

Ökologie der Vögel • Ecology of Birds

Band 23, Heft 1 • Januar 2001

Ökol. Vögel (Ecol. birds) 23, 2001: 1-150

Zur Biologie der Tauchenten der Gattungen *Aythya* und *Bucephala* auf dem Unterlauf der Trave bei Lübeck - Bestand und Geschlechterverhältnis im Jahresverlauf, langfristige Bestandsentwicklung, Nahrungsreviere

B10 I 90,334/23,1

Rainer Schütt

Meinen Eltern in Dankbarkeit gewidmet

Inv. 2001/16,539

On the Biology of the Genera *Aythya* and *Bucephala* on the Lower Reaches of the River Trave near Lübeck - Populations and Sex Ratios over the Year Long-term Population Developments, Feeding Territories. – This paper deals with the pattern of numbers and sex ratios of the genera *Aythya* and *Bucephala* over the year on the lower Trave between Lübeck Harbour and the Trave estuary into the Baltic Sea at Travemünde for the years 1966 to 1998. Such a long-term analysis of the seasonal or annual sex-ratio pattern is hardly to be found in the previous literature. A simultaneous consideration of both the population numbers and the proportion of each sex does, however, greatly simplify interpretations. This present study is based on counts of over 1.2 million ducks of the 4 species dealt with.

In the study area, Tufted Ducks and Pochard are breeding birds, migrants and winter guests. Even in this small area, the winter populations show distinct local and temporal differences in their sex composition so that this season is not suitable for a determination of the generally interesting tertiary ratio of ♂ and ♀. Before breeding begins, the tertiary sex ratio can be relatively easily determined. Detailed data on the summer passage to the moulting areas can be obtained from an analysis of the sex ratio and the numbers. For these two species, the study area has decreased in significance within the context of Schleswig-Holstein as a whole and only relatively small numbers are involved nowadays.

Goldeneye and Scaup are winter guests and migrants. Maximum migratory populations of Scaup occur in autumn (up to 55,000 birds), while the max. numbers of Goldeneye (up to 3,500 birds) are observed in spring. Both species have been using Lake Dassow as a moulting site for some years now. The number of moulting Goldeneye increased exponentially in recent years to a max. of 8,600 birds in 1995. The number of moulting Scaup fluctuates between several hundred and over 1,000 birds, mainly ♀ (SCHÜTT, 1995). Lake Dassow is thus a European moulting site of special importance for these two species.

For the Goldeneye, the numbers of each sex in the winter half year on the lower Trave and adjoining areas, as well as the early pairing up indicate - contrary to previous assumptions in the literature - that adult ♂ and ♀ have a common wintering site. On average, the young birds migrate further S and SW than the adults.

In the study area, adult Goldeneye regularly defend foraging territories. This is especially noticeable in the case of females, which generally dive closer inshore. Despite this aggressiveness towards individuals by day, large communal roosts are observed over the entire year.

For 3 of the species dealt with here (Tufted Duck, Pochard, Goldeneye) observations reveal considerably increased ♂ numbers in particularly cold winters. Scaup also shows the same tendency, but with much less substantial numbers.

In the period investigated, the added-together totals of Pochard in the last third of the year and the numbers recorded around Christmas show a substantial increase until the end of the 70s, but have since returned to the levels recorded at the beginning of the study period. In contrast, numbers of Tufted Duck and Goldeneye show an increase over the entire period. In the case of the Scaup, only the maxima, mainly occurring during the autumn migration period, have been considered, due to insufficient data in early years, and these have increased exponentially.

The winter populations of the 4 species are all relatively large. Between September and December (1990-94) the numbers add up to more than 3 million duck days. For the diurnally active Goldeneye, the number of foraging territories is stated on the basis of the observed daytime distribution. In contrast, the *Aythya* species are largely nocturnally active in winter, which makes the definition of foraging territories correspondingly unreliable. Only the Scaup could be observed making regular flights after dusk to forage on the Baltic Sea. If the majority of the other ducks present by day in the individual areas also forage in those areas, then the consumption of zoobenthos increases in the upriver direction. Based on the numbers of birds present, 5 % by weight of zoobenthos is consumed by the ducks during the last third of the year on the Pötenitzer Wiek and Lake Dassow, while further upriver at Breitling the figure is approx. 35 %. In part, this can be explained by the size distribution of mussels. Mussels which are several years old, and thus too big for the studied ducks to consume, are not present in the Trave upstream of a point located at about the middle of the Dummerdorfer Ufer.

Key words: Tufted Duck, Pochard, Scaup, Goldeneye, sex ratio, migration, moulting, winter population, long-term population development, foraging habitat

Rainer Schütt, Roseggerstr. 35, D-12059 Berlin

Inhalt

1. Einleitung	4
2. Material, Methode und Untersuchungsgebiet	6
2.1. Untersuchungsgebiet	6
2.2. Datenmaterial	8
2.3. Auswertung	11
3. Phänologie der einzelnen Arten, Ergebnisse und Diskussion	15
3.1. Reiherente <i>Aythya fuligula</i>	15
3.1.1. Brutzeit, Populationsstruktur	15
3.1.2. Sommerwanderungen, Mauser	22
3.1.3. Wegzug, Wintervorkommen, Heimzug	28
3.1.4. Bestandsentwicklung	40
3.2. Tafelente <i>Aythya ferina</i>	43
3.2.1. Brutzeit, Populationsstruktur	43
3.2.2. Sommervorkommen, Mauser	48
3.2.3. Wegzug, Wintervorkommen, Heimzug	51
3.2.4. Bestandsentwicklung	59
3.3. Bergente <i>Aythya marila</i>	64
3.3.1. Sommervorkommen, Mauserwanderungen	64
3.3.2. Wegzug, Wintervorkommen, Heimzug	64
3.3.3. Bestandsentwicklung	70
3.4. Schellente <i>Bucephala clangula</i>	73
3.4.1. Sommervorkommen, Mauser	73
3.4.2. Herbstzug/Abzug vom Mauserplatz, Winterbestand, Heimzug	84
3.4.3. Verteidigung winterlicher Nahrungsreviere	98
3.4.4. Bestandsentwicklung	101
3.4.5. Tagesrhythmus	105
4. Lokale Verbreitung, Bestandsdichte, Nahrungsreviere, Nahrungssuche	108
4.1. Schellente	108
4.2. Bergente	115
4.3. Reiherente	120
4.4. Tafelente	123
4.5. Benthoszehrung	124
5. Artübergreifende Ergebnisse, Diskussion zur Methode	132
6. Zusammenfassung	140
7. Literatur	142

1. Einleitung

Entenzählungen im Winterhalbjahr werden seit den sechziger Jahren in weiten Teilen Europas durchgeführt. Die Konzentration der Enten zu dieser Jahreszeit auf einer überschaubaren Anzahl von Gewässern ermöglicht eine quantitative weitgehend vollständige Erfassung. Die Ergebnisse dienen der überregionalen Abschätzung von Beständen und Bestandstrends (RÜGER et al. 1987, ATKINSON-WILLES 1969, 1972, MONVAL & PIROT 1989, HARENGERD et al. 1990), dem Auffinden bedeutender Konzentrationspunkte der Entenvögel (GRIMMET & JONES 1989), der Ermittlung der Winterverbreitung der verschiedenen Arten (ATKINSON-WILLES 1969) wie auch großräumiger Bestandsverschiebungen in Abhängigkeit von der Härte des Winters (RIDGILL & FOX 1990). So beruht auch eine Vielzahl lokaler Veröffentlichungen zur Phänologie der Entenvögel im Winterhalbjahr auf diesen monatlichen Zählungen (z.B. SZIJ 1963, SCHUSTER 1976, BERNDT & BUSCHE 1991, 1993, REICHHOLF 1994). Doch schon SZIJ (1963) sah Zählungen im Monatsabstand zur Zuganalyse als nicht ausreichend an. Aus dem Sommerhalbjahr gibt es sehr viel weniger veröffentlichte Daten. Hier sind Brutbiologie und Mauser zentrale Untersuchungsthemen (z.B. BEZZEL 1959, BERNDT 1972, JEPSEN 1973, BRÄGER 1986, FIALA 1988).

Einen Überblick über die Tauchenten im Jahresverlauf in Schleswig-Holstein gibt der 1993 erschienene Band der Avifauna (BERNDT & BUSCHE 1993a). Das hier dargestellte Untersuchungsgebiet, der Unterlauf der Trave, ist dort mit einer Vielzahl von Daten enthalten. Warum dann noch eine weitere Arbeit hierzu? Basierend auf meinen Beobachtungen aus mehr als 30 Jahren möchte ich verschiedene Aspekte im Jahresablauf der Tauchenten der Gattungen *Aythya* und *Bucephala* verstärkt quantitativ darstellen. Dabei wird besonders Wert gelegt auf eine gemeinsame Betrachtung von Anzahl und Geschlechterzusammensetzung. Eine kombinierte Betrachtung im Jahresverlauf wird zwar verbal immer wieder durchgeführt, aber das zahlenmäßige Verhältnis der Geschlechter zueinander während des gesamten Jahres oder eines langen Zeitraumes mit ausreichender zeitlicher Auflösung, ist nur selten in der Literatur zu finden. Immer wieder wird auf das Fehlen einer ausreichenden Zahl publizierter Daten zum Geschlechterverhältnis hingewiesen (z.B. BEZZEL 1959, NILSSON 1970a, OWEN & DIX 1986), ich möchte hiermit zumindest einige Lücken schließen.

Mit der nach Geschlechtern erfolgten Auszählung von über 1,2 Millionen Individuen der 4 behandelten Tauchentenarten - davon wird die Bergente hier nur ergänzend zu SCHÜTT (1995) behandelt - möchte ich hiermit eine der wohl umfangreichsten lokalen Darstellungen zum Thema der Geschlechterzusammensetzung vorlegen. Am Unterlauf der Trave zwischen Lübeck und der Ostsee in Travemünde befinden sich für diese Tauchenten verschiedene im Jahresverlauf wichtige Lebensräume auf relativ engem Raum: Brut, Mauser, Durchzug und Überwinterung können untersucht wer-

den. Eine Betrachtung der einzelnen Teilbereiche kann verschiedene Phasen im Jahreslauf verdeutlichen wie sonst meist nur die Bearbeitung eines Großraumes. In der Natur sind die Prozesse im Fluß, anthropogene Veränderungen der Umwelt fordern immer neue Anpassungen - Gebiete werden neu besiedelt und andere wieder verlassen, bei Störungen werden Mauser- und Winterquartiere verlagert. Dieser dynamische Prozeß wird zumindest in kleinem Rahmen hier sichtbar.

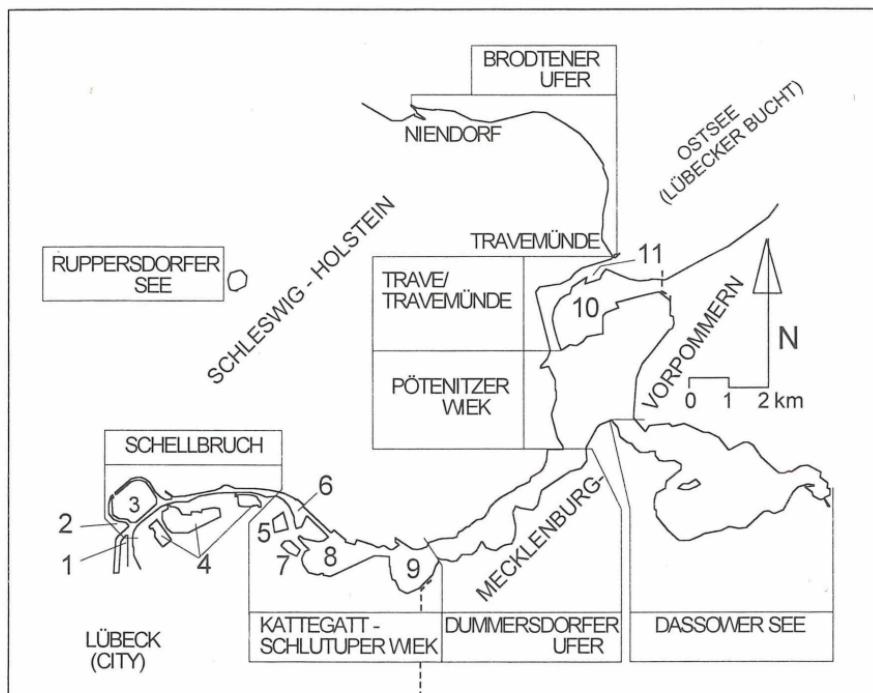


Abb. 2.1. Das Untersuchungsgebiet Untere Trave. Die hier benutzte Abgrenzung der einzelnen Teilbereiche (in Kästchen) der Unteren Trave sowie die Lage weiterer im Text benutzer Orte. Man beachte, daß die hier verwandte Abgrenzung der Abschnitte nicht immer mit den hierfür benutzten lokalen Gebietsbezeichnungen (Dümmerstorfer Ufer, Schellbruch) übereinstimmt. Gestrichelt: Grenze zwischen Mecklenburg-Vorpommern und Schleswig-Holstein. 1 Vorwerker Huk, 2 Zentralklärwerk an Totem Travearm, 3 Teerhofsinsel, 4 eigentlicher Schellbruch, 5 Spülfläche am Kattegatt, 6 Kattegatt, 7 Stau (Spülfläche), 8 Breitling, 9 Schlutuper Wiek, 10 Priwall, 11 Passathafen.

Fig. 2.1. Location map of the Lower River Trave - the study area and places mentioned in text. (Ostsee = Baltic Sea). Inside the boxes the names used for different sections of the Trave river are specified

2. Material, Methode und Untersuchungsgebiet

2.1. Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet ist der Unterlauf der Trave zwischen dem Vorwerk Huk (Teerhofsinsel, Zentralklärwerk Lübeck) am Beginn des Stadthafens von Lübeck und der Mündung in die Ostsee bei Travemünde auf etwa 18,5 km Flusslänge mit diversen Buchten und angrenzenden Gewässern wie Pötenitzer Wiek, Dassower See, Schellbruch und 2 Spülflächen (Abb. 2.1, Tab. 2.1). Der Fluss ist eine Wasserstraße für Großschiffe bis nach Lübeck hinein (in Travemünde 10 m, sonst 9,5 m Sollwassertiefe). Auch während der Kälteperioden wird das Fahrwasser durch Eisbrecher für die Schiffsfahrt offengehalten, dadurch sind fast immer zumindest noch Teilebereiche eisfrei.

Tab. 2.1. Das Untersuchungsgebiet. Die Daten zur Uferstruktur wurden grob abgeschätzt und entsprechen dem heutigen Stand, zu Beginn des Untersuchungszeitraumes war insbesondere im oberen Teil der Anteil mit Steinschüttungen befestigter Ufer geringer - so ist am Kattegatt von den ehemals schilfigen Ufern und den Schilfinseln in der Trave nichts mehr übriggeblieben. [unbefestigte Uferbereiche: flachabfallender Strand (Sand, Kies, Schlick) - S; Röhricht (vielfach nur schmale Streifen) - R; befestigte Uferabschnitte: Steinschüttung - St; Kaimauern, Bunen und andere senkrechte Uferwände - K]

Tab. 2.1. The study area of the Trave. Size of the different sections (see Fig. 2.1) - area of water (=Wasserfläche) and length of shore (=Uferlänge), and characteristics of shoreline - natural (=unbefestigt) and man made shore (=befestigt). (S: gentle slope - sand, gravel, mud, R: reed; St: man made shore with medium sized stones, K: quay-walls and other vertical embankments)

	Wasserfläche in km ²			Uferlänge	Anteile vom Ufer	
bei Wassertiefen	0-5 m	0-8 m	gesamt	in km	unbefestigt	befestigt
Trave/Travemünde	0,23	0,3	1,0	6,6		K+St
Pötenitzer Wiek	3,5	6,4	6,9	10,85	75% S, < 10% R	15% St
Dassower See	8,0	8,0	8,0	17,0	10% S, 90% R	
Dummersdorfer Ufer	0,84	1,8	2,7	10,3	>90% S, < 5% R	5 % St
Kattegatt - Schlutuper Wiek	1,7	2,2	2,8	14,2	10% S, 10% R	80% St+K
+ Spülflächen	0,15-0,25			2-2,5	20% S, 80% R	
Schellbruch Trave *	0,4	0,3	0,7	9,5	<5% R	95% St
+ eigentlicher Schellbruch	0,3	0,3	0,3	4-5	5% S, 95% R	
Summe	14,8	19,5	22,5	75		

*) zusätzlich 0,09 km² nicht erfaßter Bereich

Während die Trave zwischen dem 'Kattegatt' und dem Stadthafen von Lübeck weitgehend kanalisiert ist, sind weiter unterhalb eine Reihe von flachen naturnahen Buchten (Wieken) zu finden. Zwischen Schlutuper Wiek und Pötenitzer Wiek waren die Buchten am Ostufer vor 1990 im Winterhalbjahr relativ ungestört, da das Ufer die Grenze zwischen der BRD und der DDR bildete. Tabelle 2.1 gibt einen groben Überblick über das Gebiet. In mehreren Sammelbänden wurde Fauna und Flora, Hydrobiologie und Hydrographie des Untersuchungsgebietes abgehandelt (v. STUDNITZ & DIEHL 1977, DIEHL & v. STUDNITZ 1979, DIEHL 1992), auch über die Vogelwelt von Teilbereichen wird in verschiedenen Abhandlungen berichtet (LUNAU 1932, HAGEMANN 1963, BANSEMER 1977, 1979, BRAUN 1979, GOOS 1989, SCHÜTT 1979).

Durch anthropogene Eingriffe hat sich das Untersuchungsgebiet im Laufe der Jahre verändert. Im Bereich von Dummersdorfer Ufer und Pötenitzer Wiek wurden streckenweise naturnahe Ufer aufgrund der Erosion durch den Schiffsverkehr mittels Steinschüttungen befestigt, vom Schellbruch bis Breitling wurden ehemals nur an der Oberfläche mit Faschinen gesicherte Uferbereiche der Trave, die noch Schilfuchs zuließen, mittels Steinschüttungen und Gewebematten bis in größere Tiefe befestigt. Die zu Beginn des Untersuchungszeitraumes nur kleine Wasserfläche (unter 5 ha) der „Großen“ Lagune des Schellbruchs wuchs nach Vergrößerung des Mündungsquerschnitts der diese Lagune durchströmenden Medebek durch die regelmäßigen gezeitenbedingten Wasserstandsänderungen und schiffahrtsbedingte Erosionsprozesse laufend an und weist heute um 20 ha auf, eine weitere etwa 5 ha große Lagune entstand weiter traveabwärts auf sumpfigen Wiesen. Zusätzlich wurden hier Dämme zur Abgrenzung von Spülflächen eingezogen - da eine Aufspülung jedoch verhindert wurde, grenzen diese Dämme jetzt stehende Süßwasserteiche ein (siehe hierzu von STUDNITZ & DIEHL 1977). Auf den Spülflächen am Kattegatt und Breitling sind Ausdehnung und Struktur der Wasserflächen jahrweise sehr unterschiedlich, wobei neben der Spülintensität (Klärschlamm, Baggergut von Trave- und Hafenvertiefungen) auch die Niederschläge einen entscheidenden Einfluß haben.

Die Amplitude der gezeitenbedingten, d.h. täglichen Wasserstandsänderungen liegt in Travemünde bei 9,5 cm (FRIEDRICH 1916), vergleichbar groß sind die Schwankungen auch traveaufwärts bis Lübeck. Größere Wasserstandsänderungen werden durch den lokalen Wind und jenen über der Ostsee bestimmt, Hochwasser bei NE-, Niedrigwasser bei SW-Winden. Windbedingte Wasserstandsänderungen können im Extremfall bis +3,3 m aber auch -2,1 m reichen (MATTÄUS 1992). Zählungen wurden jedoch nur in Einzelfällen bei extremeren Wasserständen und damit bei stärkerem Sturm durchgeführt.

Wie an der Mehrzahl der Gewässer in Deutschland haben auch hier die Störungen durch den Freizeitbootsverkehr insbesondere im Sommerhalbjahr innerhalb des Beob-

achtungszeitraumes erheblich zugenommen. 1988 lag die Zahl der Wasserliegeplätze für Sportboote bei 2650 (Goos 1989), sie ist inzwischen weiter gestiegen. Seit 1991 besteht auf dem Dassower See ein eingeschränktes Fahrverbot, ab 1994 dürfen Boote teilweise nicht mehr am östlichen Ufer von Dummersdorfer Ufer und Pötenitzer Wiek anlanden. Wie üblich werden diese Verbote vielfach nicht eingehalten. Während früher auch die Kontrollflüge von Hubschraubern des Bundesgrenzschutzes an der DDR-Grenze die Zählungen störten, sind es heutzutage teilweise tieffliegende Düsenjäger und Privatflugzeuge/-Hubschrauber - die, da meist höher fliegend, allerdings seltener eine Reaktion in Form von Abfliegen bewirken. Die Stellnetzfischerei hat während der letzten Jahre etwas abgenommen (siehe auch SENOCAK 1992), was sich besonders auf eine geringere Anzahl von Störungen während der Zählungen auf der Pötenitzer Wiek auswirkt. Auf dem Dassower See sind die Störungen durch die Fischer deutlich stärker als auf anderen Abschnitten, jedoch meist lokal begrenzt.

Erweitert wurde das Untersuchungsgebiet um den kleinen Ruppensdorfer Sees bei Ratekau/Ostholstein, 4,5 km nördlich des Schellbruchs. Hierbei handelt es sich um einen Ende der 80er Jahre renaturierten flachen See von etwa 30 ha Größe.

2.2. Datenmaterial

Grundlage dieser Arbeit sind meine Beobachtungen aus den Jahren 1966 bis 1997, teilweise bis Juni 1998. Erst während der letzten 15 Jahre wurden die Daten verstärkt für diese Arbeit gesammelt. Es sind sowohl Zeiträume mit Zählungen um die Monatsmitte (Wasservogelzählungen) enthalten, wie auch Zählungen in nicht äquidistanten Zeitabständen. Zählungen eines Beobachters über einen so langen Zeitraum können nicht als Stichproben unter gleichen Bedingungen betrachtet werden. An die zunehmende Erfahrung und verbesserte optische Ausrüstung (Fernglas: 8x, 12x, 15x, ab 1975 Fernrohr: 26x und 42x) sind im folgenden die ausgewerteten Teilbereiche des Zählgebietes angepaßt, aufgrund der Beobachtungsdistanz erfolgte eine Betrachtung über alle Jahre nur für einen Teil des Gebietes (Schellbruch bis zum Schlutuper Wiek). Insgesamt handelt es sich um eine heterogene Ansammlung von Daten.

Während vor 1970 Zählungen in kurzen Abständen durchgeführt wurden, erfolgten diese in den folgenden Jahren wegen Wohnsitzwechsels nach Berlin in unregelmäßigen größeren Abständen. Während der letzten 15 Jahre wurde dann wieder überwiegend im 3 bis 5 wöchigen Rhythmus gezählt. Damit liegen für die einzelnen Pentaden/Dekaden-Zeitabschnitte Werte nur aus einigen Jahren vor. Bei jährlich schwankenden Beständen kann dies zu streuenden Werten führen. Nur teilweise konnten die monatlichen Wasservogelzählungen anderer Beobachter berücksichtigt werden. Vielfach wiesen diese Daten systematische Abweichungen auf, schon eine andere tageszeitliche

Verteilung der Zählungen könnte Ursache sein. Da die überregionalen Wasservogelzählungen in äquidistanten Abständen durchgeführt werden, würde eine Berücksichtigung systematisch abweichender Daten zu periodischen Verzerrungen führen. Teilweise stimmt meine Gebietseinteilung, die Gewässer- und nicht Zählstreckenbezogen ist, nicht mit der Zählstreckeneinteilung der überregionalen Wasservogelzählungen überein, eine Umrechnung auf die hier benutzten Abschnitte ist dann nicht möglich. Die Grenze zwischen der BRD und DDR verlief zwischen Schlutuper Wiek und Ostsee am östlichen Ufer der Trave. Die Zugänglichkeit der an der Grenze gelegenen Travebuchtten verbesserte sich stufenweise. Nach dem Grundlagenvertrag zwischen der BRD und der DDR (1973) wurde der östliche Uferstreifen in den folgenden Jahren abhängig vom Wasserstand teilweise zugänglich, ab 1990 konnten alle Gebiete auch von Osten her eingesehen und der vorher nur auf dem Wasser zugängliche Dassower See wurde miterfaßt. Zur Minimierung der Zeitumfangs der Zählungen können jedoch nicht alle Bereiche aus optimalen Positionen erfaßt werden, so wurde auch während der letzten Jahre die Trave am Dummersdorfer Ufer weiterhin vom Westufer aus gezählt (dadurch nur geringe Störungen aber unter Umständen Zählungen im Gegenlicht). Komplettzählungen eines so großen Gebietes (maximal 87.500 Entenvögel während einer Zählung erfaßt) können von einem Beobachter nicht an einem einzigen Tag durchgeführt werden, sie erfolgten in den letzten Jahren an 3 bis 5 Tagen. Mögliche Wechsel der Enten zwischen verschiedenen Teilbereichen müssen berücksichtigt werden. Bergenten, die im Herbst/ Winter morgens überwiegend auf der Pötenitzer Wiek einfallen und dort nur eine große Ansammlung bilden, wechseln bei Störungen (Fischer, Sportboote, Spaziergänger, Seeadler) teilweise oder komplett zum Dassower See (siehe SCHÜTT 1995). Eine Addition der Enten beider Gewässer würde im allgemeinen die Bestände weit überschätzen. Nicht ganz so gravierend ist dies mit Ortswechseln der anderen Arten, da die einzelnen Schwärme jeweils nur einen Bruchteil der insgesamt anwesenden Enten der betreffenden Art ausmachen. Wenn möglich, habe ich grobe Schätzungen für an anderen Tagen gezählte Teilregionen auch aus angrenzenden Gebieten heraus vorgenommen, um derartige Fehler zu minimieren, teilweise Zählungen an anderen Tagen wiederholt. Generell erfolgen die Zählungen unter erheblichem Zeitdruck (Größe des Gebietes, Minimierung der Auswirkungen systematischer und zufälliger Störungen, große Wasservogelmengen bei kurzer Tageslänge im Winter).

Die *Aythya*-Arten sind im Winterhalbjahr überwiegend nachtaktiv, sie ruhen tagsüber teilweise in großen Schwärmen. Auch große Schwärme von 50.000 Enten wurden in 10er Gruppen gezählt, grobe Schätzungen wurden nur bei Störungen vorgenommen, eine Ungenauigkeit von bis zu 10 % ist bei größeren Ansammlungen jedoch auf Grund von Bewegungen innerhalb des Schwarms anzunehmen. Allerdings sind bei unabhängigen Zählungen an verschiedenen Tagen auch deutlich geringere Differenzen (z.B. nur 1 % bei 5150 Schellenten am Schlafplatz) zu verzeichnen gewe-

sen. Bei intensiv tauchenden größeren Ententrupps, bei den *Aythya*-Arten nur während der Laichzeit des Herings, ist der Fehler jedoch deutlich größer, die Anzahl wird von mir unterschätzt.

Als einzige der hier betrachteten Enten ist die Schellente eine weitgehend bzw. ausschließlich tagaktive Ente (BAUER & GLUTZ 1969), aus diesem Grunde sind bei dieser Art die Zählfehler größer als bei den anderen hier behandelten Arten. Die Mehrzahl der Enten ist während der Zählungen abgetaucht. Die Unterwasserzeiten sind überwiegend 2 bis 3 mal so lang wie die Überwasserzeiten (NILSSON 1972, eigene Bobachtungen), können aber auch mehr als die 4 fache Zeit betragen (z.B. $27,6 \pm 1,9$ sec unter, $6,3 \pm 2,5$ sec über Wasser bei 19 aufeinanderfolgenden Tauchgängen eines ♂! in 1-2 m Wassertiefe). Auch eine langsame Durchmusterung kann den Fehler nur verringern, nicht ausschließen. Bei leichten Störungen, z.B. Schiffe in der Fahrrinne, können kurzzeitig alle Schellenten über Wasser sein, dann kommt man der realen Anzahl anwesender Enten am nächsten. Diese Anzahl war bei eigenen Zählungen mehrfach um 1/3 höher als zuvor ungestört gezählt. Es wurden generell keine Korrekturen angebracht. Meist ergibt die Zahl der den Schlafplatz anfliegenden Enten den höchsten Wert, wobei allerdings der möglicherweise variierende Einzugsbereich nicht genau bekannt ist.

Auf Grund der unzulänglichen optischen Ausstattung und fehlendem Zugang zum Gebiet sind ältere Daten von der Bergente von der Pötenitzer Wiek mit größerem Fehler behaftet (Entfernung mehr als 1 km - große Ansammlungen werden unter flachem Beobachtungswinkel insbesondere bei Wellengang deutlich unterschätzt; regelmäßige Störungen durch Fischerboote vor oder während der Zählung; Schätzung großer meist auch durcheinander fliegender Trupps sind sehr ungenau - bei mir persönlich im allgemeinen deutlich zu klein).

Während des ganzen Jahres wurde die Anzahl der sichtbaren ♂/♀ registriert. Nur zwischen dem Flüggewerden der Jungenten im August und der 1. Ruhemauser sind die jungen ♂ in der Menge der weibchenfarbenen Individuen enthalten. Die erkennbar nichtflüggen Enten sind in der hier dargestellten Anzahl jeweils nicht enthalten. Die Geschlechterverhältnisse wurden nur anhand der eigenen Zählungen berechnet (Ausnahme 1. Jahreshälfte Ruppertsdorfer See). Dies sollte insbesondere eine Gleichbehandlung der unausgefärbbten Vögel bewirken - bezüglich der Bestimmung der verschiedenen Kleider siehe z.B. die hervorragenden Abbildungen in SCHIØLER (1926). Bei den Darstellungen der Geschlechterzusammensetzung sollte man immer berücksichtigen, daß es sich um den Anteil feldornithologisch erkennbarer ♂ handelt.

Unter den lokalen Bedingungen ist eine komplette Auszählung aller ♂/♀ selten möglich. ♀ fallen weniger auf, die Anzahl wird vor dunklem Hintergrund, bei Streulicht

und trübem Wetter leicht unterschätzt. So wurden in einigen Gebieten nur bei günstigen Bedingungen die Geschlechter auf größere Entfernung (1 km oder mehr) ausgezählt. Die Größe einiger der Gewässer erfordert Zählungen von mehreren Punkten, nach Wechsel des Liegeplatzes wurden unter Umständen Enten wiederholt gezählt. Während Platzwechsel bei der Bestandsabschätzung berücksichtigt wurden, ist dies bei der Zusammensetzung nach ♂ und ♀ nicht möglich. So kann bei einer Exkursion die Zahl der ausgezählten ♂/♀ einer Art durchaus die abgeschätzte Gesamtzahl überschreiten - in allen Fällen wurde aber versucht, Zählungen mit Stichprobencharakter zu erzielen. Dies ist nicht so einfach wie es sich anhört, ufernah liegende Enten (lokal vielfach höherer ♀-Anteil) sind einfacher zu zählen als Enten auf große Entfernung - besonders wenn zusätzlich hoher Wellengang die Zählungen erschwert. Die Statistik hilft hier generell nicht, gute von schlechten Werten zu trennen - letztlich ist die Erfahrung und Vertrauenswürdigkeit des Zählers entscheidend.

Aufgrund der relativ großen zeitlichen Abstände der Zählungen vor Beginn der Brutzeit in den Einzeljahren, wurde nicht versucht die Anzahl der Brutpaare zu bestimmen (siehe NILSSON 1981). Angegeben wird hier nur die Anzahl der jährlich erfolgreichen Brutpaare, d.h. der Familien, basierend neben eigenen Daten verstärkt auf Fremdbeobachtungen (AG Schellbruch u.a.).

Zeitliche Grenzdaten zur Großgefiedermauser beziehen sich auf eindeutig flugunfähige Enten, d.h. es handelte sich hier fast immer um flügelschlagende oder sich putzende Individuen mit deutlich erkennbar fehlenden oder kurzen Arm- und Handschwingen.

2.3. Auswertung

Dargestellt werden arithmetische Mittelwerte der Bestände aus allen Jahren bzw. eines Zeitabschnittes. Der Zahlwert wurde jeweils der Mitte des betreffenden Zeitraumes zugeordnet. Balkendiagramme werden bei gleichzeitiger Darstellung mehrerer Kurven sehr unübersichtlich und wurden daher nicht benutzt. Es erfolgte generell keine Glättung der Kurven, wenn man einmal davon absieht, daß natürlich eine Dekadendarstellung einer geglätteten Pentadendarstellung entspricht.

Die Geschlechteranteile wurden aus den aufsummierten Daten einer Pentade oder Dekade aus allen Jahren bzw. aus den Jahren eines vorgegebenen Zeitraumes berechnet (gewichteter Mittelwert in Tab. 2.2, wird teilweise auch als kumulatives Geschlechterverhältnis bezeichnet). Grund für diese Methode war eine durchgehend einheitliche Handhabung der Daten während des ganzen Jahres, da nur so eine sinnvolle Abschätzung der Geschlechterzusammensetzung im Sommer aus mehreren

Zählungen mit teilweise nur relativ kleiner Anzahl (10-50 Ind.) möglich ist. Die beiden Werte (Mittelwert der Einzelwerte und gewichteter Mittelwert) liegen nahe beieinander (Tab. 2.2). In der Mehrzahl der Fälle basieren die Winterdaten auf einer größeren Anzahl Enten als jene aus dem Sommer-/ Brutzeitraum. Allerdings bedeutet dies nicht gleichzeitig eine geringe Streuung (Standardabweichung) im Winter (Tab. 2.2). Die Streuung der Einzelwerte kann sogar relativ groß sein, häufig ist dann eine weitere nicht berücksichtigte Abhängigkeit vorhanden. Im Winter ist dies zumindest teilweise die Vereisung des Beobachtungsgebietes oder, schwieriger zu berücksichtigen, die Vereisung im Herkunftsgebiet. Ich halte es für wichtiger, die Lage der Nachbarwerte zu beachten als den Fehler der Einzelwerte - weichen diese nur gering ab - sie stammen fast immer aus unterschiedlichen Jahren - so sind die Werte vertrauenswürdig. Unterscheiden sich benachbarte Werte stark, so müssen Werte anderer Darstellungen mit hinzugezogen werden, um zu beurteilen, ob es sich nur um eine Streuung von Werten oder eine reale Änderung handelt. Wenn gleichzeitig deutliche Änderungen z.B. der Anzahl im gleichen Gebiet oder gleichartiges Verhalten in verschiedenen Gebieten zu verzeichnen ist, so halte ich auch diese Änderungen für zutreffend. Bereiche mit weniger Zählungen weisen z.T. größere Streuungen auf, bei der Diskussion wird dies entsprechend berücksichtigt. Insgesamt ist mir eine Plausibilität wichtiger als ein gebanntes Starren auf Fehlergrößen. Da meine Feldnotizen sehr detailliert sind, konnten die Ursachen für größere Abweichungen teilweise noch ermittelt werden. Es hat mich immer wieder erstaunt, daß die Abweichungen neu hinzugefügter Zählungen bei ausreichender Stichprobengröße meist nur wenige Prozent betragen, teilweise sogar mit den alten Mittelwerten übereinstimmten.

Tab. 2.2. Streuungen/Standardabweichungen der Geschlechtsverhältnisse am Beispiel einiger Pentadenwerte der Reiherente (MW = Mittelwert, EW = Einzelwert); Gebiete: a) Kattegat - Schlutuper Wiek; b) Pötenitzer Wiek.

Tab. 2.2. Examples for the mean value (Anteil σ , MW der EW), standard error of the mean (Fehler des MW), and standard deviation (Streuung der EW) of sex ratio for calculation from percentage of each count and here used percentage of sum of all observations (Anteil m aus Summe - gewichteter MW). (Anzahl Zählungen = number of counts, Anzahl Enten = number of ducks, Gebiet = area).

Zeitraum Pentade	Anzahl Zählungen	Anteil σ MW der EW	Fehler des MW	Streuung der EW	Anteil σ aus Summe (gewichteter MW)	Anzahl Enten	Gebiet
25	10	69,3%	1,6%	5%	67,6%	1.147	a)
32	4	92,3%	3 %	6%	93,3%	580	a)
72	19	61,0%	1,8%	8%	61,2%	4.352	a)
72	24	68,6%	1,8%	9%	69,6%	16.701	b)

Die Geschlechterzusammensetzung wird in Form prozentualer Werte dargestellt, ich ziehe sie der vielfach benutzten Methode - Anzahl ♂ bezogen auf 100 bzw. 1 ♀ (z.B. FRIELING 1934, DATHE & PROOFT 1936, BEZZEL 1959, 1969, WITTENBERG 1967, STREES 1968) - vor, da unter anderem die grafische Darstellung für den gesamten Wertebereich in einheitlicher Form erfolgen kann. Außerdem wird die Geschlechterzusammensetzung in den Abbildungen übersichtlicher.

Bei ausreichender Zahl von Beobachtungen wurden Pentadenwerte dargestellt. Für die (recht homogenen) Geschlechteranteile ließ sich dieses auch meistens verwirklichen, für die sehr viel stärker streuenden Bestände überwiegen hier Jahres-Dekadenwerte und damit Mittelwerte über eine größere Anzahl Zählungen. Für die mittleren Bestandsangaben konnten nur Komplettzählungen eines Teilgebietes bzw. des gesamten Unterlaufs der Trave ausgewertet werden, die Geschlechteranteile beinhalten jedoch auch Teilzählungen.

Trendanalysen der Bestandsentwicklung erfolgten nach 2 Methoden:

a) Als einfachste Methode wurde die Untersuchung der Maximalwerte eines Winterhalbjahres, hier bei der Bergente, oder der Werte eines Monats (z.B. Januar/Internationale Wasservogelzählung, hier „Weihnachtzzählung“) über die verschiedenen Jahre benutzt. Streuungen der Werte sind hier groß, Ursache können Störungen, die Witterung/Sicht am Zähltag aber auch die Großwetterlage und dadurch bedingte klein- oder großräumige Populationsverschiebungen sein. Besonders groß sind diese Effekte bei Betrachtung kleiner Zählgebiete.

b) Eine Aufsummierung aller täglich anwesenden Enten über einen gewissen Zeitraum gibt eine Anwesenheitsgröße in „Ententagen“ oder „Enten x Tage“ (Vogeltage, birddays) für ein Gebiet, eine für weitergehende biologische Betrachtungen (z.B. Nahrungsverbrauch/-bedarf) relevante Größe. Da mir keine Bezeichnung für die Größe bekannt ist, werde ich die Dimension Ententage auch als Bezeichnung dieser Anwesenheitsgröße verwenden. Es wurde nicht an jedem Tag gezählt, so werden hier die Einzelzählungen durch einen Polygonzug verbunden und die darunter liegende Fläche berechnet. Im Prinzip ähnelt diese Größe der vielfach benutzten Addition aller Werte der Zähsaison (siehe z.B. SCHUSTER et. al. 1983) - ergibt jedoch einen sinnvolleren Zahlwert. Die Wirkung fehlender Zählwerte ist ähnlich, es können jedoch zusätzliche Zählungen berücksichtigt werden. Hier verbessert sich die Genauigkeit der Anwesenheitsgröße bei einer zunehmenden Anzahl von Zählungen. Ich habe den Zeitraum vom 1. September (31. August willkürlich 0 gesetzt) bis 31. Dezember gewählt, dieser umfaßt sowohl den Hauptdurchzug wie auch die Überwinterung, der Mauserzug fällt weitgehend heraus. In der Mehrzahl der Jahre ist eine relevante Vereisung im Beobachtungsgebiet erst ab Ende Dezember oder im Januar zu verzeichnen (siehe z.B. Abb. 1 in BERNDT & BUSCHE 1991). Um diesen Witterungseinfluß zu mini-

mieren, wurde nur der 1. Winterabschnitt betrachtet. Dies kann zwar Auswirkungen einer Gewässervereisung in Nachbarregionen bzw. in den Herkunftsgebieten nicht ausschließen aber insgesamt den Vereisungseinfluß deutlich verringern. Bei einem etwa linearen Bestandsanstieg bis zum Jahresende oder bei relativ konstantem Bestand (siehe Tafelente 1966-79 bzw. 1987-94) sind die Ententage relativ unabhängig von der Lage der einzelnen Zähltermine. Bei kurzfristig hohem Rastbestand (Durchzug) (Tafelente 1980-86) sind die Abweichungen größer, dies gilt aber auch für andere Methoden - da eine Durchzugswelle sich nicht an festgelegte Zähltermine hält und witterungsabhängig verschoben sein kann.

Um diese Größe etwas plausibel zu machen, hier 2 Beispiele: a.) über diesen ganzen Zeitraum sind konstant 100 Enten im Gebiet - bei 122 Tagen wären dies 12.200 Ententage; b.) der gleiche Zahlwert an Ententagen wird erreicht, wenn der Bestand von 0 auf 200 am Jahresende linear ansteigt - beide brauchen in etwa die gleiche Nahrungsmenge. Hier erkennt man allerdings auch deutliche Unterschiede zur Betrachtung der Anzahl einzelner Zählungen (im Beispiel am Jahresende).

Die teilweise benutzte Einteilung in kalte Winter (Eiswinter) und warme/mäßig kalte Winter erfolgte nach BERNDT & BUSCHE (1991, 1993a), in BERNDT & BUSCHE (1991) ist auch eine Darstellung des zeitlichen Verlaufs der einzelnen Vereisungsperioden in Kältewintern zu finden.

Ergänzt wurden meine eigenen Daten durch ganzjähriger Zählungen von H. BANSEMER (Ruppertsdorfer See). Winterliche Wasservogelzählungen von H. GOOS (Dassower See 1987-90), W. PESCHEL (insbesondere Kattegatt - Schlutuper Wiek), G. SPARR und A. MENDE (Brotener Ufer) sowie B. WENDORF und der AG Schellbruch (Schellbruch) wurden in die Auswertung mit einbezogen, B. STRUWE-JUHL übermittelte mir die Daten der Wasservogelzählungen. H. THIES stellte mir Brutdaten der Reiherente aus dem Kreis Segeberg zur Verfügung. Bei allen möchte ich mich recht herzlich bedanken. M. DIEHL, der leider verstorbenene ehemalige Direktor des Naturhistorischen Museums Lübeck, unterstützte mich dankenswerterweise bei Fragen zum Zoobenthos der Untertrave und stieg auch im Oktober noch für mich ins Wasser. Für die kritische Durchsicht einer früheren Version des Manuskripts und Anregungen danke ich R. K. BERNDT. C. HUSBAND danke ich für die Anfertigung der englischen Texte.
(Ind. = Individuen)

3. Ergebnisse und Diskussion

3.1. Reiherente *Aythya fuligula*

3.1.1. Brutzeit, Populationsstruktur

Die Reiherente ist Brutvogel im Untersuchungsgebiet. Sie wurde im Schellbruch in der Mehrzahl der betrachteten Jahre mit mehreren Paaren als Brutvogel festgestellt (0 ... 14-18 Familien, im Mittel 6 ± 3 Familien - 1975-94, BERNDT & BUSCHE 1993b, AG SCHELLBRUCH, eigene Beob.). Bei ausreichendem Wasserstand und Bewuchs dienten auch die Spülflächen am Kattegatt und Breitling (Stau) als Brutgebiete (0...6 Familien, im Mittel $1,4 \pm 1,5$), nach seiner Entstehung 1989/90 wurde der benachbarte Ruppertsdorfer See zum Brutplatz mit dem größten Bestand (8...28 Familien, im Mittel 21 ± 9 , BANSEMER, pers. Mitt.). In 3 aufeinanderfolgenden Jahren brütete eine Reiherente erfolgreich im renaturierten Silktteich am Dummersdorfer Ufer. In den regelmäßig besiedelten Gebieten, mit Ausnahme der Spülfläche am Breitling (Stau), befand sich zu diesen Zeiten meist eine Kolonie von Lachmöwen *Larus ridibundus*. Die anziehende Wirkung von Laridenkolonien auf Reiherenten wurde vielfach beschrieben (z.B. von HAARTMAN 1945, BERGMAN 1957, HILDEN 1964).

In den hiesigen Brutgebieten zeichnet sich vor Brutbeginn eine recht konstante Zusammensetzung aus ♂ und ♀ ab (Abb. 3.1.1, 3.1.2). Die Geschlechterzusammensetzung der Brutpopulation liegt hier mit 62 bzw. 63 % ♂ im März und April recht nahe beieinander. Mit 64 % Mitte März/April bzw. 66 % ♂ im April/Mai (s.u.) liegt der Anteil am weniger durch Überwinterung und Heimzug beeinflußten Ruppertsdorfer See (Abb. 3.1.3) etwas höher. Die Zusammensetzung der Entenansammlungen ist während dieser Zeit recht konstant. Die bereits früh abgeschlossene Paarbildung ist als entscheidende Ursache anzusehen, in Süddeutschland sind in der ersten Märzhälfte 34 %, in der zweiten Hälfte des Monats 79 % der Reiherenten verpaart (BEZZEL 1959, BAUER & GLUTZ 1969). Zu dieser Zeit dürfte das Geschlechtsverhältnis der Populationsstruktur am besten entsprechen. Die reinen Winteraufenthaltsgebiete sind schon weitgehend geräumt (hier Pötenitzer Wiek, Dassower See, Trave/Travemünde, Abb. 3.1.6 - 3.1.8) und Mauserplätze (hier Dassower See, Abb. 3.1.7) noch nicht bezogen.

