1998 2 (0); 1999 1 (?); 2000 0 (0); 2001 0 (0); 2002 0 (0); 2003 0 (0); 2004 0 (0); 2005 1 (?); 2013 2 (0); 2016 1 (?) (H. Bansemer, B. Koop, B. Moreth, R. Schütt, ornitho.de).

Rathjensdorfer Teich oder Neu(er)teich/PLÖ: 1969 4 (?); 1970 6 (3); 1971 7 (3); 1972 4 (0); 1973 1 (1); 1977 6 (0); 1979 6 (1); 1980 2 (1); 1982 4 (1); 1983 4 (1); 1984 1 (1); 1985 4 (0); 1986 2 (2); 1987 5 (0); 1988 4 (2); 1989 3 (?); 1990 2 (0); 1991 2 (0); 1992 6 (0); 1993 3 (0); 1994 4 (0); 1995 6 (1); 1996 4 (1); 1997 5 (0); 1998 3 (2); 1999 4 (3); 2000 4 (0); 2001 7 (2); 2002 8 (3); 2003 7 (3); 2004 5 (1); 2005 8 (0); 2006 11 (4); 2007 9 (2); 2008 5 (0); 2009 6 (1); 2010 5 (3); 2011 5 (0); 2012 6 (2); 2013 7 (0); 2014 3 (0); 2015 2 (?); 2016 2 (?); 2017 2 (0); 2018 4 (1); 2019 3 (0) (R. K. Berndt, B. Koop, D. Scholl, F. Spletzer, J. J. Vlug).

Rixdorfer Teich oder Großer Rixdorfer Teich/PLÖ: 1969 3 (?); 1970 3 (3); 1971 3 (2); 1972 3 (0); 1973 3 (2); 1977 2 (1); 1978 1 (1); 1981 0 (0); 1983 1 (1); 1984 4 (?); 1985 4 (?); 1986 6 (0); 1987 2 (?); 1988 0 (0); 1989 0 (0); 1991 0 (0); 1994 0 (0); 1995 1 (0); 1996 1 (?); 1997 0 (0); 1998 1 (0); 1999 1 (0); 2000 1 (0); 2001 5 (1); 2002 3 (0); 2003 5 (0); 2004 3 (0); 2005 5 (1); 2006 4 (1); 2007 4 (2); 2008 7 (0); 2009 7 (0); 2010 4 (0); 2011 2 (0); 2012 4 (1); 2013 1 (1); 2014 2 (0); 2015 2 (?); 2016 2 (?); 2017 0 (0); 2018 0 (0); 2019 0 (0) (R. K. Berndt, H. Busche, B. Koop, D. Scholl, J. J. Vlug).

Rümlandteich/RD: 1970 1 (?); 1971 0 (0); 1972 0 (0); 1973 1 (?); 1974 1 (?); 1975 2 (1); 1976 0 (0); 1977 2 (?);

1978 2 (0); 1979 2 (0); 1980 1 (1); 1981 3 (1); 1982 2 (0); 1983 1 (1); 1984 2 (1); 1985 2 (?); 1986 2 (2); 1987 4 (1); 1988 5 (?); 1989 3 (0); 1990 3 (?); 1991 2 (?); 1992 3 (?); 1993 1 (?); 1994 0 (0); 1995 0 (0); 1996 1 (0); 1997 0 (0); 1998 2 (0); 1999 3 (2); 2000 4 (2); 2001 2 (1); 2002 2 (1); 2003 2 (1); 2004 4 (1); 2005 2 (2); 2006 2 (1); 2007 3 (1); 2008 5 (1); 2009 5 (1); 2010 9 (3); 2011 6 (1); 2012 4 (1); 2013 6 (1); 2014 5 (1); 2015 4 (0); 2016 4 (1); 2017 4 (0); 2018 4 (0); 2019 1 (0) (R. K. Berndt, K. Bütje, U. Radomski).