Eine Bestimmung der Populationszusammensetzung aufgrund der Beobachtungen vor Beginn der Brutzeit ist bei dieser Art recht gut möglich, ein Wert von etwas über 60 % ♂ ist zumindest für den Ostseeraum wahrscheinlich (Tab. 3.1.1). In wenig optimalen Gebieten wie den Schären vor der Küste Finnlands ist der Anteil ♂ geringer, die bereits fest verpaarten Enten (HILDEN 1964) der überwiegend verstreuten Paare abseits von Balzplätzen dürften als Ursache anzusehen sein. Ähnliches dürfte für Einzelpaare auf Kleingewässern gelten.

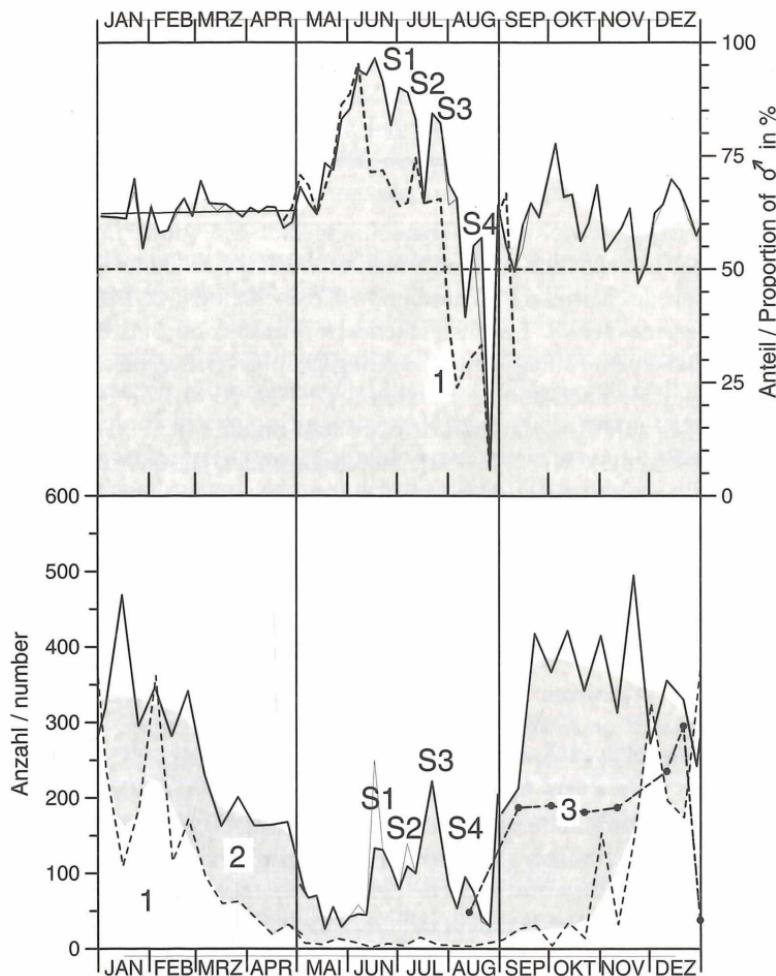


Abb. 3.1.1. Reiherente: Untere Trave zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek.

Oben) Geschlechterverteilung (Pentadenwerte). Prozentualer Anteil ♂ am Gesamtbestand für den Gesamtzeitraum ($n=69.053$) sowie für die Jahre 1966-84 (1) ($n=18.909$). Mit S1 bis S4 werden 4 Sommerdurchzugswellen bezeichnet.

Unten) Mittlere Anzahl für die Jahre 1966-79 (1) ($n=11.281$) und 1980-6.98 (2) ($n=80.748$). Im 1. und 3. Jahresdrittel - Dekadenwerte; im Sommer - Pentadenwerte - die Werte wurden der Mitte des Zeitabschnitts zugeordnet. Die Werte sind durch eine Linie verbunden, der interpretierte Verlauf ist grau unterlegt. Eingefügt wurden die Wasservogelzählungen von PESCHEL (1986-95). Als gestrichelte Linie (3) im letzten Jahresdrittel die stark abweichenden Werte des Jahres 1996.

Fig. 3.1.1. Tufted Duck: Lower river Trave between Kattegatt and Schlutuper Wiek.

Above: Sex ratio for all years and (1) 1966-84.

Below: Mean numbers 1966-79 (1), 1980-98 (2) and the deviant 1996 (3) in autumn.

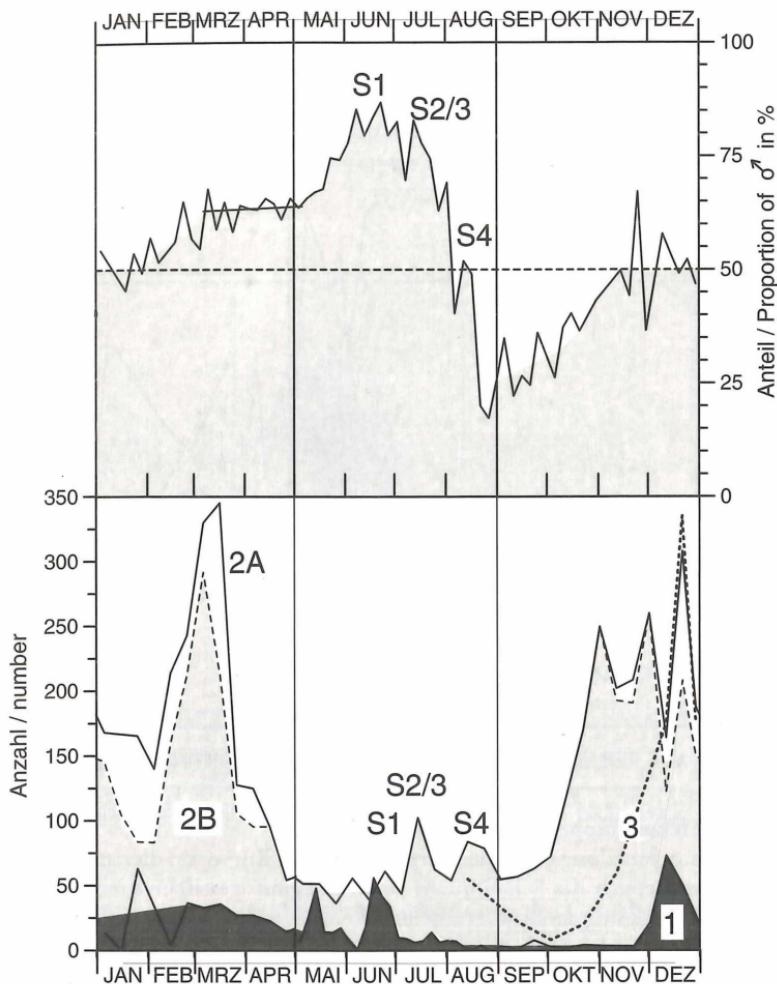


Abb. 3.1.2. Reiherente: Schellbruch und angrenzende Trave

Oben) Geschlechterverteilung (Pentadenwerte) ($n = 32.974$).

Unten) Mittlere Anzahl der Jahre 1966-79 (1) ($n = 3.530$), sowie 1980-96 (2) ($n = 36.643$). Sommerdurchzug: S0 bis S4. Im ersten und letzten Jahresschritt wurde für die Jahre 1980-95 der Anteil vom eigentlichen Schellbruch (2B) zusätzlich eingetragen. Da sich eine drastische Änderung andeutet, sind zusätzlich die stark von den Vorjahren abweichenden Bestände des letzten Drittels des Jahres 1996 dargestellt (3).

Fig. 3.1.2. Tufted Duck: Schellbruch and nearby river Trave.

Above: Sex ratio

Below: Numbers 1966-79 (1), 1980-97 (2)[2A Schellbruch and Trave, 2B only Schellbruch] and in autumn the last quarter of 1996 (3)

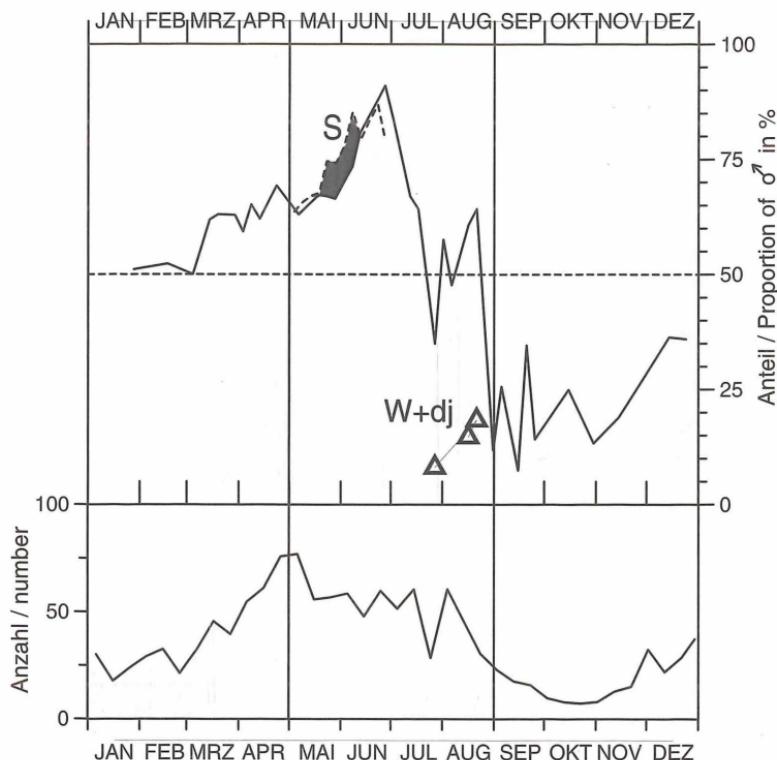


Abb. 3.1.3. Reiherente: Ruppertsdorfer (Ratekauer) See

Oben) Geschlechterverteilung (Pentadenwerte). Neben der Kurve von diesem kleinen See wurde der Verlauf im Bereich des Schellbruchs zu Brutbeginn (gestrichelt) eingezeichnet, man erkennt die Zeitverzögerung des Brutbeginns an diesem See ($n=9.740$, 1989-1996). Eingezeichnet sind im August Punkte des Anteils ♂ bei Bezug auf die Gesamtzahl inclusive der zu dieser Zeit noch erkennbaren Jungvögel (W + dj). Dies macht deutlich, daß die anschließenden niedrigen Anteile (erkennbarer) ♂ im September durch die zu dieser Zeit nicht nach Geschlechtern differenzierbaren Jungvögel entscheidend mitbeeinflußt werden.

Unten) Mittlere Anzahl 1989-95, insbesondere Zählungen von BANSEMER u.a. ($n=26.585$). Zwischen Dezember und März ist die mittleren Anzahl aufgrund fehlender 0-Werte (keine Zählungen bei Vereisung) zu groß.

Fig. 3.1.3. Tufted Duck: Lake Ruppertsdorf. Above: Sex ratio for all years and S the same for Schellbruch at the beginning of breeding season. Below: Mean numbers.

Der Anteil der ♂ steigt im Mai an, dies ist jedoch nur ein scheinbarer Anstieg, da mit Beginn der Brut die ♀ von den Wasserflächen verschwinden. Durch die zur Nahrungssuche das Gelege kurzzeitig verlassenden brütenden ♀, durch Nichtbrüter und Enten mit Gelegeverlust, insbesondere aber durch die zeitlich verschobenen Brutzeiträume der einzelnen ♀ bleibt der (scheinbare) ♂ -Anteil deutlich unter 100 %.

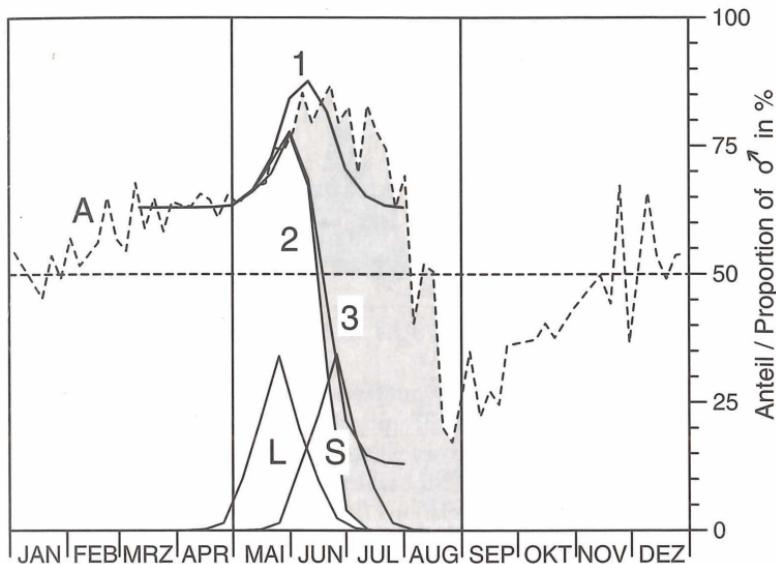


Abb. 3.1.4. Reiherente: Modellrechnung zur Entwicklung des Geschlechterverhältnisses auf Basis von Lege- (=L) und Schlupfterminen (=S) nach BERNDT (1993). Grundlage ist die beobachtete Geschlechterverteilung vom Schellbruch (Abb. 3.1.2)(A, gestrichelt). Ohne Abzug der ♂ wäre eine Geschlechterverteilung wie Kurve 1 zu erwarten. Bei Abzug der ♂ (Annahme: Abzug der ♂ 10 Tage nach Brutbeginn ihrer ♀ ist ein Verlauf der Geschlechterzusammensetzung wie 2 zu erwarten. Eine andere Annahme, gestrichelte Kurve 3 (50% der ♂ ziehen nach 10 Tagen, weitere 35% nach 20 Tagen ab, 15% der verpaarten bleiben vor Ort, Unverpaarte ziehen zwischen Anfang Juni und Mitte Juni ab) ergibt auch keine bessere Übereinstimmung. Gerastert der Anteil ♂, der durch nicht abwandernde, durchziehende und zuwandernde ♂ hervorgerufen wird.

Fig. 3.1.4. Tufted Duck: Theoretical calculation of the sex ratio with laying (L) and hatching dates (S) after BERNDT (1993). (1) Sex ratio without leaving ♂, (2) ♂ leave 10 days after beginning of breeding of ♀, 3 ♂ leave slower than 2 (50 % after 10 d, 35 % after 20 d, and 15 % stay at the breeding area).

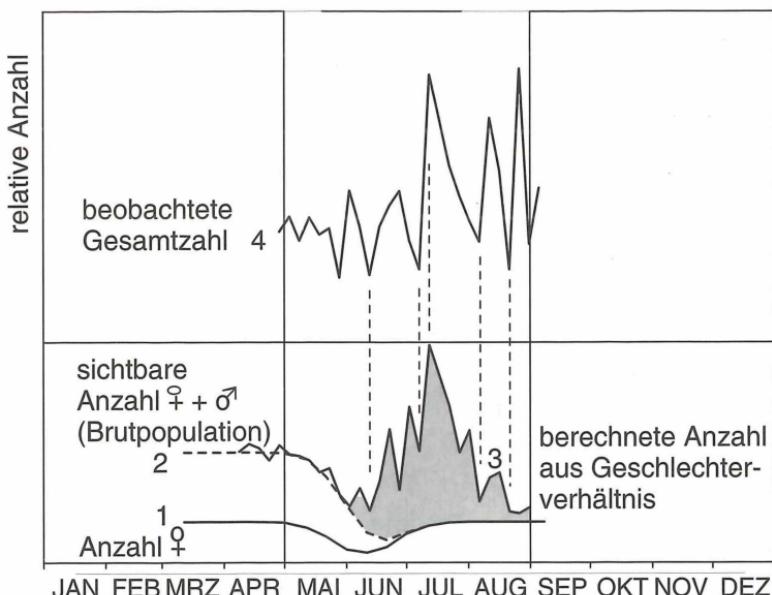


Abb. 3.1.5. Reiherente: Modellrechnung zum Mauserdurchzug. Kurve (1) Verlauf des sichtbaren Bestandes der ♀, (2) Bestand der ♂ der Brutpopulation (Annahmen wie in Abb. 3.1.4). Die aufgrund der beobachteten Geschlechterverteilung notwendige Anzahl ♂ wird durch Kurve (3) beschrieben. Im Vergleich hierzu der beobachtete Durchzug (oben). (Weiteres siehe Text)

Fig. 3.1.5. Tufted Duck: Theoretical calculation of the summer migration at Schellbruch values as in Fig 3.1.4. (1) number ♀, 2 number ♂ (breeding population), (3) calculated number of ♂ passing to moulting ground from sex ratio. Top curve (4) shows the observed number of ducks.

Die Auswirkung auf das sichtbare Geschlechterverhältnis wurde mittels der Lege- und Schlupftermine (BERNDT & BUSCHE 1993b) berechnet (Abb. 3.1.4). Die Nistplatzsuche der ♀, der Nestbau und das Legen beeinflussen wegen der nur kurzen Abwesenheit von den freien Gewässerflächen das Geschlechtsverhältnis praktisch noch nicht, wie ein Vergleich mit der Verteilung des Legebeginns zeigt. Erst die längere Abwesenheit der ♀ beim Brüten führt zum Ansteigen der (scheinbaren) Anteile der ♂. Nichtbrüter unter den ♀, am Myvatn/Island (BENGSTON 1972) und einem Teichgebiet in Mähren/ehemalige Tschechoslowakei (FIALA 1988) rund 15 %, wurden nicht gesondert berücksichtigt. Ohne Abzug von ♂ würde nach Schlupf aller Gelege die Geschlechterzusammensetzung vor Brutbeginn wieder zu verzeichnen sein (Abb. 3.1.4). Nach BEZZEL (1985) verschwinden die ♂ meist in der ersten Hälfte der Bebrütung (Annahme für Rechnung: ♂ ziehen 10 Tage nach Brutbeginn ihrer ♀ ab, Nichtbrüter ziehen proportional zu der Brutvögeln ab). Eine hiermit durchgeführte Berechnung kann den Anstieg im Mai und Anfang Juni exakt wiedergeben, der anschließende steile Abfall weicht stark von den Beobachtungen ab. Auch mit der detaillierteren

Tab. 3.1.1. Reiherente: Geschlechterzusammensetzung der Brutpopulationen (tertiäres Geschlechtsverhältnis) in verschiedenen Teilen Europas.

Tab. 3.1.1. Tufted Duck: Sex ratio of breeding population in different parts of Europe

Untersuchungsgebiet	Anteil ♂	Zeitraum	Quelle
Untere Trave Schleswig-Holstein	62-63% 61%	März-April Mai	diese Arbeit BERNDT & BUSCHE (1993b)
Hamburg	„fast ausgeglichen“ 59% 66%/65%	Ende April/Mai April April/Mai	WITTENBERG (1984) WITTENBERG (1967) STREESE (1968)
Süd-Schweden nur Südküste	57-60% 64%	April	NILSSON(1970a) NILSSON (1970a)
Helsinki/Finnland	62%	vor Brutbeginn	HILDEN (1964)
Schären/Bottnischer Meerbusen/Finnland	55-57%		HILDEN (1964)
Schären/SW-Küste SF	60%/55%	April-10.Mai/ab 10.Mai	v. HAARTMAN (1945)
Deutschland	58%	April	FRIELING (1934)
Ismaninger Teichgebiet/ Bayern	55,5%	April	BEZZEL (1979)
Stausee Eching/Bayern	58%	April	BEZZEL (1959)
Großbritannien	58%/60%	März-April/Mai	TUITE & OWEN (1984)
Tay Mündung/ Schottland	62%/57% (Süß/Salzwasser)	April	BOASE (1926)
St. James Park, London	55-62% (jahrweise varierend)	April...Juni	GILLHAM (1986)
Mähren/ Tschechoslowakei	62%	April/1.Hälfte Mai	FIALA (1988)

Abwanderung der ♂ nach von HAARTMAN (1945) ergibt sich keine deutlich andere Geschlechterverteilung. Eine wie berechnet weitgehend komplette Abwanderung der ♂ bis zur 1. Hälfte Juli wird zumindest in suboptimalen/pessimalen Habitaten Finnlands beobachtet (HILDEN 1964). In Schottland wurden die letzten zusammenhalgenden Paare in der letzten Junidekade erfaßt (BOASE 1954). Im St. James Park, London, verließ die Mehrzahl der gekennzeichneten lokalen ♂ die Parkgewässer im Juni, letzte Paare wurden in den verschiedenen Jahren jeweils zwischen Mitte und Ende Juli gesichtet (GILLHAM 1957, 1958, 1986). Es kann wohl davon ausgegangen werden, daß die berechnete Kurve den zeitlichen Ablauf recht gut widerspiegelt. Die große Differenz zwischen diesem berechneten Verlauf und dem beobachteten Verhältnis im

Untersuchungsgebiet kann nur ein Zuzug/Durchzug gebietsfremder Enten, eine längere Anwesenheit der ♂ am Brutplatz (evtl. Brutmauser - Kleingefieder) und/oder gleichzeitig mit den ♂ abziehende ♀ erklären.

Der Ruppertsdorfer See ist hier als Kleingewässer aufgenommen. Hier finden sich nur wenige Überwinterer ein. Im Februar ist das Geschlechterverhältnis (Abb. 3.1.3) nahezu ausgeglichen und ähnelt hierin dem Schellbruch. Wie dort nimmt auch der Anteil ♂ im März zu. An diesem See steigt der Bestand an. Der nach der Geschlechterverteilung erkennbare gegenüber Schellbruch und den Spülflächen an Kattegatt und Breitling verspätete Brutbeginn beträgt mindestens 2 Pentaden (10-14 Tage), nach BERNDT & BUSCHE (1993b) wird auch auf anderen derartig kleinen Gewässern (kleine Seen, Fischteiche) in Schleswig-Holstein ein verzögterer Brutbeginn beobachtet. Während für die Reiherenten-♀ im Schellbruch noch der Altschilfbestand und damit Deckung vorhanden ist, fehlt hier nach dem Winter jegliche schützende Vegetation und muß bis Brutbeginn erst nachwachsen (siehe auch BERNDT & BUSCHE 1993b, RUTSCHKE et al. 1973).

3.1.2. Sommerwanderungen, Mauser

Der Sommerdurchzug, der von der Mauser der ♂ und Wanderungen zu den Mausergebieten geprägt ist, verläuft im Untertravebereich in 4 bis 5 Schüben (S0, S1 bis S4 in Abb. 3.1.1 + 3.1.2). Im Schellbruch und zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek zeichnen sich diese sowohl in den Bestandszahlen wie im Geschlechterverhältnis ab. Bei über 60 % ♂ sind zwangsläufig 1/3 aller ♂ unverpaart. Schon Anfang Juni weichen die berechneten Anteile von den beobachteten ab. Im Schellbruch wurde in verschiedenen Jahren ein Durchzug reiner ♂-Trupps beobachtet, so fielen am 10. Juni 1979 63 ♂ auf der freien Wasserfläche ein, die am nächsten Tag nach Osten weiterzogen (AG SCHELLBRUCH 1981). In der 2. Junihälfte (besonders 34/35. Pentade)(S1) zeichnet sich der erste stärkere Durchzug von ♂ in den Brutgebieten ab. ♂ frühbrütender ♀, die in der ersten Hälfte der Brutzeit das ♀ verließen, und vielleicht auch unverpaarte sind unterwegs. In Finnland traten die ersten einzelnen Reiherenten-♂ trotz späteren Brutbeginns auch in der ersten Juni-Hälfte auf, um Mitte des Monats wurden dann bereits kleine Trupps beobachtet, die schnell abzogen (HILDEN 1964). Am Dassower See steigt der Bestand langsam an (Abb. 3.1.7), auffällig ist hier der sehr hohe Anteil ♂. Diese dürften hier in der Mehrzahl mit der Brutmauser/Postnuptialmauser (Kleingefieder) beginnen. Zumindest teilweise wird auch bereits mit der Schwingenmauser begonnen. Ein Reiherenten-♂ mit beidseitig mehreren fehlenden Schwingenfedern, aber noch flugfähig, wurde bereits am 30. Juni 1985 im Schellbruch beobachtet.

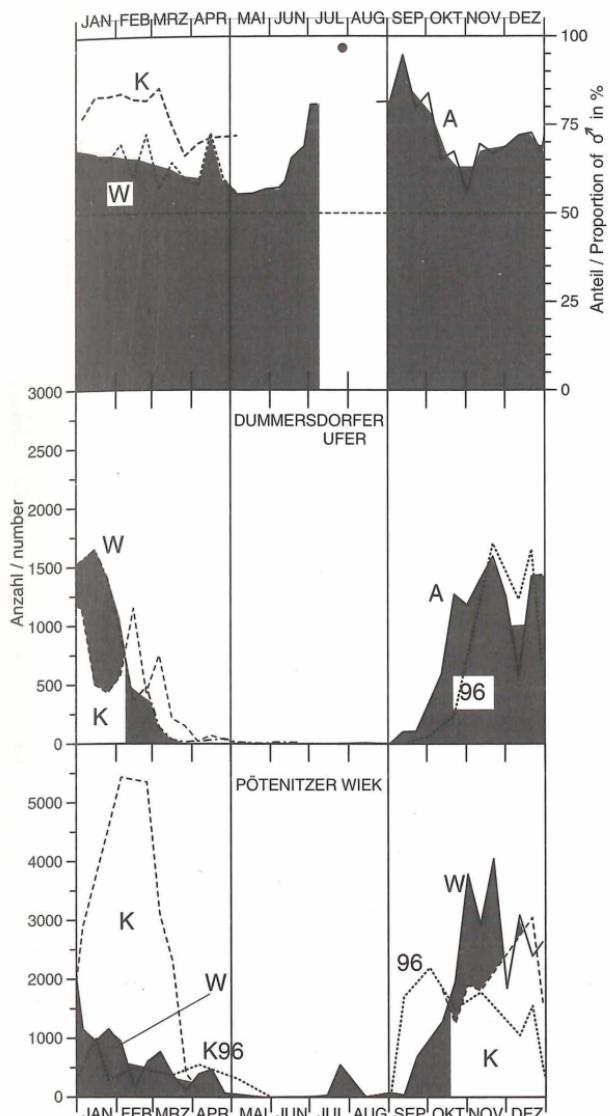


Abb. 3.1.6. Reiherente:
Pötenitzer Wiek und Dümmerdorfer Ufer

Oben) Geschlechterverteilung.
Da keine größeren Unterschiede zwischen beiden Gebieten,
erfolgte eine gemeinsame Darstellung. Zu Jahresbeginn sind
große Unterschiede zwischen kalten und mäßig kalten
Wintern zu verzeichnen ($n=179.750$, 1967-6.98).

(K kalte Winter, W warme/mäßig kalte Winter, A alle Jahre)
Mitte) Mittlere Anzahl für die
Trave am Dümmerdorfer Ufer.
Kalte und mäßig kalte/warme
Winter wurden getrennt darge-
stellt. Die Buchten vereisen in
kalten Wintern und der Bestand
ist klein. Der hohe Wert im Fe-
bruar in dieser Kurve wird
durch eine einzige Zählung her-
vorgerufen, Ursache waren ver-
mutlich Störungen von
Entenansammlungen außerhalb
dieses Abschnitts ($n=101.841$).
96 stellt den abweichenden Ver-
lauf des Jahres 1996 dar.

Unten) Mittlere Anzahl für die
Pötenitzer Wiek (1978-1998)
Deutlich wird der starke Zuzug
in den ersten Monaten der kal-
ten Jahren (K). Der Bestand
hängt in kalten Wintern stark
von Vereisung (Lage der eisfreien
Flächen) und Windrichtung
ab und wechselt teilweise von
Tag zu Tag erheblich. Die Mit-

telwerte der Kaltwinterbestände sind vermutlich etwas groß aufgrund einer zu geringen Anzahl von Zählungen bei weitgehend kompletter Vereisung. Die erste Hälfte des Winters (Oktober/November) wird weniger von der Kälte sondern von der sich mit den Jahren ändernden Phänologie gekennzeichnet ($n=218.188$). Das erste Jahresdrittel 1996 (K96) ähnelt als besonders kalter Winter jedoch mehr den warmen Jahren als früheren Kältewintern.

Fig. 3.1.6. Tufted Duck: Pötenitzer Wiek and Dümmerdorfer Ufer. Above: Sex ratio for both areas combined, in first part of year separate curves for cold (K) and a different one for warm/moderate (W) winters. Middle: Mean number for river Trave at Dümmerdorfer Ufer. Lower: Number for the Pötenitzer Wiek-Bay in cold (K) and warm/moderate winters (W) and the deviant year 1996 (96).

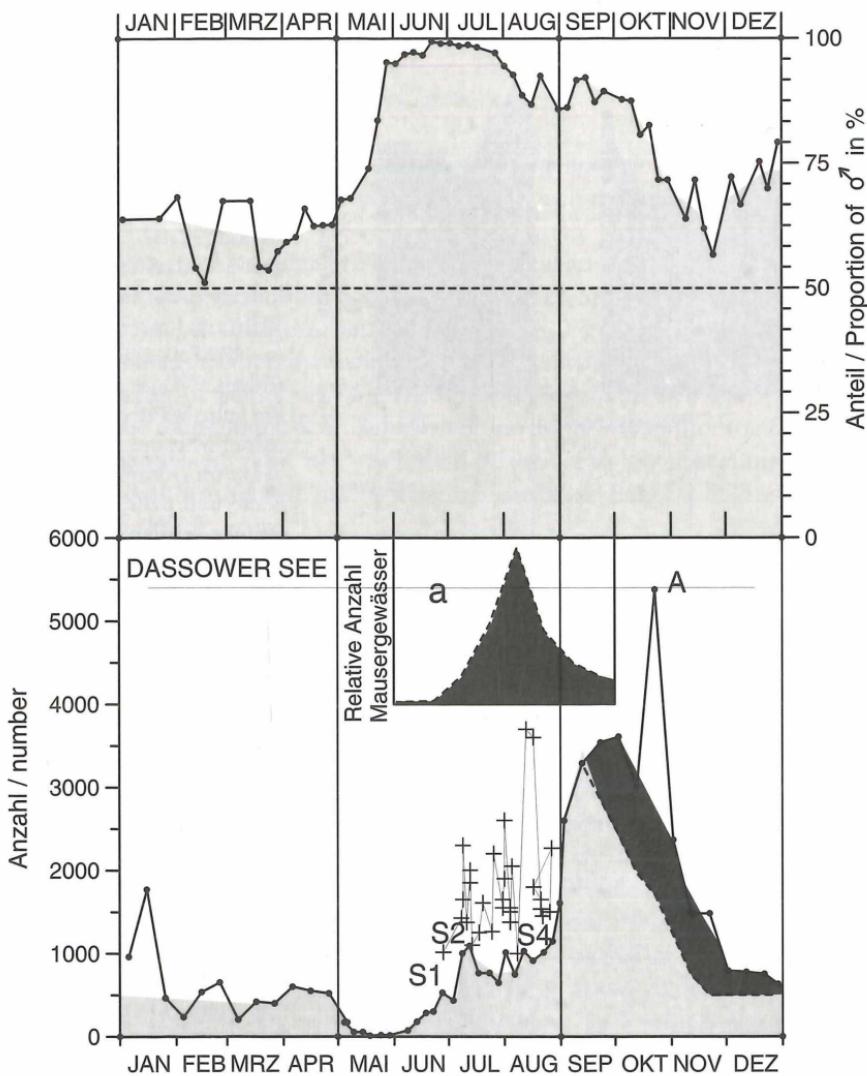


Abb. 3.1.7. Reiherente: Dassower See

- a) Geschlechterzusammensetzung 1990-1998 ($n = 117.448$).
- b) Mittlere Anzahl von 1987-1998. Zusätzlich wurden Daten aus GOOS (1989)(1987-1990) und Wasservogelzählungen von GOOS sowie Zählungen aus dem Sommerhalbjahr von WIEDEMANN & KAHNS (1994) hier berücksichtigt. Inlet a stellt den relativen Bestandsverlauf an einem Mausergewässer dar (Krakower See, Mecklenburg-Vorpommern nach NEUBAUER 1988b). Der Sommerdurchzug wurde mit gleicher Kennung wie in Abb. 3.1.1 bezeichnet. Sehr große erfaßte Bestände im Sommer wurden zusätzlich eingezeichnet (+). Da im Herbst die Enten von der Pötenitzer Wiek bei Störungen hierher ausweichen, ist i.A. keine separate Erfassung möglich -

(Abb. 3.1.7. Forts.) gestrichelt wurde im Herbst der abgeschätzte Verlauf des Bestandes am Dassower See ohne diesen Zuflug eingezeichnet ($n=293.695$, 1987-6.98). Die beiden kalten Winter 1995/96 und 1996/97 sind während der Monate Januar bis März nicht berücksichtigt, zwischen Mitte Dezember und März waren hier nur wenige Enten anzutreffen. Die Spitze im Herbst (A) dürfte auf anthropogenen Störungen im Herkunftsgebiet beruhen, siehe hierzu Text.

Fig. 3.1.7. (p. 25) Tufted Duck: Lake Dassow. Above: Sex ratio. Below: Mean numbers. The little diagram (a) shows the numbers on a typical moulting lake in the neighbouring state Mecklenburg-Vorpommern. This sometimes holds large duck numbers (+), only some of which moult here.

Die nächste Durchzugswelle ist fast 3 Wochen später (38./39. Pentade)(S2) zu erkennen, dann folgt noch eine gegen Ende Juli (41./42. Pentade)(S3), diese beiden Zugwellen sind nicht immer zu trennen. Am Dassower See beträgt der Anteil ♂ zu dieser Zeit über 98 %. So könnten dies ♂ spätbrütender ♀ aber auch unverpaarte ♂ sein. Verschiedene Untersuchungen an anderen *Aythya*-Enten legen nahe, daß unverpaarte ♂ später aus den Brutgebieten verschwinden (SOWLS 1955) bzw. später mausern (HOCHBAUM 1944) als verpaarte Vögel. Bei den wenigen ♀ Ende Juli am Dassower See kann es sich um den Abzug von nichtbrütenden ♀ und solchen mit Verlust des Geleges oder der Jungvögel handeln, was auch HILDEN (1964) für Finnland anführt. Da Jungvögel teilweise vor dem vollständigen Flüggewerden verlassen werden (GILLHAM 1957, 1986, HILDEN 1964, BEZZEL & KROSIK 1971), ist nicht ausgeschlossen, daß auch ein Teil erfolgreicher ♀ bereits ab Anfang August am Dassower See zum ansteigenden ♀-Anteil beiträgt. Eigene Beobachtungen unbegleiteter Jungvögel stammen allerdings verstärkt aus der 2. Augusthälfte.

Tab. 3.1.2 Reiherente: Maximaler Sommerbestand auf dem Dassower See zwischen 15. Juli und 20. August, 1983 bis 1990 nach BERNDT & BUSCHE (1993) bzw. GOOS (1989) und eigenen Zählungen.

Tab. 3.1.2. Tufted Duck: Maximum numbers during moulting season (July 15 - August 20) on lake Dassow

Jahr	1983	1984	1985	1986	1988	1989	1990	1991
Maximalbestand	2000	1100	1000	450	580	330	450	240
Jahr	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	
Maximalbestand	1900	3700	670	1550	2200	1550	2600	

Die theoretische Betrachtung aus den Annahmen zur Brut - Abzug der ♂ 10 Tage nach Brutbeginn des ♀ - ermöglichen eine Abschätzung der Zusammensetzung des Durchzugs. Ohne Zuwanderung und entsprechende Abwanderung der ♂ würde der zeitliche Verlauf des Bestandes der Kurve 2 in Abb. 3.1.5 entsprechen. Um das beobachtete Geschlechterverhältnis bei konstanter ♀-Anzahl (ausschließlich Brutvögel) zu erhalten, wäre ein Durchzug (♂) wie Kurve 3 notwendig. Wenn man die Art der Datensammlung berücksichtigt, so ist die Übereinstimmung mit den Beobachtungen relativ gut. Entscheidende Minima und Maxima stimmen zeitlich überein. Die unterschiedliche Anzahl ab Juli kann nur durch zusätzlich mitwandernde ♀ erklärt werden, so müssen Mitte Juli mindestens 5 % ♀ (evtl. plus weitere bei Abnahme der lokalen ♀-Population) in den durchziehenden Trupps und im August mindestens 30 % ♀ enthalten sein. Dies widerspricht nicht den anderen Ergebnissen.

Im Sommer werden auf dem Dassower See teilweise hohe Bestände beobachtet (Tab. 3.1.2), der Anteil Mauservögel ist unbekannt. Die Abb. 3.1.7. deutet für den Dassower See einen relativ gleichmäßigen Verlauf an, dies wird jedoch nur durch die Mittelwertbildung über alle Jahre erreicht. Die erfaßte Anzahl in den einzelnen Jahren ergibt kein einheitliches Bild, der Mauserbestand dürfte jedoch jahrweise zwischen einigen 100 und mehr als 1000 Enten schwanken. Im Vergleich mit den gleichzeitig mausernden Schellenten werden nur relativ wenige Reiherenten, die eindeutig ohne Schwungfedern sind, erfaßt. Ein Teil der zu dieser Zeit anwesenden Enten fliegt noch zu den Mauserplätzen in Schleswig-Holstein und eventuell auch Mecklenburg. Eine Beobachtung - 29. Juli 1992 55 + 135 Ind. brechen vormittags vom Dassower See auf und lassen sich bis weit hinter Travemünde über mehrere km in nordwestlicher Richtung verfolgen - deutet auf eine Wanderung zu den bekannten Mausergebieten in Ostholstein (HEIN in BERNDT & BUSCHE 1993b). Die quantitativ (jahrweise zwischen < 200 und > 2000) und zeitlich sehr unterschiedliche Ausprägung des Durchzugs im Juli lässt vermuten, daß Störungen auf anderen Mausergewässern zur Zeit der Postnuptialmauser die Ursache sein könnten. Maximalwerte können in der 1. oder 2. Hälfte des Monats Juli auftreten, in anderen Jahren fallen diese aus. Die Ansammlungen von Reiherenten, die in einzelnen Jahren in den in der 2. Hälfte Juli auf der Pötenitzer Wiek beobachtet werden - z.B. 900 am 26. Juli 1996 -, können wohl auch als Durchzügler zu den Mauserplätzen (unter Umständen natürlich auch zum Dassower See) betrachtet werden. Diese Enten weichen bei Störungen durch Boote im Laufe des Tages zum Dassower See aus und sind jeweils in der dort erfaßten Menge enthalten. Die in der 2. Julihälfte anwesenden Reiherenten sind fast durchweg im Schlichtkleid. Zuzug auf den großen Mauserplätzen wird besonders im Juli und noch Anfang August verzeichnet (BERNDT & BUSCHE 1993b, van der WAL & ZOMERDIJK 1979). 1998 wurde eine gegenüber anderen Jahren größere Anzahl flugunfähiger, d.h. hier eindeutig mausernder Reiherenten festgestellt.

Die letzte Sommerdurchzugswelle (S4) ist Mitte August zu verzeichnen. Dieser Durchzug könnte bereits vom Abzug aus den Mausergebieten bestimmt sein, nach NEUBAUER (1988a, b) verließen von der ersten zur zweiten Monatshälfte August 50 % der Enten den Mauserplatz auf dem Krakower See/Meklenburg-Vorpommern. Im allgemeinen erreicht die Anzahl im Untersuchungsgebiet nicht die des Juli-Durchzugs, sie kann im Einzelfall jedoch sehr groß sein. Ob die sehr große Anzahl am Dassower See Mitte August 1993 (3700 Ind.) als Durchzugsgäste oder als Mauservögel anzusehen waren, kann aufgrund fehlender Zählungen in den Wochen zuvor nicht geklärt werden. Große Bestände zu dieser Zeit sind möglicherweise auf Störungen in Mausergebieten und dadurch bedingten vorschnellen Abzug bereits vermauserter Enten zurückzuführen.

♂ mit fehlenden/wachsenden Schwingen werden hier noch im September beobachtet, das letzte ♂ mit weitgehend fehlenden/kurzen Schwingen wurde am 17. September 1993 gesehen. Da sich diese Beobachtungen nur auf die wenigen flügelschlagenden Enten während der Zählungen beziehen, kann dieser Termin nicht als Grenzwert betrachtet werden.

Während auf dem Dassower See im Juni/1. Hälfte Juli gerade 1,5 % der Enten ($n=14.224$) weiblich sind, nimmt der Anteil ♀ im August auf 12 % ($n=13.365$) zu. Der ♀-Anteil ist während der gleichen Zeiträume im IJsselmeer mit 7 % bzw. 28 % ♀ (VAN DER WAL & ZOMERDIJK 1979) deutlich größer, die Autoren bezeichnen ihre Werte jedoch als Höchstwerte, da nach subjektiver Einschätzung uferfern ein höherer Anteil ♂ zu finden war. Mit 9 % im Juni/1. Hälfte Juli bzw. 27% ♀ im August liegen die Anteile auf einen kleineren Mausergewässer in Nordrhein-Westfalen (ZIEGLER 1987) jedoch in gleicher Größenordnung. Andere Gewässer scheinen keine derartige Attraktivität auf die später mausernden ♀ auszuüben, so waren auf dem Seletenter See auch im August nur 3 % ♀ (DRENCKHAHN nach BERNDT & BUSCHE 1993), auf dem Ismaninger Speichersee nach 6 % ♀ im Juni/1. Hälfte Juli im August 9 % ♀ (BEZZEL 1959).

In den Brutgebieten verbleibt nach Abzug/Durchzug der Mauservögel eine Entengesellschaft mit hohem ♀-Anteil. Erste Familien wurden im Schellbruch ab Ende Mai (25. Mai 1981 1 Familie, AG SCHELLBRUCH) beobachtet, nach BERNDT & BUSCHE (1993b) schlüpfen die Reiherenten verstärkt ab Mitte Juni. Dadurch werden die ♀ wieder sichtbar, oft jetzt mit Familien. Neben dem Abzug der ♂ führt dies zu steigenden ♀-Anteilen (Abb. 3.1.2).

♀ mausern verstärkt im Brutgebiet, im Londoner St. James Park beispielsweise 45 % (GILLHAM 1958). So wurden Mitte August mausernde ♀ im Schellbruch und am Ruppertsdorfer See beobachtet. Da die Anzahl der ♀ im Schellbruch dann die der

zuvor anwesenden deutlich übersteigt, handelt es sich zumindest teilweise um zugewanderte ♀, die hier dann mausern (12. August 1994 von 30 anwesenden ♀ mindestens 9 ohne Schwingen, am 18. August 1996 von 13 ♀ mindestens 10 mausernd). Führende ♀ beginnen teilweise auch schon Mitte August, noch während der Führungszeit, mit der Großgefiedermauser (17./18. August 1996 von 4 führenden ♀ 3 ohne Schwingen, Jungvögel jeweils etwa 7 Wochen alt), andere erst nach dem Verlassen der selbstständigen jedoch nicht unbedingt flüggen Jungvögel. Um Mitte August wurden auch einzelne mausernde ♀ am Dassower See zwischen mausernden ♂ beobachtet. Unter den dort mausernden weiblichen Bergenten (SCHÜTT 1995) wurden noch am 2. Oktober 1996 mehrere ♀ ohne bzw. mit noch sehr kurzen Schwungfedern beobachtet. Allein aufbrechende ♀ vom Ruppertsdorfer See - 5. August 1995 5 ♀ steigen in weiten Kreisen hoch auf und ziehen nach N ab - deuten auf einen Mauserzug der ♀ unabhängig von dem der ♂ - ♀ werden nicht von den ♂ zu den Mauserplätzen mitgerissen. Bei der Reiherente sind im hiesigen Untersuchungsgebiet diese Mauserwanderungen von ♂ und ♀ zeitlich stärker überlappt als bei der Bergente (SCHÜTT 1995).

3.1.3. Wegzug, Wintervorkommen, Heimzug

Ab Ende August/Anfang September nimmt der Bestand deutlich zu, am Dassower See (Abb. 3.1.7) sowie zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek (Abb. 3.1.1) steigt jetzt die Anzahl der Reiherenten steil an. Die Beobachtungen vom Dassower See und Einzelbeobachtungen vom Pötenitzer Wiek/Dummersdorfer Ufer deuten auf einen Anteil von mindestens 80 % ♂, wohl ein direkter Zuzug aus den Mausergebieten. In den Brutgebieten Kattegatt und Breitling/Stau wird die Geschlechterzusammensetzung jetzt nicht mehr von den wenigen Reviervögeln bestimmt sondern von den hinzukommenden Enten. Unter den eintreffenden Enten liegt hier der ♂-Anteil weit oberhalb 60 %, abgeschätzt aus Geschlechterzusammensetzung und Bestandsanstieg.

Wenn man nicht von einer auf dem Zugweg und im Winterquartier durchgeführten Mauser des Kleingefieders (ins Prachtkleid) ausgeht sondern von einer vorwiegend stationären Kleingefiedermauser auf den zuvor bereits genutzten oder neuen Mausergewässern - abhängig von der noch vorhandenen Nahrungsdichte (siehe KOOP 1996), könnte man den Dassower See aufgrund der zeitlichen Verteilung der Bestände als Kleingefiedermausergewässer ansehen. Der mittlere Septemberbestand liegt hier ähnlich wie am Großen Plöner See beim 4-5 fachen des Augustbestandes (überwiegend Schwingenmauservögel). Zumindest auf einem Teil der Schwingenmausergewässer, auf denen die Enten in z.T. sehr großen Dichten ($> 1000 \text{ Ind./km}^2$) auftreten, dürfte die Nahrungsdichte im Laufe des Sommers stark abnehmen. Enten mit abgeschlossener Schwingenmauser sind dann in der Lage auf nahrungsreichere Gewässer zu wechseln, der zuvor wohl primär entscheidende Auswahlfaktor für das Gebiet - die Störungs-

freiheit - ist dann von geringerer Bedeutung. Sowohl auf Großem Plöner See wie Dassower See/Pötenitzer Wiek dürften aufgrund von anthropogenen Störungen im Sommer die potentiellen Kapazitäten nicht ausgeschöpft worden sein. Derartige Gewässer bieten sich dann zur weiteren Mauser an, vergleichbares gilt für die Tafelente. Verifiziert werden kann eine derartige Interpretation jedoch nur, wenn die Enten sich tatsächlich über einen längeren Zeitraum vor Ort aufhalten, dies kann nur mittels individuell gekennzeichneter Enten geklärt werden.

Auf der Pötenitzer Wiek folgt ein langsamer Zuzug erst ab der 2. Hälfte September, gering nochmals verzögert erscheinen die Enten am Dummersdorfer Ufer (Abb. 3.1.6). Der späte Zuzug auf der Pötenitzer Wiek dürfte mit einer Abnahme der Bestände auf dem Dassower See zusammenfallen. Die Zahlen deuten zwar auf dort relativ konstante Bestände, es ist jedoch zu dieser Zeit im allgemeinen keine unabhängige Zählung des Dassower Sees möglich. Störungen durch die zu dieser Zeit noch große Zahl von Sportbooten und durch Fischer bewirken einen Wechsel von der Pötenitzer Wiek zum Dassower See. Während am frühen Morgen von wenigen Punkten aus die Bestände auf der Pötenitzer Wiek erfaßt oder zumindest grob abgeschätzt werden können, ist eine Erfassung des gesamten Dassower Sees zeitaufwendiger und auch nur überschlägige Abschätzungen des Gesamtbestandes dieses Sees innerhalb kürzerer Zeit sind nicht möglich. So wird hier vielfach während der Zählungen eine Ankunft der auf der Wiek verscheuchten Enten beobachtet. Der wahrscheinliche Bestandsverlauf auf dem Dassower See zu dieser Zeit (Abb. 3.1.7) ist aus Zählungen beider Gewässer abgeschätzt worden.

Mit Zunahme der Bestände im Oktober liegt der Anteil (erkennbarer) ♂ auf der Pötenitzer Wiek und am Dummersdorfer Ufer bei 65-75 %, teilweise auf der Pötenitzer Wiek aber auch unter 60 %, wohl mit noch nicht umgefärbten Jungvögeln. Der hier erfaßte Anteil ♂ könnte etwas zu gering sein, subjektiv reagieren ♀ und Jungvögel - da mehr verteilt - weniger stark auf anthropogene Störungen und fliegen nicht gleich komplett weg zum Dassower See. Der Verlauf der Geschlechterzusammensetzung zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek ist ähnlich, allerdings sind die Werte des ♂-Anteils um fast 5 % geringer, wohl durch die Brutvögel bedingt, bei stark schwankenden Werten.

In den anderen Brutgebieten dominieren auch im September noch die Brutvögel. Im Schellbruch geht der Anteil ♀ nur langsam zurück. Ausgewachsene Jungvögel wurden zumindest im September noch in der Zahl der weibchenfarbenen Enten geführt. Im Oktober wird dann ein deutlicher Zuzug verzeichnet (Abb. 3.1.2), der Anteil erkennbarer ♂ nimmt von 20-30 % im August/September auf 50 % zu. Einen geringeren Anteil nichtdiesjähriger ♂ zu dieser Zeit zeigen die Daten vom Ruppertsdorfer See, bis in den November hinein sind im Mittel über 80 % weibchenfarbene Enten.

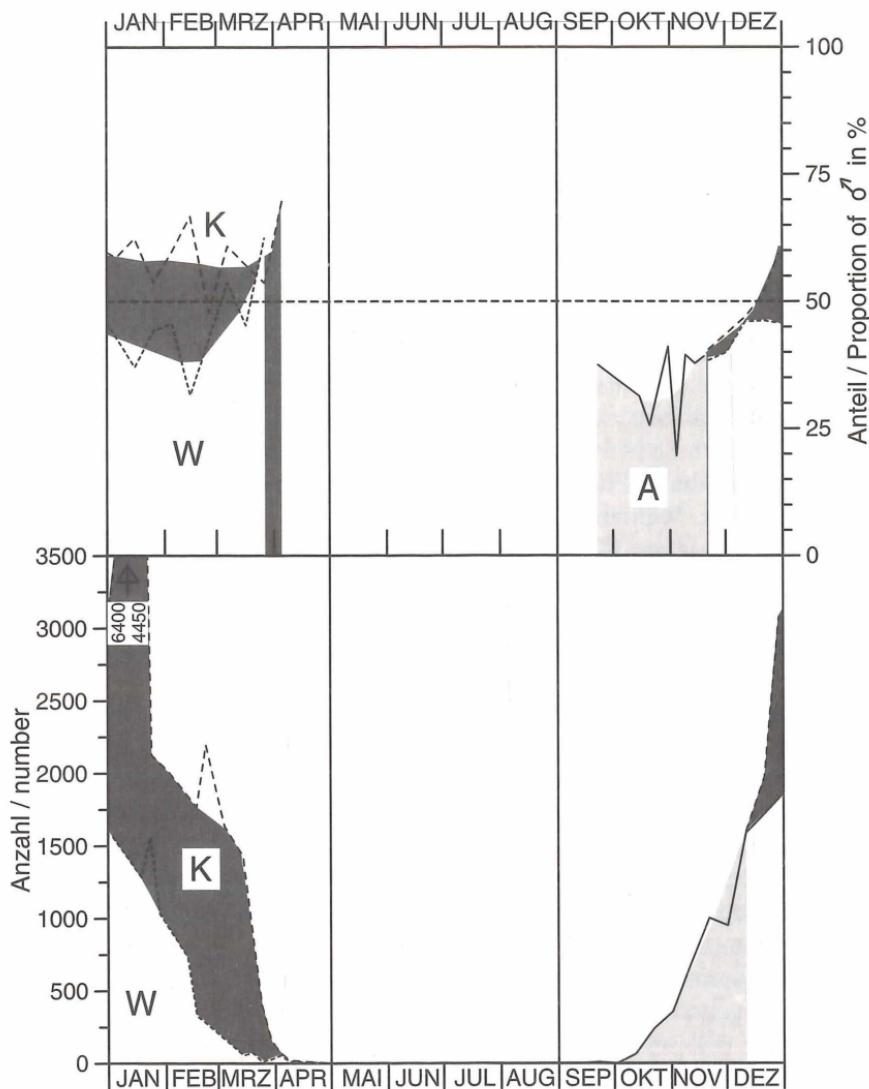


Abb. 3.1.8. Reiherente: Trave in Travemünde

a) Geschlechterzusammensetzung für kalte (K) und warme/mäßig kalte (W) Winter ($n=100.101$).
 b) Mittlere Anzahl zwischen 1981 und 1998 ($n=93.951$), ab Dezember wurden kalte (K) und warme/mäßig kalte (W) Winter getrennt dargestellt. Hohe Werte sind nach Vereisung der Pötenitzer Wiek vorzufinden, besonders wenn Ostwinde Eis an das westliche Ufer der Pötenitzer Wiek und die Liegeplätze vor dem Priwall treiben.

Fig. 3.1.8. Tufted Duck: Trave in the village of Travemünde/Baltic Sea near the mouth of the river

Above: Sex ratio for all (A), cold (K) and warm/moderate (W) winters

Below: Mean numbers

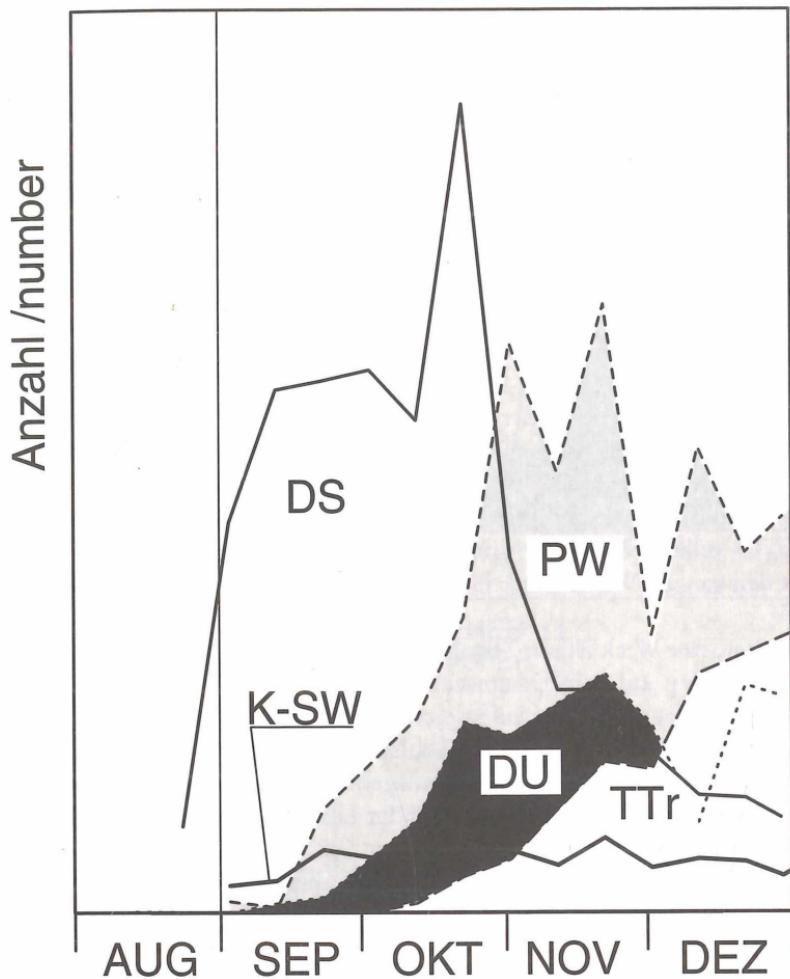


Abb. 3.1.9. Reiherente: Gemeinsame Darstellung der herbstlichen Ankunft in den verschiedenen Abschnitten des Untersuchungsgebietes, man erkennt deutlicher als mittels der Einzeldarstellungen den sukzessiven Einzug der Reiherenten. Kattegatt - Schlutuper Wiek (K-SW), Dassower See (DS), Pötenitzer Wiek (PW), Dummersdorfer Ufer (DU), Trave in Travemünde (TTr).

Fig. 3.1.9: Tufted Duck: Combined presentation of the autumn numbers of the different regions along the river Trave

Eine Betrachtung der Zusammensetzung kurz vor dem Selbstständigwerden der Jungvögel (Abb. 3.1.3), wenn diese auch auf größere Entfernung noch gut als solche erkennbar sind, zeigt, daß hier im September die Jungvögel für den geringen Anteil

(erkennbarer) ♂ zumindest mitbestimmend sind. Während sich dort die Schofe bereits sehr früh auflösen - vermutlich bedingt durch die hohe Schofdichte und Entendichte, wurden im Schellbruch und der angrenzenden Trave noch Ende September zusammenhaltende Jungvögel beobachtet (z.B. 4 Jungvogelgruppen am 27. September 1998).

Erst relativ spät im Oktober beginnt der langsame Aufbau des Winterbestandes auf dem Traveabschnitt in Travemünde (Abb. 3.1.8, 3.1.9), bis zum Jahresende steigt der Bestand kontinuierlich an. Hier dominieren weibchenfarbene Enten (♀ und noch unvermauserte Jungvögel). Da ♀ zumindest teilweise noch im Oktober mausern und Jungvögel das Brutgebiet verstärkt erst in der 2. Hälfte September/Anfang Oktober verlassen (GILLHAM 1957, 1958), könnte dies für den späten Einzug ausschlaggebend sein. Hier ist jedoch auch starker Sportboot- und Schiffsverkehr zu verzeichnen, so daß auch ein Einfluß des deutlich abnehmenden Freizeitbootsverkehrs ab Mitte Oktober möglich ist. Der hier bedeutendste Abschnitt - der Passathafen - ist ein Sportbootshafen, der parallel mit dem Verbringen der Boote an Land von den Reiherenten bezogen wird. In anderen Bereichen sind die Enten jedoch auch später direkt zwischen den dort den ganzen Winter über im Wasser liegenden Booten zu finden.

Auf der Pötenitzer Wiek ist ein Zuzug noch bis Ende Oktober zu verzeichnen, während zu dieser Zeit auf dem Dassower See die Bestände bereits abnehmen. Der auf dem Durchzugsdiagramm wie aufgesetzt erscheinende hohe Bestand in der letzten Oktoberdekade, der sich in anderen Gebieten weniger präsent abzeichnet, dürfte auf anthropogene Störungen in Herkunftsgebieten zurückzuführen sein (ausführlicher siehe Tafelente). Der Gesamtbestand der Untertrave (Abb. 3.1.10) ist im Mittel der letzten mäßig kalten Winter 1990-94 mit 6000-8000 Ind. relativ konstant. Eine Durchzugswelle im November dürfte bereits auf Vereisung von Gewässern außerhalb des Untersuchungsgebietes zurückzuführen sein. In früheren Jahren wuchs der Bestand im Bereich zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek bis zum Jahresende kontinuierlich an, während der letzten 15 Jahre bildete sich ein relativ konstanter Bestand über die letzten 2 Monate des Jahres aus, diese Enten überwintern hier und verlassen nur bei Vereisung das Gebiet.

Während der Dassower See und einige Nebengewässer bereits kurzzeitig im November vereisen können, ist dies in größeren Bereichen der Unteren Trave selten vor Ende Dezember der Fall. Auf deutliche Kälteeinbrüche, wie z.B. 1995 und 1996, reagieren die Reiherenten mittels Winterflucht, im Untersuchungsgebiet macht sich diese durch einen Anstieg des Gesamtbestandes bemerkbar. Da bei anhaltender Kälte auch die Untere Trave zunehmend vereist, zieht zumindest in einigen Jahren ein Teil weiter.

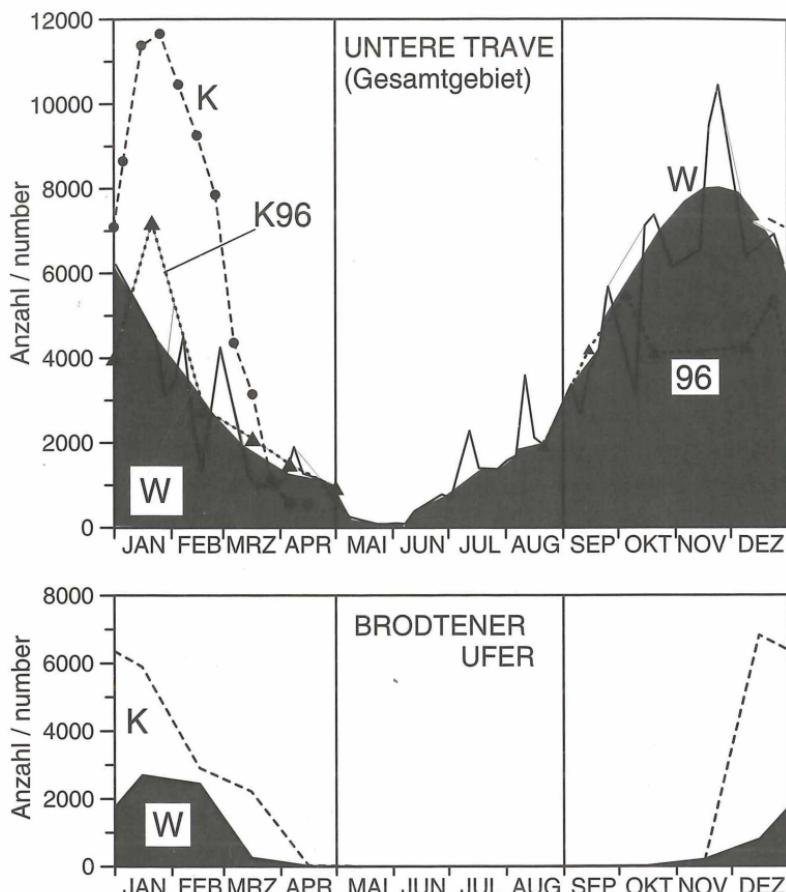


Abb. 3.1.10. Reiherente: Gesamtbestand der Unteren Trave

Oben) Für den Jahresbeginn erfolgte eine getrennte Darstellung von Kälte- und Normalwintern. Der Gesamtbestand konnte vollständig erst ab 1990 erfaßt werden. Die Darstellung der Kältewinter 1984/85 bis 1986/87 mit nur unvollständig erfaßtem Gebiet gibt trotzdem ein zutreffendes Bild, da die nicht erfaßten Bereiche zwischen Januar und März weitgehend zugefroren waren. Der Kältewinter 1996 ergab ein abweichendes Präsenzmuster. Im 1. Jahresdrittel: W) mäßig kalte/warme Winter 1990-98; K) kalte Winter 1985-87; K96) kalter Winter 1995/96.

Unten) Bestand auf der benachbarten Ostsee am Brodtener Ufer in Kälte- und Normalwintern nach monatlichen Zählungen 1966/67 bis 1994/95 von SPARR bzw. MENDE & SPARR ($n=244.405$). Fig. 3.1.10. Tufted Duck. Above: Total numbers on the Lower river Trave. Moderate/warm (W) and cold (K) winters. The differing year 1996 (96 or K96).

Below: Mean numbers on the neighbouring Baltic Sea along the Brodtener Ufer (monthly counts)

In den warmen und mäßig kalten Wintern fällt der Bestand dann bereits ab Januar. Mitte Februar kann in einzelnen Jahren die Mehrzahl der Reiherenten bereits abgezogen sein - 19. Februar 1995: nur noch 100 Ind. Pötenitzer Wiek (Abb. 3.1.6b). In den kalten Wintern der 80er Jahre (Eiswinter) hat der Bestand am Jahresbeginn noch deutlich zugenommen, häufig mit Maximalwerten im Januar. So konnten bis weit über 10.000 Reiherenten angetroffen werden (24./25. Januar 1987: 11.500 Ind. + 6000 in Eislöchern auf angrenzender zugefrorener Ostsee vor der Travemündung). Die Anzahl ist jedoch abhängig vom Vereisungsgrad und die Enten konzentrieren sich häufig auf der durch die Schiffahrt teilweise eisfreien Trave in Travemünde. Sobald Wind Teilbereiche der Pötenitzer Wiek von Eisschollen freiweht, finden sich Reiherenten ein. Einzelne Enten kann man über dem Eis der Trave herumfliegend auf der Suche nach Löchern im Eis beobachten. Dabei fallen sie teilweise nahe bei Menschen (z.B. 5 m) auf eisfreien Flächen ein, als Ursache nehme ich Nahrungsmangel aufgrund einer Überweidung der länger eisfreien Flächen an. Die Verteilung der Enten kann sich in Vereisungsperioden bei wechselnden Winden von Tag zu Tag stark ändern - die Zahlen der Gesamtbestandes sind entsprechend ungenauer als zu anderen Zeiten. Der Abzug in den kalten Wintern erfolgte erst deutlich verspätet, im März waren noch regelmäßig hohe Bestände anwesend (Abb. 3.1.6). Im Dassower See zeichnet sich für die warmen/mäßig kalten Winter ein ähnlicher Verlauf wie auf der Pötenitzer Wiek ab - in kalten Wintern ist der See zugefroren, daher ist ein Vergleich mit den kalten Wintern ohne Zählung dieses Gewässers (vor 1990) zulässig (Abb. 3.1.10). Zählungen im Kältewinter 1995/96 ergaben zwar auch erhöhte Bestände Mitte Januar (Abb. 3.1.10), der Gesamtbestand war jedoch erheblich kleiner als in früheren Kältewintern. In den anderen Monaten lagen die Bestände innerhalb der Streuung der weniger kalten Jahre. Eine längerfristige Änderung des Präsenzmusters kann daher nicht ausgeschlossen werden, was durchaus mit den im Laufe der Jahre deutlich gestiegenen Beständen (siehe 3.1.4) der ersten Winterhälfte und damit einem daraus resultierenden hohen Nahrungsbedarf zusammenhängen kann.

Der Frühjahrszug ist hier praktisch nur als Abzug der Wintergäste feststellbar, ein Durchzug von Vögeln weiter westlicher Winterquartiere ist mit Ausnahme des Schellbruch-Abschnitts (Abb. 3.1.1) nicht zu erkennen. Im Frühjahr fehlt die im Herbst wirksame Leitlinienwirkung der südlichen Ostseeküste und die Stauwirkung einer nun notwendigen Landüberquerung. Die aus weiter westlichen Regionen, speziell den Niederlanden, heimfliegenden Reiherenten werden Leitlinien wie der Elbe (siehe Durchzug bei MITSCHKE & GARTHE 1994) folgen. Die dort noch gebündelten Zugströme werden beim Überlandflug Richtung Ostsee fächerförmig verteilt auf die Küste und Seen treffen. Neben dem schnelleren Durchzug im Frühjahr dürfte dies für das Fehlen eines ausgeprägten Maximums auf den meisten Abschnitten der Trave maßgebend sein.

Der Gesamtbestand im östlichen Schleswig-Holstein zeigt im Mittel der monatlichen Zählungen einen Anstieg bis zu den maximalen Beständen im Januar, auf Binnengewässern macht sich eine Vereisung im Dezember und Januar durch eine niedrigere Anzahl Enten bemerkbar (BERNDT & BUSCHE 1993b). Auch auf der Ostsee am Brodtener Ufer nimmt die Anzahl der Reiherenten im langjährigen Mittel in warmen und mäßig kalten Jahren von der ersten zur zweiten Winterhälfte deutlich zu (Abb. 3.1.10), eine Abwanderung von der Unteren Trave auf die angrenzende Ostsee ist also durchaus möglich. Aber auch in den Niederlanden mit den nächsten größeren Rastgewässern steigt der Bestand zu Jahresbeginn noch an (SOVON 1987), eine Wanderung der Enten meines Untersuchungsgebietes weiter nach Westen ist möglich. Es liegen mir keine Erkenntnisse zur Abzugsrichtung vor.

In Dänemark überwintert ein großer Teil des NW-europäischen Bestandes, die Hälfte davon im südöstlichen Teil (JØRGENSEN 1990). Der Gesamtbestand war dort zwischen November und Februar im milden Winter 1988/89 praktisch konstant, während sich die zeitliche Verteilung auf den einzelnen Gewässern sehr unterschiedlich entwickelte. Nach RIDGILL & FOX (1990) ist der Bestand großräumig in der westlichen Ostsee in Kältewintern im Januar geringer, in Schleswig-Holstein dagegen größer als in warmen oder mäßig kalten Wintern. Die Maxima treten hier in den kalten Wintern jedoch nur kurzzeitig auf, hohe Bestände werden bei Kälteflucht - oft im Januar - beobachtet (BERNDT & BUSCHE 1993b). Schon in der benachbarten Wismar-Bucht/Mecklenburg-Vorpommern ist die Anzahl Reiherenten im Januar in Kältewintern deutlich niedriger als in mäßig kalten und milden Wintern (FREITAG 1987).

Die Geschlechterzusammensetzung im Winter (Dezember/Februar) unterscheidet sich in den einzelnen Teilgebieten. Die Spanne reicht von Abschnitten mit überwiegendem ♂-Anteil (Trave/Travemünde, mäßig kalter Winter) über gleichgroße Anteile von ♂ und ♀ (Schellbruch) bis zu ♂-Überschüssen. Diese Geschlechterzusammensetzung kann, wie zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek, im gesamten Winterhalbjahr praktisch der hiesigen Brutpopulationszusammensetzung entsprechen aber auch einen mehr oder weniger erhöhten ♂-Anteil aufweisen (Pötenitzer Wiek, Trave am Dummersdorfer Ufer).

Für den Anstieg des ♂-Anteils im Laufe des Winters auf der Trave in Travemünde bieten sich verschiedene Erklärungen an. Zum einen wird ein Teil der jungen ♂ erst im Laufe des Winters als ♂ bestimmbare werden. Da der Bestand aber auch noch bis zum Jahresende ansteigt, kann außerdem bei den neu hinzukommenden ein höherer ♂-Anteil vorzufinden sein. Weiterhin kommt noch ein regionaler Ausgleich durch Verpaarung insbesondere in der 2. Hälfte des Winters in Betracht. Doch die Geschlechterzusammensetzung im Winter ist keine feste Größe, in kalten Wintern ist der Anteil der ♂ deutlich größer als in normal kalten und warmen Wintern (Abb.

3.1.6., Tab. 3.1.3.). Dabei ist die Ursache auf der Trave in Travemünde einfach zu erklären: während die Nachbargewässer vereisen, wird die Trave für die Schiffahrt künstlich offen gehalten. So weichen die Enten von den Nachbargewässern mit höherem ♂-Anteil hierher aus. Da die Eissituation und damit die Verteilung der Enten von Tag zu Tag stark variieren kann, schwanken die Werte in dieser Zeit sehr stark. Das Ansteigen der bereits hohen Anteile auf der Pötenitzer Wiek und weiteren Trave dürfte durch den Zuzug aus weiter nördlichen und nordöstlichen Überwinterungsgebieten verursacht werden, wo nach BAUER & GLUTZ (1969) mehr Erpel ausharren und/oder durch verstärkt selektiven Abzug der ♀.

Tab. 3.1.3. Reiherente: Geschlechterzusammensetzung auf der Pötenitzer Wiek im Winter (Januar/Februar)

Tab. 3.1.3. Tufted Duck: Sex ratio in winter (January, February) on Pötenitzer Wiek during very cold (= kalte Winter) and moderate/warm winters (= warme/mäßig kalte Winter)

	Anteil ♂	Anzahl n
kalte Winter (Eiswinter)	82 %	28169
warme/mäßig kalte Winter	66 %	14320

Die Geschlechterzusammensetzung im Winterhalbjahr variiert sowohl zeitlich wie auch regional stark (BAUER & GLUTZ 1969, BERNDT & BUSCHE 1993b, BEZZEL 1959, BOASE 1954, BURCKHARDT 1952, GILLHAM 1986, HOMES 1942, MLIKOVSKY & BURIC 1983, NILSSON 1970a, OWEN & DIX 1986, RUTSCHKE & LITZBARSKI 1965, STRUWE 1993, WITTENBERG 1984). Daher ist meines Erachtens eine Bestimmung der Zusammensetzung der Brutpopulationen aus Durchschnittswerten von Winterdaten verschiedener Gebiete nicht möglich, gleiche Resultate wie zur Brutzeit (MLIKOVSKY & BURIC 1983) können nur Zufall sein, sofern nicht ein großer Anteil der Population erfaßt wird.

Im Untersuchungsgebiet überwiegen die ♀ im Winter in geschützten relativ kleinflächigen Gewässerabschnitten (geringer Abstand zum nächsten festen Gegenstand - Ufer, Boot, Steg, Pfahl, Schilf)(Trave/Travemünde, Schellbruch). Auf offeneren Gewässern, auch in vor Wind und hohen Wellen geschützten Zonen (z.B. Pötenitzer Wiek), dominieren die ♂. Ähnlich ist auch die Verteilung im Sommer während der Mauser, ♂ ziehen offene Wasserflächen vor, ♀ mausern in der Mehrzahl auf kleinstrukturierten Gewässern. Beim Vergleich der Populationen ruhender Enten zweier benachbarter Teiche im Winter fand auch NILSSON (1970a) eine deutliche Dominanz der ♀ auf dem kleineren stärker verschilfsten See, während auf dem größeren Teich die ♂ überwogen. Die Verteilung der Enten auf den Liegeplätzen offener Wasserflächen

ändert sich teilweise in Abhängigkeit von Windexposition und Wellengang. Die Wassertiefe scheint keine Rolle zu spielen, die Liegeplätze in Travemünde sind in etwa 4 m tiefen Hafenbereichen nahe befestigten Ufern, die der verstärkt aus ♂ bestehenden Ansammlungen auf der Pötenitzer Wiek liegen ungestört in seichten Bereichen mit deutlich geringerer Wassertiefe. Während BEZZEL (1959) für die Reiherente eine Präferenz der ♀ für seichtere Regionen angibt, fand NILSSON (1973) keine Differenzen bei den Tauchtiefen zwischen den Geschlechtern. Die Lage der nächtlichen Nahrungsreviere ist unbekannt, kann daher hier nicht zur Erklärung herangezogen werden. Bei Tage tauchten im kalten Winter 1995/96 sowohl ♂ wie ♀ auch in den tiefsten Hafenbereichen in Travemünde (9,5 - 10 m Sollwassertiefe laut amtl. Seekarte).

NILSSON (1970a) fand in einem Untersuchungsgebiet eine positive Korrelation zwischen Truppgröße und ♂-Anteil, vergleichbares berichtet KESTENHOLZ (1990) für die Tagesansammlungen dieser Art. KESTENHOLZ (1990) führt als Erklärungsmöglichkeit die intraspezifische Dominanz (♂ über ♀, verpaarte über unverpaarte) an, die von verschiedenen amerikanischen Autoren mit Verbreitungsmustern in Verbindung gebracht wurde. Mit Ausnahme der größten Ansammlungen war dies auch in Großbritannien zu verzeichnen, der geringste ♂-Anteil wurde jedoch in den größten Schwärmen ermittelt (OWEN & DIX 1986). Im Sommer besteht ein plausibler Zusammenhang zwischen Truppgröße und Geschlecht - ♂ sammeln sich nach Brutbeginn der ♀ und sind später in den großen Mauseransammlungen zu finden, ♀ führen die Familie und mausern verstärkt dezentral. Im Winter ist dies nicht so einfach. Da hier die ♂ in der Mehrzahl der Teilgebiete dominieren, dominieren sie auch in den großen Ansammlungen - auf der Pötenitzer Wiek bestehen beispielsweise die Schwärme über 1000 Individuen zu 60 bis über 70 % aus ♂, in einem kalten Winter teilweise bis zu fast 90 %. Jedoch im Passathafen/Travemünde besteht gleichzeitig der Bestand von bis über 1.500 Ind. nur zwischen 36 und 52 % aus ♂. Bei Einzelvögeln und kleinen Gruppen dominieren lokal die ♀, hierbei handelt es sich aber überwiegend um Enten bei der Nahrungssuche auf der Trave in Travemünde. Diese Dominanz der ♀ bei Einzelvögeln trifft allerdings nicht für Abschnitte zu, in denen der größte Teil der anwesenden Enten tagsüber taucht (z.B. Breitling), hier bestehen die „Trupps“ in der Mehrzahl - da ♂ dominieren - aus einzelnen ♂, später im Winter zunehmend auch aus Paaren. Die oben angeführte Charakterisierung der von ♀ dominierten Ruhezonen - die Kleinräumigkeit - bedingt in der Mehrzahl der Fälle allerdings kleinere Ansammlungen während auf offenen Gewässern, auf denen die ♂ dominieren, oft große Ansammlungen zu finden sind. Trotzdem würde ich den lokal verzeichneten, statistisch berechenbaren Zusammenhang zwischen Geschlechterzusammensetzung und Truppgröße als Scheinabhängigkeit - oder weniger hart - als sekundäre Abhängigkeit bezeichnen. Dies gilt auch für andere *Aythya*-Arten, auch dort fanden einige Autoren Zusammenhänge zwischen Schwarmgröße und ♂-Anteil andere keinen (HARAMIS et al. 1985, 1994, WOOLINGTON 1993).

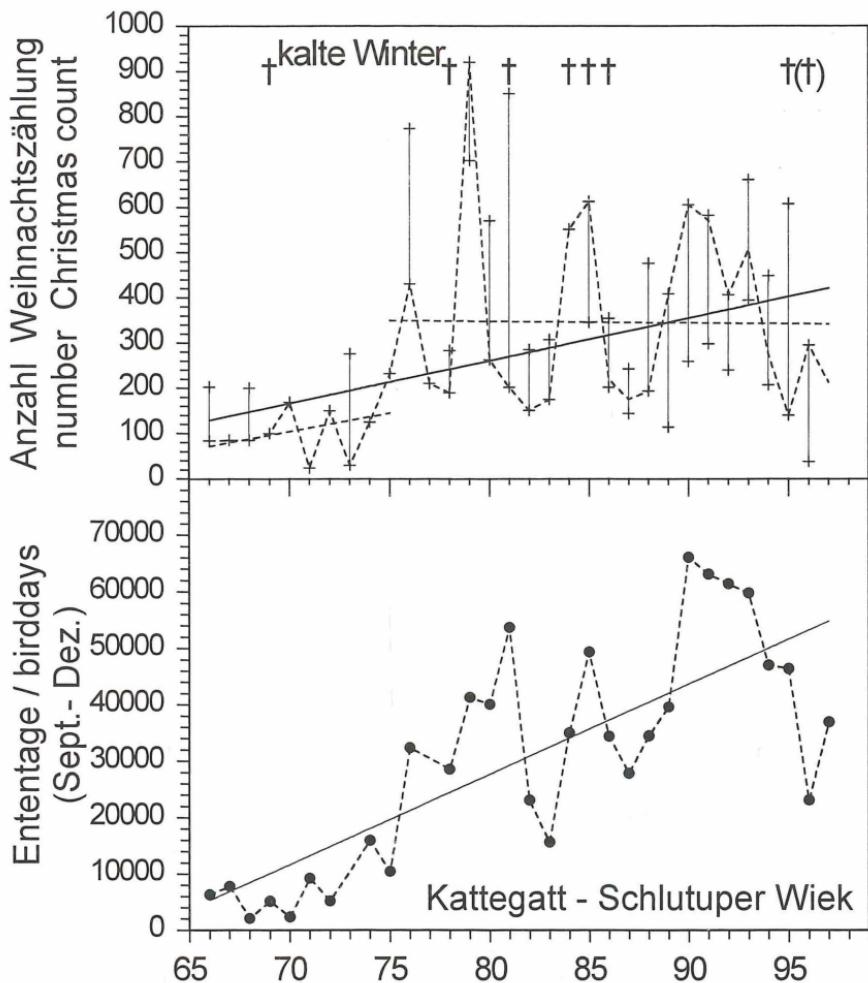


Abb. 3.1.11. Reiherente: Bestandsentwicklung auf dem Traveabschnitt Kattegatt - Schlutuper Wiek.

Oben) Anzahl der Enten um Weihnachten 1966-97, überwiegend ein Termin zwischen Weihnachten und dem Jahreswechsel, in Ausnahmefällen bis 2 Wochen zuvor oder danach. Stark abweichende Bestände innerhalb des Zeitraums von Mitte Dezember bis Mitte Januar wurden mittels eines senkrechten Strichs eingezzeichnet. Durch Kreuze am oberen Rand sind die Eiswinter markiert.

Unten) Bestandsgröße „Ententage“ für die Zeit vom 1. September bis 31. Dezember für die Jahre 1966-97.

Fig. 3.1.11. Tufted Duck: Trends at the lower river Trave between Kattegatt and Schlutuper Wiek 1966-1997. Above: Numbers at a date around Christmas. Below: Bird-days between September 1 and December 31.

Man beachte bei allen in dieser Arbeit dargestellten Bestandstrends die im Vergleich zu anderen Untersuchungen „verschobene“ Jahreszahl, hier wurde jeweils das letzte Jahresdrittel bzw. die Weihnachtszählung dargestellt und damit der Jahreszahl der ersten Winterhälfte zugeordnet, in vielen Veröffentlichungen (MONVAL & PIROT 1989, HARENGERD et al. 1990, RÜGER et al. 1987) wird dagegen eine Januarzählung und damit die Jahreszahl der 2. Winterhälfte wiedergegeben. Wenn nicht hier ein Winter in der Form 1987/88 dargestellt, fällt daher dort der gleiche Winter auf die folgende Jahreszahl!

Abweichend von den hier dargestellten Daten sind die bei BERNDT & BUSCHE (1993b) angeführten relativ niedrigen Anteile der ♂ im Winter für alle Gewässertypen ähnlich, die Unterschiede zwischen Ostsee, Fördern und Binnenseen sind nur gering. In Großbritannien zeichnen sich in einem warmen Winter für verschiedene Habitate auch nur kleine Unterschiede (56 - 62 % ♂) ab (OWEN & DIX 1986). In beiden Fällen dürfte die Mittelwertbildung über eine Vielzahl von Gewässern mit unterschiedlicher Geschlechterzusammensetzung zur Angleichung der Verhältnisse führen.

Der Heimzug auf der Pötenitzer Wiek - im Februar/März in warmen/mäßig kalten Wintern und März/April in kalten Wintern - geht mit einer Abnahme des Anteils der ♂ bis unter den Populationsmittelwert von rund 60 % ♂ einher, auf der Trave in Travemünde nimmt im Gegensatz dazu der ♂-Anteil mit dem Abzug zu. Gleichzeitig ist im Bereich vom Kattegatt bis Schlutuper Wiek bei Abzug der Wintergäste der ♂-Anteil praktisch konstant. Während man den Abzug/Durchzug im unteren Bereich (Pötenitzer Wiek, Dassower See) durch Abzug der ♂ vor den ♀ erklären könnte, spricht die nahezu konstante Zusammensetzung weiter oberhalb für einen gemeinsamen Heimzug und die Daten von der Trave/Travemünde für einen schnelleren Abzug von ♀. Ein Gebietswechsel der ♀ von der Trave in Travemünde auf die benachbarten Gewässer Pötenitzer Wiek und Dassower See kann allerdings diese Daten auch erklären. Auch im weiteren Schleswig-Holstein sind unterschiedliche Tendenzen zu finden, an der Ostseeküste nimmt der Anteil ♂ bis unter 50 % ab, während er gleichzeitig auf den Fördern und Binnengewässern ansteigt (BERNDT & BUSCHE 1993b). Ähnliches wurde auch in Südschweden beobachtet, aufgrund des höheren Anteils ♂ im Binnenland im Vergleich zur Küste geht NILSSON (1970a) von einer Einleitung des Zuges durch ♂ aus. Dies legt auch die im Mittel frühere Ankunft der ♂ im Brutgebiet (BAUER & GLUTZ 1969) nahe. Da jedoch die Mehrzahl der Enten bereits gepaart den Heimzug antritt (BEZZEL 1968), ist ein überwiegend gemeinsamer Zug zu erwarten, wie er sich zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek andeutet. Ein gemeinsamer Zug dürfte insbesondere für die alten, dominanten ♂ gelten, die vermutlich als erste am Brutort eintreffen.

3.1.4. Bestandsentwicklung

Der Bereich vom Kattegatt bis zum Schlutuper Wiek wurde relativ regelmäßig während der gesamten Jahre 1966/67 bis 1997/98 erfaßt. Sowohl die berechnete Anwesenheitsgröße in Ententagen in der ersten Winterhälfte wie auch die Anzahl um Weihnachten zeigt nach einer Phase relativ konstanten Bestandes von 1966 bis 1972 einen Anstieg (Abb. 3.1.11). Die Anzahl der Enten streut recht stark, um ein oder zwei Wochen verschobene Zählungen können erheblich größere oder kleinere Werte ergeben. Die Anzahl der Ententage variiert weniger stark, über alle Jahre ergibt sich ein linearer Anstieg um 1942 Ententage/Jahr - bei konstantem Bestand entspricht dies einem Zuwachs von etwa 16 Ind./Jahr. Die Anwesenheitsgröße (Ententage) hat sich damit von 1980 auf 1995 verdoppelt, die Anzahl („Weihnachtzählung“ bzw. Zähltermin möglichst nahe Weihnachten) ist im langjährigen Mittel um 12 Ind./Jahr von 100 auf 450 Ind. gestiegen. Diese Differenz zwischen den Methoden ist durch den geänderten Durchzugsverlauf bedingt. Die Richtung der Änderungen in beiden Bestandskurven stimmen qualitativ vielfach überein. Die maximale Anzahl um Weihnachten wurde im Winter 1979/80 beobachtet, sowohl eine lokale Störung am Dummersdorfer Ufer wie auch eine Kälteflucht (am 1. Januar 1980 weite Gewässerbereiche vereist) können als Ursache in Frage kommen.

Kalte Winter fallen bei den Ententagen nicht heraus, dies zeigt, daß die Wahl des Zeitraums zur Aufsummierung der Entenbestände sinnvoll war. Doch auch die Anzahl zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek um Weihnachten zeigt keinen eindeutigen Zusammenhang - so können in kalten Wintern bei noch eisfreiem Gewässer die Bestände durch Zuzug hoch sein, wenn die Travebuchtungen dagegen bereits vereist sind, sind die Bestände jedoch niedrig, wie z.B. 1995. Januarzählungen sind zur Analyse lokaler Bestandsentwicklungen weniger geeignet, wie Abb. 3.1.10 zeigt. Nur großräumig, d.h. wenn neben den primären Winterquartieren die bei Vereisung aufgesuchten sekundären, d.h. die Ausweichquartiere, mit enthalten sind, wird der Bestands-trend nicht vom Klimatrend verdeckt.

Die Bestandstrends der verschiedenen Teilbereiche ähneln sich (Abb. 3.1.12). Wenn gleich der Dassower See mit im Herbst großem Bestand hier fehlt, so ist zu erwarten, daß auch der Gesamtbestand einen ähnlichen Verlauf genommen hat. Nur die Bestände am Dummersdorfer Ufer sind relativ konstant, hier haben mit der Grenzöffnung die Störungen deutlich zugenommen. Der deutlich stärkere Anstieg im Schellbruch während der ersten Jahre wurde durch gravierende Umweltveränderungen (Vergrößerung der Wasserflächen) verursacht, ab 1987 wurde von mir zusätzlich die Zählung der Trave am Lübecker Zentralklärwerk aufgenommen. Allerdings sind auf der Trave am Klärwerk während des betrachteten Zeitraums nur bei weitgehender Vereisung anderer Gewässer größere Mengen Reiherenten. Für das Gesamtgebiet ohne den Dassower See stieg der Bestand zwischen 1981 und 1995 um 18.600 Ententage/Jahr, das entspricht einem von September bis Dezember jährlich um 150 Ind. gestiegenem Bestand oder einer Zunahme um 80 % in 15 Jahren.

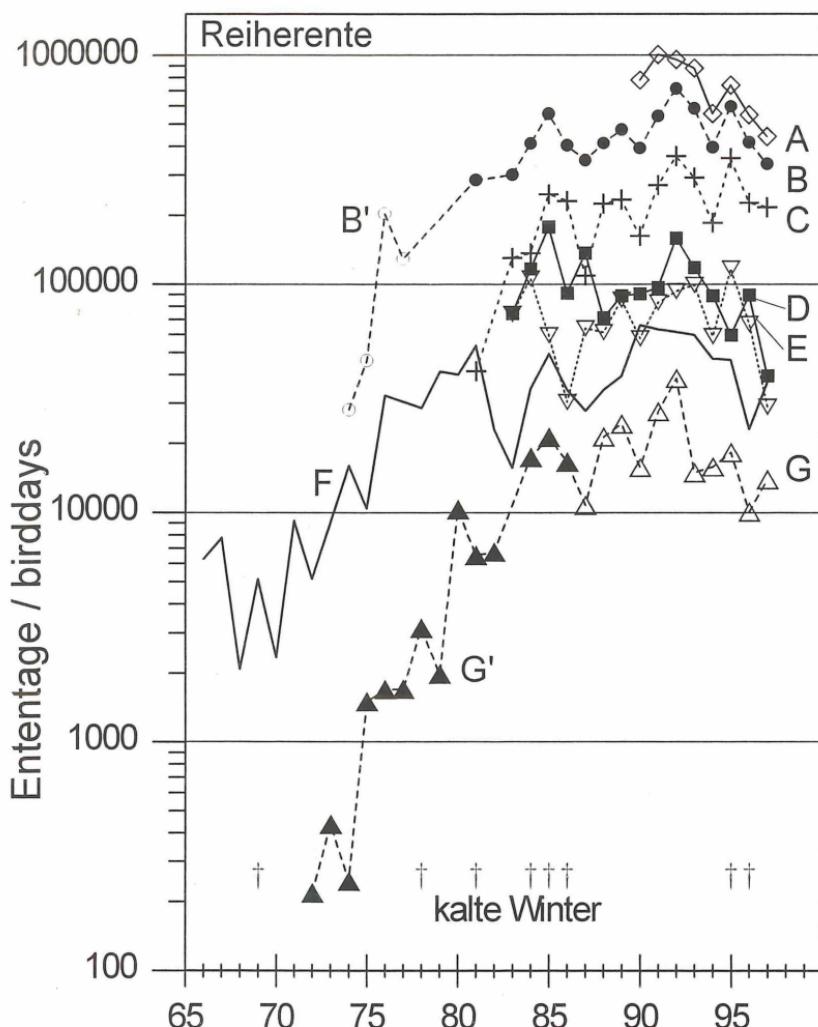


Abb. 3.1.12. Reiherente: Bestandsgröße „Enttage“ (1. September bis 31. Dezember) für verschiedene Abschnitte der Unteren Trave, die Ordinate ist logarithmisch unterteilt.

A gesamtes Untersuchungsgebiet;

B: Untere Trave ohne Dassower See [B' 1974-77 (offene Symbole) nach BANSEMER (1979)];

C Pötenitzer Wiek;

D Dummersdorfer Ufer;

E Trave/Travemünde;

F Kattegatt-Schlutuper Wiek;

G Schellbruch [G' eigentlicher, G erweiterter Schellbruch].

Fig. 3.1.12. Tufted Duck: Trend of the autumn-winter population - bird-days from September 1 to - December 31 for the different sections of the river Trave.