Rummelteich/PLÖ: 1969 4 (1); 1970 5 (3); 1971 5 (1); 1972 0 (0); 1973 1 (1); 1975 1 (?); 1977 5 (2); 1979 2 (1); 1982 1 (1); 1983 5 (1); 1984 5 (0); 1985 7 (3); 1986 6 (1); 1987 8 (4); 1988 4 (0); 1989 6 (0); 1990 7 (0); 1991 4 (0); 1992 2 (0); 1993 4 (1); 1994 11 (6); 1995 8 (0); 1996 5 (2); 1997 4 (1); 1998 4 (3); 1999 4 (2); 2000 4 (2); 2001 7 (3); 2002 4 (3); 2003 4 (0); 2004 4 (2); 2005 3 (?); 2006 4 (0); 2007 4 (1); 2008 4 (0); 2009 1 (?); 2010 1 (1); 2012 1 (?); 2013 0 (0); 2017 1 (0); 2019 0 (0) (R. K. Berndt, H. Busche, B. Koop, D. Scholl, B. Struwe-Juhl, J. J. Vlug).

Schrapenteich/OH: 1969 4 (?); 1971 11 (?); 1972 10 (?); 1973 2 (2); 1974 3 (?); 1976 7 (?); 1977 3 (?); 1981 2 (?); 1982 4 (?); 1983 3 (0); 1984 1 (0); 1986 3 (0); 1988 1 (?); 1989 3 (?); 1994 3 (?); 1996 3 (?); 1999 0 (0); 2000 3 (1); 2001 13 (5); 2002 6 (0); 2003 3 (?); 2004 2 (0); 2005 0 (0); 2008 10 (0); 2009 1 (?); 2010 1 (1); 2011 1 (?); 2012 0 (0); 2014 1 (0); 2017 1 (?); 2018 0 (0) (R. K. Berndt, E. Förster, B. Koop, D. Scholl, B. Struwe-Juhl, J. J. Vlug).

Selenter See/PLÖ: 1969 1 (1); 1970 1 (1); 1971 0 (0); 1972 0 (0); 1973 0 (0); 1987 2 (1); 1988 2 (0); 1989 4 (2); 1990 4 (0); 1991 4 (1); 1992 5 (3); 1993 9 (0); 1994 7 (2); 1995 9 (3); 1996 21 (3); 1997 18 (7); 1998 16 (8); 1999 10 (6); 2000 19 (4); 2001 13 (?); 2002 10 (4); 2003 14 (?); 2004 14 (3); 2005 13 (4); 2007 11 (?); 2008 31 (?); 2009 24 (?); 2011 20 (?); 2012 20 (?); 2016 8 (?); 2018 3 (1); 2019 3 (?) (R. K. Berndt, B. Koop, D. Scholl, B. Struwe-Juhl, J. J. Vlug).

Struckteich bei Zarpfen/OD: 1998 25 (19); 1999 35 (28); 2000 54 (14); 2001 35 (15); 2002 28 (2); 2003 8 (0); 2004 3 (0); 2005 1 (0); 2006 3 (?); 2007 0 (0); 2008 1 (?); 2009 0 (0); 2010 0 (0); 2015 0 (0); 2017 0 (0); 2018 0 (0) (R. K. Berndt, I. Fahne, B. Koop, J. J. Vlug, ornitho.de).

Sulsdorfer Wiek, Fehmarn/OH (siehe 5.7): 1970 15 (8); 1971 13 (7); 1972 15 (1); 1973 14 (1); 1974 3 (?); 1975 7 (4);

1976 8 (3); 1977 20 (7); 1978 16 (13); 1979 11 (9); 1980 13 (?); 1981 18 (10); 1982 17 (6); 1983 19 (12); 1984 17 (5); 1985 25 (16); 1986 24 (13); 1987 31 (15); 1988 27 (17); 1989 21 (6); 1990 21 (2); 1991 23 (7); 1992 17 (12); 1993 15 (0); 1994 20 (7); 1995 15 (2); 1996 11 (2); 1997 5 (3); 1998 6 (1); 1999 14 (2); 2000 10 (0); 2001 6 (2); 2002 4 (1); 2003 5 (1); 2004 5 (0); 2005 2 (0); 2006 1 (0); 2007 5 (4); 2008 12 (0); 2009 2 (0); 2010 18 (3); 2011 12 (5); 2012 11 (2); 2013 13 (2); 2014 10 (0); 2015 6 (1); 2016 8 (4); 2017 15 (5); 2018 18 (6); 2019 8 (0) (M. J. Altemüller, B. Bartsch, R. K. Berndt, R. Fritze, B. Koop, M. Rieck, J. J. Vlug, NABU-DBV, Wallnau Ornithologie, ornitho.de).

Testorfer Teich oder Messin/OH: 1969 3 (?); 1971 1 (?); 1972 1 (?); 1973 0 (0); 1975 3 (?); 1976 2 (?); 1977 2 (?); 1978 2 (?); 1979 0 (0); 1980 2 (2); 1981 2 (?); 1983 3 (1); 1984 7 (2); 1985 7 (1); 1986 5 (2); 1987 7 (0); 1988 1 (1); 1989 9 (5); 1990 10 (0); 1991 7 (2); 1992 6 (1); 1993 9 (4); 1994 5 (3); 1995 7 (5); 1996 0 (0); 1997 8 (3); 1998 11 (10); 1999 8 (5); 2000 7 (5); 2001 9 (5); 2002 9 (1); 2003 8 (3); 2004 8 (0); 2005 6 (4); 2006 5 (4); 2007 5 (3); 2008 5 (0); 2009 9 (3); 2010 5 (3); 2011 5 (2); 2012 6 (3); 2013 2 (0); 2014 2 (0); 2015 0 (0); 2016 1 (0); 2017 4 (0); 2018 0 (0); 2019 1 (0) (R. K. Berndt, E. Förster, O. Kühnast, M. Rieck, Steffen, B. Struwe-Juhl, J. J. Vlug).

Timmerhorner Teiche/OD: 1981 1 (?); 1982 2 (1); 1983 2 (0); 1984 1 (0); 1985 1 (?); 2001 2 (?); 2002 2 (?); 2003 1 (?); 2004 1 (?); 2005 1 (?); 2006 5 (?); 2008 1 (?); 2009 5 (?); 2012 4 (4); 2013 3 (1); 2014 3 (2); 2015 3 (1); 2016 6 (?); 2017 3 (0); 2018 3 (?); 2019 3 (1) (J. W. Berg, M. Fleischer, S. Garthe, H.-J. Hohmann, M. Hunger, R. Mulsow, B. Struwe-Juhl, M. Zinke, ornitho.de).

Trenthorster Gutsteich oder Mühlenteich/OD: 1972 2 (2); 1973 1 (?); 1974 2 (1); 1976 4 (1); 1977 2 (?); 1978 5 (2); 1981 2 (?); 1982 1 (?); 1983 5 (2); 1984 5 (3); 1985 4 (1); 1986 6 (6); 1987 4 (3); 1988 8 (3); 1989 11 (?); 1990 9 (?); 1991 7 (?); 1992 7 (?); 1994 5 (?); 1995 7 (?); 1996 7 (0); 1998 12 (7); 1999 10 (?); 2000 13 (3); 2001 21 (2); 2002 12 (3); 2003 7 (2); 2004 7 (2); 2005 9 (1); 2006 6 (?); 2007 6 (0); 2008 7 (2); 2009 8 (3); 2010 4 (?); 2011 0 (0); 2015 1 (0); 2016 0 (0) (R. K. Berndt, B. Koop, O. Kühnast, W.-D. Möller, V. Moritz, D. Scholl, B. Struwe-Juhl, E. Thieme, J. J. Vlug).

Viehteich, Dosenbek/PLÖ: 1969 2 (?); 1970 4 (?); 1972 4 (3); 1973 5 (2); 1975 4 (?); 1976 5 (?); 1978 2 (?); 1979 2 (?); 1980 1 (0); 1981 5 (1); 1982 5 (?); 1983 3 (1); 1984 2

(?); 1985 1 (?); 1986 2 (?); 1987 3 (2); 1988 3 (?); 1989 4 (?); 1990 2 (0); 1991 1 (1); 1992 3 (?); 1993 0 (0); 1994 1 (?); 1999 5 (?); 2000 2 (?); 2001 3 (?); 2007 0 (0); 2009 5 (0); 2010 1 (0); 2011 0 (0); 2012 1 (?); 2015 0 (0); 2017 3 (1); 2018 1 (1); 2019 1 (?) (R. K. Berndt, P. Müller, U. Radomski, F. Spletzer, E. Thieme, M. von Tschirnhaus, J. J. Vlug, T. Wiesner, ornitho.de).