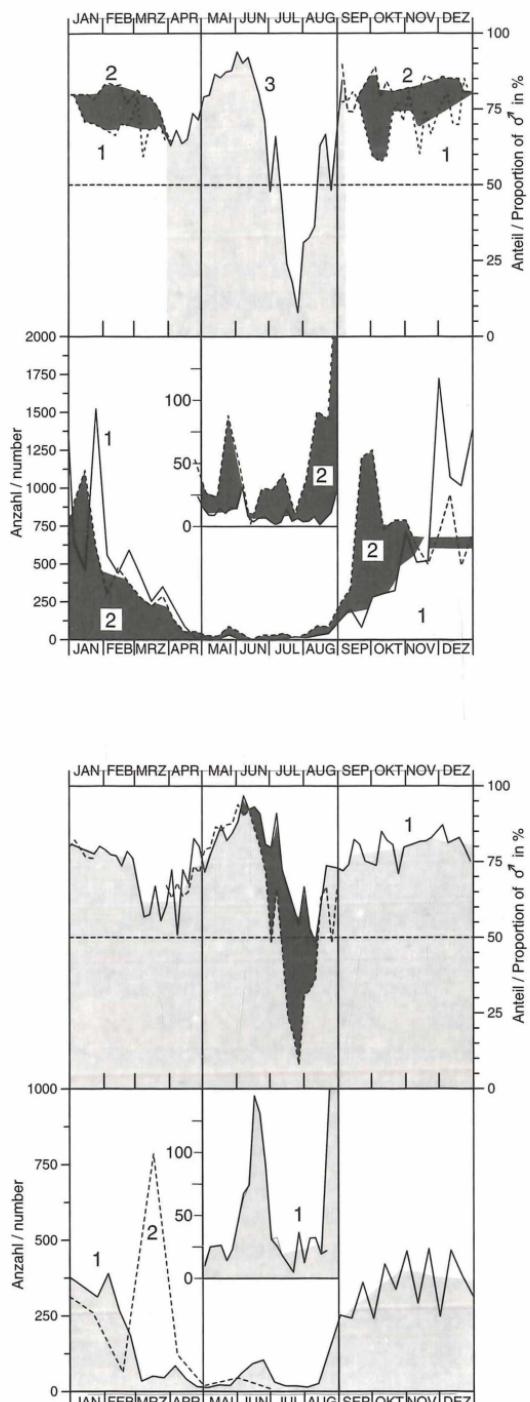


Abb. 3.2.1. Tafelente: Trave zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek.

Oben) Geschlechterverteilung für die Zeitabschnitte 1966-79 (1) ($n=25.713$) und 1980-86 (2) ($n=31.282$), da sich die Sommerbestände nicht unterscheiden, wurden sie zusammengefaßt (3).

Mitte oben) Mittlere Anzahl für 1966-79 (1) ($n=46.243$) und 1980-86 (2) ($n=35.045$), vergrößert ist der Sommerbestand für diese Zeiträume dargestellt.

Mitte unten) Geschlechterverteilung für 1987-98 ($n=45.946$), dunkler eingefärbt die Abweichung von den Jahren zuvor im Sommer, die ♂ mausern verstärkt in diesem Bereich. Im März/April war der Bestand sehr klein, daher streuen die Werte stark. Bruten waren nur noch in geringer Zahl zu verzeichnen.

Unten) Mittlere Anzahl für 1987-98 (1) ($n=31.303$), vergrößert auch hier der Sommerbestand. Im ersten Jahresdrittel zusätzlich der Bestand für 1996 (Kältewinter) (2). Während der ersten Monate ähnelt die Verteilung anderen Jahren, der hohe Rastbestand im März kann aufgrund vieler noch vereister Gewässer als Zugstau betrachtet werden. Der Herbstbestand 1996 (3) war deutlich geringer als in anderen Jahren. Der Anstieg im Dezember kann mit zufrierenden Gewässern in der Umgebung, der Abfall zum Ende des Monats durch eine Vereisung dieses Abschnitts erklärt werden.

Fig. 3.2.1. Pochard: Lower river Trave between Kattegatt and Schlutuper Wiek. Sex ratio and mean numbers for the above 2 diagrams: 1966-79 (1) and 1980-86 (2). At the lower 2 parts 1987-98 (1), and the deviant year 1996 (2).

Damit ähnelt der Trend des Gesamtbestands der Unteren Trave dem des eingehender untersuchten Teilabschnitts. In den letzten Winterhalbjahren ist der Bestand wieder abgefallen.

In Schleswig-Holstein wurden bei den Januarzählungen in kalten Wintern hohe Bestände erfaßt, während milde Winter überwiegend kleine Bestände ergeben, insgesamt zeichnet sich für die letzten beiden Jahrzehnte eine leichte Zunahme der erfaßten Enten ab (BERNDT & BUSCHE 1993b), mit Berücksichtigung neuerer Zählungen (STRUWE, unveröff.) ergibt sich ein Anstieg von weniger als 1%/Jahr zwischen 1969 und 1996 - sowohl bei alleiniger Betrachtung der gemäßigten Winter wie aller Jahre inclusive der Eiswinter mit hohen Beständen. Die Winterbestände (Januar) im gesamten NW-Europa sind relativ konstant, in SW-Europa ist ein kontinuierlicher Anstieg bis 1982 zu erkennen, danach bis 1986 verbleibt der Bestand auf hohem Niveau (MONVAL & PIROT 1989). Diese Vervielfachung des Bestandes konnte im südlichen Mitteleuropa (Süddeutschland, Schweiz) durch eine Erhöhung des Nahrungsangebots, speziell der Massenvermehrung der Wandermuschel, erklärt werden (LEUZINGER & SCHUSTER 1970b, SCHUSTER 1983, SUTER & SCHIFFERLI 1988). Während der Bestand am Bodensee nach dem Winter 1977/78 wieder leicht abnahm, stagnierte der Zuwachs in der Schweiz erst Mitte der 80er Jahre (SUTER & SCHIFFERLI 1988, SCHIFFERLI 1992). Eine unterschiedliche Entwicklung der Bestände in den einzelnen Monaten des Winterhalbjahres in Südbayern interpretierten BEZZEL & HASHMI (1989) als unterschiedliche Trends in verschiedenen durchziehenden bzw. rastenden Teilstämmen.

In Ostdeutschland (= ehemalige DDR) nahmen sowohl die November- wie die Januarbestände zwischen 1968/69 und 1992/93 deutlich zu (RUTSCHKE 1985, RUTSCHKE & LIEBHERR 1995). Die Januarbestände schwanken in weitem Bereich, Minima wurden in einem Teil der besonders kalten Winter (1970, 1979, 1987) beobachtet. Der langjährige Trend weist eine Verdopplung der Mittwinterbestände von 1977 bis 1993 (genauer 15,5 Jahre) auf. 80 bis über 90% der Reiherenten wurden in Mecklenburg-Vorpommern (RUTSCHKE & WILKE 1994 a, b & c) bzw. zu Zeiten der DDR in den Kreisen Schwerin, Rostock und Neubrandenburg (RUTSCHKE 1969 a, b, RUTSCHKE & AHL 1970, 1971, 1972, 1973) erfaßt, daher stimmt dieser Anstieg nicht unerwartet mit dem des Untersuchungsgebietes überein.

3.2. Tafelente *Aythya ferina*

3.2.1. Brutzeit, Populationsstruktur

Die Tafelente ist die zweite der *Aythya*-Tauchenten, die im Untersuchungsgebiet brütet. Die Brutgebiete decken sich mit denen der Reiherente, der Brutbestand ist geringer. Die Anzahl der jahrweise beobachteten Familien schwankt stark: Schellbruch:

0...15 Familien, im Mittel $4,7 \pm 4$; Spülflächen Kattegatt und Stau: 0..7 Familien, im Mittel $1,7 \pm 2$; Ruppertsdorfer See: 0 - 12 Familien, im Mittel $2,3 \pm 4$ (BANSEMER pers. Mitt., BERNDT 1993, AG SCHELLBRUCH, eigene Beob.). In den letzten Jahren hat der Brutbestand abgenommen.

In den Brutgebieten ist die Geschlechterzusammensetzung der Tafelenten nicht wie bei der Reiherente über einen längeren Zeitraum konstant. Nach Abb. 3.2.1 eignet sich zur Bestimmung der Zusammensetzung der Brutpopulation im hiesigen Untersuchungsgebiet nur ein kurzer Zeitraum konstanter Werte vor Beginn der Brut zwischen Ende März und Mitte April. Regional unterschiedlich fällt der ♂-Anteil von höheren Werten auf dieses Niveau ab, ältere Daten von Schellbruch zeigen auch einen Anstieg von niedrigen ♂-Anteilen im Winter auf diesen Wert. Die 67 % ♂ dürften den Anteil ♂ an der Population recht gut wiedergeben (Tab. 3.2.1).

Tab. 3.2.1. Tafelente: Brutbestandszusammensetzung im Raum Lübeck (18. Pentade: 27.-31.3.; 22. Pentade: 16.-20.4.)

Tab. 3.2.1. Pochard: Sex ratio of breeding population

Zeitraum	Schellbruch	Kattegatt - Schlutuper Wiek		
Pentade	Anzahl	Anteil ♂	Anzahl	Anteil ♂
18.-22.	2.554	67,6%	4.076	66,6%
19.-21.	1.490	66,6%	2.294	66,6%

Mit der Schlüpfzeitenverteilung von BERNDT (1993) wurde wieder das (sichtbare) Geschlechterverhältnis berechnet. Im Gegensatz zur Reiherente, bei der der Zeitraum der Bebrütung des Geleges die Abnahme des Anteils sichtbarer ♀ gut beschreibt, verschwinden hier ♀ bereits rund 10 Tage vor Brutbeginn für den Beobachter (Terminen von kleinen Seen mit besonders frühem Brutbeginn nach BERNDT 1993). Erst die Berücksichtigung der Legeperiode ergibt brauchbare Resultate (Abb. 3.2.3). Dies kann so interpretiert werden, daß die Tafelenten-♀ beim Legen deutlich länger am Nest bzw. in Nestnähe verweilen als Reiherenten (Annahme für Rechnung: 1/3 des Tages am Nest) und bei meinen relativ schnellen Zählungen (nur kurze Zeit im Gebiet) nicht erfaßt werden. BEZZEL (1969) berichtet über am Nest verweilende ♀ während der Legephase. Der berechnete steile Abfall des ♂-Anteils wird, wie bei der Reiherente, im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet. In reinen Brutgebieten scheint dies jedoch zuzutreffen, so findet man bei BEZZEL (1959) eine Bemerkung über ein Teichgebiet Oberfrankens, wo im Juli „plötzlich keine Tafelerpel mehr zu sehen sind“. Eine bei den unverpaarten ♂ etwas langsamere Abwanderung als hier angenommen, ist nicht auszuschließen - in der Gefangenschaft begannen bei der nahe verwandten Riesentafelente *Aythya valisineria* die unverpaarten ♂ später mit der Mauser als verpaarte Vögel (HOCHBAUM 1944). Dies ergibt jedoch einen prinzipiell ähnlichen Verlauf mit nur etwas verzögerten Abfall des ♂-Anteils.

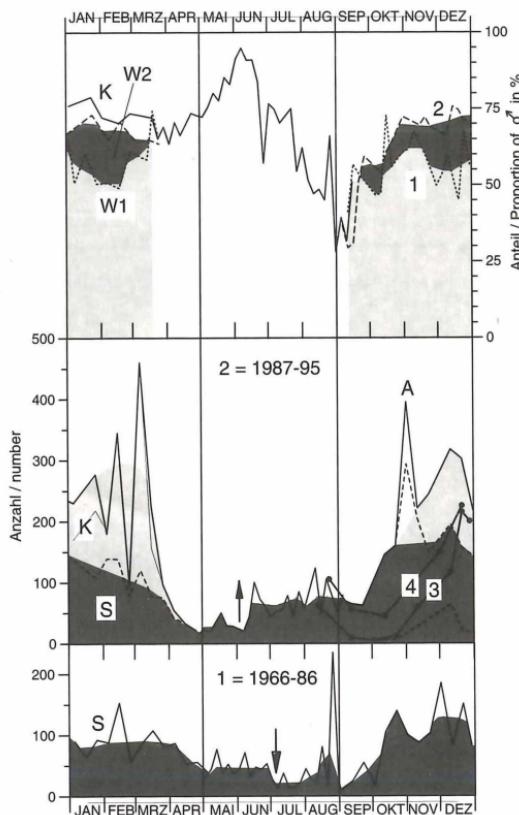
Abb. 3.2.2. Tafelente: Schellbruch und angrenzende Trave.

Oben) Geschlechterverteilung. Im Sommer wurden alle Jahre zusammengefaßt, im Herbst 1966-86 (1), 1987-95 (2), im Frühjahr die gleichen Zeiträume ohne kalte Winter (W1, W2) und ausschließlich kalte Winter (K). ($n=43.541$) Mitte) Mittlere Anzahl 1987-95. Neben dem eigentlichen Schellbruch (S) wurde die Trave am Lübecker Zentralklärwerk zusätzlich erfaßt (K). Durch einen Pfeil ist der Anstieg des Sommerbestandes - Zuzug von Enten zur Schwingenmauser - gekennzeichnet. Nach kaltem Winter 1995/96 ist der Bestand 1996 (3) und 1997 (4) stark zurückgegangen. Maximum A, das in verschiedenen Gebieten beobachtet wurde, geht wohl auf anthropogene Störungen zurück (siehe Text).

Unten) Mittlere Anzahl 1966-86 im eigentliche Schellbruch (S). Pfeil: Abfall des Sommerbestandes durch Abzug der Enten zu den Schwingenmausgewässern.

Fig. 3.2.2. Pochard: Schellbruch and nearby river Trave. Above: Sex ratio - during the last months of the year there

are graphs for 1966-86 (1) and 1987-95 (2), during Januar to April there are different graphs for cold winters (K) and warm/moderate winters (W1, W2) for the specified periods. Middle) Numbers for 1987-95 for Schellbruch (S) and adjacent Trave/sewage treatment (K). Below) Numbers 1966-86 only for Schellbruch. Arrows indicate decreasing (1966-86) numbers - males leave for moulting, and in later years (1987-95) increasing numbers during moulting season.



Vom kleinen Ruppertsdorfer See liegen nur wenige Daten vor, es wird vor Brutbeginn keine über mehrere Pentaden konstante Zusammensetzung beobachtet. Der ♂-Anteil vor Brutbeginn steigt dort im April kontinuierlich an, innerhalb des oben betrachteten Zeitraums ist er mit 57 % niedriger als in den anderen Gebieten. Die ♀ verschwinden hier ab Mitte April von der Wasserfläche. Da hier jedoch nur in einem Teil der Jahre Tafelentenfamilien beobachtet wurden, sind diese Zahlen nur mit Einschränkung aussagefähig. Der zeitliche Anstieg des ♂-Anteils und damit der Brutbeginn unterscheidet sich bei dieser Art im Gegensatz zur Reiherente praktisch nicht zwischen Schellbruch und Ruppertsdorfer See.

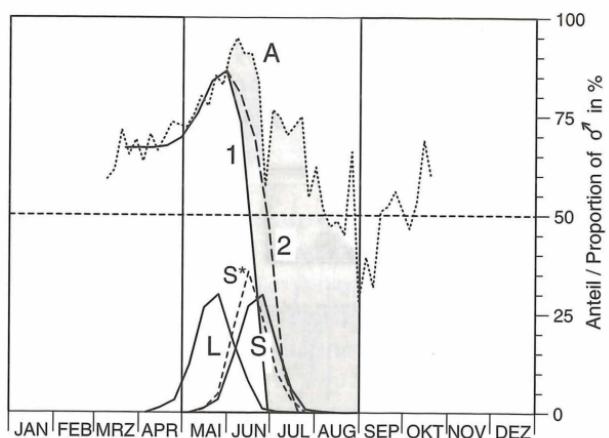


Fig. 3.2.3. Pochard: Theoretical calculation of the sex ratio with laying (L) and hatching dates (S) after BERNDT (1993) (S^* lakes very early hatching dates). The dashed curve shows values of sex ratio from Schellbruch (Fig. 3.2.2). (1) ♂ leave during June, (2) ♂ leave between mid June and mid July (dashed line).

Es steht nur ein kurzer Zeitraum für eine Ermittlung der Geschlechterzusammensetzung der Brutpopulation zur Verfügung, dieser wird durch die zeitliche Verteilung der Bruten bestimmt und kann lokal unterschiedlich sein. In einem Teichgebiet in Mähren in der ehemaligen Tschechoslowakei (FIALA 1988) (kein Winterbestand, geringer Durchzug) war die Geschlechterzusammensetzung in allen Jahren zwischen Mitte April und Mitte Mai weitgehend konstant. Wenn sich nur wenige Wochen für die Untersuchung eignen, ist zu erwarten, daß die Werte bei verschiedenen Untersuchungen stark variieren.

Der mittlere Anteil von 69 % ♂ in Schleswig-Holstein (Tab. 3.2.2) weicht trotz des späten Zeitraums der Ermittlung (Mai) nur gering in der erwarteten Richtung ab. Eine zeitlich lange Anwesenheit eines Beobachters im Untersuchungsgebiet bzw. Zählungen um die Mittagszeit können vermutlich den Zeitraum zur Bestimmung der Populationszusammensetzung bis zur eigentlichen Brutphase hinausschieben, da ♀ während der Legephase zeitweise das Nest verlassen, nach BEZZEL (1969) insbesondere zwischen 12.00 und 15.00 Uhr. Die Geschlechterzusammensetzung (Tab. 3.2.2) reicht von nahezu ausgeglichen bis zu mehr als 2/3 ♂. Die sehr späte Verpaarung der Tafelente (BEZZEL 1969, BERNDT 1972), die bis in die Legezeit hineinreicht, dürfte für die großen Unterschiede bei den Verhältnissen von ♂ zu ♀ zur Brutzeit mit maßgebend sein. Eine Besiedlung der Brutplätze scheinbar zuerst durch ♀ (BEZZEL 1969),

Abb. 3.2.3. Tafelente: Modellrechnung zur Entwicklung des Geschlechterverhältnisses auf Basis von Lege (=L) und Schlupfterminen (=S) nach BERNDT (1993) (S^* Gewässer mit besonders frühem Schlupfterminen). Grundlage ist die beobachtete Geschlechterverteilung vom Schellbruch (Abb. 3.2.2) (A, gestrichelt). Annahmen zum Abzug der ♂: ♂ ziehen während des Monats Juni ab (BEZZEL 1969) (1, durchgezogene Linie) oder zwischen Mitte Juni und Mitte Juli (2, gestrichelt).

könnte zusätzlich das Bild verzerren. Auf Kleingewässern (hier der Ruppertsdorfer See) bzw. bei Einzelpaaren dürfte vermehrt ein ausgeglichenes Verhältnis zu erwarten sein. Bemerkenswert ist die Zunahme des Anteils ♂ seit 1959 in einem Teichgebiet in der Tschechoslowakei (FIALA 1988).

Tab. 3.3.3. Tafelente: Tertiäres Geschlechtsverhältnis der Brutpopulationen außerhalb des Untersuchungsgebietes.

Tab. 3.2.2. Pochard: Sex ratio of breeding populations in different parts of Europe.

Untersuchungsgebiet	Anteil ♂	Zeitraum	Quelle
Kreise Rendsburg, Plön, Ostholstein/ Schleswig-Holstein	69(63-73)%	Mai	BERNDT (1993)
Hamburg	63/60%	März/April	HOLZAPFEL (1984)
Peitzer Teiche/ Brandenburg	44%	Anf. Mai	RUTSCHKE et al. (1973)
Kamenz/Oberlausitz, Sachsen	40%		MELDE nach RUTSCHKE et al. (1973)
Ismaninger Teiche/ Bayern	60(53-68)%	Mitte Mai	BEZZEL (1959)
Unterfranken/Bayern	57%		BEZZEL (1969)
Helsinki/Finnland	63%		HILDEN (1964)
	58%		LINKOLA (1960)
Mähren/ Tschechoslowakei	52% 1959-70 54% 1971-80 62% 1981-86	Mitte April- Mitte Mai	FIALA (1988)

Lokal werden im südlichen Ostdeutschland vor Brutbeginn im Mai hohe ♀-Überschüsse beobachtet (Tab. 3.2.2). Da aber auf dem Zugweg in diese Gebiete, wie am Stausee Windischleuba/Thüringen (=südwestlich)(FRIELING & HÖSER 1973) und bei Dessau/Sachsen-Anhalt (=westlich)(HAMPE 1974), die ♂ während des gesamten Durchzugs bei weitem überwiegen (72 bzw. 77 % ♂), sind lokale Ursachen anzunehmen, beispielsweise eine Konzentration von weiblichen Nichtbrütern (evtl. im 1. Lebensjahr) in Gebieten mit hohem Nahrungsangebot (Peitzer Teiche: Karpfenhaltung mit Intensivfütterung und Mastentenhaltung - SCHWEDE 1971, RUTSCHKE et al. 1973) bei gleichzeitiger Verteilung der unverpaarten ♂ auf eine Vielzahl anderer Gewässer. Großräumig dürfte das tertäre Geschlechterverhältnis ähnlich dem der Reiherente sein und zwischen 60 und 67 % liegen (Tab. 3.2.2).

Die für das Untersuchungsgebiet dargestellte Berechnung (Abb. 3.2.3) berücksichtigt den Abzug der ♂ vom Brutplatz, wie von BEZZEL (1969) beschrieben, die Differenz zwischen der berechneten und beobachteten Kurve muß durch länger verweilende ♂ oder Zuzug/Durchzug fremder Enten erklärt werden. Da bei dieser Art im Beobachtungsgebiet die Sommerwanderungen weniger stark als bei der Reiherente ausgeprägt sind, ist eine Abgrenzung einzelner Phasen schwieriger.

3.2.2. Sommervorkommen, Mauserwanderungen

Etwa gleichzeitig mit den Reiherenten, oft in gemeinsamen Trupps, ziehen Tafelenten-♂ ab Ende Mai/Anfang Juni durch. Stärker tritt allgemein der Zug in der 2. Juni-Hälfte hervor. Zeitweise auch im Juli und verstärkt im August sind nochmals Durchzügler zu finden, dabei steigt insbesondere im August (Abb. 3.2.2) jeweils der ♂-Anteil deutlich an.

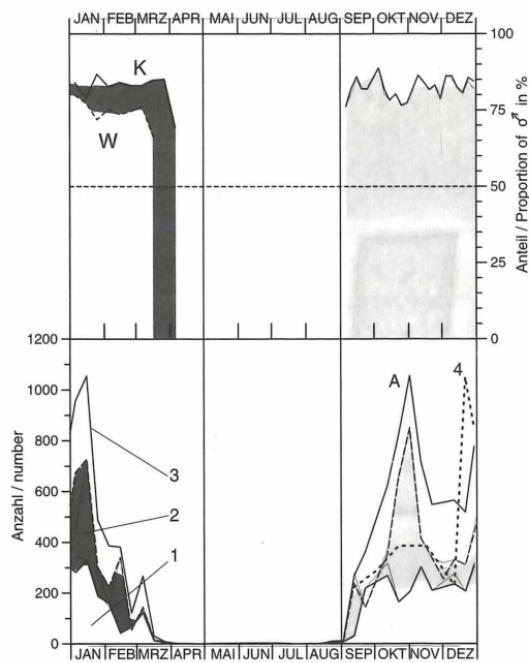


Abb. 3.2.4. Tafelente: Pötenitzer Wiek und Dummersdorfer Ufer
Oben) Geschlechterverteilung für Pötenitzer Wiek und Dummersdorfer Ufer.
Da keine größeren Unterschiede vorhanden, erfolgte eine gemeinsame Darstellung. Zu Jahresbeginn sind Unterschiede zwischen kalten (K) und mäßig kalten (W) Wintern zu verzeichnen ($n=45.732$).

Unten) Mittlere Anzahl Pötenitzer Wiek (1) ($n=20.187$), Dummersdorfer Ufer (2) ($n=34.602$) und die Summe beider Gebiete (3) zwischen 1978 und 1998, das 2. Halbjahr 1996 mit abweichendem Verlauf wurde separat dargestellt (4) ($n=3.409$), es fehlt das vermutlich anthropogen bedingte Maximum Ende Oktober (A) (siehe Text). Es zeichnet sich eine deutliche Zuwanderung (Winterflucht) im Dezember (4) ab, die in früheren Jahren deutlich geringer ausgeprägt war.

Fig. 3.2.4. Pochard: Pötenitzer Wiek and Dummersdorfer Ufer. Above: Sex ratio for both areas combined, in first part of year separate graphs for cold (K) and warm/moderate winters (W). Lower: Mean number for Pötenitzer Wiek (1), river Trave at Dummersdorfer Ufer (2) and the sum of both (3). (4) 1996 with low numbers and a hard-weather migration in December. A is a maximum induced by human activity further east.

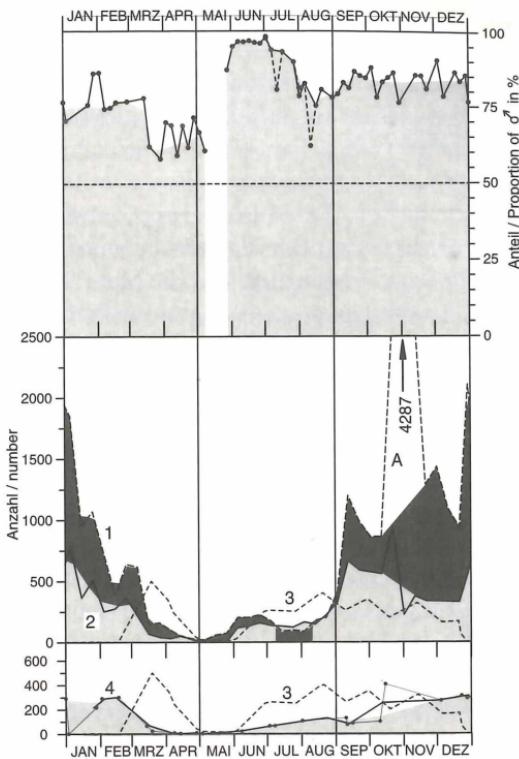
Abb. 3.2.5: Tafelente: Dassower See
 Oben) Geschlechterzusammensetzung 1990-1998 ($n = 42.334$).
 Mitte) Mittlere Anzahl 1987-90 (1) nach Zählungen von Goos (1989, unveröff. Wasservogelzählungen) ($n = 34.804$) und 1990-95 (2) nach eigenen Zählungen ($n = 36.463$), nur warme/mäßig kalte Winter, in kalten Wintern ist der See zugefroren. Das Jahr 1996 (3) wich deutlich von den vorangegangen Jahren ab ($n = 3.111$). Das Maximum A ist vermutlich auf anthropogene Störungen im Herkunftsgebiet zurückzuführen (siehe Text), der Anstieg Ende Dezember auf Winterflucht.

Unten) Anzahl 1996 (3) und 1997-98 ($n = 3250$), der Bestand hat drastisch abgenommen, es ist nahezu kein Durchzug mehr zu verzeichnen.

Fig. 3.2.5. Pochard: Lake Dassow.

Above: Sex ratio. Middle: Mean numbers 1987-90 (1) after Goos (1989) and 1990-95 (2), and the deviant year 1996 (3).

Lower: Numbers 1996 (3) and 1997-98, showing strong decrease.



Bei der Tafelente zeichneten sich im Laufe der letzten Jahre einige auffällige Veränderung ab. Bis zur ersten Hälfte der 80er Jahre war der Bestand im Schellbruch im Mai/Juni höher als im Juli/August, dies kann plausibel durch eine Abwanderung der ♂ der Brutpopulation erklärt werden (Abb. 3.2.2). Während der letzten Jahren ist jedoch die Anzahl im Juli/August höher als in der Zeit zuvor, nur ein kleiner Teil kann durch die wieder auftauchenden ♀ mit Familien erklärt werden. ♂ verbleiben neuerdings vermehrt vor Ort und weitere ziehen zu. Zunehmend mausern hier auch ♂. Das frühesten ♂ ohne Schwingenfedern wurde hier am 5. Juli 1997 beobachtet, von 12 ♂ mauserten 6 oder 7 Ind., 1995 waren 45 von 60 anwesenden ♂ bereits Mitte Juli ohne Schwingenfedern. Mitte August 1996 waren noch bei der Hälfte der ♂ kurze Schwingen erkennbar. Ähnlich wie im Schellbruch wurde in den früheren Jahren auf den Spülflächen am Kattegatt und Breitling/Stau gleichfalls sinkende Bestände von Mai zu Juli bei abnehmendem ♂-Anteil registriert (Abb. 3.2.1), es wurde nur ein geringer Sommerdurchzug festgestellt. Während der letzten Jahre stieg hier der Bestand im Juni stark an bis auf 30 % des Herbst/Winterbestandes. Für etwa einen

Monat ist hier dann eine Entengesellschaft mit über 80 % ♂ anzutreffen, das Klein gefieder wird gewechselt (Postnuptialmauser/Brutmauser). Ende des Monats zieht die Mehrzahl dieser Enten ab, ein kleiner Bestand, etwa zur Hälfte ♂, verbleibt vor Ort, bei diesen ist eine Schwingenmauser anzunehmen (Pränuptialmauser/Ruhe mauser).

Bereits im Juli werden mausernde ♀ angetroffen, so fehlten einem ♀ am 7. Juli 1997 auf dem Dassower See die Schwingenfedern, am 16. Juli 1995 war bereits die Hälfte von 20 ♀ im Schellbruch und die Mehrzahl am Ruppertsdorfer See ohne Schwungfedern. Bei diesen kann es sich nur um Nichtbrüter oder Enten, die ihre Brut verloren, handeln. Auch BEZZEL (1959) führt ein gleichzeitiges Mausern von nichtbrütenden ♀ mit den ♂ an. Auch die im August und September noch anwesenden bzw. zugewanderten ♀ mausern hier größtenteils, von 23 ♀ hatten mindestens 6 am 4. September 1994 im Schellbruch noch kurze oder keine Schwingenfedern.

Am Dassower See finden sich heute nur noch kleine Mauseransammlungen ein (Tab. 3.2.3), erste ♂ mit fehlenden Schwingen werden hier Ende Juni (mindestens 1 am 28. Juni 1996) beobachtet. Für 1975 gibt BERNDT (1993) noch einen Mauserbestand von 2000 Ind. an, der zumindest ab 1983 deutlich abnimmt. Die Beobachtungen der letzten Jahre zeigen einen kleinen relativ konstanten Bestand während der Sommermonate, gleichzeitig nimmt der Anteil ♂ von Juni (97 % ♂, n=2899) über Juli/Anfang August (85 % ♂, n=2884) bis Mitte August (45.-47. Pentade: 76 % ♂, n=2021) kontinuierlich ab. Dies kann nur bedeuten, daß ein Teil der im Juni und Juli anwesenden ♂ zur Großgefiedermauser noch abzieht oder nach beendigter Mauser das Gebiet verläßt während gleichzeitig ♀ zuwandern. 1996 stieg allerdings die Anzahl vom Juli zum August deutlich an, eine Zuwanderung von ♀ und ♂ muß stattgefunden haben.

Tab. 3.2.3. Tafelente: Größenordnung des Mauserbestandes am Dassower See, 1987 und 1988 nach GOOS (1989).

Tab. 3.2.3. Pochard: Numbers of moulting birds on lake Dassow

Jahr	1987	1988	1990	1991	1992	1993
Mauserbestand	270	150	70	50	200	85
Jahr	1994	1995	1996	1997	1998	
Mauserbestand	70	150-250	250-350	125	280-360	

Der erste Zuzug, überwiegend ♂ (Abb. 3.2.5), dürfte den Abzug der verpaarten ♂ fröhbrütender ♀ anzeigen. Schon Anfang Juli werden flugunfähige ♂ in größerer Zahl hier beobachtet (z.B. mindestens 11 Ind. am 2. Juli 1996). Im Juli können neben den ♂, die ihre ♀ spät verlassen haben, auch die unverpaarten ♂ und nichtbrütende ♀ sowie solche mit Verlust des Geleges/Pulli in der Ansammlung zu finden sein. Im August dürften dann die erfolgreichen nicht am Brutplatz mausernden ♀ erscheinen, so vielleicht 1 ♀ vom 16. August 1994 ohne Schwingen, 1996 war am gleichen Tag ein großer Anteil der 72 anwesenden ♀ in der Mauser. Bei einzelnen spät mausernden ♂ kann es sich um Enten handeln, die ein ♀ noch bei der Jungengführung begleiten (BEZZEL 1969, BERNDT 1993). In einzelnen Fällen werden auch Vaterpflichten übernommen (16. Juni 1980 ♂ bewacht allein 2 Pulli, dito. am 21. Juni, ♂ vertreibt ein sich näherndes ♀ und noch am 12. Juli begleitet das ♂ einen Jungvogel, Trave/Kattegatt, ähnliche Beobachtungen auch am Schellbruch). Auch in den Septemberansammlungen werden noch mausernde ♀ aber auch ♂ beobachtet, so wurden 6. September 1994 je 2 ♀, am 1. September 1995 mindestens 3 ♂ und 1 ♀ mit fehlenden bzw. kurzen Schwingen angetroffen und 1 mauserte noch am 16. September 1997 auf dem Dassower See. Diese Zeiten stimmen mit dem Verlauf der Mauserwanderungen im weiteren Schleswig-Holstein überein (BERNDT 1993). In Ismaning/Bayern erscheinen die ersten Erpel Ende Mai am Mauserplatz, bis Ende Juli ist noch eine Bestandszunahme zu verzeichnen (BEZZEL 1964, 1969), ab Juli, verstärkt im August erscheinen in zunehmendem Maße ♀ dort. Am IJsselmeer/NL kommen die Tafelenten verstärkt ab Mitte Juli, während der Bestand im Juni zu 95 % aus ♂ besteht, nimmt der Anteil ♂ im Juli und August deutlich ab (van der WAL & ZOMERDIJK 1979) und ähnelt damit dem Geschlechterverhältnis am Dassower See.

Zumindest in Einzelfällen, vermutlich bei Nichtbrütern, besteht noch während der Mauser ein Paarzusammenhalt, so folgte ein ♀ am 16. Juli 1995 Ruppersdorfer See laufend auf geringe Distanz (<1m) einem ♂ (beide kurze/keine Schwingenfedern - Mauser). Ein anderes ♂ bedrängte dieses ♀, wurde aber nicht beachtet. BEZZEL (1959) schätzt den Anteil verpaarter Enten während der Mauser im Juli auf höchstens 1-2%. Auf dem Dassower See liegen die mausernden Tafelenten ungestört meist verteilt am Schilfrand, bei Störungen streben sie von Ufer weg zur Seemitte. Auf den kleinen Wasserflächen des Schellbruchs und auf dem kleinen Ruppersdorfer See liegen sie ungestört jedoch verstärkt mittig auf den Wasserflächen.

3.2.3. Wegzug, Wintervorkommen, Heimzug

Vom Abschnitt zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek liegen Zählungen über den gesamten Zeitraum vor. Bis 1979 war ein ab September bis zum Jahresende steigender Bestand zu beobachten, einzelne Durchzugswellen zeichneten sich ab, die Maximal-

bestände im November und Januar dürften mit Vereisungsperioden auf benachbarten Gewässern zusammengefallen sein. Ab 1980 hatte sich das Bild gravierend verändert. Im Herbst stieg der Bestand schnell an, um die Monatswende September/Oktober waren die Maximalbestände einer Durchzugswelle zu finden. Anschließend blieb der Bestand auf mittlerem Niveau bis zum Jahresende. In neuerer Zeit (etwa ab 1987) hat die Anzahl anwesender Enten drastisch abgenommen, allerdings baut sich der Bestand schon um die Monatswende August/September auf. Der in der 2. Hälfte September anwesende Bestand verbleibt zumindest zahlenmäßig bis zum Jahresende. Im Schellbruch sind keine so wesentlichen Änderungen zu finden, im eigentlichen Schellbruch ist der Bestand während der letzten Jahre leicht gestiegen (die Wasserfläche des Schellbruchs wuchs im Laufe der Jahre). Die Erweiterung dieses Abschnitts um die Trave am Klärwerksauslauf ergab eine größere Anzahl zusätzlicher Enten ab November (Abb. 3.2.2). Um die Monatswende Oktober/November sind größere Bestände im Schellbruch zu finden, die aber relativ schnell weiterziehen (s.u.). Aus den weiter traveabwärts liegenden Bereichen liegen aus früheren Jahren nicht ausreichend Daten vor, während der letzten Jahre steigt im Bereich des Dummersdorfer Ufers im September der Bestand an, Maximalwerte werden Ende Oktober/Anfang November erreicht, im November wandert dann ein Teil der Enten ab. Auf der Pötenitzer Wiek ist ein mehr oder weniger konstanter Bestand zu finden. Monatliche Zählungen ohne den Dassower See aus den 70er Jahren deuten auf einen weniger prägnanten Durchzug im Herbst und dafür große Werte Mitte Dezember (Abb. 3.2.6). Auf dem Dassower See steigt der Bestand relativ schnell ab Ende August/Anfang September an, anschließend fällt er langsam zum Jahresende ab, unterbrochen nur von einem verstärkten Durchzug Ende Oktober/Anfang November (Abb. 3.2.5). Zählungen aus den Jahren 1987-90 ergaben während des gesamten Winterhalbjahres erheblich höhere Bestände bei einem im wesentlichen gleichartigen Verlauf (Goos 1989 & unveröff. Wasservogelzählungen). Dieser Abfall der Bestände auf 50 bis unter 30 % lässt sich, wenn man keinem der Zähler derartige Fehleinschätzungen zutraut, plausibel durch die Grenzöffnung und die dadurch bedingte Zunahme der Störungen erklären. Der Hauptliegeplatz der Tafelenten liegt vor dem verschilfsten südlichen Ufer des schmalen Eingangsbereichs und ist daher Störungen vom Wasser her durch ein- oder auslaufende Boote in besonderem Maße ausgesetzt, extrem bei kreuzenden Segelbooten. In den ersten Jahren war noch ein Plattenweg um den See herum vorhanden, so waren auch häufigere Störungen vom Ufer her zu verzeihen. Der sehr steile aber nur kurzzeitige Anstieg Ende Oktober/Anfang November vom Dassower See ist ähnlich deutlich auch im Schellbruch zu finden. Am Dummersdorfer Ufer und wohl auch zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek verstärken die zu dieser Zeit eintreffenden Enten den normalen Verlauf. Der auf den Diagrammen vom Dassower See und Schellbruch wie aufgesetzt erscheinende Durchzug legt systematische jährlich wiederkehrende anthropogene Störungen in einem Herkunftsgebiet in der letzten Oktoberdekade nahe. Der induzierte Abzug der zu dieser Zeit bereits stark zugdisponierten Enten könnte z.B.

durch Jagdbeginn - zum Zusammenhang zwischen Jagdbeginn auf Stockenten und dem Mauserzug der Schellente in SW-Schweden siehe PEHRSSON (1975) - oder großflächiges Ablassen von Fischteichen mit hohem Entenbestand bedingt sein. Auffallend ist, daß die Enten hier dann relativ schnell weiterziehen. Bei der Reiherente ist gleichfalls ein derartiges isoliertes Maximum zu verzeichnen und auch bei der Bergente deutet sich ein verstärkter Zug an, so daß eine diesen Arten gemeinsame Region betroffen ist.

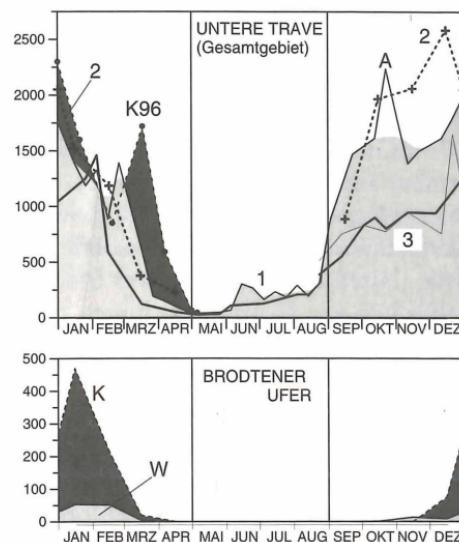
Abb. 3.2.6: Tafelente: Gesamtbestand der Unteren Trave

Oben) Anzahl 1990-95 (1)(n=74.620) und Wasservogelzählungen des Gesamtgebiets ohne den Dassower See 1973-78 (2) nach BANSEMER (1979)(n=53.789). Beide Perioden beinhalten keine kalten Winter. Kalter Winter Januar - April 1996 (K96) (n=7.170). Der Gesamtbestand der Unteren Trave für die Jahre 1996-98 war insbesondere im 2. Halbjahr (3) deutlich kleiner als in den vorausgegangenen Jahren.

Unten) Bestand auf der benachbarten Ostsee am Brodtener Ufer in Kälte- (K) und Normalwintern (W) nach monatlichen Zählungen 1966/67 bis 1994/95 von SPARR bzw. MENDE & SPARR (n= 2.996 [gemäßigte Winter], n=4.186 [kalte Winter]).

Fig. 3.2.6. Pochard. Above: Mean numbers on the Lower river Trave 1990-95 (1) and the study area without Lake Dassow (1973-78) after BANSEMER (1979). Both periods include only moderate/warm winters. K96 shows numbers of cold Winter 1996 (K96). During the last years 1996-98 (3) autumn numbers are small.

Below: Mean numbers at the neighbouring Baltic Sea along the Brodtener Ufer (monthly counts) in cold (K) and warm/moderate (W) winters.



1996 sind die Bestände nochmals drastisch gefallen, der Durchzug im September/Okttober fiel nahezu aus. Am Unterlauf der Trave wurden weniger als die Hälfte des Bestandes anderer Jahre beobachtet, im Schellbruch sogar nur Einzelvögel (< 10 % des Bestandes der vorausgegangenen Jahre). Die Geschlechterzusammensetzung ähnelte jedoch der der Vorjahre. Ob sich hier eine neue Entwicklung abzeichnet oder ob wegen des letzten kalten Winters die Nahrungsgrundlage fehlte, müssen die kommenden Jahre zeigen.

Der erste Zuzug Ende August erfolgt vermutlich von den Mauserplätzen, der Anteil ♂ liegt jetzt bei 75 %, Mitte/Ende September war bis 1979 zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek ein deutlich höherer Anteil von weibchenfarbenen Vögeln bei geringerem Bestand zu verzeichnen. Ob es sich hier um jetzt vermauserte ♀ oder noch zumindest teilweise um Jungvögel handelte, kann nicht entschieden werden, da dies heute nicht mehr beobachtet wird. Der Anstieg weibchenfarbener Vögel fiel mit dem Abzug eines Teils der Enten zusammen. Dies deutet darauf hin, daß die ♂ weiterzogen während die weibchenfarbenen Tafelenten verstärkt vor Ort verblieben. Bei anschließendem Zuzug, d.h. anwachsendem Bestand, stieg der Anteil ♂ wieder an, zwischen 1966 und 1979 von 66 % auf 78 % am Jahresende. Seit 1980 beträgt der Anteil ♂ rund 80 % zwischen Oktober und Dezember (Tab. 3.2.4). Auch in den überwiegend erst nach 1980 bzw. 1990 detaillierter erfaßten Bereichen der Pötenitzer Wiek und Dassower Sees lag der Anteil ♂ während der letzten Monate des Jahres bei rund 80 %. Die Trupps der hinzukommenden Enten bestehen Ende August/Anfang September am Dassower See teilweise zu 95 % aus ♂. Auch am Breitling wurden am Vormittag ankommende Trupps mit 89 % ♂ erfaßt (n=55, 14. September 1996). Die Verhältnisse auf den Gewässerabschnitten am Unterlauf sind also weitgehend gleichartig, lassen auf dem Dassower See zu Beginn des Herbstzuges jedoch noch einen etwas höheren ♂-Anteil erkennen.

Eine mögliche Ursache für den geringen ♀-Anteil während der letzten Jahre könnte nach dem drastischen Bestandseinbruch Ende der 70er Jahre (siehe unten) ein teilweiser Rückzug aus den nördlichen Teilen des Brutgebietes sein. Die Geschlechterzusammensetzung und zeitliche Verteilung der jetzigen Herbst-/Wintervögel deutet auf einen heute vernachlässigbar kleinen Durchzug aus den Brutgebieten, bei den ab September erscheinenden Enten ist ein direkter Zuzug von den Mausergewässern anzunehmen. Die erhöhte Mortalität der ♀ während des Brutzeitraumes und ein vernachlässigbar kleiner Anteil hier überwinternder Jungvögel kann den heutigen Verlauf der Geschlechterzusammensetzung weitgehend erklären (siehe Abschnitt 5).

Bei Kälteeinbrüchen nimmt die Zahl der Tafelenten zumindest kurzzeitig deutlich zu, in der 2. Hälfte Dezember 1996 beispielsweise verdoppelte sich der Gesamtbestand. Die offenen Wasserflächen am Lübecker Zentralklärwerk (im Schellbruch enthalten) könnten dabei als Auffangbecken für die von den Stadtgewässern abwandern den Enten dienen, der größere Zuzug am Dummersdorfer Ufer und auf der Pötenitzer Wiek dürfte weiter aus Osten kommen. Je nach lokaler Vereisung bleiben diese vor Ort oder ziehen weiter.

Wie schon bei der Reiherente sind auch bei der Tafelente die Bestände zu Jahresbeginn von der Strenge des Winters geprägt. Während der warmen/mäßig kalten Winter der letzten Jahre (1990-1995) fällt der Bestand schon ab Januar deutlich ab. Bereits

Mitte März sind nur noch kleine Bestände (< 20 % der Mittwinterwerte) vor Ort. Extrem ist dies im Bereich Kattegatt bis zum Schlutuper Wiek, dort war in den letzten Jahren (1987-94) der Abzug der Wintergäste bereits in der 1. Märzdekade abgeschlossen. In den Jahren zuvor war der Bestand zu Jahresbeginn erheblich größer und die Abwanderung erst im April weitgehend beendet. Große Rastbestände während der Heimzugphase werden im Schellbruch-Abschnitt im Februar-März verzeichnet, insbesondere auf dem hierin enthaltenen Travebereich am Zentralklärwerk. Auch in kalten Wintern ist dieser Abschnitt eisfrei, durch den Nährstoffeintrag dürfte hier auch in der 2. Winterhälfte ausreichend Nahrung zu finden sein. Ein mehrfach aufgeteilter Rückzug wie in Abb. 3.2.2 ist nicht zu erwarten, die stark streuenden Werte basieren auf einer relativ kleinen Anzahl von Zählungen, mehrere Zählungen unter ungünstigen Bedingungen (starker Wind, Schiffsverkehr) führten mit kleinen Werten vermutlich zur Unterschätzung des Bestandes, andere bei Vereisung von Nachbargewässern zu Extremwerten.

Verstärkt in den Tafelentenansammlungen werden *Aythya*-Hybriden - überwiegend wohl Mischlinge aus Tafel- und Reiherenten - beobachtet. Eine ausführliche Darstellung erfolgte in SCHÜTT (1994).

Mit einer Ausnahme (Schellbruch vor 1986) nimmt der Anteil ♂ vom Januar zum März hin mit den Beständen ab. Durchzugswellen zeichnen sich durch höhere ♂-Bestände aus. Wie auch bei der Reiherente ist hier in Kältewintern der ♂-Anteil höher, eine Einteilung in kalte und warme Winter im Bereich von Dummersdorfer Ufer und Pötenitzer Wiek ist hier weniger eindeutig, da kurzfristige Vereisungen in normal kalten/warmen Wintern auch die Anteile der ♂ hochtreiben. Dieses deutet auf einen schnellen Abzug der ♀ bei Vereisung bzw. verstärktem Zuzug von ♂ aus anderen Gebieten. Die schnelle Reaktion bereits bei kurzfristiger Vereisung deutet auf Zuzug von nahen Gewässern.

Wie bei der Reiherente beobachten wir hier eine Zweiteilung, Bereiche mit geringem ♂-Anteil während der letzten 15 Jahre, hier von 65 bis 70%, und solche mit hohem Anteil von 80 % ♂. Es tritt hier eine gleichartige Verteilung wie bei der Reiherente auf, die Trave in Travemünde ist allerdings mit einer nur geringen Anzahl von Tafelenten praktisch ohne Bedeutung.

Nach BAUER & GLUTZ (1969) bzw. CRAMP & SIMMONS (1977) überwandern die ♀ die ♂. Dies könnte vielleicht dadurch erklärt werden, daß die ♂ aufgrund des zeitigeren Abzugs - früher abgeschlossene Mauser - die nahen Winterquartiere besetzen und dementsprechend die ♀ aufgrund fehlender „Plätze“ (Dominanz der ♂ über die ♀ am Futterplatz, z.B. CHOUDHURY & BLACK 1991) weiterziehen (SALOMONSEN 1968). BEZZEL (1985) ist da etwas vorsichtiger und schreibt: „♂ ziehen offenbar z.T. weniger weit als

♀“. Ohne eine ausreichende Anzahl von Ringfunden ist ein Überwandern bei den Brutvögeln (=adulte Enten) nicht eindeutig feststellbar. Einen großräumigen N-S-Gradienten des Geschlechterverhältnisses in Europa bei Januarzählungen fanden jedoch CARBONE & OWEN (1995). Im mittleren und nördlichen Europa lag das mittlere Geschlechterverhältnis überwiegend oberhalb 65 % ♂. Oberhalb 60 % ♂ liegen auch die Werte im 1. Quartal des Jahres innerhalb Deutschlands und des nordwestlichen Europas bei anderen Autoren. Dabei sind sowohl die Bereiche mit Werten unterhalb wie oberhalb des hier bestimmten tertiären Geschlechtsverhältnisses von 2/3 ♂ weit gestreut. Niedrig ist der Anteil ♂ in Schleswig-Holstein (ohne Trave) (BERNDT 1993), auf den Gewässern Südbayerns (BEZZEL 1979) und in London (HOMES 1942), mehr als 2/3 ♂ in der 2. Winterhälfte (Januar-März) wurden auf dem Öpfinger Stausee/Bayern (HÖLZINGER nach BEZZEL 1979), der Elbe in Niedersachsen und Sachsen-Anhalt (MEIER 1974, HAMPE 1980, 1992), der Küste Süd-Schwedens (NILSSON 1970a) und in weiten Bereichen Großbritanniens (OWEN & DIX 1986) verzeichnet. Allerdings nur auf den Orkney Inseln lag der Anteil ♂ mit 89 % (OWEN & DIX 1986) über dem für weite Bereiche der Unteren Trave ermittelten Wert von 80 % ♂. Die Verteilung der Geschlechter wird vermutlich stärker durch die lokalen Bedingungen und die unterschiedliche Tauchleistung der ♂ und ♀ (BAUER & GLUTZ 1969) geprägt als durch die geographische Lage. Der von SALOMONSEN (1968) vertretene Standpunkt (s.o.), ist meines Erachtens bei derartig stark gefallenem Bestand wie bei der Tafelente nicht mehr zu vertreten - es müßten heutzutage überall ausreichend „Winterplätze“ vorhanden sein. Mit 67,5 % ♂ nördlich des 47 Breitengrades (CARBONE & OWEN 1995) ($n=44.226$, allerdings teilweise nur Stichproben ausgezählt, zum Vergleich Winterbestand in NW-Europa 350.000 (RÜGER et al. 1987)) liegt das mittlere Geschlechterverhältnis nahe beim an der Unteren Trave ermittelten tertiären Verhältnis.

Zu keiner Zeit beträgt im Untersuchungsgebiet der ♂-Anteil einer großen Menge deutlich weniger als die prognostizierte Populationszusammensetzung, d.h. es ist kein wie von BEZZEL (1969) angeführter „weitgehend getrennter Heimzug der Geschlechter“ und damit später Zug einer großen Anzahl ♀ zu verzeichnen. Es könnte die geographische Lage entscheidend sein: für den Herbstzug bzw. Winterflucht bildet die Lübecker Bucht als südwestliches Ende der Ostsee praktisch einen Trichter - entlang der Küste in westlicher Richtung ziehende Enten passieren das Beobachtungsgebiet. Der Frühjahrszug ist im allgemeinen schwächer, aus dem westlichen Europa nach E bzw. NE ziehende Enten folgen anderen Leitlinien (z.B. Elbe) (dies sollte man jedoch nicht gleich als Schleifenzug bezeichnen) und werden daher im geringeren Umfang an der Unteren Trave beobachtet. So könnten auch weiter südlich überwinternde ♀ andere Zugwege benutzen. Doch gibt es Regionen mit bedeutenden Entenmengen mit überwiegendem ♀-Anteil? In Mecklenburg-Vorpommern ist im April ein höherer ♀-Anteil zu finden (SCHUBERT 1977), aber zu keiner Zeit überwiegen ♀. Während LITZBARSKI (1987) für Brandenburg ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis

Tab. 3.2.4. Tafelente: Geschlechterzusammensetzung im Winter an der Unteren Trave
 Tab. 3.2.4. Pochard: Sex ratio at the lower river Trave in winter

	1. Winterhälfte Oktober - Dezember 56-73. Pentade		2. Winterhälfte Januar - Mitte März 1.-15. Pentade *) nur bis 11. Pentade		Anzahl Anteil ♂	Anzahl Anteil ♂
	Anzahl	Anteil ♂	Anzahl	Anteil ♂		
Schellbruch						
1966-86	5.987	63%	2.000	58%		warme/mäßig
1966-83			819	74%		kalte Winter
1980-86			3.539	69%		kalte Winter
1987-95	8.331	69%				warme/mäßig
1988-95			2.272	75%		kalte Winter
1996						kalter Winter
Kattegatt - Schlutuper Wiek						
1966-79	16.137	78%/ 66-78% ¹⁾	4.798	73%		
1980-86	12.857	82%	8.964	80%		
1987-95	16.950	81%	8.473	79% ²⁾		
Pötenitzer Wiek + Dummersdorfer Ufer	15.095	82%	3.292	77%		warme/mäßig
			7.219	83%		kalte Winter
Dassower See	8.177	83%	2.656	76%		kalte Winter
1990-95						
Trave/Travemünde	654	68%	475	66%		warme/mäßig
	1982	78%	2.543	75%		kalte Winter

¹⁾ Anstieg innerhalb des betrachteten Zeitraumes

durch verstärkten Zuzug von ♀ im April in den Brutgebieten erwähnt, fanden RUTSCHKE & LITZBARTSKI (1965) am Gölper See/Brandenburg auch im März/April 71 % ♂ vor und in der 2. Aprildekade noch 56 % ♂ bei einer insgesamt nur geringen Anzahl anwesender Enten. Für Sachsen gibt HEYDER (1952) in etwa gleiche ♂- und ♀-Anteile

im April an, für Thüringen geben wie oben bereits dargestellt FRIELING & HÖSER (1973) hohe ♂-Anteile an, gleiches gilt für das benachbarte Sachsen-Anhalt (HAMPE 1974). Am Bodensee werden im Frühjahr nur relativ wenige Tafelenten erfaßt, „es scheint aber keinen hohen Erpelüberschluß mehr zu geben“ (SCHUSTER 1970). Nur auf den Peitzer Teichen/Brandenburg (RUTSCHKE et al. 1973), in Südbayern und in der Lausitz/Sachsen (BEZZEL 1969) wurden auf dem Heimzug im April Tafelenten in größerer Zahl mit einem Anteil von deutlich mehr als 50 % ♀ beobachtet. Dies ist jedoch nicht durch die Lage am südlichen Rand der umrissenen Region bedingt. Daten aus Mähren in der ehemaligen Tschechoslowakei (FIALA 1988) zeigen, daß auch dort der ♂-Anteil während des Heimzuges über dem der Brutpopulation liegt.

Wie im Lübecker Raum nehmen auch in anderen Gebieten, z.B. in der Schweiz (WILLI 1970) oder Ismaning (BEZZEL 1969) die Anteile der ♂ mit dem Abzug ab, dies deutet auf einen etwas früheren Heimzug der ♂. Im Ismaninger Teichgebiet zeichnet sich Ende März/April in einigen Jahren eine kleine Durchzugswelle von ♀ im Zugbild ab (BEZZEL 1959). Ein Durchzug einer großen Zahl weiter in SW-Europa überwinternder ♀ wird nirgends sichtbar, aufgrund der Flugleistungen ist jedoch nicht ausgeschlossen, daß sie Mitteleuropa sehr schnell ohne längere Rastpausen weitgehend unbemerkt passieren.

Im nordwestlichen Europa entspricht das großräumige Geschlechterverhältnis im Winter etwa dem an der Unteren Trave ermittelten tertiären Geschlechterverhältnis, im Süden ist der Anteil ♀ deutlich größer (CARBONE & OWEN 1995). Auf der Iberischen Halbinsel sind nur 52 % ♂, in Griechenland - das für die mittel-/nordwest-europäische Population als Winterquartier allerdings eine geringere Rolle spielen dürfte - wurde sogar bei relativ großem Stichprobenumfang mit 52 % eine Dominanz der ♀ beobachtet. Wenn man von einem ausgeglicheneren Verhältnis der Geschlechter bei Jungvögeln ausgeht, das sekundäre Geschlechterverhältnis dürfte nahe 1:1 liegen (z.B. LACK 1954), könnte man die ausgeglichene Zusammensetzung der Winterpopulationen im Süden Europas mit einem verstärkten Zuzug von Jungvögeln erklären. In Analogie zum Zugverhalten der Schellenten, das besser anhand von Winterdaten des Alters- und Geschlechterverhältnisses und dem zeitlichen Ablauf der Paarbildung der Art gesichert ist (siehe dort), könnten auch bei der Tafelente die Zugverhältnisse durch ein großräumiges Überwandern der Altvögel durch die Jungvögel dargestellt werden. Eine erhöhte Mortalität der ♀ während der Brutzeit kann den Anstieg des ♂-Anteils im Herbst/Winter an der Unteren Trave erklären. Zur Verifikation dieser Hypothese bedarf es jedoch einer Untersuchung der Alterszusammensetzung der Überwinterer im südlichen Europa und/oder detaillierten Ringfundanalysen. Die relativ kleine Anzahl von Ringfunden aus dem südlichen Mitteleuropa (KÖHLER & KÖHLER 1996) läßt jedoch hierzu keine Aussage zu, die Fundrichtungen streuen sehr stark. Beim Heimzug würden dann die zurückfliegenden Jungvögel den Abfall des Anteils ♂ in

den Durchzugsgebieten hervorrufen. Bei den relativ spät ziehenden ♀ vom Ismaninger Teichgebiet könnte es sich verstärkt um „trödelnde“ Nichtbrüter handeln, vielleicht auch hier überwiegend vorjährige Individuen. Nichtbrüter machten beispielsweise in einem Teichgebiet in der ehemaligen Tschechoslowakei immerhin 15 % der anwesenden ♀ aus (FIALA 1988).

Bei den nahe verwandten amerikanischen Riesentafelenten *Aythya valisineria* (HOCHBAUM 1944) und Rotkopfenten *Aythya americana* (PALMER 1976) eröffnen einzelne Paare den Einzug in die Brutgebiete - HOCHBAUM nimmt an, daß es sich hierbei um mehrjährige Vögel handelt. Später folgt dann die Hauptmenge mit noch vielen unverpaarten, vermutlich verstärkt vorjährigen Enten. Eine derartige Abfolge, mit alten bereits mit dem Gebiet vertrauten Paaren als Erstbesiedler, dürfte auch bei der Tafelente zu erwarten sein. Nach BEZZEL (1969) scheinen zuerst die ♀ die eigentlichen Brutgewässern zu besiedeln, er erwähnt einige Fälle, in denen zuerst ♀ auf späteren Brutgewässern beobachtet wurden. Dies muß nicht im Widerspruch zueinander stehen, wenn man im ersten Fall (Riesentafelente) ein größeres Gebiet wie HOCHBAUM (1944) und im letzten Fall (Tafelente) einen einzelnen Tümpel und damit den Nistplatz im eigentlichen Sinne betrachtet.

3.2.4. Bestandsentwicklung

Die beiden angewandten Methoden zur Bestimmung der Winterbestandstrends (Anzahl bei „Weihnachtszählung“, Ententage der 1. Winterhälfte, Abb. 3.2.7) ergeben nahe beieinander liegende Werte für die Anfangsjahre und für den Winter 1994/95. Nach einem starken Bestandsanstieg bis Ende der 70er Jahre fiel die Anzahl der Enten drastisch und hat im Winter 1994/95 wieder die Werte vor 28 Jahren erreicht, im Winter 1996/97 sind die Werte noch weiter abgefallen. Die systematischen Abweichungen beider Methoden sind durch den sich ändernden Durchzugsverlauf bestimmt. Die höchsten Bestände (Anwesenheitsgröße in Ententage) wurden in den Wintern 1977/78 und 1979/80 ermittelt. Im Winter 1979/80 wurden die größten Tafelentenmengen zum Jahresende beobachtet, hierzu dürften die weiter aus Osten vor der Vereisung ausweichenden Tafelenten beigetragen haben (Kälteflucht), eine Störung am Dummersdorfer Ufer kann allerdings auch nicht ausgeschlossen werden (siehe Reiherente). Die Änderung des Durchzugs in den Folgejahren führt dazu, daß die Ententage weniger stark abnehmen als die Weihnachtsanzahl. Wenngleich diese Bestandsabnahme überregional beobachtet wurde, kann für diesen Bereich nicht ausgeschlossen werden, daß die stufenweise Inbetriebnahme des Klärwerks Ochsenkopf (am Kattegatt) zwischen 1979 und 1981 als lokale Ursache zusätzlich bestandsmindernd wirkte. Während der letzten 10 Jahre war der Bestand (Ententage) weitgehend konstant und lag im Durchschnitt bei 390 Ind.. Die Bestände der anderen Teilabschnitte

des Untersuchungsgebiets verlaufen ab 1983 weitgehend parallel. Nur der Dassower See weicht durch eine überproportional starke Abnahme deutlich ab (Abb. 3.2.8). Da hier der größte Bestand verzeichnet wurde, prägt sich dieses aufs Gesamtgebiet durch - während der letzten 10 Jahre nahm der Bestand des gesamten Untertraversaumes um 12.225 Entenage/Jahr ab - bei konstantem Bestand im letzten Jahresdrittel ein Abnahme von rund 100 Ind./Jahr.

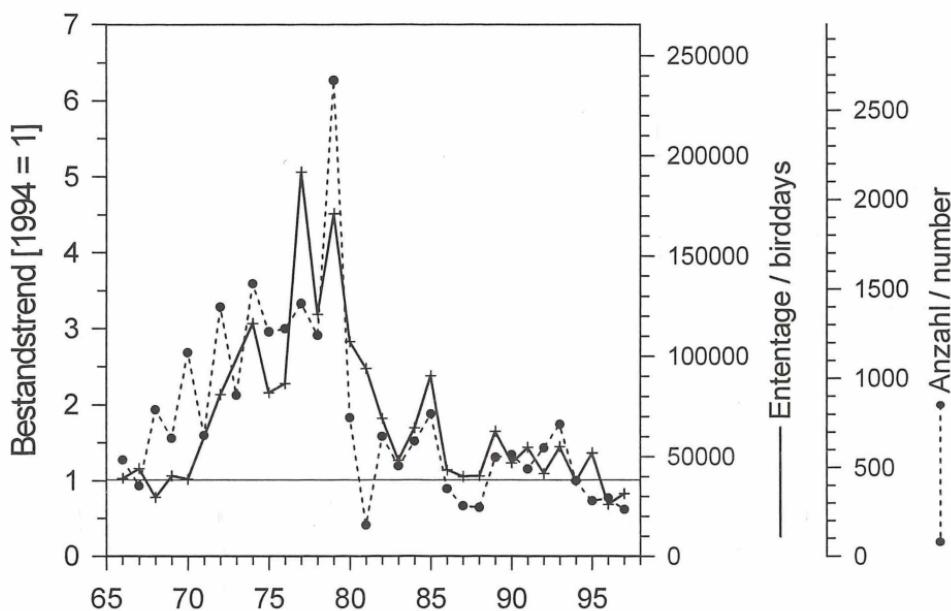


Abb. 3.2.7: Tafelente: Bestandsentwicklung des Traveabschnitts Kattegatt - Schlutuper Wiek. a) Bestandsgröße „Ententage“ (durchgezogene Linie) für die Zeit vom 1. September bis 31. Dezember für die Jahre 1966-95. b) Anzahl der Enten um Weihnachten (gestrichelt), überwiegend ein Termin zwischen Weihnachten und dem Jahreswechsel, in Ausnahmefällen bis 2 Wochen zuvor oder danach.

Fig. 3.2.7. Pochard: Trends at the lower river Trave between Kattegatt and Schlutuper Wiek 1966-1997. a) Bird-days between September 1 and December 31 (line). B) Numbers at a date around Christmas (dotted).

Die Januarzählungen in NW-Europa ergaben nach einer Phase relativ konstanter Bestände eine Verdopplung zwischen 1970 und 1974 (MONVAL & PIROT 1989), nach dem Winter 1976/77 fällt der Bestand wieder ab. Die Entwicklung in den verschiedenen Teilbereichen unterscheidet sich jedoch deutlich, in Großbritannien hat der September-Bestand (interpretiert als Brutbestand) bereits 1975 abgenommen - die Wintergäste erst nach 1977 (OWEN et al. 1986). Die Änderungen der November- und

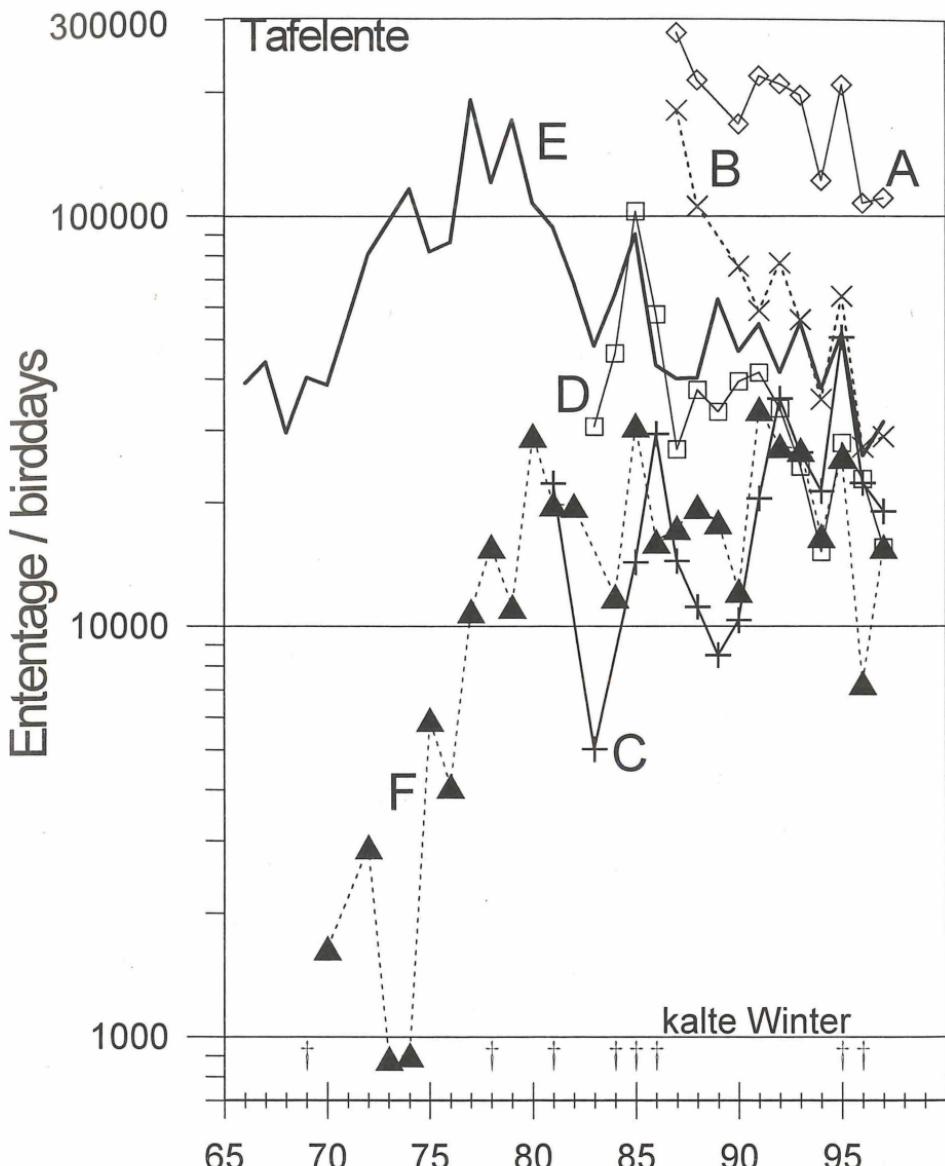


Abb. 3.2.8: Tafelente: Entwicklung der Bestandsgröße „Ententage“ für verschiedene Abschnitte der Unteren Trave, die Ordinate ist logarithmisch unterteilt. A gesamtes Untersuchungsgebiet/Untere Trave; B Dassower See; C Pötenitzer Wiek; D Dummersdorfer Ufer; E Kattegatt-Schlutuper Wiek; F Schellbruch.

Fig. 3.2.8. Pochard: Trend of the autumn-winter population - bird-days from September 1 to December 31 for the different sections of the river Trave.

der Januarbestände Ostdeutschlands (= ehemalige DDR) (RUTSCHKE 1985, RUTSCHKE & LIEBHERR 1995) weichen von den hier dargestellten Ergebnissen ab, steigende bzw. hohe Bestände sind noch bis 1992/93 zu finden. In der südlichen Hälfte Europas (incl. Süddeutschland) wurde bereits ab 1968 ein steigender Trend verzeichnet (MONVAL & PIROT 1989). Im bedeutendsten süddeutschen Überwinterungsgebiet, dem Bodensee, zeichnet sich ab Winter 1969/70 ein Anstieg der Winterpopulation parallel zur Massenvermehrung der Wandermuschel *Dreissena polymorpha* ab (SCHUSTER 1976, 1983). Im Gesamtbestand SW-Europa ist dann ein Abfall nach 1978/79 zu erkennen (MONVAL & PIROT 1989). Dies gilt jedoch nicht für den Bodensee, bis zum Winter 1980/81 sind dort die Bestände groß (SCHUSTER 1983). Mit einem fast linearen Anstieg bis 1981 und danach etwas stärker streuenden Werten bis 1991 bleiben auch die Bestände in der Schweiz weiterhin auf hohem Niveau (SUTER & SCHIFFERLI 1988, SCHIFFERLI 1992). SUTER & SCHIFFERLI (1988) erklären die abweichenden Verhältnisse zwischen NW-Europa und dem südlichen Mitteleuropa durch eine mögliche Verlagerung der Winterquartiere auf die durch die dortige Massenvermehrung der Wandermuschel nahrungsreicher gewordenen Gewässer. Eine drastische Verknappung der Nahrungsgrundlage wird in zwei abweichenden Fällen für den dortigen Populationszusammenbruch verantwortlich gemacht, so nahm der Winterbestand am Unteren Inn von hohen Beständen in den 70er Jahren auf unter 10 % zwischen 1988 und 1994 ab (REICHHOLF 1994), auf dem Ismaninger Speichersee/Bayern nahm die Mauserpopulation von 1993 auf 1995 um 90 % ab (KÖHLER & KÖHLER 1996).

Abb. 3.3.1 (S. 63): Bergente: Gesamtbestand der Unteren Trave

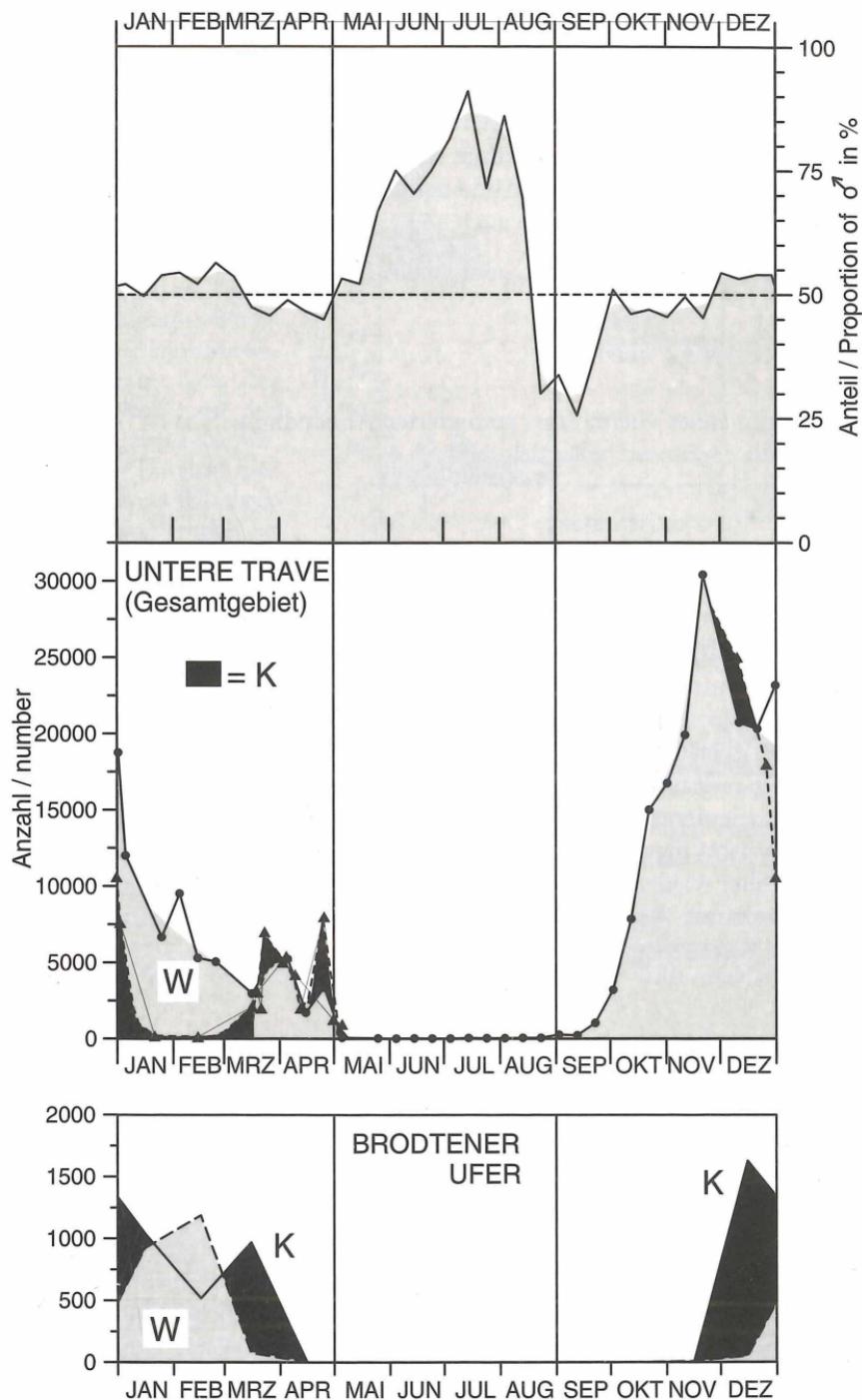
Oben) Die Geschlechterzusammensetzung ist bei dieser Art trotz der großen Stichprobenmenge erheblich ungenauer als bei den anderen Arten, da jeweils nur ein Teil des vielfach sehr großen, oft inhomogenen Schwarmes ausgezählt werden kann. Zur Zusammensetzung im Sommer während der Mauser der ♀ siehe SCHÜTT (1995). Der Anteil ♂ ist in der 1. Winterhälfte aufgrund nicht umgefärbter Jungvögel vermutlich etwas zu klein ($n=288.844$).

Mitte) Gesamtbestand 1990-1998. Da Bergenten zwischen Dassower See und Pötenitzer Wiek wechseln, erfolgte keine getrennte Darstellung beider Gewässer. Nur bei Vereisung weicht ein größerer Teil auf die Trave am Dummersdorfer Ufer aus. (W) warme/ mäßig kalte Winter ($n=710.056$), Eiswinter 1995/96 ($n=35.435$) (K).

Abb. 3.3.2 (S. 63 unten): Bergente: Mittlere monatliche Bestände auf der Ostsee am Brodtener Ufer 1966/67 bis 94/95 nach den monatlichen Wasservogelzählungen von SPARR bzw. MENDE & SPARR ($n=65.992$) in kalten (K) und warmen/mäßig kalten Wintern (W).

Fig. 3.3.1. (p. 63) Scaup: Lower river Trave (complete). Above: Sex ratio. Middle: Mean numbers of the warm/moderate winters 1990-98 (W), only the cold winter 1995/96 (K)

Fig. 3.3.2. (p. 63 below) Mean numbers on coastal Baltic Sea along the Brodtener Ufer 1966/67-1994/95 for warm/moderate winters (W) and cold winter (K)



Die in Schleswig-Holstein seit 1994 bzw. 1995 wieder beobachtete deutliche Zunahme des Mauser-, Herbst- und Januarbestandes (KOOP 1996, Rundschreiben OAG f. Schl.-Holst. u. Hamburg) macht sich zumindest bisher an der Unteren Trave nicht bemerkbar, 1996 wurde sogar ein weiterer Bestandseinbruch verzeichnet. Dies könnte auf eine fehlende Nahrungsgrundlage deuten, eine unterschiedliche Herkunft der bisherigen Winter- und Mausergäste und der neuerdings einfliegenden Tafelenten (mit fehlender Rasttradition?) ist jedoch auch nicht auszuschließen (beachte Abnahme des Mauserbestandes in Bayern).

3.3. Bergente *Aythya marila*

Diese Art war bereits Thema einer gesonderten Abhandlung (SCHÜTT 1995) und wird daher hier nur ergänzend behandelt.

3.3.1. Sommervorkommen, Mauserwanderungen

Abgesehen von wenigen Bruten in Dänemark (OLSEN 1992) und seit 1981 in Schleswig-Holstein (RADOMSKI 1993) brütet diese Art in nennenswerter Anzahl erst auf größere Entfernung (Finnland, Schweden, Russland). Im Hochsommer wird im Untersuchungsgebiet eine kleine Anzahl beobachtet, im Mittel 50 Ind./75 % ♂, diese mausern hier überwiegend auf dem Dassower See, einzelne auch auf der Pötenitzer Wiek. 1995 mauserte erstmals 1 ♂ auf der Spülfläche Stau am Breitling. Die ♀ mausern später im September und Oktober (SCHÜTT 1995). Nach etwa 1550 ♀ 1993, mindestens 250 ♀ 1994 mauserten 1995 dort um 450 Ind., davon etwa 400 ♀. 1996 waren Anfang Oktober wieder mindestens 215 ♀ auf dem Dassower See und weitere 100-120 ♀ auf der Pötenitzer Wiek bei der Mauser, 1997 konnte keine vollständige Erfassung erfolgen, der Bestand lag aber zumindest oberhalb 150 ♀.

3.3.2. Wegzug, Wintervorkommen, Heimzug

Die Zählungen der letzten Jahre ergaben sehr hohe Durchzugs- bzw. Rastbestände, sowohl auf der Pötenitzer Wiek wie auch auf dem Dassower See (Abb. 3.3.1). Eine Betrachtung dieser beiden Gewässer einzeln ist nicht sinnvoll, da die Enten zwischen diesen Gewässern wechseln. Früher war jedoch der Dassower See nur mit Boot zugänglich und Zählungen fehlen weitgehend. So ist eine gemeinsame Interpretation der alten und neuen Zählungen schwierig. Ein Vergleich der Daten von der Pötenitzer Wiek von 1990-1995 und solcher vor 1990 deuten auf ein ähnliches Durchzugsmuster, allerdings wurden die Bergenten in früheren Jahren in geringerer Zahl und deutlich später (Abb. 3.3.4) erfaßt. Letzteres könnte durch die Etablierung des lokalen

Abb. 3.3.3: Bergente: Vorkommen im mittleren Travebereich
Oben) Dümmerdorfer Ufer - Verstärkt tritt die Bergente hier kurz nach weitgehender Vereisung von Pötenitzer Wiek und Dassower See auf, teilweise auch bei Störungen auf diesen Gewässern ($n=15.714$).

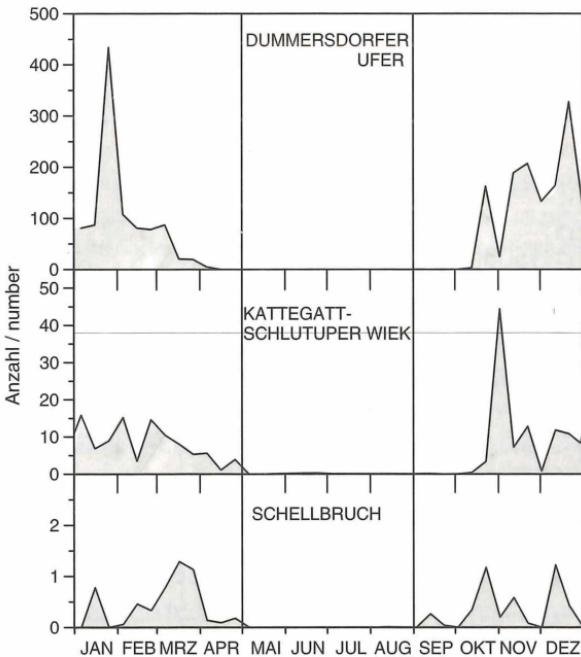
Mitte) Untertrave zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek - Die Mehrzahl der Herbstbeobachtungen stammt von der Schlutuper Wiek, für die der Trave folgenden ziehenden Enten erscheint der Travelauf hier wie eine Sackgasse, ein Teil scheut noch die Landüberquerung. Das Herbstmaximum fällt mit dem vermutlich durch anthropogene Störungen induzierten Zuzug aller 3 *Aythya*-Arten zusammen (siehe Abschnitt 3.2.3). Während des Frühjahrszuges finden sich

auf den Wasserflächen nur wenige Enten ein, diese ruhen dann vielfach - eigentlich für die *Aythya*-Arten untypisch - mittig auf dem jeweiligen Gewässerabschnitt ($n=2.052$).

c) Schellbruch und angrenzende Trave

Als erstes Gewässer nach der Landüberquerung werden diese kleinflächigen Wasserflächen nur von wenigen Bergenten angeflogen, das Maximum dürfte den Zeitraum des stärksten Frühjahrszuges widerspiegeln ($n=72$; 379 Zählungen).

Fig. 3.3.3. Scaup: Lower river Trave: different part with small numbers. Dümmerdorfer Ufer (above) large numbers of Scaups are here only when ice covers the Pötenitzer Wiek and Lake Dassow. Only few ducks are found between Kattegatt - Schlutuper Wiek (middle) and Schellbruch (below)



Mauserplatzes von Weibchen und eventuell weiterer Mauserplätze in weiter westlichen Regionen (Niederlande?) bedingt sein. Jedoch auch ein anderer Zählrhythmus und die früher häufigeren Störungen durch Fischer können das Bild verzerrn - zumindest Zählungen aus dem Jahr 1988 vom Dassower See (GOOS 1989) weisen schon auf eine frühe Zuwanderung hin. Langfristig scheint sich jedoch ein früher einsetzender Zuzug abzuzeichnen, so schreibt HAGEMANN (1963): „Erscheint einzeln schon Ende Oktober, das Gros jedoch erst bei einsetzendem Frost ab Ende Dezember.“

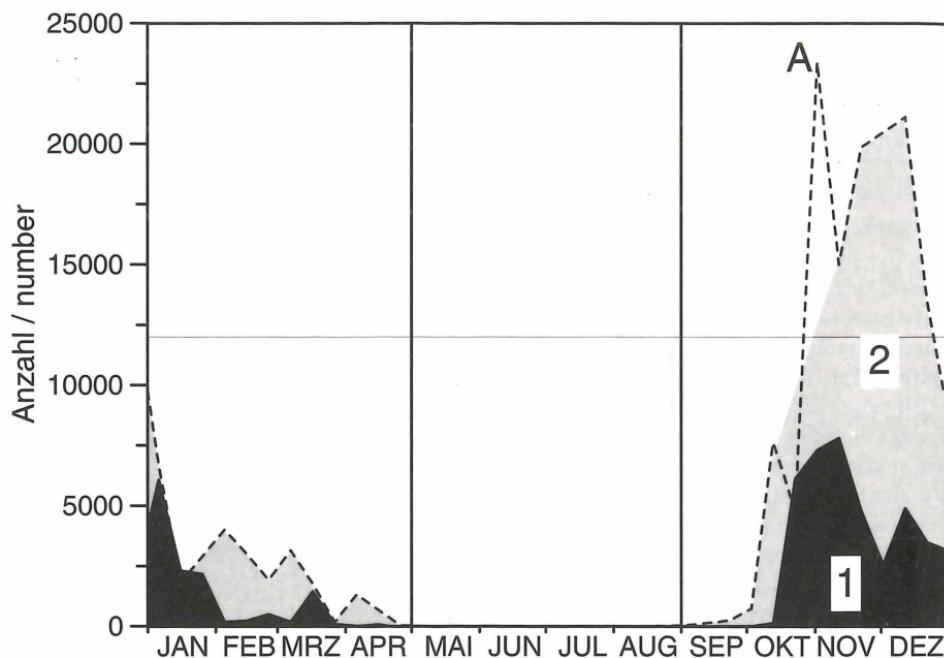


Abb. 3.3.4: Bergente: Pötenitzer Wiek

Vergleichende Darstellung der Zählungen vor 1990 (1) und 1990-95 (2), Einzelheiten siehe Text.
 Fig. 3.3.4. Scaup: Pötenitzer Wiek - mean numbers before (1) and after (2) 1990 (unification of West and East Germany, not only changing of census conditions)

Die südliche Ostseeküste dürfte als Leitlinie für den Zug fennorussischer Bergenten zum Winterquartier dienen. 70.000-130.000 Ind. überwintern in den Niederlanden, die Mehrzahl im IJsselmeer (SOVON 1987, PIHL & LAURSEN 1994), ein großer Anteil dürfte Schleswig-Holstein überqueren, wobei als letzte Rastplätze vor einer Überquerung der cimbrischen Halbinsel die Wismar-Bucht und der hier behandelte Untere Travelauf anzunehmen sind. Der Hauptdurchzug ist im Oktober und November zu verzeichnen.

Die kleineren Ansammlungen insbesondere im Schlutuper Wiek (Abb. 3.3.3) sowie einzelne und Kleingruppen weiter oberhalb (Schellbruch, Kattegatt, Breitling) dürften vielfach in Verbindung mit Durchzugswellen stehen. Die zeitliche Lage eines Maximalwertes Ende Oktober bei der Kurve vom Pötenitzer Wiek (Abb. 3.3.4) stimmt mit dem vermutlich durch Störung induzierten Durchzug von Reiher- und Tafelenten überein (siehe Tafelente). Ein solcher Einfluß ist aber bei dieser Art - da nicht isoliert auf einer nur schwach gekrümmten Kurve wie bei den anderen beiden Arten und auf weniger Zählungen basierend - nicht so eindeutig. Im Oktober und November steigt der Bestand in den Niederlanden deutlich an (SOVON 1987). Große Bestände

werden im Lübecker Raum jahrweise auch im Dezember beobachtet - dies dürfte als Kälteflucht aus weiter östlichen Regionen zu deuten sein.

Kaltes Wetter vertreibt die Bergenten aus dem weiter östlichen Teil der Ostsee. Das in einem Winter erstmalige Unterschreiten von Temperaturen um -10 °C bei Lübeck bewirkte in den letzten Jahren jeweils eine deutliche Winterfluchtbewegung, dabei dürfte jedoch nicht die Temperatur selbst sondern die damit einhergehende Vereisung der weiter östlichen Tagesliegeplätze und/oder der Nahrungsreviere ausschlaggebend sein. Die Winterflucht ist bei dieser Art wesentlich auffallender als bei den anderen *Aythya*-Enten. Beobachtungen aus dem mäßig kalten Winter 1992/93 vom Travebereich deuten auf einen stärkeren Durchzug bei diesen Kälteeinbrüchen (Tab. 3.3.1). Nach einem relativ konstanten Bestand von etwa 32.000-36.000 im November und Dezember ziehen, nach den Rastbeständen zu urteilen, wohl mindestens 25.000 Enten nach Westen durch. Da die Kälteperiode nur von relativ kurzer Dauer war, verblieb der Rest von 17.000 Ind. vermutlich vor Ort. Eine vergleichbare Winterflucht wurde im Winter 1995/96 beobachtet, bereits in der ersten Dezemberhälfte nach einigen kalten Nächten kamen am 9. Dezember noch Trupps bis gegen Mittag angezogen und schließlich waren rund 41.000 auf der Pötenitzer Wiek. Zählungen 2 und 3 Tage später ergaben nur noch 23.000 bzw. 25.000 anwesende Bergenten, mindestens 16.000 dürften Richtung Niederlande weitergezogen sein. Weitere 17.000 verließen das Gebiet bis zum Jahresende nach starkem Frost an den Weihnachtstagen. Diese Winterflucht machte sich auch auf den britischen Inseln bemerkbar, wo im Gegensatz zu anderen Jahren (OWEN et al. 1986) die Bestände im Januar (+45 %) und Februar (+30 %) noch deutlich anstiegen anstiegen (WATERS & POLLITT 1997).

Tab. 3.3.1. Bergente: Kälteflucht im Bereich der Unteren Trave und dortigen Ostsee im Winter 1992/93 (großflächige Vereisung des inneren Bereichs der Pötenitzer Wiek). Die Nachttemperatur bei den Kälteeinbrüchen lag jeweils bei Lübeck unter -10 °C (eigene Messungen, Stockelsdorf bei Lübeck).

Tab. 3.3.1. Scaup: Numbers during cold weather movements at the river Trave and nearby Baltic Sea. Night temperature during the cold snaps (=Kälteeinbruch) were less than -10°C near Lübeck.

	Anzahl
18./22.11.1992	36.000 (\pm 1000)
23.12.1992	33.000 (\pm 1000)
Kälteeinbruch I	
24.12.1992	43.000 (\pm 3000)
28.12.1992	23.000
Kälteeinbruch II	
4. 1.1993	17.000
4./8. 2.1993	16.350

Die amtlichen Eisberichte des Deutschen Hydrographischen Instituts, die die schiffahrtsrelevanten Vereisungen behandeln, lassen keine genauere Identifizierung der zu diesen Zeitpunkten zufrierenden Wasserflächen zu - in den meisten Fällen dürfte es sich um ruhige Buchten und Boddengewässer in Mecklenburg-Vorpommern handeln.

Bei Vereisung der Pötenitzer Wiek wird zu Beginn ein häufiges Herumfliegen von kleinen Gruppen über der Eisfläche beobachtet, der Schwarm sammelt sich dann auf der Ostsee vor dem Priwall bzw. nahe der Travemündung.