Waldhüttener Teiche, Aukrug/RD: 1974 1 (1); 1975 4 (3); 1977 3 (0); 1978 1 (1); 1979 3 (?); 1980 3 (?); 1982 4 (4); 1983 6 (2); 1987 8 (7); 1989 13 (4); 1990 7 (3); 1993 5 (?); 1994 11 (4); 1995 8 (2); 1996 8 (4); 1997 8 (3); 1998 3 (1); 1999 5 (2); 2000 4 (3); 2002 2 (1); 2003 2 (0); 2004 3 (?); 2005 1 (1); 2006 1 (0); 2007 1 (?); 2008 1 (0); 2009 0 (0); 2010 0 (0); 2011 0 (0); 2012 0 (0); 2014 0 (0); 2015 0 (0); 2017 0 (0) (R. K. Berndt, K. Hein, J. Kock, R. Mulsow, J. J. Vlug, Wordell).

Wehrenteich, Steinhorst/RZ: 1969 3 (?); 1970 4 (?); 1972 7 (3); 1973 8 (?); 1974 3 (?); 1975 7 (3); 1976 6 (2); 1977 5 (1); 1978 11 (2); 1979 6 (?); 1980 5 (3); 1981 4 (4); 1982 7 (5); 1983 17 (9); 1984 8 (0); 1985 10 (1); 1986 14 (10); 1987 9 (4); 1988 8 (1); 1989 9 (3); 1990 12 (?); 1991 4 (?); 1992 3 (?); 1995 3 (?); 1999 8 (?); 2001 4 (?); 2009 0 (0) (R. K. Berndt, H. Hennings, B. Koop, O. Kühnast, W.-D. Möller, C. Schmidt, F. Spletzer, B. Struwe-Juhl, E. Thieme, J. J. Vlug).

Westermarkelsdorf, Teich NW von Westermarkelsdorf, Fehmarn/OH (siehe 5.7): 1984 1 (?); 1985 1 (?); 1986 1 (?); 1987 3 (0); 1988 8 (6); 1989 26 (11); 1990 21 (6); 1991 16 (7); 1992 11 (2); 1993 10 (0); 1994 6 (1); 1995 5 (1); 1996 9 (0); 1997 6 (2); 1998 3 (2); 1999 4 (1); 2000 4 (2); 2001 3 (0); 2002 3 (1); 2003 5 (2); 2004 3 (1); 2005 9 (4); 2006 10 (6); 2007 12 (2); 2008 14 (5); 2009 16 (1); 2010 17 (11); 2011 24 (14); 2012 22 (10); 2013 28 (20); 2014 38 (18); 2015 27 (14); 2016 48 (14); 2017 40 (10); 2018 31 (10); 2019 43 (2) (R. K. Berndt, J. Forster, B. Koop, S. Lunk, B. Mohwinkel, M. Rieck, N. Schmell, J. J. Vlug).

Westküstenpark, St. Peter-Ording, Dünenweiher/NF: 1992 1 (?); 1995 1 (1); 2001 1 (1); 2002 1 (?); 2003 1 (?); 2005 3 (?); 2008 4 (?); 2009 11 (4); 2012 11 (10); 2013 8 (?); 2014 7 (?); 2015 15 (2); 2016 11 (6); 2017 14 (11); 2018 16 (?); 2019 13 (5) (D. Cimiotti, W. Dreyer, F. Friedrich, K. Günther, J. Kieckbusch, L. Kormann, M. Kühn, S. Lindemann, J. Schneider, R. Schulz, J. Sohler, M. Tenhaeff, J. J. Vlug, ornitho.de).