Auf der Ostsee am benachbarten Brodtener Ufer sind in warmen und mäßig kalten Wintern im Dezember erst geringe Mengen anwesend, kürzere Vereisungsperioden - vielfach Ende Dezember oder Anfang Januar - bringen jedoch zeitweise eine größere Anzahl Enten. In kalten Jahren können dort bereits Mitte Dezember größere Mengen auftauchen. Dies dürfte mit den oben angesprochenen Winterfluchtansammlungen korrelieren.

Im Mittel über die Jahre 1990-95 mit mäßig kalten bzw. warmen Wintern fällt der Bestand auf der Unteren Trave bereits ab Dezember deutlich ab und nur bei Winterflucht ist ein hoher Bestand anzutreffen. Dabei ist nicht eindeutig erkennbar, ob die Vögel noch weiter Richtung Westen ziehen oder bereits früh wieder ostwärts wandern. Höhere Bergentenbestände ab Jahresbeginn in der Wismar Bucht (FREITAG, brfl.) und in geringerem Umfang am Brodtener Ufer könnten teilweise als eine Abwanderung von der Unteren Trave in den mäßig kalten Jahren auf die Ostsee gedeutet werden. Da diese Art jedoch bereits zuvor auf der Ostsee auf Nahrungssuche war, besteht ohne Vereisung der Unteren Trave kein Grund für einen derartigen Liegeplatzwechsel. Kleinere Bestandsänderungen in der Wismar Bucht ohne entsprechende Änderungen auf der Unteren Trave deuten auf Zuzug aus anderen Regionen. Aus den östlicheren Bereichen Mecklenburg-Vorpommerns liegen keine Zählungen vor, die Aussagen hierzu ermöglichen (NEHLS 1971, 1974 & brfl.). Ich halte es für wahrscheinlicher, daß die Bergenten der Unteren Trave nach Westen abwandern und andere aus dem Osten nachrücken, sowohl zum Brodtener Ufer wie in die Wismar Bucht. Dafür spricht auch die Besetzung neuer Tagesruheplätze. In den Niederlanden werden die höchsten Werte im Januar erfaßt (SOVON 1987). Eine eindeutige Aussage über die Abwanderungsrichtung ist jedoch bei dieser Art wie auch bei der Reiherente nicht möglich. In kalten Wintern, in denen die Ostsee zumindest teilweise vereist ist, ist jedoch ein Abwandern aus allen betrachteten Gebieten nach Westen anzunehmen. Allerdings spiegelt sich dieses nicht in den Januar-Beständen der Niederlande wieder, in Kältewintern wurden im Januar kleinere oder gleichgroße Bestände als in weniger kalten Jahren erfaßt (van den BERGH 1992, BEINTEMA et al. 1993).

Die Geschlechterzusammensetzung im Sommer und im Herbst bis in den November ist ganz oder teilweise durch die Mauser bestimmt. Unter den Vögeln überwiegen von Mitte November bis Ende Februar die ♂.

Wie bei den anderen *Aythya*-Arten deutet sich auch bei der Bergente ein höherer ♂-Anteil unter dem verbliebenen Wintervögeln in Kältewintern an. Im Gegensatz zu den anderen hier behandelten Arten wurden jedoch in den einzelnen Wintern sehr unterschiedlich große Anteile der Winterschwärme ausgezählt, die Tab. 3.3.2. sollte daher nur als Hinweis auf größere ♂-Anteile betrachtet werden.

Während des Heimzugs im März und April nimmt der Anteil ♀ zu und überwiegt leicht.

Tab. 3.3.2. Bergente: Geschlechterzusammensetzung in kalten und warmen Wintern im Januar und Februar. Siehe Text.

Tab. 3.3.2. Scaup: Sex ratio in cold and warm/moderate winters (January, February).

	mittlerer Anteil ♂	Anzahl n	Anteil ♂ in den einzelnen Wintern
kalte Winter (Eiswinter)	57 %	9.249	58 ± 9 (47%...67%)
warme/mäßig kalte Winter	51 %	35.054	52 ± 4 (41%...56%)

Auffallend ist die bei dieser Art schnelle Abnahme der mittleren Rastbestände (Dichten) vom Küstenbereich ins Binnenland - das Verhältnis Pötenitzer Wiek/ Dassower See : Dummersdorfer Ufer : Kattegatt - Schlutuper Wiek : Trave/ Schellbruch beträgt Größenordnungsmäßig 1000 : 100 : 10 : 1. Wenn gleich hier ein Einfluß der Größe der freien Wasserfläche eine Rolle spielt, so wird auch andernorts nur eine verhältnismäßig geringe Anzahl im Binnenland beobachtet, darin ähnelt diese Art mehr den Meeresenten (*Melanitta*, *Somateria*) als den anderen *Aythya*-Arten (z.B. SCHUSTER et al. 1983, LEWARTOWSKI et al. 1986).

Ein Rückzug aus weiter westlichen Winterquartieren deutet sich insbesondere im März an (Schellbruch - Abb. 3.3.3). Ende März/April steigt am Dassower See/Pötenitzer Wiek der Bestand für etwa einen Monat wieder an. Im Kältewinter 1995/96 tritt der Heimzug im März/April aufgrund eines fehlenden größeren Überwinterungsbestandes im Januar und Februar deutlicher zutage. Am Brodtener Ufer werden in kalten Wintern auch im März zu Zeiten des Heimzuges hohe Bestände verzeichnet, während in weniger kalten Wintern die Bestände im März bereits sehr klein sind (Abb. 3.3.2). Frühere Daten aus der Wismar Bucht (NEHLS 1961) und Daten vom

Greifswalder Bodden (Mecklenburg-Vorpommern) (LEIPE & SELLIN 1983) korrelieren mit dem zeitlichen Ablauf des Heimzuges auf der Unteren Trave. Schon NAUMANN (1902) führt März und April als Zeitraum für den Heimzug an der Ostseeküste an.

Der längere Aufenthalt während der Heimzuges wird vermutlich durch optimale Nahrungsbedingungen bestimmt, die Bergenten haben zur Zeit des Heimzuges zu den Brutgebieten vermutlich den Laich der Heringe als Nahrungsquelle entdeckt, sie tauchen jetzt auch tagüber sehr intensiv (siehe 4.2).

Während des Heimzuges im März/April nimmt der ♀-Anteil etwas zu und überwiegt leicht, ein großer Anteil der Enten ist bereits verpaart. Weibchen beginnen mit der Brutmauser (Kleingefieder) auf dem Heimzug, so war im März (16. März. 1997) bei spiegelglatter Wasserfläche diese mit kleinen Federchen übersäht.

Die letzten Durchzügler räumen Anfang Mai Pötenitzer Wiek und Dassower See, nur wenige (um 20 Ind.) verbleiben weiterhin im Gebiet (SCHÜTT 1995).

3.3.3. Bestandsentwicklung

Es zeichnet sich eine deutliche Zunahme ab, die vielleicht aber nicht ganz den Umfang hat, den die Maximalzahlen (Abb. 3.3.5) andeuten. Hier kommen verschiedene Faktoren zusammen, neben dem früher nicht erfaßten Dassower See spielt aufgrund der früher häufigeren Störungen durch Fischer auch die zeitliche Verteilung der Zählungen eine Rolle. Bei fehlendem Zugang zum Gebiet mußten die Enten früher auf größere Entfernung unter flachem Beobachtungswinkel gezählt werden, dabei wird die Anzahl nach eigenen Erfahrungen besonders bei Wellengang erheblich unterschätzt. In den 60er Jahren standen den lokalen Beobachtern außerdem keine hochwertigen Fernrohre zur Verfügung.

Tab. 3.3.3. Bergente: Maximale Bestände in der Wismar-Bucht nach BENDT (1977), LEIPE (1987), MÜLLER (1987, 1991, 1992-93, 1994, 1995) und FREITAG (1987 & brfl.) sowie eigenen Zählungen.
Tab. 3.3.3. Scaup: Maximum numbers at the nearby Wismar Bay (Baltic Sea)

	1974/75	1977/84	1985/89	1990/94
Durchzug (Oktober/November)	25.000	45.000	35.000	40.000- 45.000
Winter (Ende Dezember/Januar)	10.000		34.000	47.500

Die nur 20 km Luftlinie entfernte Wohlenberger Wiek bzw. die gesamte Wismar-Bucht beherbergt im Herbst und in warmen Wintern die bedeutensten Vorkommen in Mecklenburg-Vorpommern. Herbst- und Winterbestand sind in den letzten 20 Jahren deutlich gestiegen (Tab. 3.3.3.), hohe Rastbestände sind hier insbesondere in milden Wintern zu finden (FREITAG 1987).

Der Winterbestand Nordwesteuropas wurde früher auf 150.000 Ind. (SZIJJ 1972, ATKINSON-WILLES nach OWEN et al. 1986), 1985/87 auf 200.000 Ind. geschätzt (LAURSEN 1989), heute wird von 310.000 Ind. ausgegangen (PIHL & LAURSEN 1994), nach den letzteren Autoren eventuell durch eine vollständigere Erfassung bedingt. Der Bestandsanstieg der benachbarten Wismar-Bucht paßt in diesen Gesamtrahmen, der Anstieg des Januar-Bestandes an der gesamten Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns war jedoch größer. Teilweise unvollständige Januar-Zählungen ergaben in der ersten Hälfte der 60er Jahren unter 2000 Ind., in der 2. Hälfte bereits bis 6000 Ind. - 1993 wurden dann 83.000 Ind. gezählt (NEHLS 1963, 1964, 1967, 1968a&b, 1969, 1971, 1972, 1974, MÜLLER 1995) (man beachte jedoch, daß derartige Januarzählungen stark vom Grad der Vereisung abhängig sind). Damit sind die Änderungen in der Größenordnung vergleichbar mit denen im Lübecker Raum, die durch einen exponentiellen Anstieg beschrieben werden können. Auf der Ostsee am Brodtener Ufer sind die Bestände nicht parallel zu denen der Unteren Trave gestiegen - hier ist der Bestand zwar starken Schwankungen unterworfen, im langjährigen Mittel aber weitgehend konstant. In den dänischen Ostseegewässern hat dagegen der Bestand zwischen Zählungen 1968-73 und 1987-89 von im Mittel 66.350 (41.981-95.240) Ind. auf 25.660 (13.081-38.311) Ind. abgenommen, wenngleich die letztere Erfassung weniger vollständig war, so deutet sich eine Verschiebung aus der nordwestlichen Ostsee an die südlichen Küstenbereiche an (JOENSEN 1974, LAURSEN et al. 1997).

Die mit der Eutrophierung der Ostsee teilweise einhergehende Benthoszunahme dürfte ausschlaggebend für die Zunahme der Bergente im Untersuchungsgebiet sein (siehe Kap. 4.2.).

Das nächste Rastgebiet mit meist größeren Beständen, die Wohlenberger Wiek, liegt nur 20 km Luftlinie bzw. 25 km über die Ostsee vom Dassower See/Pötenitzer Wiek entfernt, so daß eine Vermischung dieser Rastschwärme auf den nächtlichen Nahrungsrevieren der Ostsee durchaus möglich erscheint (GOOS 1989, STRUWE & NEHLS 1992). Zählungen von der Wismarer Bucht (FREITAG u.a., pers. Mitt.) und der Unteren Trave geben keine Hinweise auf Bestandsverschiebungen zwischen den Gebieten. Die auch bei Windrichtungswechsel recht konstanten Gesamtzahlen im Untersuchungsgebiet deuten nach meiner Auffassung auf weitgehend abgeschlossene tagesreviertreue Rastschwärme und ein höchstens geringer Austausch mit anderen Gebieten erscheint möglich. Dies schließt natürlich ein gemeinsames nächtliches Nahrungsrevier nicht

aus. Eine im Bergentenschwarm integrierte Eisente war 1994/95 regelmäßig zwischen Dezember und Ende April in der Ansammlung ruhend zu finden (z.T. Pötenitzer Wiek, z.T. Dassower See), was vielleicht auch als Hinweis für Rastplatztreue und für sich nicht vermischende Ansammlungen gedeutet werden kann. Möglicherweise spricht diese Eisente auch für nicht überlappende Nahrungsreviere mit den Eisenten, die als bessere Taucher tiefere Regionen der Ostsee bevorzugen und normalerweise tagsüber aktiv sind (NILSSON 1970b).

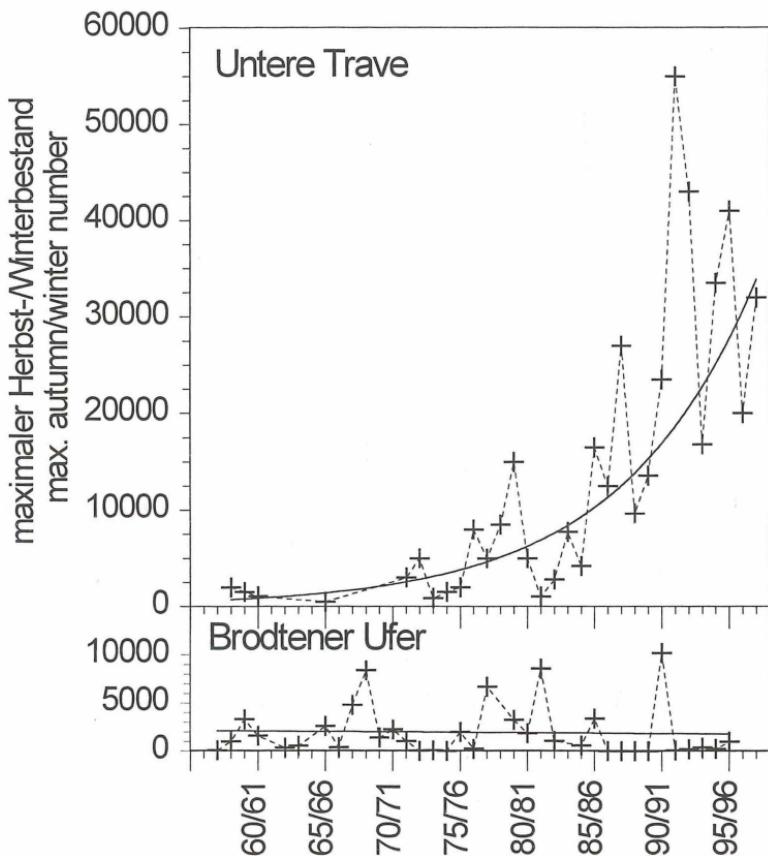


Abb. 3.3.5: Bergente: Entwicklung der erfaßten Maximalbestände im Winterhalbjahr während der letzten Jahrzehnte.

Oben) Gesamtbestand der Unteren Trave - während der letzten Jahre Maximalwerte überwiegend aus dem Spätherbst, teilweise Winterflucht, ältere Jahrgänge meist Winterbestände (Januar) auf Pötenitzer Wiek oder der Ostsee vor dem Priwall (Zählungen vor 1970: J. KÜHNERT). Unten) Maximalbestand am Brodtener Ufer/Ostsee nach monatlichen Zählungen von SPARR bzw. MENDE & SPARR.

Fig. 3.3.5. Scaup: Annual maximum numbers on the lower river Trave (above) and on the Baltic Sea along the Brodtener Ufer (below)

3.4. Schellente *Bucephala clangula*

3.4.1. Sommervorkommen, Mauser

Die Schellente brütet nicht im Untersuchungsgebiet aber bereits in geringer Entfernung (< 50 km) in Schleswig-Holstein (BERNDT 1993) und Mecklenburg (NEUBAUER 1987), ein Brutversuch wurde 1997 in einem Nistkasten an der Dorfkirche von Ratekau am Ruppersdorfer See verzeichnet (H. BANSEMER, pers. Mitt.). Inzwischen gibt es auch Brutnachweise von der Wakenitz südlich Lübecks.

Erst in der letzten Aprildekade nimmt der Winter- und Durchzugsbestand deutlich ab (Abb. 3.4.1, 3.4.5, 3.4.6). Damit sind bis weit in die Legeperiode, die in Schleswig-Holstein bereits Anfang März beginnt (BERNDT 1993), noch relativ große Mengen auf der Unteren Trave anzutreffen. Im Mai ist dann nur noch ein Nichtbrüterbestand von 100-300 Ind. zu beobachten, fast ausschließlich auf dem Dassower See. Nach dem langen kalten Winter 1995/96 verblieben hier jedoch deutlich mehr Enten (5. Mai - 1125 Ind., 30. Mai - 820 Ind.). Unter diesen Nichtbrütern überwiegen bei weitem die vorjährigen ♂ (Tab.3.4.1).

Tab. 3.4.1. Schellente: Mindestanteil junger ♂ bezogen auf den Gesamtbestand der ♂, nur mäßig kalte bzw. warme Winter.

Tab. 3.4.1. Goldeneye: Minimum percentage of males in first winter plumage relative to all ♂ in warm/moderate winters.

Zeitraum	Pötenitzer Wiek Anzahl	Dummersdorfer Ufer Anteil immat♂	Dassower See Anzahl	Anteil immat♂
Dezember	9.012	2 %	4.827	5 %
Januar	1.723	2 %	1.762	2 %
Februar	4.702	3 %	6.236	3 %
März	14.065	4 %	7.449	5 %
April				
I. Dekade	2.525	11 %	1.027	10 %
II. Dekade	1.343	28 %	347	42 %
III. Dekade	150	66 %	60	87 %
Mai				
I. Dekade	1.006	86 %		6.184
II. Dekade				237
III. Dekade	23	87 %		2.311

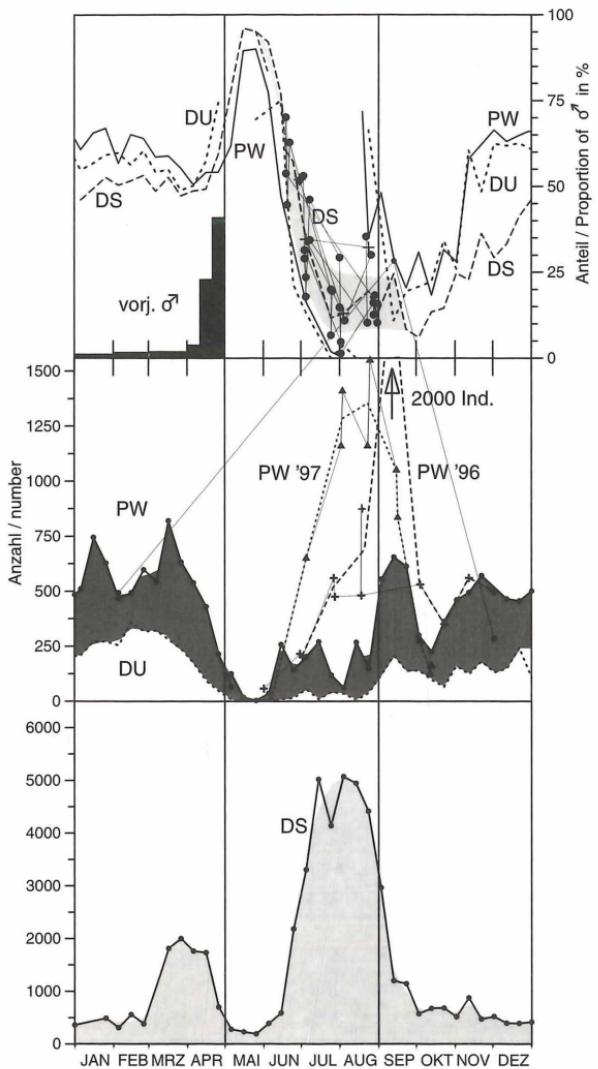


Abb. 3.4.1: Schellente: Pötenitzer Wiek (PW), Dassower See (DS) und Trave am Dummersdorfer Ufer (DU)

Oben) Geschlechterzusammensetzung dieser 3 Gewässerabschnitte (DU: n = 32.714, PW: n = 124.311, DS: n = 83.132). Als Mittel der 3 Gewässer noch der Anteil vorjähriger ♂ im ersten Drittel des Jahres (detailliert siehe Tab. 3.4.2). Das Verhältnis während der Mauser (Juli-August) basiert auf relativ wenigen sehr umfangreichen Teilstählungen (1997, 98) (Punkte), unter Einbeziehung älterer Daten stellt der schattierte Bereich die jahrweise variierenden Verhältnisse dar.

1996 weicht durch höhere ♂-Anteile während der Abwanderung vom Mauserplatz Dassower See ab und bewirkt springende Werte im September und Oktober in der Pötenitzer Wiek.

Mitte) Bestände auf der Pötenitzer Wiek (n = 80.395) und am Dummersdorfer Ufer (n = 31.723). PW Sommerwerte ohne das Extremjahr 1996, PW'96 nur 1996 und PW'97 nur 1997.

Unten) Bestand auf dem Dassower See. zwischen Mai und September handelt es sich um Mauservögel. (n = 303.007, 1990-

1998 - ohne Januar - Mai 1996). Das Maximum der Mauserverteilung ist hier relativ breit, die gegeneinander leicht zeitversetzten Einzeljahre jedoch recht spitz - siehe Abb. 3.4.3.

Fig. 3.4.1. Goldeneye: Pötenitzer Wiek (PW), Lake Dassow (DS) and Dummersdorfer Ufer (DU). Above: Sex ratio for these three areas. Middle: Mean numbers Pötenitzer Wiek (PW) and on the Trave / Dummersdorfer Ufer (DU). PW'96 and PW'97 are the numbers for 1996 and 1997. Lower: Mean numbers on the Lake Dassow

Mit Beginn der Bebrütung des Geleges verlassen die ♂ ihre ♀ (BLÜMEL & KRAUSE 1990, BERNDT 1993), einige adulte ♂ kommen bereits Anfang Mai, schon in der letzten Maidekade nimmt in einem Teil der Jahre der Anteil alter ♂ am Dassower See deutlich zu. 1995 nahm der Anteil adulter ♂ von 16 % in der 2. Maidekade ($n=237$ ♂) auf 33 % in der 3. Dekade ($n=862$ ♂) zu. Der Anteil war eventuell noch größer, ein Teil alter ♂ war mit der Postnuptialmauser bereits weit fortgeschritten. 1997 waren in der 1. Junidekade nicht wenige alte ♂ bereits weitgehendst im Schlichtkleid, bei weiteren war die Mauser weit fortgeschritten. Dadurch werden dann Altersauszählungen schwierig und ungenau - regional waren zwischen 36 und 59 %, im Mittel 43 % der ♂ adulte ($n=1976$, 5.-10.6.1997), in der ersten Junidekade 1998 waren sogar bereits 75 % der ♂ Altvögel - bei allerdings relativ geringem Bestand ($n=713$, 5.-8.6.1998). So zeigt sich, daß es sich im Mai nicht um einen konstanten Nichtbrüterbestand handelt. Der überwiegend aus Jungvögeln bestehende Bestand in der ersten Hälfte Mai, in kalten Jahren etwas länger, wandert noch nach Osten und Nordosten ab, während gleichzeitig die Altvögel zur Postnuptialmauser zuwandern. Unter den Ende Mai/Anfang Juni anwesenden Vögeln ist eine Reihe festzusammenhaltende Altvogelpaare, diese ♂ haben im Gegensatz zu den anderen ♂ in der ersten Junidekade noch nicht mit der Mauser begonnen.

1997 und 1998 wurden im Juni und der ersten Julidekade vor der Mecklenburg-Vorpommerschen Ostseeküste östlich des Untersuchungsgebiets, die wegen der Badegäste in anderen Jahren nicht besucht wurde, Ansammlungen von einigen hundert Schellenten bei der Nahrungssuche gefunden. Diese benutzten den Schlafplatz auf dem Dassower See. Auch in anderen Jahren wurden größere Differenzen zwischen Tages- und Schlafplatzzählungen beobachtet, möglicherweise auch Nahrungssuche auf der Ostsee - die Verteilung der Enten und die hohe Tauchaktivität lässt auch andere Interpretationen zu. Es kann sich hier um einen Vorsammelplatz handeln, wie er in Finnland beobachtet wurde (v. HAARTMAN 1979), oder nur um ein optimales Nahrungsrevier. Solange die Enten noch flugfähig sind, können sie den Störungen der Badegäste ausweichen. Immerhin bewirkt dieses eine Schonung der Nahrungsressourcen für die Mauser großer Entenmengen auf dem Dassower See.

Ab Mitte Juni steigt der Bestand auf dem Dassower See dann deutlich an, auf den Nachbargewässern ist eine Zuzugswelle in der 2. Junihälfte deutlich erkennbar. Ein weiterer Zuzug folgt im Juli, diese getrennten Zuzugswellen lassen auf unterschiedliche Gruppen (Alter, Geschlecht, Brutvögel/Nichtbrüter) schließen. Maximalbestände werden zwischen Mitte Juli und Mitte August beobachtet (Abb. 3.4.1c), das jährliche Maximum ist spitzer als es diese über alle Jahre gemittelte Abbildung zeigt (siehe oberen Teil der Abb. 3.4.3.). Der Bestand nahm seit 1987 deutlich zu auf 1995 8600 Ind. (Abb. 3.4.2).

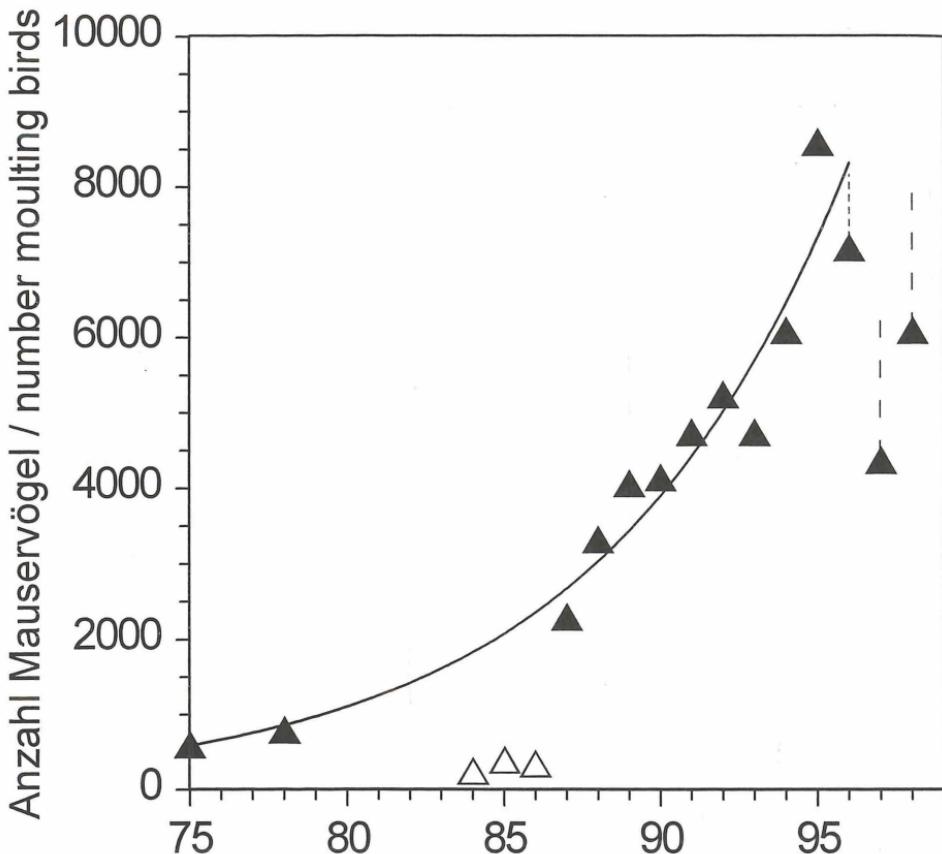


Abb. 3.4.2: Schellente: Maximal erfaßte Bestände zur Mauserzeit auf dem Dassower See
Erst ab 1987 erfolgten regelmäßige Zählungen (Goos 1989), vor 1987 handelt es sich um Einzelzählungen verschiedener Beobachter - es ist anzunehmen, daß es sich um Zählungen bei Tage handelte. Eigene Zählungen ab 1990 erfolgten überwiegend am Schlafplatz, wo i.A. der Bestand besser zu ermitteln ist. Die Exponentialfunktion wurde ohne Berücksichtigung der Jahre 1984-86 berechnet und dürfte der längerfristigen Bestandsentwicklung besser entsprechen als eine lineare Regression über die Jahre 1986 - 1995. 1997 und 98 wurde aufgrund zeitlich ungünstiger Zähltermine nur ein Teil des Bestandes erfaßt.

Fig. 3.4.2. Goldeneye: Lake Dassow - numbers of moulting birds 1975-98.

Während sich in früheren Jahren die zuziehenden Enten wohl nur kurzzeitig auf der benachbarten Pötenitzer Wiek aufhielten, waren die dortigen Bestände im Sommer 1996 und insbesondere 1997 deutlich höher mit einer zeitlichen Verteilung, die 1997

dem Verlauf des Mauserbestands ähnelte. Möglicherweise war das Nahrungsangebot auf dem Dassower See geringer als in anderen Jahren, so daß von den noch flugfähigen Enten jenes der Wiek genutzt wurde (Abb. 3.4.1b). 1998 war dann wieder eine den früheren Jahren vergleichbare Verteilung zu verzeichnen - neben möglicherweise besseren Nahrungsbedingungen, wofür auch eine größere Anzahl mausernder Reiherenten sprach, könnten auch weniger anthropogene Störungen (kübler, regnerischer, stürmischer Sommer) ausschlaggebend sein.

Die Geschlechts- und Altersbestimmung eines Individuums ist bei ausreichend langer Betrachtung und nicht zu großer Entfernung auch während des Mauserzeitraums im allgemeinen möglich - schwierig bis unmöglich kann es jedoch werden, wenn es um die Alters- und Geschlechterzusammensetzung einer repräsentativen Entenmenge geht. Eine Geschlechtsbestimmung aufgrund der Größe (JEPSEN 1973), erwies sich in den dichten Ansammlungen bereits bei leichtem Wellengang meist als nicht praktikabel. Außerdem werden die alten ♂ mit der Mauser deutlich kleiner! Wie kann die Ente kleiner werden? - Ganz einfach, die typische Kopfform des Schellenten-♂ wird ausschließlich durch mehr oder weniger senkrecht abstehende Federn gebildet - während der Kleingefiedermauser scheinen „die Motten ins Kopfgefieder“ zu kommen, die Enten erinnern zeitweise an „Punks“ (wenige senkrecht hochstehende Federn bzw. Federbüschel - teilweise bereits in der 1. Junidekade) und nach Abwurf der Prachtkleidfedern des Kopfes ist der Vogel beim Schwimmen um wohl fast 1 cm kleiner. Auch die Unterscheidung von vorjährigen und älteren Enten ist im Schwimmen problematisch, da selbst adulte ♂ unter Umständen kein weiß des Flügels zeigen. So kann z.B. eine Bestimmung eines Teils der adulten ♀ im Sommer direkt erfolgen (kein orangegelbes Abzeichen mehr am Schnabel, teilweise bereits im Mai!) - viel weiß im zusammengelegten Flügel, die restlichen alten sowie die vorjährigen ♀ können eindeutig meist nur mit geöffneten Flügel bestimmt werden. Der so bestimmte Anteil junger ♀ ist daher meist zu niedrig. Ich nenne meine Daten trotzdem - sie sollten jedoch als Grenzwerte verstanden werden. Da bereits mit dem Einsetzen der Mauser die Enten flugunwilliger werden, ergibt auch die ausschließliche Betrachtung fliegender Vögel keine repräsentativeren Resultate.

Im Juni mausern ♂ überwiegend ihr Kleingefieder, wobei schon im letzten Drittel des Monats die Mehrzahl der Altvögel nur noch wenig weiß zeigt. Nur noch einzelne (<< 5 %) befinden sich weitgehend oder vollständig im Prachtkleid. Einzelne Enten zeigen auch bereits Lücken in den Schwingen. Der Bestand am Dassower See besteht in der 2. Hälfte Juni zu mindestens 2/3 (60-70 %) aus ♂, davon wiederum 2/3 Altvögel. Um diese Zeit erfolgt jedoch ein Zuzug überwiegend durch ♀, wie die Beobachtungen auf den Nachbargewässern besonders deutlich zeigen. So waren in der 3. Junidekade auf der Pötenitzer Wiek und am Dummersdorfer Ufer 80 % der Enten ♀, wobei auch hier mit 75 % die adulten dominierten. Auf dem Dassower See zählte ich

zu dieser Zeit bis 80 % Altvögel unter den ♀, bei Berücksichtigung des oben angeführten Bestimmungsprobleme dürften aber mindestens 2/3 der ♀ mehr als 1 Jahr alt sein. Hierbei wird es sich in der Mehrzahl wohl um Nichtbrüter oder erfolglos gebliebene ♀ handeln, wenngleich erste Jungvögel bereits im letzten Junidritt flugfähig sind (BERNDT 1993) und Jungvögel teilweise vor dem Flüggewerden verlassen werden (BERNHARDT 1940, BAUER & GLUTZ 1969, BLÜMEL & KRAUSE 1990). In der 1. Juli-dekade sind nur noch etwa 30 % der auf dem Dassower See schlafenden Enten ♂, tagsüber ist der Anteil etwas höher.

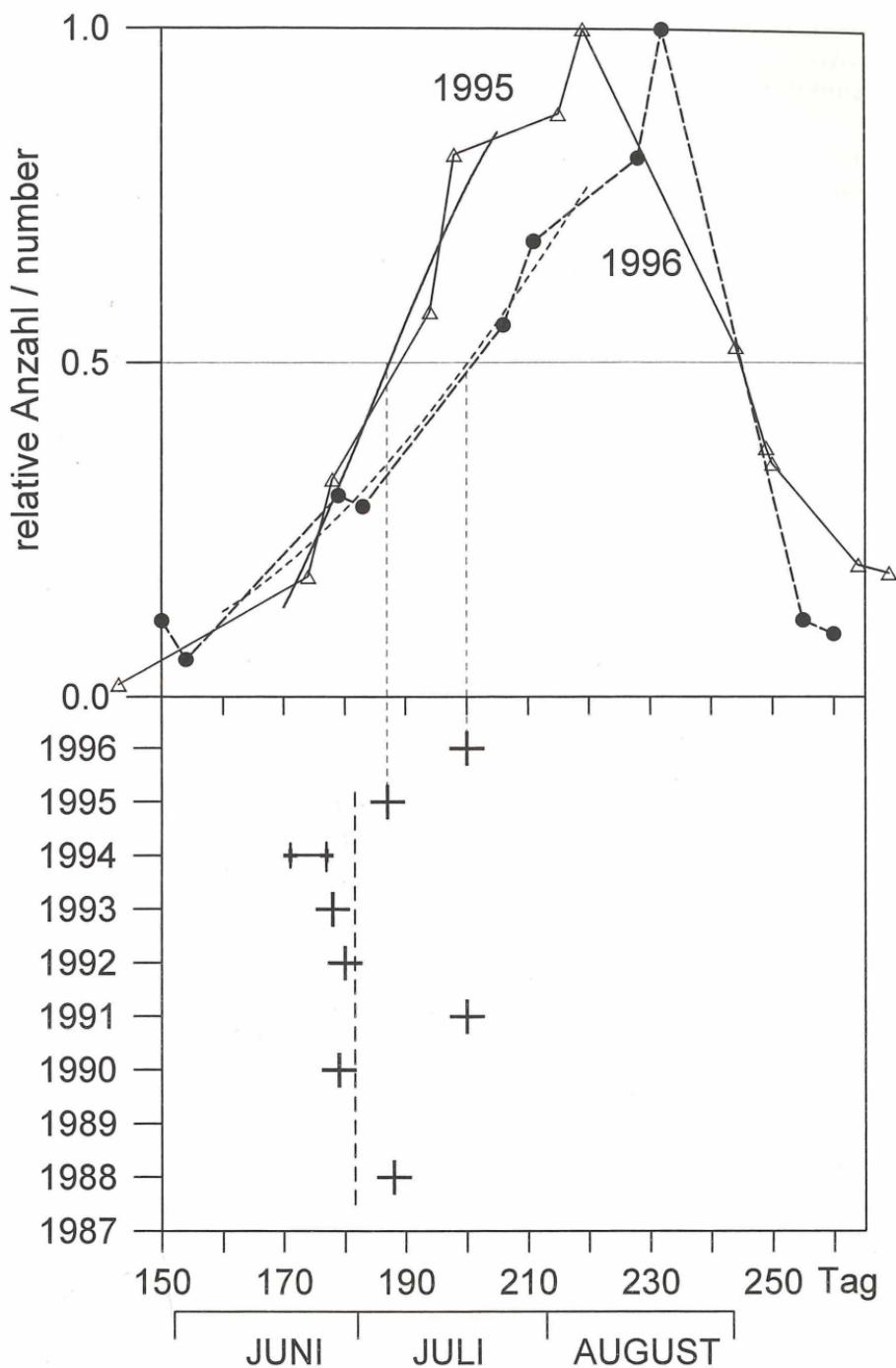
Später werden repräsentative Geschlechterauszählungen immer schwieriger, da die Geschlechter auf dem See ungleich verteilt und eindeutige Bestimmungen auf große Entfernung schwierig sind. ♂ sind teilweise bereits in der Schwingenmauser und konzentrieren sich auf störungsfreie Zonen. Ein großer Anteil fliegt jedoch bei Störungen noch herum - überwiegend alte ♀. Es deutet sich insgesamt ein hoher Anteil ♀ an der Mauserpopulation an, Anfang August 1998 ergaben mehrere Zählungen einen Anteil von fast 90 % ♀, der möglicherweise etwas zu groß sein könnte (keine Komplett-auszählung möglich).

Den jahrweise variierenden zeitlichen Ablauf der Mauser bei den einzelnen Alters- und Geschlechterklassen hat JEPSEN (1973) für Norddänemark dargestellt. Mitte August ist die Mehrzahl der Schellenten flugunfähig, ♂ sind jedoch in größerem Umfang bereits wieder flugfähig. Im Kleingefieder sind bei diesen ♂ bereits weiße Federn zu erkennen. Aber auch diverse ♀ mit der Flügelzeichnung adulter Vögel fliegen zu dieser Zeit herum, es könnte sich sowohl um bereits vermauserte vorjährige Nichtbrüter handeln wie um noch nicht vermauserte erfolgreiche mehrjährige Enten. Noch Anfang September (z.B. 5. September 1994) mausern viele ♀, wohl überwiegend alte ♀. Eine noch am 21. September 1994 in der Schwingenmauser befindliche „Weißkopfschellente“, ein teilalbinotischer oder leuzistischer Vogel, aufgrund Schnabelfärbung (grau mit ausgedehnt orange) und Größe ein ♀, war danach zumindest noch bis zum 11. November auf dem Dassower See.

Der Bestandsverlauf im Hjorbæk Fjord (DK) (JEPSEN 1973) ähnelte dem hiesigen. An der Küste SW-Schwedens (PEHRSSON 1975) versammelt sich die Mauserpopulation (max. 500-1000 Ind.) erst fast 1 Monat später.

Abb. 3.4.3. (S. 79): Schellente: Jahrweise zeitliche Variation des Einzugs der Mauservögel auf dem Dassower See (1988-1996).

Für die einzelnen Jahre wurde der Zeitpunkt aufgetragen, an dem die Hälfte der maximal anwesenden Enten den See erreicht hat. Oben sind die Jahre 1995 und 1996 sind zur Veranschaulichung des Verfahrens dargestellt. Aufgrund einer zu geringen Anzahl von Zählungen ist der Wert 1994 recht ungenau. Gestrichelte Linie: Mittelwert der Jahre 1988-1995 ohne 1991. Fig. 3.4.3. (p. 79) Goldeneye: Lake Dassow - timing of arrival of moulting birds 1988 - 1996



Der zeitliche Verlauf des Bestandsanstiegs der Mauserpopulation variiert von Jahr zu Jahr (Abb. 3.4.3). Die Lage des halben Maximalwertes auf der Anstiegsflanke - dieser Zeitpunkt ist genauer zu bestimmen als die Lage des Maximalwertes - variiert von Jahr zu Jahr um einige Tage. Aufgrund von Zählfehlern, einer zu geringen Anzahl von Erfassungen und durch einen im allgemeinen nicht erfaßten Maximalwert kann der Fehler des Halbwertstages einige Tage betragen (typisch wohl +2 Tage). Nach normal kalten Wintern in den Jahren 1988 bis 1995 liegt dieser Zeitpunkt während der hinreichend genau erfaßten Jahre zwischen den 27. Juni und 7. Juli, im Jahre 1991 lag er jedoch am 19. Juli und damit 18 Tage später als der Mittelwert der anderen Jahre. Ein später Anstieg kann durch ein spätes Erscheinen der Brutvögel am Mauserplatz oder durch geringen Bruterfolg im Vorjahr bzw. sehr hoher Jungvogelmortalität im vorausgegangenen Winter und damit einen geringeren Anteil der zu Beginn eintreffenden Jungvögel hervorgerufen werden. Insbesondere das Jahr 1991 legt die Vermutung nahe, daß hier ein später Brutbeginn entscheidend ist. Ein später Brutbeginn macht sich, da die verpaarten ♂ und Nichtbrüter abhängig vom Legefortschritt die Brutgebiete verlassen, nicht nur durch ein spätes Erscheinen der führenden ♀ am Mauserplatz bemerkbar. Wenngleich mir von der Schellente keine Brutdaten vorliegen, so fiel das Jahr 1991 in Schleswig-Holstein durch späten Brutbeginn verschiedener Entenarten (nach mildem Winter) auf (BERNDT & BUSCHE 1993c), der Mai war ungewöhnlich kühl. Auch nach dem sehr langen Eiswinter 1995/96 lag der Halbwertszeitpunkt der Schellentenmauserpopulation wieder entsprechend spät. Bei der Reiherente lag der mittlere Schlüpfzeitpunkt im Kreis Segeberg (zwischen 20 und 60 km vom Untersuchungsgebiet entfernt) sowohl 1991 ($n=65$) wie 1996 ($n=30$) 5 Tage später als im Mittel den vorausgegangenen Jahren 1986-90 ($n=406$) (H. THIES, brfl.). Der im Verhältnis zur Reiherente um mehr als einen Monat frühere Brutbeginn der Schellente (BERNDT 1993) dürfte Ursache für größere Auswirkungen des langen Kältewinters im Brutablauf der Schellente und damit auch dem Einzug am Mauserplatz sein. Die beste Korrelation zwischen dem Einzug der Mauservögel und lokalen Temperaturwerten war mit der Tiefsttemperatur im April zu erzielen (Abb. 3.4.4.), da jedoch die Temperatur abseits der Küste im Binnenland niedriger ist (schon in Lübeck-Blankensee - 20 km von der Küste entfernt - liegen die Tiefsttemperaturen meist um mehrere °C - teilweise 6 °C - niedriger) und die Herkunft der Mauservögel unbekannt, ist dies nur als Anhaltspunkt zu sehen. Der April ist der Monat des Legebeginns für etwa die Hälfte der Enten in Schleswig-Holstein (BERNDT 1993), LUDWICHOWSKI (1997) verzeichnete einen Zusammenhang zwischen der mittleren April-Temperatur und dem Beginn der Eiablage in Schleswig-Holstein, ERIKSSON (1979) fand eine Korrelation zwischen der mittleren Temperatur im März und April und dem Legebeginn in Südschweden und Dow (1982) bzw. FREDGA und Dow (1983) eine solche zwischen Wintermittel- sowie den maximalen Tagestemperaturen im April und dem Legebeginn im mittleren Schweden.

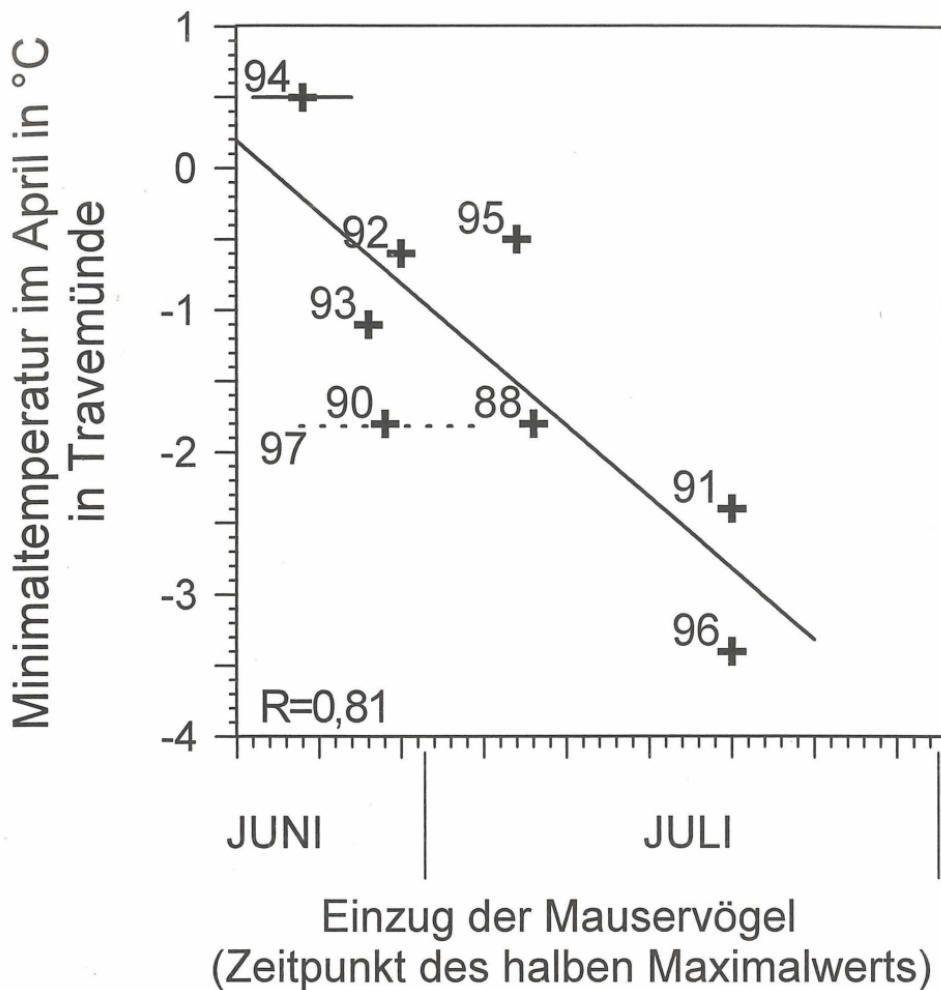


Abb. 3.4.4.: Schellenten: Einzugs der Mauservögel in Abhängigkeit von der Minimaltemperatur im April in Travemünde (nach amtlichen Wetterkarten). Diese Temperatur ergibt mit 0,8 für die Daten eine größere Korrelation als Mittelwerte der Einzelmonate der Winter als auch Kombinationen mehrerer Monate.

Fig 3.4.4. Goldeneye: Lake Dassow - relationship between minimum temperature in April in Travemünde at the Baltic Sea and arrival of moulting birds (date when 50% of maximum arrived on Lake Dassow) from Fig 3.4.3

Der hier zur Zeit anwesende Mauserbestand ist deutlich größer als die Bestände von Schleswig-Holstein (400 BP - BERNDT 1993), Mecklenburg-Vorpommern (200-250 BP - NEUBAUER 1987) und Polen (700-900 BP - TOMIAŁOJC 1990) zusammen. Die Angaben von 5000 BP für Deutschland (SNOW & PERRINS 1998) bzw. "weniger als 4000" BP für Mitteleuropa (BAUER & BERTHOLD 1996) dürften jeweils deutlich zu hoch angesetzt sein. Da die Winterpopulation Schleswig-Holsteins neben einheimischen Enten (BERNDT 1993) nach Ringfunden zu einem großen Teil aus finnischen und schwedischen Enten besteht (BOYD 1959, NILSSON 1969a), könnte dies auch das Einzugsgebiet für die Mauserpopulation sein, auch russische Vögel sind nicht auszuschließen. So wohl in Schweden (RUTSCHKE 1989) wie in Finnland (KOSKIMIES 1989) sind die Brutbestände groß. An der SW-Küste Finnlands sammeln sich alte und junge ♂ von Ende Mai bis in die 2. Hälfte Juni mit einem Maximum in der 1. Junidekade (von HAARTMAN 1981) und wandern dann zu Mauserplätzen ab. In Estland wird zwischen Ende Mai und Ende Juli Mauserzug beobachtet (JÖGI 1971). Diese Beobachtungen stehen im zeitlichen Einklang mit dem Einzug am Dassower See.

In Schleswig-Holstein sind auf anderen Gewässern nur kleine Mauseransammlungen zu finden (BERNDT 1993a, KOOP 1998). Auch darüber hinaus sind im mitteleuropäischen Raum nur wenige größere Mauserplätze bekannt. In den 70er Jahren mauserten über 10.000 Schellenten im Bereich des Limfjordes (DK) (JEPSEN & JOENSEN 1973, JEPSEN 1973), der Bestand hat aber zum Ende der 80er Jahre drastisch abgenommen (OLSEN 1992). Über einen Mauserplatz in Süd-Schweden (Tåkern) berichten CRAMP & SIMMONS (1977), weitere große Mauseransammlungen sind dann erst wieder weit östlich im baltischen Raum (KUMARI 1979, MARAN 1983, RUTSCHKE 1989) anzutreffen.

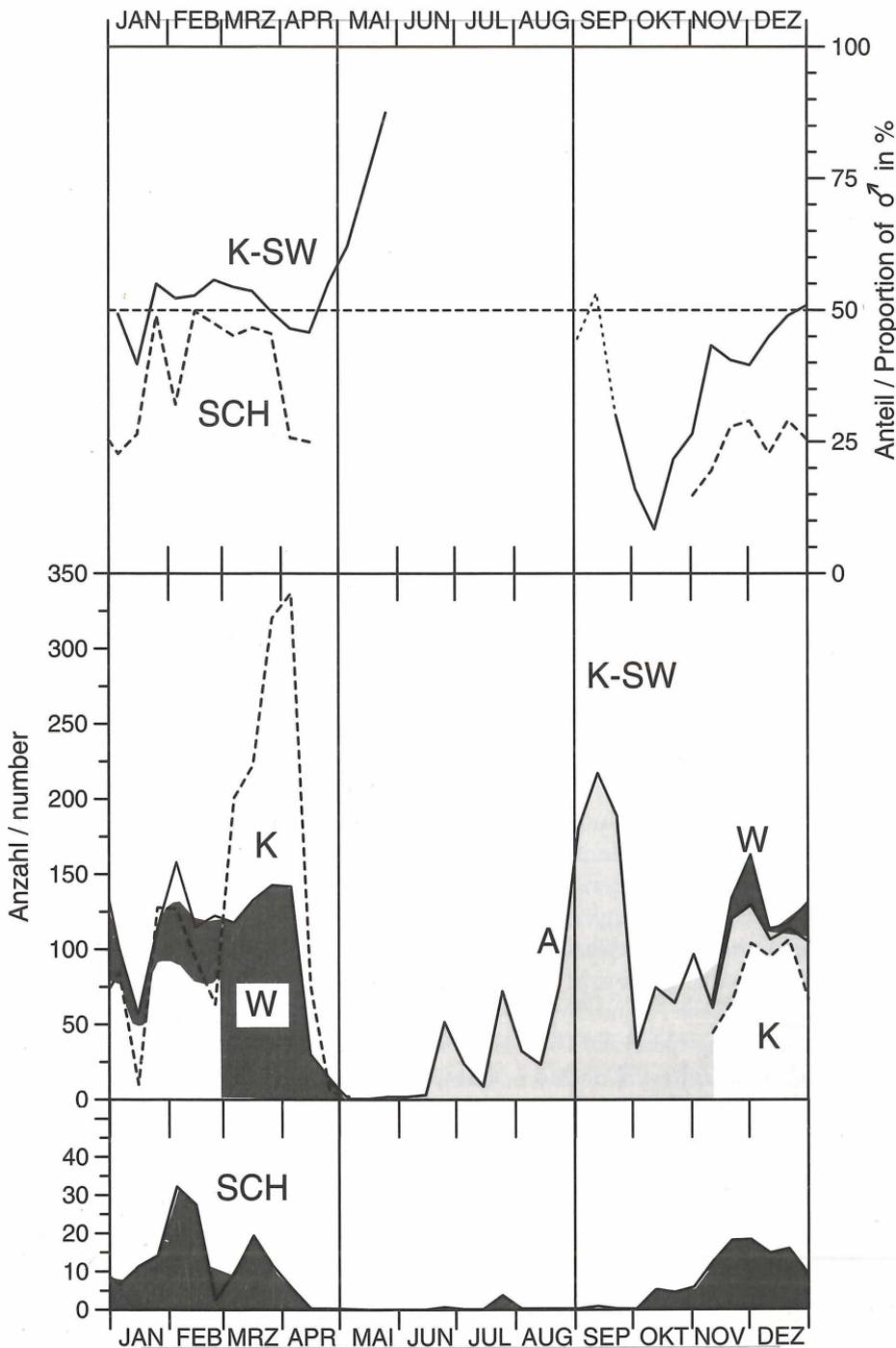
Abb. 3.4.5. (S. 83): Schellente: Trave zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek (K-SW) und im Schellbruch (SCH)

Oben) Geschlechterzusammensetzung: Kattegatt-Schlutuper Wiek ($n=27.109$), Schellbruch ($n=2.551$).

Mitte) Bestände des Abschnitts zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek ($n=41.719$), für das erste Jahresdrittel wurde nach kalten (K) und warmen/mäßig kalten (W) Wintern unterschieden (A alle Jahre). Man erkennt in kalten Jahren deutlich geringere Bestände während der ersten Monate, anschließend jedoch einen starken Zuzug mit hohen Rastbeständen. In weniger kalten Jahren ist der Bestand weitgehend konstant. Das Minimum im Januar wird durch vereiste Gewässer auch während einiger weniger kalter Jahre hervorgerufen.

Unten) Bestände des Schellbruch-Abschnitts ($n=2.196$).

Fig. 3.4.5. (p. 83) Goldeneye: Trave between Kattegatt and Schlutuper Wiek (K-SW) and Schellbruch (SCH). Above: Sex ratio for these two areas. Middle: Mean numbers Kattegatt and Schlutuper Wiek for cold (K) and moderate/warm winters (W) and all years (A) between July and October. Lower: Mean numbers at Schellbruch and adjacent river Trave.



Auffallend, im Vergleich mit dem Winterhalbjahr, ist die sehr geringe Tauchaktivität während der Mauserzeit. So tauchen in den größeren Ansammlungen (500-1000 Ind.) schwingenloser Enten vielfach deutlich weniger als 10 %, oft nur einzelne. Hierbei müssen jedoch das vermutlich höhere Nahrungsangebot im Sommer und ein mehr als doppelt so langer heller Tageszeitraum berücksichtigt werden. Gebietswechsel eines Teils der Enten, nur zum Teil störungsbedingt, erschweren genauere Aussagen - abseits dieser Ansammlungen liegende Nahrungsreviere können nicht ausgeschlossen werden. Eine deutlich reduzierte Nahrungsaufnahme wurde aber auch bei anderen Wasservogelarten während der Mauser beobachtet (z.B. Stockente, Eiderente, Haubentaucher). Während NEHLS (1991) als Ursache die günstigeren äußeren Bedingungen im Sommer (insbesondere hohe Luft- und Wassertemperatur) sowie eingeschränkte Aktivitäten vermutet, sehen andere Autoren die Mauser selbst als Ursache an, z.B. Risiko des Abknickens der noch wenig stabilen wachsenden Federn (PIERSMA nach JEHL 1990), bei der Schellente, die mit angelegten Flügeln taucht werden nur die Federn des beim Tauchen gespreizten Schwanzes stärker belastet (siehe auch Diskussion bei NEHLS 1991, S. 195 ff.).

3.4.2. Herbstzug/Abzug vom Mauserplatz, Winterbestand, Heimzug

Schon Mitte August sind Schellenten verteilt auf der Pötenitzer Wiek anzutreffen, während Enten mit fehlenden/kurzen Schwingen neben flugfähigen in den Flachwasserbereichen vor dem Ausgang des Dassower Sees zu finden sind, sind ausschließlich flugfähige Enten auf den weiter entfernten und häufiger gestörten Bereichen im Nordosten und am Westufer anzutreffen - bei Störungen fliegen diese meist Richtung Dassower See ab. Unter 90 Enten am Westufer der Pötenitzer Wiek überwogen dabei am 19. August 1996 deutlich mit über 80 % die ♂, das Geschlecht der vermauserten Individuen ist jetzt zumindest überwiegend auch auf größere Entfernung wieder bestimmbar. Einzelne der flugfähigen Enten sind zu dieser Zeit auch diesjährige oder noch nicht vermauserte vorjährige Individuen. Insgesamt ist der Abzug vom Dassower See auf den Nachbargewässern deutlich zu erkennen („Obeliske“ im Rastmuster), über 3 Dekaden (Ende August/September) verteilen sich die Enten zwischen Pötenitzer Wiek und Breitling (Abb. 3.4.1b, 3.4.5b). Dichte nichttauchende, uferfern liegende Trupps um diese Zeit, z.B. 65 Ind. >70 % ♂ Schlutuper Wiek am 14. September 1996, dürften den nahenden Abzug ankündigen. Mitte September 1996 waren mit rund 2000 Schellenten auf der Pötenitzer Wiek auffallend viele anzutreffen - der verspätete Einzug in diesem Jahr hat den Mauserzeitraum stärker konzentriert. Die Zusammensetzung nach Geschlechtern war lokal sehr unterschiedlich, einzelnen Enten waren auch noch voll in der Schwingenmauser. Unter den weit verteilten Enten lag der ♂-Anteil nur zwischen 10-20 %, geschlossene Trupps wiesen dagegen höhere ♂-Anteile auf, teilweise 85 % ♂.

Zwischen der ersten Hälfte August und Mitte September verlassen 2/3 der Mauservögel das Gebiet. 1998 waren jedoch im Gegensatz zu den Vorjahren noch Ende September die Hälfte des Maximalbestandes anwesend. Während sich die ♂ vor dem Abzug in Trupps zusammenfinden und dadurch auffallen, wandern die ♀ heimlich und schneller, wohl meist einzeln, teilweise auch mit Partner ab. Adulte ♀ kehren zumindest kurzzeitig von den Mauserplätzen zwischen September und November ins Brutgebiet zurück, alte ♂ frühestens im November (LUDWICHOWSKI nach BERNDT 1993). Damit ist eine direkte Rückkehr der ♀ von den Mauserplätzen in die Brutgebiete möglich. Die ♂ wandern anscheinend in andere Gebiete ab. Angaben über ♂-Ansammlungen in der Zeit von August bis zur ersten Oktoberhälfte habe ich jedoch nirgends in der Literatur gefunden. Auf der Schlei nahm der Bestand zumindest ab Mitte September, deutlicher im Oktober, zu (DIERSCHKE 1987). Um Mitte Oktober ist die Mehrzahl der reinen Mauservögel aus dem Untersuchungsgebiet verschwunden, der Winterbestand baut sich langsam auf.

An der schwedischen W-Küste beginnt der Durchzug Mitte Oktober (PEHRSSON 1975) und erreicht teilweise noch im Oktober, in anderen Jahren im November Maximalwerte. Dies steht nach PEHRSSON (1975) im Einklang mit dem Abzug aus den Brutgebieten (Tabelle dort) und den Beobachtungen auf dem weiteren Zugweg, wie in N-Jütland, wo der Bestand ab Mitte Oktober steigt (MØLLER 1978). An der Westküste Dänemarks ziehen Schellenten verstärkt in der 3. Oktoberdekade (PETERSEN 1974). Auch in Falsterbo/Schweden steigt die Anzahl durchziehender Enten im Laufe des Oktobers an, das Maximum wird in der ersten Novemberdekade verzeichnet (KARLSSON 1993). Auf Fair Isle (GB) zeichnet sich, trotz der geringen Anzahl Schellenten, der Durchzug deutlich ab mit einem kontinuierlichen Anstieg ab Anfang Oktober und einem Maximum Ende des Monats (DYMOND 1991), in den westeuropäischen Winterquartieren (Niederlande, Großbritannien, Irland) sind bei den Mitte des Monats durchgeführten Wasservogelzählungen bereits 15-30 % des maximalen Winterbestandes - trotz meist unvollständigerer Erfassung - anwesend (SOVON 1987, HUTCHINSON 1989, OWEN et al. 1986). Im südlichen Winterquartier sind es im Oktober jedoch erst sehr wenige (REICHHOLF 1994, SCHUSTER et al. 1983).

Mit diesem Hintergrundwissen kann man einen Zu-/Durchzug im Oktober und verstärkt noch im November in den verschiedenen Teilregionen (insbesondere Schellbruch, Pötenitzer Wiek) den Abbildungen entnehmen, bei ausschließlicher Betrachtung der Anzahl könnte allerdings auch die Abwanderung vom Mauserplatz dies erklären. Der deutliche Anstieg der ♂ in diesen Monaten spricht aber eindeutig für Zuzug von außen.

Während des ganzen Winters bis Anfang März - zumindest während der letzten relativ warmen bzw. mäßig kalten Winter ohne langanhaltende Vereisungsperioden - ist der Gesamtbestand der Unteren Trave mit 1500-2000 Ind. im Gegensatz zu den *Aythya*-Arten auffallend konstant.

Im März/April ziehen dann hier größere Mengen durch. Anscheinend profitiert zumindest ein Teil von den dann laichenden Heringen. Sie sind in der Nähe und in den hier allem Anschein nach Laich tauchenden Bergentenschwärm zu finden. In früheren Jahren war kein deutlicher Anstieg zum Zugende auf der Pötenitzer Wiek zu finden, der Dassower See mit dem Hauptbestand zu dieser Zeit konnte nicht erfaßt werden. Etwas vergleichbares war in kalten Wintern weiter traveaufwärts zu erkennen (Abb. 3.4.1c). Möglicherweise war/ist die Trave zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek nach kalten Wintern durch die im Januar/Februar vorhandene Eisbedeckung noch deutlich nahrungsreicher als nach milden Wintern ohne Vereisungsperioden.

An der Ostseeküste am Brodtener Ufer (Abb. 3.4.6b) ist in den warmen und mäßig kalten Wintern ein verstärkter Zuzug erst recht spät zum Jahresende zu verzeichnen. Man könnte dieses Gebiet für die Mehrzahl der Schellenten als sekundäres Winterquartier bezeichnen, das von einem großen Anteil der Enten erst bei Vereisung der ursprünglichen Winterquartiere aufgesucht wird.

Auffallend ist das im Vergleich zu anderen Enten abweichende Verhalten bei großflächiger Vereisung.

Am 2. Januar 1997 bedeckten bei Windstille dünnes Eis, Eisbrei und Schollen („Pfannkucheneis“) den gesamten überschaubaren Bereich der Lübecker Bucht (>2 km ab Ufer). Während große Mengen Eiderenten (um 1000 Ind.) wohl auf die hohe See auswichen (einige Tage später wieder dort), konzentrierten sich die allerdings auch mehrheitlichen nachtaktiven Reiherenten und die von hier auf Rapsfelder zur Nahrungssuche fliegenden Stockenten *Anas platyrhynchos* sowie die Bläßhühner *Fulica atra* auf wenige eisfreie Zonen. Nur Mittel- und Gänseäger *Mergus serrator* und *M. merganser* waren neben den Schellenten (800 Ind.) in kleinerer Anzahl weiterhin im Gebiet vorzufinden. Die Schellenten lagen verteilt oder in lockeren Schwärmen (bis >100 Ind.) im Eis, tauchten intensiv und flogen umher - nahezu als wenn Eis und Eisbrei nicht vorhanden wären.

So harrt die Schellente auch im Untersuchungsgebiet bei Vereisung relativ lange aus. Im Januar 1996 war nach einmonatiger Eisbedeckung von zuerst 45 %, später 90 % noch die gleiche Menge Schellenten wie zu Beginn der Vereisung anwesend. Bei weiter anhaltender Kälte und Vereisung weiter Bereiche der küstennahen Ostsee waren dann Mitte Februar, nach also 2 monatiger Eisbedeckung (jetzt >95 % der Wasserfläche), noch 60 % der Ausgangsmenge anzutreffen. Die großen Änderungen am Brodtener Ufer in Kältewintern deuten dort auf Zuzug in Form von Winterflucht. Diese kann lokalen Ursprungs sein, d.h. Zuwanderung von zufrierenden Binnengewässern, aber auch eine überregionale Herkunft ist möglich (MONVAL & PIROT 1989).

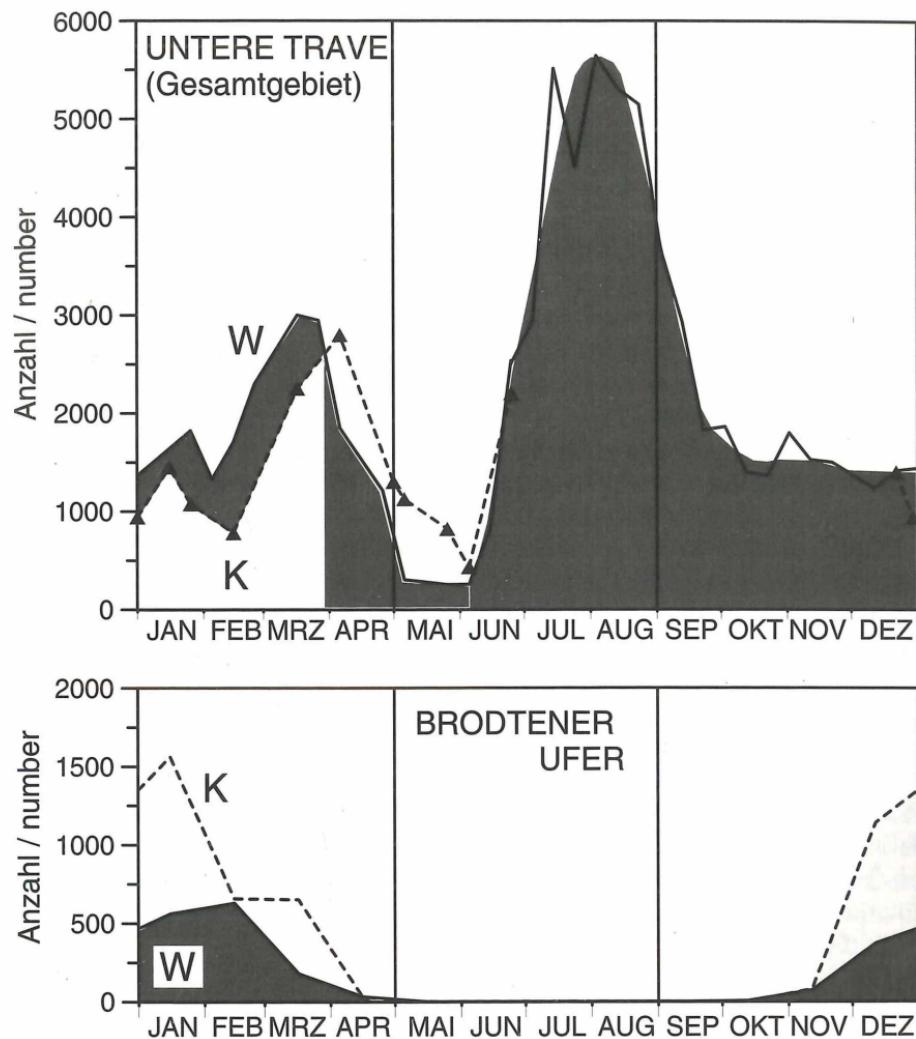


Abb. 3.4.6: Schellente: Gesamtbestand an der Unteren Trave zwischen 1990 und 97.

Oben) Das Maximum während des Heimzugs im März/April hat sich weitgehend (Pötenitzer Wiek/Dassower See) erst während der letzten Jahre deutlich entwickelt, wenngleich in kalten Wintern (d.h. letzter 1986/87) ein Maximum bereits am Travelauf zwischen Kattegatt und Schlutuper Wiek erfaßt wurde. Gestrichelter Verlauf im kalten Winter 1995/96.

Unten) Zum Vergleich die mittleren Bestände auf der Ostsee am Brodtener Ufer 1966/67 bis 94/95 nach den monatlichen Wasservogelzählungen von SPARR bzw. MENDE & SPARR ($n=60.938$).

Fig. 3.4.6. Goldoney: Above: Total numbers on the lower river Trave - Moderate/warm (W) and cold (K) winters.

Below: Mean numbers on the neighbouring Baltic Sea along the Brodtener Ufer (monthly counts) for cold (K) and warm/moderate winters (W).

Bei Vereisung der Lübecker Bucht in besonders kalten Wintern (Januar und/oder Februar 1985, 86, 96) werden hier dann keine mehr angetroffen.

Die in Kälte- und Normalwintern vergleichbar großen Januarbestände für große Teile der westlichen und südlichen Ostseeküste (NILSSON 1980) bzw. Schleswig-Holsteins (BERNDT 1993) lassen keine Winterflucht größeren Ausmaßes aus dem Ostseeraum heraus erkennen. Dies ist in Übereinstimmung mit den geringen Änderungen der Bestände zwischen Dezember und Februar in Großbritannien (OWEN et al. 1986, MONVAL & PIROT 1989) - auch 1995/96 (WATERS & POLLITT 1997) - und den Niederlanden (SOVON 1987), wo teilweise sogar eine Abnahme verzeichnet wird (MONVAL & PIROT 1989). In den Niederlanden unterscheiden sich die Bestände in kalten und warmen Wintern nicht signifikant (van den BERGH 1992, BEINTEMA et al. 1993), es deuten sich sogar höhere Bestände in warmen Wintern an. Die Aussage bei DURINCK et al. (1994) „In hard winters, **many** Common Goldeneyes move (von der Ostsee) to West and Central Europe“ ist im zitierten CRAMP & SIMMONS (1977) wesentlich weniger konkret mit „...though may move later west and south in hard weather“. Ein Ausweichen von der Ostsee nach S ins Binnenland ist unwahrscheinlich, da die Mehrzahl der Binnengewässer wesentlich früher als die Ostsee zufrieren. Wenn in harten Wintern die Küstenregionen der Ostsee vereisen, wird sich ein Teil der Enten jedoch neue Aufenthaltsgebiete suchen, diese scheinen aber bei den internationalen Wasservogelzählungen nicht hinreichend erfaßt zu werden. Größere Bestandszunahmen werden in Kältewintern nur in wenigen Gebieten verzeichnet (MONVAL & PIROT 1989). In Dänemark wurde ein Ausweichen vom zufrierenden Limfjord (nach SE) auf die Ostsee im südöstlichen Dänemark beobachtet (JOENSEN 1974), während des kalten Winters 1969/70 wurde bei überwiegend flugzeuggestützten Zählungen die größte Menge erfaßt - mehr als das Doppelte des folgenden normal kalten Winters, aber nur 1/3 mehr als im Mildwinter 1972/73 (JOENSEN 1974). Auch wenn die Erfassung im Kältewinter durch eine stärkere Konzentration der Enten erleichtert wurde, so deutet sich verstärkt ein Verbleiben auch in kalten Wintern auf der Ostsee an.

Zwischen September und November sind die Daten der Geschlechterzusammensetzung bei dieser Art ungenauer als im Winter, dies ist jedoch nur zu einem geringen Anteil auf fehlerhafte Bestimmung zurückzuführen. Es stellt sich hier mehr die Frage nach der Repräsentativität der ausgezählten Enten, da auf große Entfernung teilweise keine eindeutigen Bestimmungen der umfärbenden Enten möglich sind. Wenngleich bis November ein etwas zu geringer Anteil ♂ nicht ausgeschlossen ist, dürften die Verhältnisse insgesamt jedoch recht gut wiedergegeben werden. Im Oktober ist der Anteil ♂ an der Unteren Trave klein. Die ♂ mausern vor den ♀ und werden daher auch früher das Gebiet wieder verlassen, vermutlich im August und September. So dürfte es sich bei einem großen Teil der Oktobervögel um die später im August und noch im September mausernden ♀ handeln. Zum Jahresende nimmt

der Anteil ♂ deutlich zu (Abb. 3.4.1, 3.4.5). Landeinwärts, d.h. hier traveaufwärts, nimmt der Anteil ♂ ab.

Beim Bezug des Mauserplatzes im Mai/Juni sind noch Paare anzutreffen - vermutlich überwiegend erfolglose Brutvögel oder Nichtbrüter, die gemeinsam das Brutrevier verlassen habe. Da sie sich abseits der Ansammlungen aufhalten und die ♂ noch das Prachtkleid tragen, fallen sie auf. Aber auch im Juli bei großen Entenmengen (z.B. 7. Juli 1997) deuten Beobachtungen auf verpaarte Schellenten - ein ♀ kommt angeflogen und fällt in der Nähe eines ♂ ein, das hier zuvor tauchende ♂ schwimmt heran und folgt dem ♀ in geringem Abstand, das kurz darauf vom ♂ „bewacht“ mit dem Tauchen beginnt. Anfang Juli wurde ebenfalls auf der Pötenitzer Wiek ein nahe beieinander schwimmendes Paar beobachtet. Auch bei nicht wenigen paarweise um diese Zeit zum Schlafplatz fliegenden Enten dürfte es sich in der Mehrzahl um feste Paare handeln. Auch im August konnte ich einzelne zusammenhaltende Paare aus der großen Menge Enten herausfinden. Später mit dem Umfärben der ♂ sind Paare wieder einfacher herauszufinden, so wurden Mitte Oktober wieder in geringer Zahl - im Verhältnis zum Gesamtbestand - zusammenhaltende Paare beobachtet. Hier muß offen bleiben, ob es sich um erfolglose Brutvögel - die gemeinsam abwanderten - oder erfolgreiche Brutvögel - die wieder zusammengefunden haben - handelt. Bei der Tafelente werden noch während der Mauser zusammenhaltende Paare beobachtet (s.o.), bei der Schnatterente verpaaren sich die Enten bereits kurz nach Abschluß der Brutperiode teilweise noch vor der Mauser der ♀ erneut (KÖHLER 1991, KÖHLER et. al. 1995). Im Gegensatz zur Schellente, die im Herbst nur vereinzelt und nicht sehr intensiv balzt, ist bei der Schnatterente in Ansammlungen die Balz im August und September recht auffällig. Da Schellenten zumindest teilweise ihren Partner über mehrere Jahre beibehalten (LUDWICHOWSKI 1996), vermutet LUDWICHOWSKI, daß es sich bei den von ihm beobachteten gelegentlichen Verpaarungen ab November um partnertreue Schellenten handelt. Die nur geringe Anzahl von Beobachtungen verpaarter Schellenten im Oktober und November ist vermutlich durch die weitgehende Trennung der Nahrungsreviere von ♂ und ♀ bedingt - bei den tagsüber intensiv tauchenden Enten ist allerdings selbst im gemeinsamen Nahrungsrevier ein Paarzusammenhalt schwieriger festzustellen. Auffallender werden die Paare bei Vereisung - vielfach im Januar findet man dann auf kleinen Blänken im Eis ein ♂ und ein ♀ gemeinsam, hierbei dürfte es sich wohl meist um feste Paare handeln. Einzelne hinzukommende ♂ wurden sehr heftig bekämpft und größere Strecken auch unter Festeis verfolgt. Mich wunderte immer wieder, daß die verfolgten Enten auch bei Festeis immer noch irgendwo ein Loch zum Auftauchen fanden - meist direkt am Ufer. Auch in weniger kalten Wintern können in der 2. Winterhälfte gemeinsam tauchende Paare insbesondere am Dummersdorfer Ufer beobachtet werden, der Zusammenhalt ist besonders augenscheinlich bei geringen Beständen.

Die Unterschiede der Geschlechterzusammensetzung zwischen den Teilregionen sind zu Winterbeginn deutlich größer als in der 2. Hälfte des Winters (Tab. 3.4.2), dies dürfte mit der zunehmenden Verpaarung oder dem stärkeren Zusammenhalt der Paare bei den Altvögeln dieser Art zusammenhängen.

Tab. 3.4.2. Schellente: Geschlechterzusammensetzung/Anteil ♂ im Winter, man beachte den Ausgleich von der 1. zur 2. Winterhälfte.

Tab. 3.4.2. Goldeneye: Sex ratio during winter, notice equalizing along the river in second half of winter.

	1. Winterhälfte		2. Winterhälfte	
	Mitte November - Dezember	65.-73. Pentade	Januar - Februar	1.-12. Pentade
	Anzahl (Ind)	Anteil ♂	Anzahl (Ind)	Anteil ♂
Schellbruch	697	27,4 %	596	40,8 %
Dassower See	7.563	40,5 %	6.829	52,0 %
Kattegatt -	6.209	44,0 %	6.576	51,6 %
Schlutuper Wiek				
Dummersdorfer Ufer	11.406	60,5 %	11.421	57,3 %
Pötenitzer Wiek	39.266	64,2 %	30.068	61,1 %

Im langen Kältewinter 1995/96 nahm der Anteil ♀ in allen Teilabschnitten jedoch deutlich ab (Tab 3.4.3). Im Januar reicht ein leichter Zugzug von ♂ und gleichzeitiger Abzug einer entsprechenden Anzahl ♀ (etwa 100-150), anschließend bis Mitte Februar ist jedoch der Abzug einer annähernd gleich großen Anzahl von ♂ und ♀ anzunehmen - wobei es sich durchaus um zusammenhaltende Paare handeln könnte. Im März bei bereits eingesetztem Heimzug wurde das Geschlechterverhältnis wieder etwas ausgeglichen. Die geringsten ♀-Anteile waren jetzt auf den Gewässern mit noch vereisten Flachwasserzonen zu finden. Die Kältewinter der 70er und 80er Jahre gemeinsam erbrachten im Mittel nur die Hälfte des Anstiegs des ♂-Anteils des Winter 1995/96, hierfür dürften die unterschiedlich verteilten und überwiegend kürzeren Vereisungsperioden maßgebend gewesen sein.

Eine aufgescheuchte Kleingruppe von 1 adulten ♀ sowie 2 jungen ♀ (besser nichtad.-Jugendflügel) und einem jungen ♂ die gemeinsam am Dummersdorfer Ufer am 3. August 1998 entlang flog könnte es sich um eine Familie gehandelt haben. Ende August (1998) wurden mehrere ♂ mit Jugendflügel beobachtet, es ist anzunehmen, daß es sich bereits um Jungvögel handelte. Eindeutige diesjährige Jungvögel - ♂ und ♀ - wurden im September, wenn die Altvögel umfärben, beobachtet, aufgrund der

Bestimmungsprobleme auf größere Entfernung kann dies jedoch nicht als Beginn des Zuzugs angesehen werden. Am 17. November 1996 wurden auf der Trave am Schellbruch 4 eng zusammenhaltende Jungvögel, eventuell ein gemeinsam zugewanderter Schof, beobachtet. Einzelne Zählungen in ufernahen weniger von ♂ dominierten Bereichen ergaben zwischen Dezember und März z.T. bis mehr als 10 % im 1. Lebensjahr unter den ♂. Ein mittlerer Anteil von etwa 2-5 % junge ♂ unter den ♂ zwischen Dezember und Mitte März (Tab. 3.4.1) ist im Mittel aber als realistisch anzusehen, deutlich geringer - zumindest im Spätwinter - dürfte die Anzahl junger ♂ sein, die in der Zahl ♀-farbenen Enten enthalten sind. So kann von einem Anteil ♂ im 1. Lebensjahr von deutlich unter 5 % der Gesamtzahl ausgegangen werden. Im März ziehen Schellenten vor Ort durch, im Gegensatz zu den Wintergästen treten diese verstärkt in Trupps auf. Ende März sind in diesen Trupps bereits relativ viele Jungvögel enthalten (25./28. März 1995 von 836 ♂ 13 % vorj. ♂). Im April steigt insgesamt der Anteil junger ♂ schnell an. Die Altvögel verlassen das Gebiet schneller als die Jungvögel (21. April 1995 1500 Ind. 62 % vorjährige ♂, 26. April 1995 750 Ind. 79 % vorjährige ♂). Wie zu erwarten, ziehen die noch nicht bruttreifen vorjährigen Schellenten ♂ langsamer als die Brutvögel. Ähnliches wird bei den schwieriger erfaßbaren jungen Weibchen beobachtet. Um Mitte März bei beginnendem Heimzug wurden 7 % Jungvögel unter den anwesenden ♀ festgestellt, da hier die weit verteilten Einzelvögel (verpaarte ♀, überwiegend ad.) unterrepräsentiert waren, ist dies als oberer Grenzwert anzusehen. Zählungen vom 10. bis 14. April 1997 ergaben 777 Jungvögel unter 1742 ausgezählten Weibchen (= 45 %), da eine Altersbestimmung der Weibchen auf größere Entfernung nur in wenigen Fällen möglich ist (eindeutig fast immer nur ad ♀, daher hier nicht enthalten), muß dieser Wert jedoch nicht für den Gesamtbestand repräsentativ sein - zumindest sollte man von einem größeren Wertebereich ausgehen (30-60 % vj ♀). Am Schlafplatz wurden immer wieder ankommende „Trios“ beobachtet, ein junges ♀ begleitete jeweils ein Altvogelpaar. In der ersten Maiwoche waren dann mindestens 90 % der ♀ Jungvögel. Dieser Anstieg ist naheliegend, da die überwiegende Mehrzahl der zu dieser Zeit rastenden Enten nicht mehr brüten wird.

Die männlichen Jungvögel variieren nach den Feldbeobachtungen stark in der Färbung, ein Teil ähnelt noch im späten Frühjahr weitgehend Schlichtkleidvögeln andere weitgehend ausgefärbten ♂ im Prachtkleid und diese sind teilweise nur unter günstigen Bedingungen von den Altvögeln (solange Flügelzeichnung nicht sichtbar) zu trennen - so ist nicht ausgeschlossen, daß auch junge ♂ vorkommen, die zum einen Schlichtkleidvögeln/♀ gleichen, zum anderen als alte ♂ registriert werden. Ende März ähnelte etwa die Hälfte der jungen ♂ mehr den ausgefärbten ♂ (viel weiß, weitgehend schwarzer Kopf und Rücken), die andere Hälfte erinnert noch stark an ♀ (wenig oder kein weiß, weitgehend braungraues Gefieder, einzelne nahezu ohne Gesichtsfleck). 1998 waren Anfang Mai unter den Jungvögeln etwa 7 %, deren Gefieder nur noch

gering von dem adulter jetzt teilweise bereits mit der Mauser beginnender Männchen abwich - vielfach war ein mehr violetter Glanz des Kopfes zu erkennen. Bei den Weibchen sind die Unterschiede zwischen Alt- und Jungvögeln weniger groß, jedoch auch hier findet man in der Färbung weit zurückgebliebene und weit fortgeschrittene Jungvögel. Bei Sonnenschein ist meist der leuchtende Schnabelfleck - zumindest bis Anfang Mai - ein gutes Kennzeichen für adulte ♀, bei manchen Enten mit viel weiß im Flügel ist er jedoch etwas schwächer ausgeprägt und damit ähneln diese weit umgefärbten Jungvögeln - eine eindeutige Trennung war mir nicht immer möglich.

An Teilen der Ostseeküste Schleswig-Holsteins ist der Anteil alter ♂ deutlich geringer als auf den Fördern und küstennahen Seen, dagegen der Anteil junger ♂ hoch - im Januar können dies 20 % des Gesamtbestandes sein (BERNDT 1993). Eigene Beobachtungen vom der Unteren Trave benachbarten Brodtener Ufer (Dezember/Januar) deuten auf einen etwas höheren Anteil als im Untersuchungsgebiet - 5-10 % in kälteren Wintern, bei milder Witterung (1.1.1998) aber auch hier durchaus 20 % (bei ♂ und ♀). An der Küste steigt der Jungvogelanteil bereits im März an, im April sind dann die Mehrzahl der ♂ vorjährige Ind.. Sehr hoch ist der Anteil junger ♂ in der ersten Hälfte des Winters im Limfjord (DK) (JEPSEN 1978), dort sind 47 (35-70) % der Winterpopulation zwischen Oktober und Dezember junge ♂. Die Mehrzahl dieser zieht noch ab und in der 2. Winterhälfte sind unter den verbleibenden/hinzugezogenen Schellenten im Mittel nur noch 16 % (4-26 %) junge ♂. Deutlich geringer war der Jungvogelanteil an der dänischen Westküste. Im Gegensatz zu Norddänemark fehlen junge ♂ im südlichen Schweden weitgehend (NILSSON 1970a) und nur in einem Winter verzeichnet der Autor bereits junge ♂ in geringer Anzahl ab Januar. Erst ab April, wie im Untersuchungsgebiet, nahm dort der Anteil junger ♂ deutlich zu, ab Ende April dominieren dann auch dort vielfach die Jungvögel.

In den uferfernen 3-5 m tiefen Bereichen der Pötenitzer Wiek und den um 3 m tiefen Bereichen des Dassower Sees sind die ♂ weit in der Überzahl (bis mehr als 90 %). In den ufernahren Zonen, ungestört oftmals auch unter 5 m Abstand zum Ufer und damit im oft weniger als 1 m tiefen Wasser tauchen dagegen überwiegend ♀ (>75 %). Am Dummersdorfer Ufer tauchen ♂ und ♀ teilweise (Frühjahr) gemeinsam (wohl verpaarte Ind.) in einem schmalen Uferbereich unter 5 m Wassertiefe. Die räumliche Verteilung an der Unteren Trave von ♂ und ♀ kann als eine Tiefenabhängigkeit interpretiert werden. Dabei könnte auch eine unterschiedliche Zusammensetzung der Nahrung und unterschiedliche Methoden des Erwerbs eine entscheidende Rolle spielen. Innerhalb gewisser Grenzen sind auch Windbelastung und Wellengang auf der freien Wasserfläche mit hohem ♂-Anteil höher, aber abhängig von der Windrichtung sind Ost- oder Westufer der Pötenitzer Wiek zeitweise ähnlich stark Wind und Wellen ausgesetzt.

Tab. 3.4.3: Schellente: Geschlechterverhältnis/Anteil ♂ im langen Kältewinter 1995/96, zum Vergleich die gemäßigten Winter der Vorjahre. Im Januar und Februar 1996 waren weite Bereiche der Ostsee zugefroren. Zum Vergleich der Einzelgebiete mit den anderen Jahren siehe auch Abb. 3.4.1 und 3.4.4.

Tab. 3.4.3. Goldeneye: Sex ratio during long cold winter 1995/96 and during warm/moderate winters (last line)

Kältewinter 1995/96	November 9.-14.	Dez. I 8.-12.	Dez. II 22.-31.	Januar 19.-22.	Februar 16.-19.	März 15.-19.	April I 4.-9.
Vereisung Gesamtgebiet	0 %	35 %	45 %, 90% ab 27.12.	65-80 %	90-95 %	50-60%	25% später 0 %
Anteil ♂ in % (Umfang der Stichprobe)							
Pötenitzer Wiek	63 % (n=760)	62 % (n=1468)	58 % (n=5603)	67 % (n=2117)	78 % (n=1788)	73 % (n=3.933)	55 % (n=2820)
Dassower See (Anfang Dez.-März > 90% vereist)	21 % (n=2591)	32 % (n=995)	25 % (n=379)	-	-	63 % (n=2.024)	54 % (n=4885)
Dummersdorfer Ufer	63 % (n=137)	65 % (n=111)	59 % (n=1702)	59 % (n=1167)	77 % (n=1762)	60 % (n=3.261)	54 % (n=234)
Kattegatt - Schlutuper Wiek	84 % (n=62)	65 % (n=136)	47 % (n=83)	70 % (n=113)	84 % (n=126)	71 % (n=655)	57 % (n=766)
Untere Trave gesamt kalter Winter 1995/96	32 % (n=3.553)	51 % (n=2.765)	57 % (n=7.747)	65 % (n=3.384)	77 % (n=3.687)	67 % (n=10.174)	54 % (n=8879)
gemäßigte Winter (alle Jahre)	49 % *) (n=13.633)	52 % (n=3.769)	57 % (n=24.245)	54 % (n=8.332)	54 % (n=21.489)	52 % (n=32.237)	49 % (n=8399)

*) Dassower See mit hohem ♀-Anteil unterrepräsentiert, da dieser erst nach 1990 erfaßt wurde.

Eigene Beobachtungen insbesondere in kälteren Wintern von der Ostsee am Brodterner Ufer deuten gleichfalls auf einen Geschlechtergradienten in Abhängigkeit von der Wassertiefe - ufernah im weniger als 1 m tiefen Wasser ist der ♀-Anteil sehr hoch (teilweise > 90 %), weit entfernt vom Ufer über Wassertiefen von mehr als 3-5 m der ♂-Anteil (Abb. 3.4.7). Dies erschwert auch eine realistische Abschätzung der Geschlechterzusammensetzung auf Küstengewässern mit großflächigen Zonen unter 10 m Wassertiefe und könnte teilweise auch die Ursache für die niedrigen erfaßten ♂-Anteile in Küstengewässern sein. Zumindest lokal könnte dann die Balz und Verpaarung in der 2. Winterhälfte zu einer „Wanderung“ der ♂ von uferfernen in

ufernähere von ♀ dominierte Zonen bedeuten. Dies könnte dann den beobachteten Anstieg der ♂-Anteile in der 2. Winterhälfte erklären.

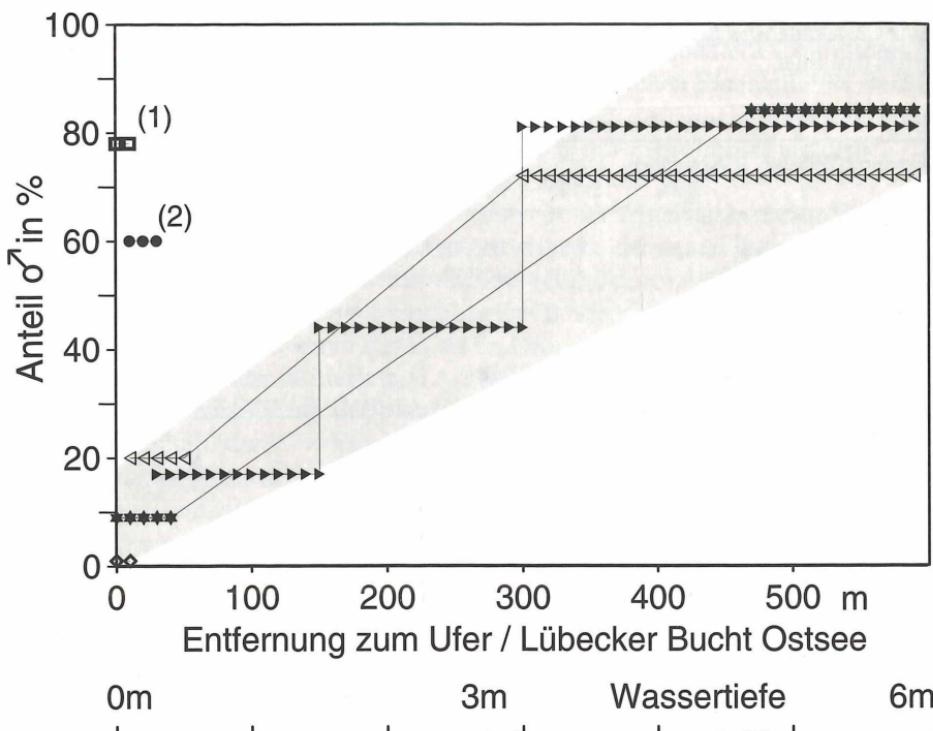


Abb. 3.4.7: Schellente: Geschlechterzusammensetzung in Abhängigkeit von der Entfernung zum Ufer/ Wassertiefe in der Lübecker Bucht. Dargestellt sind Werte einiger großflächiger Zählungen unter günstigen Beobachtungsbedingungen, d.h. hier bei geringem Wellengang bzw. spiegelglatter Ostsee. Unter speziellen Bedingungen z.B. Brandungstauchen (1) oder bei intensivem Tauchen im Mündungsbereich der Trave (2) wurden deutlich höhere ♂-Anteile auch ufernah festgestellt.

Fig. 3.4.7. Goldeneye: Relationship between sex ratio and distance to shore/water depth in winter on the Baltic Sea/Brodtener Ufer in calm weather on mirror-like surface of water.

Bei Eisbedeckung sieht man vielfach Schellenten, insbesondere ♂, in bis zu 10 m Höhe über dem Eis traveaufwärts fliegen. Dies kann eine Suche nach eisfreien Bereichen sein, eine Suche nach ♀ kann im Januar/Februar aber auch nicht ausgeschlossen werden. Auf letztere Ursache deuten zumindest Beobachtungen, daß herumfliegende Schellenten-♂ auf der Pötenitzer Wiek oftmals in den Eisspalten einfallen, in denen bereits ♀ tauchen.

Im Gegensatz zu den Reiher- und Tafelenten färben die männlichen Schellenten erst im 2. Lebensjahr in das Altersbrutkleid um. Im 1. Winter sind die ♂ recht variabel gefärbt (s.o.), so findet man bei der Literatur zur Geschlechterzusammensetzung auch unterschiedliche Angaben. Vielfach werden nur adulte ♂ betrachtet, in anderen Fällen (wie auch in dieser Arbeit) alle ♂ (also inklusive der erkennbaren Jungvögel). Insbesondere bei sehr mobilen Ententrupps - wie auf der Ostsee - und auf große Entfernung dürfte eine genaue Erfassung von Jungvögeln vielfach schwierig sein. Was kann man bei ausschließlicher Betrachtung des Anteils alter ♂ als Geschlechterzusammensetzung für die Winterpopulation erwarten? Aus Ringfunddaten aus ganz Europa (BLÜMEL & KRAUSE 1990) lässt sich eine mittlere jährliche Mortalität von 31%/Jahr abschätzen, BRÄGER (1986) bestimmte aus Wiederfängen brütender ♀ in Schleswig-Holstein mit 17 %/Jahr einen deutlich geringeren Wert. Diese große Differenz dürfte die für verschiedene Populationen unterschiedlich starke Gefährdung durch Jagd widerspiegeln (unterschiedlicher Jagddruck in den verschiedenen Ländern, siehe TAMISIER 1985, JOENSEN 1974). Bei in Schweden brütenden ♀ war die Mortalität mit 37 %/Jahr noch höher (NILSSON nach BEZZEL 1985). Auch BLÜMEL & KRAUSE (1990) berichten von spezifischen Verlusten brütender ♀ durch Marder und Habicht. Die möglicherweise geschlechtsabhängige Mortalität soll bei der überschlagsmäßigen Abschätzung der Populationszusammensetzung hier keine Rolle spielen. Unter der Annahme einer nicht erhöhten Mortalität der Jungvögel sind im Winter rund 30 % der Gesamtpopulation Jungvögel. Wenn ich jetzt eine ähnliche Geschlechterzusammensetzung der Brutpopulation wie bei Reiher- und Tafelenten annehme (60-65 % ♂) (siehe auch EADIE et al. 1995), so ist für die Gesamtpopulation nur ein Anteil von 42-46 % adulter ♂ zu erwarten, im Fall einer erhöhten Jungvogelmortalität - die bei vielen anderen Arten beobachtet wird - auch unter 40 %.

Ein Zusammenhang zwischen ♂-Anteil und Truppgröße, wie für Schweden festgestellt (NILSSON 1970a), ist im Untersuchungsgebiet nicht zu verzeichnen. Mit Ausnahme von Balztrupps und den nahrungssuchenden Zugtrupps ab März werden i.A. keine Schellententrupps bei der Nahrungssuche beobachtet (Ausnahme stärkere Störungen) - dies steht im Gegensatz zur Ostsee am benachbarten Brodtener Ufer. Dort tauchen die Schellenten in größeren gemischten Trupps, oftmals wird dort auch ein synchrones Tauchen beobachtet. Der Median der Trupps auf der Ostsee liegt bei 10 Enten, die Hälfte der Enten ist aber in Trupps von mehr als 40-50 Enten versammelt (KIRCHHOFF 1983).

Das Geschlechterverhältnis innerhalb des Winterverbreitungsgebiets variiert stark - großräumig (NILSSON 1969a) und lokal (CAMPBELL 1977, BARRETT & BARRETT 1985, POUNDER 1976). Für die lokale Verteilung werden unterschiedliche Tauchleistungen von ♂ und ♀ und damit eine Tiefenzonierung der Geschlechterzusammensetzung (NILSSON 1970a, 1972) wie auch eine Abhängigkeit von der Wellen- bzw.

Windexposition (CAMPBELL 1977) angeführt, auch Habitatpräferenzen können entscheidend sein. Die Verteilung von ♂ und ♀ an Einleitern von ungeklärten Abwässern verschiedenartiger Zusammensetzung (Siedlungsabwässer/Whisky-Brennereien) veranlaßte POUNDER (1976) auf das Nahrungsangebot als dominierendes Kriterium zu deuten, im Gegensatz zum Menschen ziehen bei den Schellenten in Schottland die ♀ die Produkte von Whisky-Brennereien vor. Unter den Jagdopfern wurde in Dänemark ein 1:1 Verhältnis bei den Jungvögeln festgestellt, bei den adulten dominierten mit 57% die ♀ (JOENSEN 1974) - vielleicht erklärbar durch die räumliche Verteilung mit überproportional vielen ♀ ufernah in Schußentfernung der Jäger. In Nordamerika dominierten bei den adulten allerdings die ♂ mit 65 % unter den Jagdopfern, bei den Jungvögeln fand H. BOYD gleichfalls ein 1: 1 Verhältnis (EADIE et al. 1995). Eine größere Kälteresistenz der größeren ♂ (SAYLOR & AFTON 1981) soll die hohen Anteile adulter ♂ im Norden im Vergleich zu den geringen im südlichen Überwinterungsraum erklären. In Europa ist das maritime Nord- und Ostseeklima jedoch milder als das des Voralpenraumes, in Bayern (München) liegen die mittleren Temperaturen (1931-60) im Winter zwischen 1,2°C (Februar) und 2,8°C (Dezember) unter denen der westlichen Ostsee (Schleswig), etwas geringer ist der Temperaturgradient zwischen Ostsee und Bodensee (KÖPPEN 1931, WALLÉN 1977, HEYER 1988). Großräumig wird eine unterschiedlich weite Wanderung von ♂ und ♀ sowie Jung- und Altvögeln für die regional unterschiedlichen Geschlechterzusammensetzungen als bestimmd angesehen, wobei für die ♂ der kürzeste Zugweg angenommen wird (BAUER & GLUTZ 1969, NILSSON 1969a, 1970a, CRAMP & SIMMONS 1977). Für die adulten ♂ und ♀ möchte ich diese bisher allseits akzeptierte These in Frage stellen. Der Anteil alter ♂, ausschließlich bezogen auf den Altvogelbestand (2. Lebensjahr und älter), ist an der Ostseeküste Schwedens kleiner als der der ♀ (46 % ♂, I-II) (NILSSON 1969a), im dortigen Binnenland bei einer deutlich geringeren Anzahl etwas größer (57 % ♂). Auf der Ostsee Schleswig-Holsteins (knapp 40 % alte ♂) (BERNDT 1993) ist ein nach Geschlechtern größerenordnungsmäßig ausgeglichener Altvogelbestand möglich, Stichprobenzählungen ergaben nach eigenen Zählungen vom Brodtener Ufer zwischen weniger als 10 % junge ♂ (XII-I) in kälteren Wintern und 19 % im milden Winter am 1.1.1998 sowie 20 % (XI-II) bzw. bis 25 % (III) immat. ♂ nach Zählungen von R. K. BERNDT im Kreis Rendsburg (BERNDT 1993). Auf den Binnenseen Schleswig-Holsteins liegt der Anteil adulter ♂ ohne Kenntnis des Jungvoganteils etwas oberhalb 50 % (BERNDT 1993). Im Untersuchungsgebiet - mit Ausnahme des Schellbruchs - ist ein vergleichbarer Anteil alter ♂ zu finden. Als Unbekannte taucht hier nur der Anteil weiblicher Jungvögel im Winter auf, die geringe Anzahl beobachteter Individuen auf der Unteren Trave spricht nicht gegen die Annahme einer ähnlichen Größenordnung wie bei jungen ♂ (Tab 3.4.1) - auf der Ostsee fand ich bei günstigen Beobachtungsbedingungen am 2. Januar 1997 unter den ♂ etwa 10 % Jungvögel (n=291) unter den ♀ knapp 12 % Jungvögel (n=138), im März erfaßte ich während des beginnenden Heimzuges in genauer auszählbaren Rasttrupps auf der Unteren Trave 6 % junge ♂ (n=1240 ♂) und 7 % junge ♀ (n=886 ♀). Adulte Vögel sind bereits

im Sommer verpaart oder verpaaren sich ab Oktober (s.o.) bzw. November (LUDWICHOWSKI nach BERNDT 1993), zum Balzhöhepunkt im Frühjahr (Februar/März/April) tragen verstärkt die Erstbrütern bei. Ein gemeinsames Winterquartier für adulte ♂ und ♀ und damit ein ausgeglichenes Verhältnis bzw. ein etwas höherer Anteil adulter ♂ (siehe Brutpopulationen bei Reiher- und Tafelenten) ist in diesem Fall naheliegend.

Groß ist der Anteil ♂ am Altvogelbestand jedoch in der 2. Winterhälfte in dänischen Fjorden (Limfjord/Nissum Fjord)(62-79 % ♂ I-IV, JEPSEN 1978). Doch alte ♂ ziehen auch lange Strecken bis ins britische Überwinterungsgebiet. An der schottischen Nordseeküste variiert der Anteil adulter ♂ in weitem Bereich und kann lokal mehr als 80 % ♂ unter den Altvögeln aber auch weniger als 20 % der anwesenden Enten betragen (POUNDER 1976). Ähnlich große Bandbreiten zeigen lokale Zählungen an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns, eine Verallgemeinerung ist hier wegen des großen Anteils nicht nach Geschlechtern differenziert erfaßbarer, uferferner Enten nicht möglich (NEHLS 1974 & brfl.).

Im südlichen Überwinterungsgebiet (SUTER 1983) aber auch im IJsselmeer/NL (ZOMERDIJK 1981) wird überwiegend von geringen Anteilen alter ♂ (bezogen auf die Gesamtzahl) berichtet. Die Anzahl der Jungvögel am Bodensee „dürfte recht groß sein, vermutlich durchschnittlich mindestens 50 % des Gesamtbestandes“ (LEUZINGER & SCHUSTER 1970a). Der späte Abzug in den Niederlanden, der Bestand ist Mitte April erst auf etwa 50 % abgefallen (SOVON 1987), deutet auf einen gleichfalls großen Anteil Jungvögel (zum zeitlichen Durchzug von Jung- und Altvögeln für Untersuchungsgebiet siehe Tab. 3.4.1). Mit nur 19-30% adulte ♂ in England (OWEN et al. 1986) und der pauschalen Angabe für Großbritannien von BANNERMANN (1958): „Most writers have stressed the high proportion of brown-headed immature birds which visit us,...“ deutet sich auch für diesen Raum ein überproportional hoher Anteil Jungvögel an.

Wenn man die Geschlechterzusammensetzung in Schweden und Schleswig-Holstein und die frühe Verpaarung der Altvögel betrachtet, so spricht dies für eine gleichartige Winterverbreitung der adulten ♂ und ♀ (Brutvögel). Der überwiegend geringe Anteil Jungvögel in diesem Raum - mindestens 30 % sind im Populationsdurchschnitt zu erwarten - deutet auf einen Zug dieser zu weiter entfernten Winterquartieren.

Die Zunahme des ♂-Anteils in der 2. Hälfte des Winters in einigen Regionen (BARRETT & BARRETT 1985, JEPSEN 1978) wird durch Räumung zufrierender Gewässer mit hohem ♂-Anteil in weiter östlichen bzw. nordöstlichen Regionen erklärt. Hierbei könnte es sich verstärkt um Binnengewässer handeln, die vielfach einen hohen ♂-Anteil aufweisen (NILSSON 1970a, BERNDT 1993). In Normalwintern ist jedoch für viele Gebiete anzunehmen, daß eine Änderung der lokalen Verteilung mit zunehmender Paarbildung zu regional ausgeglicheneren ♂-Anteilen führt.

Als höhlenbrütende Ente mit limitierten Nistmöglichkeiten kann ein frühes Erscheinen im Brutgebiet von entscheidender Bedeutung sein, so dürften weit im Norden bzw. in Brutgebietsnähe überwinternde Enten deutlich im Vorteil sein - solange sie nicht durch ungenügende Ernährung bei Eisgang geschwächt werden. Dies betrifft aber verstärkt die ♀. Verpaarte ♂ verteidigen nach Ankunft im durch das ♀ bestimmten Brutgebiet (oft Geburtsort) ein vom Nistplatz unabhängiges Territorium, in diesem Revier können die ♀ dann ungestörter der Nahrungssuche nachgehen und Energiereserven für die Eierproduktion und Brut anlegen (SAVARD 1984, EADIE et al. 1995). Die ♀ wählen auch die Nisthöhle aus (BAUER & GLUTZ 1969). Ein verstärktes Ausharren der ♂ im Norden ist daher nicht plausibel zu erklären. Nach BERNDT (1993) erscheinen ♀ auf den Bruttgewässern in Schleswig-Holstein sobald diese eisfrei sind. Das hier (und im weiteren Ostseebereich) unter den Adulten beobachtete Verhältnis von etwa 1 ♂ auf 1 ♀ in der 2. Winterhälfte (in mäßig kalten Wintern) dürfte ein Optimum bezüglich der Revierbesetzung darstellen. Der mit Ausnahme einiger weniger vorausseilender ♂ paarweise Heimzug, der in verschiedenen Gebieten der UdSSR (DEMENTIEV & GLADKOW 1967) beobachtet wurde, unterstützt die These eines gemeinsamen Winterquartiers.

3.4.3. Verteidigung winterlicher Nahrungsreviere

♂ und im Flachwasserbereich verstärkt ♀ attackieren und beißen sowohl über wie auch unter Wasser regelmäßig andere Individuen, zumindest in den Flachwasserzonen entlang der Ufer werden Nahrungsreviere verteidigt. Revierkämpfe werden bereits im Juli beim Zuzug und im August und September während des Abzugs vom Mauserplatz beobachtet - insbesondere bei ♀. Schellenten-♀ sind auch zur Brutzeit deutlich aggressiver gegen fremde ♀ als ♀ anderer Entenarten (BAUER & GLUTZ 1969). Selbst flach über dem Wasser nahe an „Revier“-Enten (beobachtet bei ♀) vorbeifliegende Schellenten werden präventiv angedroht (in den beobachteten Fällen jeweils ufernah von mir aufgescheuchte ♀) - dadurch vermeiden sie vermutlich echte Kämpfe. In Einzelfällen verfolgten die Enten auch die abfliegende Konkurrentin noch 5->10 m fliegend. Am 3. August 1998 beobachtete ich im Eingangsbereich des Dassower Sees auch ein revierverteidigendes ♀ in der Vollmauser - die Schwingen waren komplett wohl erst vor kurzem ausgefallen und aufgrund der gleichfalls fehlenden Deckfedern war keine Altersbestimmung möglich - sie vertrieb ein flugfähiges wohl vorjähriges ♀ (diesjährig kann allerdings nicht ganz ausgeschlossen werden). Die ungestört relativ gleichmäßige Verteilung eines Teils der ♂ mit größeren Abständen untereinander im mittleren Bereich der Pötenitzer Wiek bei 2-5 m Wassertiefe könnte auch auf diese Nahrungsreviere zurückzuführen sein. Nur SAYLOR & AFTON (1981) berichten von einigen wenigen Fällen, in denen Nahrungsreviere auf dem Mississippi verteidigt wurden.

Da keine individuell erkennbaren Vögel die Reviere verteidigen, können keine Aussagen bezüglich der Dauer des Revierbesitzes gemacht werden. SAVARD (1988) beobachtete an gekennzeichneten Exemplaren der nahe verwandten, aggressiveren Spatelente *Bucephala islandica* (EADIE et al. 1995, SAVARD 1984) stationäre Winterreviere zwischen November und März - allerdings nur bei Paaren.

Beobachtungen in der Travemündung/Ostsee zeigen ein total anderes Verhaltensmuster, so tauchten auf der Ostsee nahe der Priwall-Mole am 28. Dezember 1995 15-20 Schellenten und diverse Bläßhühner auf relativ engem Raum ($< 100 \text{ m}^2$) und während einer längeren Beobachtungszeit wurde nur ein einziges Mal eine Attacke zwischen zwei gerade auftauchenden ♂ beobachtet. Auch auf der Ostsee am Brodtener Ufer beobachtete ich weder bei ufernah tauchenden ♀ noch bei uferfern tauchenden gemischten Trupps Aggressivverhalten - was allerdings bei der hohen Tauchintensität der dort oft sehr mobilen Enten (herumfliegende Trupps, keine erkennbare Ursache für Abflug) auch schwieriger zu beobachten sein dürfte. Doch auch im Untersuchungsgebiet wurde ausnahmsweise gemeinschaftliches Tauchen festgestellt, in diesem Fall tauchten ♂ nach Miesmuscheln an einer Muschelbank (siehe Abschnitt 4.1) - in der Nähe nicht nach Muscheln tauchende ♀ zeigten dagegen Revierverhalten.

Nahrungsreviere außerhalb der Brutzeit werden von verschiedenen Vogelarten besetzt, die jeweilige Strategie - Verteidigung von Revieren, gemeinschaftliche Nahrungs-suche in Trupps oder umherstreifende Einzelvögel - kann vielfach mit Hilfe des Nahrungsangebots (DAVIES 1985) erklärt werden. Bei Nahrungsrevieren wächst mit zunehmendem Nahrungsangebot der Druck von Eindringlingen auf den Revierinhaber, bei zu großem Andrang gibt der Revierinhaber die Verteidigung auf - es verbliebe ihm nicht mehr ausreichend Zeit für die eigene Versorgung. Im anderen Extrem - bei geringer Nahrungsdichte - lohnt sich die Verteidigung aufgrund des Energieaufwandes nicht. So dürfte es eine obere und eine untere Grenze der Nahrungsdichte geben, für die es sich ökonomisch noch lohnt, ein Revier gegen Nahrungs-konkurrenten zu verteidigen. Hier dürfte auf der Ostsee die Nahrungsdichte meist unterschritten sein, die Beobachtungen vom Tauchen an der Muschelbank oder an den Laichplätzen des Herings (Pötenitzer Wiek) und in der Travemündung/Ostsee (siehe 4.1) deuten auf ein Nahrungsangebot, daß oberhalb dieser Grenze liegt. Die einzelne Beobachtung von Aggressivverhalten aus der Travemündung dürfte auf Unterschreiten der Individualdistanz zurückzuführen sein. Für den größten Teil des Untersuchungsgebietes dürfte das Nahrungsangebot in einem Bereich liegen, in dem eine Verteidigung sinnvoll ist. Zusätzlich ist vermutlich ein unterschiedliches Verhal-ten von Jung- und Altvögeln anzunehmen, die Verteidigung von Nahrungsrevieren ist möglicherweise auf Altvögel - die zumindest auf der Unteren Trave dominieren - beschränkt. Ausgehend von optimalen Bedingungen für diese Art auf den Fördern und großen Seen Schleswig-Holsteins (BERNDT 1993, siehe auch unter 4.) könnte dies

vielleicht den relativ hohen Anteil (erfaßter) junger ♂ auf der vermutlich weniger optimalen Ostsee erklären.

In Einzelfällen wurde in Eisspalten auch interspezifisches Aggressivverhalten beobachtet. So vertrieb ein Schellenten-♂ ein Reiherenten-♂ aus „seiner“ Eisspalte und drohte auch noch das in die Nachbarspalte ausgewichene Reiherenten-♂ an. Bei einem Tafelenten-♀ hatte es ein anderes ♂ nicht so leicht - anstatt zu fliehen, biß es die Schellente. Die Eisspalte wurde dann von beiden Enten weiter benutzt, es kam zu keinen weiteren Interaktionen. Auch ein Schellenten-♀ biß in „ihrer“ Spalte ein Reiherenten-♀, dieses reagierte nicht auf diesen Angriff und so verzichtete nach nochmaligem kurzen Drohen auch die Schellente auf weitere Attacken. Im Sommer (3. August 1998) wurde auch mal eine zu nahe kommende Silbermöwe *Larus argentatus* von einem ♀ angedroht.

Unter Extrembedingungen, z.B. bei Vereisung, nimmt die Aggression gegen benachbarte Individuen auf der Trave zumindest über tieferem Wasser stark ab. Aber auch unter widrigen Bedingungen versuchen einige ♀ weiterhin ufernah der Nahrungssuche nachzugehen, das geht soweit, daß sie in zähen Eisbreifeldern und unter dünnem Eis tauchen (nach eigenen Beobachtungen sowohl auf der Ostsee wie im Untersuchungsgebiet). Beim Auftauchen können dann kleine „Eisschollen“ auf Kopf und Rücken liegen. Auf der Trave tauchen Schellenten auch von schmalen Spalten zwischen den Eisschollen oder Löchern im Eis aus. Das auch weiterhin verteidigte „Revier“ wird zumindest teilweise nicht an den Löchern im Eis festgemacht, sondern bleibt ortsfest. So können dann treibende Eisfelder die Ente zum Auftauchen an jeweils anderen Punkten im Eisfeld zwingen. Ein adulter ♀ auf der Pötenitzer Wiek verteidigte ihr ufernahes Revier (meist 1-2 m vor Ufer) aus Eisbrei und treibenden Schollen (wohl deutlich < 50 cm Wassertiefe) erfolgreich gegen ein einfallendes anderes ♀ und folgte dem Eindringling auch tauchend unter dem Eis. In größerem Abstand zum Ufer und entsprechend größerer Wassertiefe verteidigten am gleichen Tage wie obiges ufernahe ♀ auch ♂ im Eisschollenfeld ihre Reviere.

Die erschwerten Auftauchbedingungen bei Eingang in Ufernähe dürften durch die geringere Tauchzeit bis in die Suchtiefe wettgemacht werden, sind jedoch mit dem Risiko behaftet, an einer Stelle einmal nicht zur Oberfläche durchstoßen zu können. Die Tauchdauer (hier praktisch gleich Bodenzeit) dieser Enten war relativ kurz, eine begrenzte Anzahl von Tauchgängen einiger ♀ ergab eine mittlere Tauchzeit von 14 ± 3 sec ($n=52$) (überwiegend deutlich kleiner als 1 m Wassertiefe). Ein anderes ♀ tauchte über tieferem Wasser (1-2 m) von einem Eisspalt im ruhenden Eisfeld aus mit deutlich längerer Tauchzeit ($27,2 \pm 4$ sec, $n=18$). Damit liegen diese Tauchzeiten aber in vergleichbarer Größenordnung mit verschiedenen eigenen Messungen ohne Vereisung ($20,3 \pm 7$ sec, $n=99$) beim Tauchen in Wassertiefen von 50 cm - 2 m. Die Überwasser-

zeiten zwischen 2 Tauchgängen unterschieden sich in allen Fällen mit 8 ± 3 sec, 9 ± 2 sec bzw. $8,5 \pm 5$ sec im Mittel dagegen praktisch nicht.

Die größeren ♂ dominierten bei den wenigen beobachteten Revierstreitigkeiten zwischen ♂ und ♀ im Flachwasserbereich jeweils über die ♀, in mehreren Fällen verjagte ein altes ♀ ein junges ♀. In einem Fall vertrieb ein Revier-♀ ein ruhendes Paar, das nach der Attacke das Feld sofort räumte (26. September 1998).

Am 25. Dezember 1996 wurden jedoch auf der Trave im Bereichs des Schellbruchs an 2 Stellen ♀ beobachtet, die jeweils gemeinsam mit 2 Jungvögeln tauchten. Auch wenn nicht nachweisbar, so könnte es sich bei diesen überwiegend nahe beieinander tau chenden (Entfernung oft unter 1-2 m) und auch gemeinsam vor Spaziergängern aus weichenden Enten um Familien gehandelt haben. Leider mußten aufgrund vollständiger Vereisung an den nächsten Tagen weitere Beobachtungen erfolglos bleiben. Voraussetzung für langanhaltende Familienbindung ist jedoch eine Mauser der ♀ am Nist-/Aufzuchtsort der Jungvögel. Bei den großen Anatiden (Gänse, Schwäne) sind zusammenhaltende Familienverbände, die sich erst im Frühjahr auflösen, die Regel, und auch bei anderen Vogelfamilien, z.B. Seeschwalben *Sternidae*, ist eine langanhaltende Bindung der Jungvögel an die Eltern bekannt.

Etwas außerhalb des üblichen war der Angriff eines ♀ am 29.8.1998, am Westufer der Pötenitzer Wiek attackierte dieses ♀ heftig zwei nahe beieinander schwimmende ♂, eines flatterte übers Wasser ab, der zweite Vögel reagierte nicht - kurz darauf schwammen ♂ und ♀ einträchtig ganz nahe nebeneinander. Anscheinend hatte das ♀ hier weniger ein Nahrungsrevier verteidigt, sondern bereits ein "Brutrevier" - für das ihr Partner allerdings noch kein Interesse zeigte.

3.4.4. Bestandsentwicklung

Der Mauserbestand stieg während der letzten Jahre deutlich an. Er wurde jedoch erst ab 1987 detaillierter erfaßt (Goos 1989), die Zahlen aus den Jahren zuvor geben nur Einzelzählungen wieder (Abb. 3.4.2). Zu jener Zeit war der See nur auf dem Wasser zugänglich. Höhere Bestände abwandernder Schellenten auf der Unteren Trave bereits Ende der 70er Jahre legen nahe, daß die wenigen älteren Zählungen den damaligen Mauserbestand weit unterschätzten. So dürfte die Exponentialfunktion (berechnet ohne die Daten der Jahre 1984-86) in Abb. 3.4.2 dem Bestandsverlauf näher kommen als ein linearer Zusammenhang für die Jahre ab 1986.

Der deutlicher Anstieg des Mauserbestandes (Abb. 3.4.2) macht sich bei der hier angewandten Methode (Ententage) auch im Winterhalbjahr bemerkbar, da die Ab-

wanderung vom Mauserplatz noch bis in den September hinein reicht (Abb. 3.4.1, 3.4.5). Doch auch bereits in den Jahren zuvor war ein Anstieg im Untersuchungsbereich Schlutuper Wiek - Kattegatt erkennbar (über alle Jahre 655 Ententage/Jahr). Die Zunahme der Anzahl bei der „Weihnachtszählung“ bis 1978 war gering (2 Ind./Jahr), danach nahm der Bestand deutlich zu. Zwischen den Wintern 1979/80 und 1994/95 war der „Weihnachtsbestand“ dann nahezu konstant. Bei Einbeziehung der Jahre 1995 und 1996, in dem das Untersuchungsgebiet zum Stichprobenzeitpunkt im Dezember weitgehend vereist war, ist eine leichte Abnahme zu verzeichnen (1979/80 - 96/97: -0,8 Ind./Jahr). Über den gesamten Zeitraum von 1966 bis 1995 stieg die Zahl um 5 Schellenten/Jahr auf etwa 180 Ind.. Aufgrund der Verteilung dieser Art ist wahrscheinlich, daß der Bestand in der Schlutuper Wiek vor 1975 (Fernrohr ab 1975) zu niedrig angesetzt wurde, so daß der Anstieg über alle Jahre etwas geringer ausfällt. Der Sprung von 1978 auf 1979 ist auch bei den Ententagen zu finden, die Bestände der folgenden Jahre sind wieder geringer. Ein deutlich über den benachbarten Jahren liegender Bestand im Winter 1979/80 wurde in ganz Europa verzeichnet, RÜGER et al. (1987) deuteten dies als eine besonders gute Brutsaison 1979. Ab 1984 deutet sich dann ein in etwa konstanter Bestand in der 1. Winterhälfte an. Kalte Winter zeichnen sich bei dieser Art zumindest teilweise - in 4 von 6 Fällen - durch niedrigere Werte aus. Die anderen Teilbereiche des Untersuchungsgebiets wurden nur über kürzere Zeiträume (Abb. 3.4.9) ausreichend genau erfaßt, auf der Pötenitzer Wiek läßt sich ein Anstieg erkennen, am Dummersdorfer Ufer ist der Bestand dagegen weitgehend konstant. Der Gesamtbestand (Ententage) der Schellente änderte sich während der letzten 8 Jahre, in denen das Gebiet komplett erfaßt wurde, nur geringfügig und dürfte als konstant angesehen werden (Abb.3.4.9).

In Schleswig-Holstein lassen die Januarzählungen der letzten 20 Jahre keinen Trend erkennen (BERNDT 1993). Generell gehört diese Art aufgrund des verstreuten Vorkommens zu den schwerer erfaßbaren Arten (MONVAL & PIROT 1989). Großräumige Bestandserfassungen ergeben keinen deutlichen Trend wie an der Trave. Im Januar war der Bestand von 1967 bis 1976 in NW-Europa praktisch konstant, stieg dann um etwa 75 % und verblieb im Mittel auf diesem höheren Niveau bis 1986. In Zentral-europa sind die großräumigen Änderungen des Bestandes nur minimal (MONVAL & PIROT 1989). In Schweden hat der Bestand von 1967 bis 1983 deutlich zugenommen (RÜGER et al. 1987). Lokal wurde dies auch in Süddeutschland beobachtet, so stieg am Bodensee der Januarbestand zwischen den 60er Jahren und der 2. Hälfte der 70er Jahre um 80 % (SUTER 1983), geringer in der gesamten Schweiz (incl. Bodensee) (SUTER & SCHIFFERLI 1988, SCHIFFERLI 1992). Am Unteren Inn vervierfachte sich die Wintersumme zwischen Anfang der 60er Jahre und der 2. Hälfte der 70er Jahre (REICHHOLF 1979), in den 90er Jahren ist der Bestand dann allerdings auf nur noch rund 10 % des Maximalbestandes gefallen (REICHHOLF 1994). Sowohl in der Schweiz/Bodensee wie auch am Unteren Inn werden die Bestandsänderungen mit der Verfügbarkeit von Nahrung in Verbindung gebracht (SUTER & SCHIFFERLI 1988, REICHHOLF 1994).

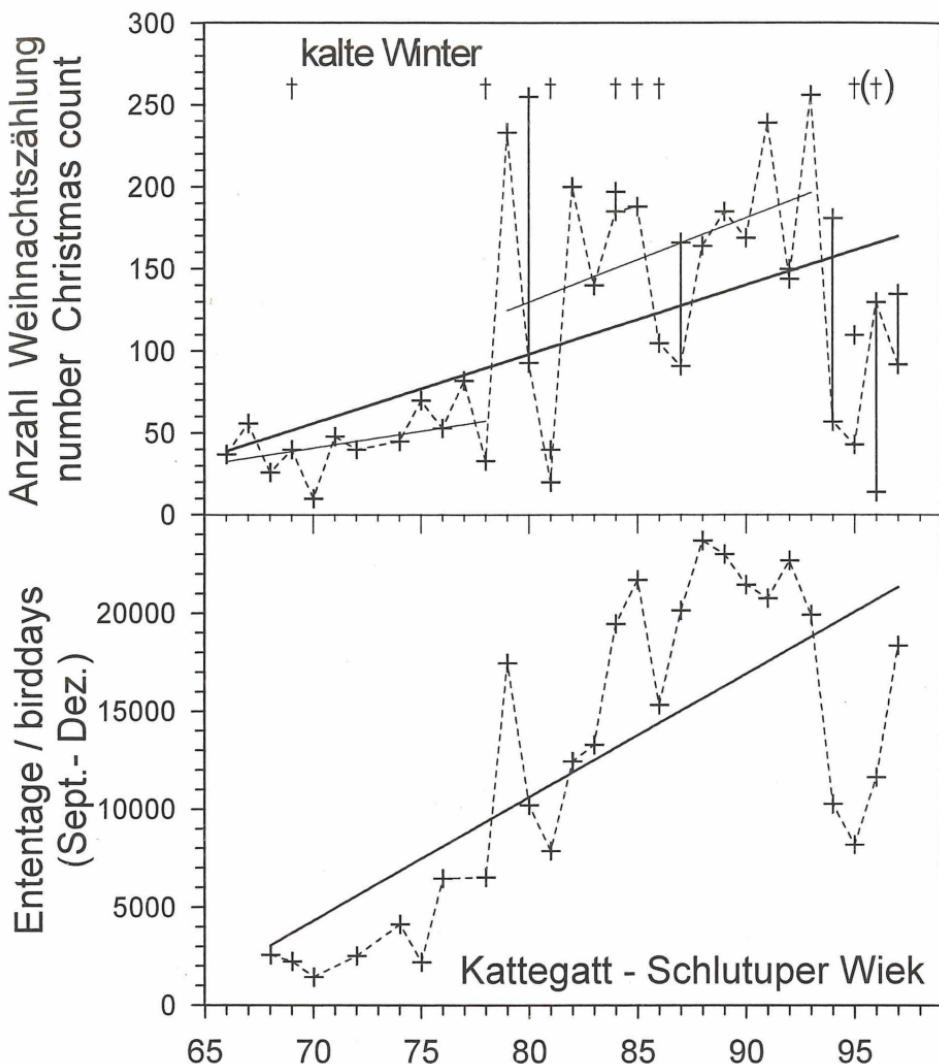


Abb. 3.4.8.: Schellente: Bestandstrend der Winterpopulation für den Abschnitt Kattegatt - Schlutuper Wiek.

Oben) Entwicklung des Bestandes (Anzahl) um Weihnachten.

Unten) Entwicklung des Winterbestandes (Ententage) der ersten Hälfte des Winters

Fig. 3.4.8. Goldeneye: Trends on the lower river Trave between Kattegatt and Schlutuper Wiek 1966-1997. Above: Numbers at a date around Christmas. Below: Bird-days between September 1 and December 31.

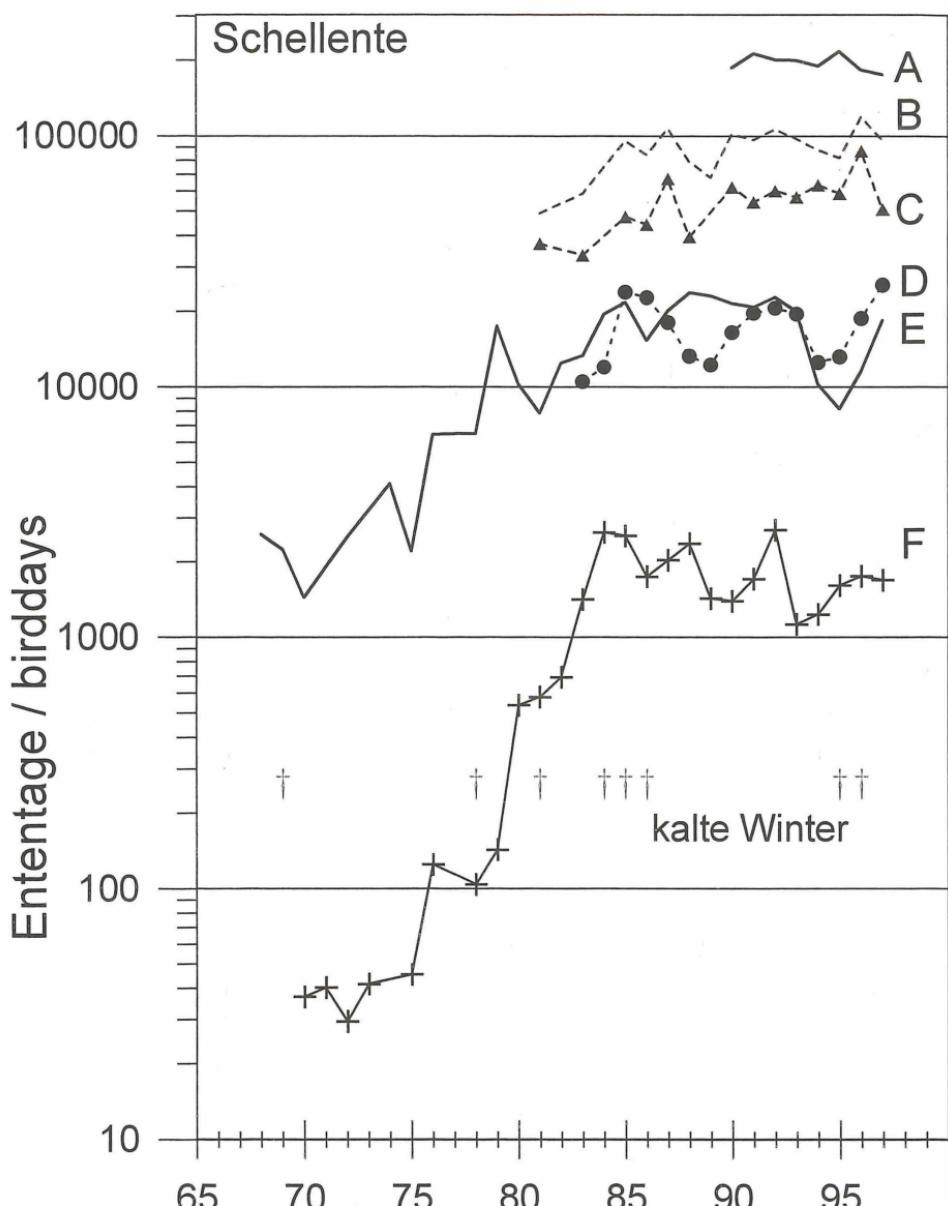


Abb. 3.4.9.: Schellente: Entwicklung des Winterbestandes (Ententage) der ersten Hälfte des Winters für verschiedene Traveabschnitte. (A gesamtes Untersuchungsgebiet/Untere Trave; B: Untere Trave ohne Dassower See; C Pötenitzer Wiek; D Dummersdorfer Ufer; E Kattegatt-Schlutuper Wiek; F Schellbruch).

Fig. 3.4.9. Goldeneye: Trend of the autumn - winter population - bird-days from September 1 to December 31 for the different sections of the river Trave.

3.4.5. Tagesrhythmus

Obwohl bei Tage in den Nahrungsrevieren Aggressivverhalten gegen Nachbarn nicht selten ist, kommen die nichtbrütenden Enten zum Nächtigen während des ganzen Jahres zu unter Umständen sehr großen Schlafansammlungen zusammen. Der größte, praktisch während des ganzen Jahres (solange nicht vereist) angeflogene Schlafplatz befindet sich im westlichen Bereich des Dassower Sees. Bei den überwiegenden SW- und W-Winden ist dieser Bereich relativ windgeschützt. Bei starken östlichen Winden verschiebt sich das Zentrum in windgeschütztere Regionen, bei Windstille können sich die zum Schafen zusammengekommenen Ententrupps zumindest noch während der hellen Stunden (inklusive Dämmerung) weit über die Seefläche verteilen. In Zeiten des GänSEDURCHZUGS im November weichen die Schellenten teilweise vor den abends sehr unruhigen Gänsen (*Anser fabalis* und *A. albifrons*) in andere Buchten aus. Im Winter (mindestens November - Februar) wurden Schlafansammlungen auf der Pötenitzer Wiek beobachtet, auch auf Buchten am östlichen Dummersdorfer Ufer scheinen zu dieser Zeit zumindest zeitweise Schlafplätze zu bestehen. Auch auf anderen Abschnitten werden zeitweise Schlafgemeinschaften gefunden.

Ein großer Teil der Schellenten erreicht den Schlafplatz im Dassower See fliegend, ein Teil auch schwimmend. Der Anflug erfolgt über Wasser, größere Landzungen werden auch in der Höhe (5-10 m) über Wasser umflogen. Der Einzugsbereich ist nicht genau bekannt. Ein größerer Teil, zumindest im Sommerhalbjahr, kommt aus Richtung Pötenitzer Wiek und Trave angeflogen. Nur eine Frühjahrs- und zwei Sommerbeobachtungen mit einigen über Land ankommenden Enten deuten auf eine direkte Herkunft aus dem Bereich des mittleren Dummersdorfer Ufers oder vom Travelauf weiter oberhalb. Von der Ostsee kommt im Winter eine geringe Anzahl Enten (Maximalzahl bei eigenen Beobachtungen 100 Ind., nur milde Winter). Ein Teil dieser Enten fliegt zumindest zeitweise von der Ostsee über kleinere Schlafansammlungen in der Pötenitzer Wiek hinweg bis zum Dassower See. Es ist wahrscheinlich, daß es sich bei diesen Enten um Vögel handelt, die bereits länger anwesend sind und den dortigen Schlafplatz nutzen, vielleicht haben sie hier bereits gemausert. So könnte es sich bei den von der Ostsee zum Pötenitzer Wiek einfliegenden Enten um spät im Herbst eintreffende Individuen handeln. Die Schlafplätze auf der Pötenitzer Wiek vor dem Ost-Ufer sind stark windexponiert, es ist jedoch nicht ausgeschlossen, daß sie mit zunehmender Dunkelheit in windgeschütztere Regionen hinter gesprengte ehemalige Anleger in Ufernähe schwimmen, wenn diese Bereiche von den Bergenten geräumt werden.

Von der Ostsee kommend müssen die Enten zwangsläufig über Land fliegen - die in etwa 5-10 m Höhe über Boden ankommenden stürzen sich, sobald sie über der Wasseroberfläche der Wiek sind, mit lautem Flügelgeräusch vielfach auf geringe Höhe (< 1 m)

herunter. Weiter zum Dassower See fliegende Enten bleiben jedoch oftmals weiter in einer Höhe von 3-5 m.

SCHLENKER (1972) und PRÜTER (nach BERNDT 1993) beobachteten im Frühjahr eine Ankunft am Schlafplatz bereits deutlich vor Sonnenuntergang, DIERSCHKE (1987) einen von der Tageslänge abhängigen Einflugzeitraum, an den kürzeren Wintertagen erscheinen die Enten deutlich später. DIERSCHKE (1987) diskutiert auch potentielle Ursachen, wobei das Nahrungsangebot entscheidend sein dürfte (LEUZINGER 1972). Auch hier sind die Enten im Sommer (Mauserzeit) deutlich früher am Schlafplatz, wobei Störungen als Ursache vielfach nicht ausgeschlossen werden können. Während der Mauser verbleibt ein Teil sogar den ganzen Tag über in dieser Region, andere kommen bereits am frühen Nachmittag.

Im Herbst und Winter ist hier ein Rastplatztausch zwischen den Schellenten und den *Aythya*-Arten zu beobachten. Die ankommenden Schellenten sind zuerst noch weit verteilt zwischen den anderen dort noch ruhenden Arten. Im Laufe der Zeit sammeln sich die Schellenten verstärkt in Trupps am Rande der ruhenden *Aythya*-Arten an, nur ein Teil dieser fliegt bereits während der Dämmerung ab. Während bei Helligkeit noch ein Teil der Schellenten taucht, nimmt die Zahl nach Sonnenuntergang rasch ab, verstärkt sind dann Putzaktivitäten und Baden zu beobachten. Ende März und im April schlafen hier auch die tagsüber nach Heringslaich tauchenden Bergenten. Im Winterhalbjahr wird der Schlafplatz noch von Sägern der 3 heimischen Arten und Haubentauchern in kleinerer Zahl frequentiert, wobei letztere teilweise auch fliegend das Gebiet erreichen. Im Sommer finden sich hier auch die mausernden Schwarzhals-taucher neben Haubentauchern ein.

Wie schon von BERNHARDT (1940) beschrieben, setzen sich Schellenten-♀ im Sommerhalbjahr/zur Zeit der Mauser gern auf erhöhte Punkte - hier sitzen neben den ♀ auch ab und zu ♂ auf den größeren Findlingen am Ufer. Doch die Schellenten gehen auch an flache Strände, meist in Gesellschaft anderer Enten, sowohl bei anderen Schellenten wie auch bei anderen Arten (Stockente, Tafelente, Gänseäger). Hier ruhen sie und putzen sich, das vereinfachte Putzen des Bauch- und Brustgefieders (Kleingefiedermauser) dürfte mitentscheidend sein. Dies wurde zu allen Tageszeiten beobachtet. An Land werden kleine Flächen um den Vogel herum von Artgenossen freigehalten (Individualdistanz). Diese Distanz ist vielfach deutlich größer als die Pickdistanz anderer Arten. Hier möchte ich eine derartige Situation schildern. An einem schmalen ansteigenden Sandstrand (2-3 m breit, um 30-40 m lang, begrenzt von Schilf und an Land von hohem dichten Gras) saßen jeweils zwischen 20 und 40 Schellenten, weit überwiegend adulte Weibchen, zeitweise 1-2 Männchen, andere waren nicht eindeutig bestimmbar. Im Wasser vor dem Strand war eine mindestens gleich große Anzahl zu finden. Zwischen den einzelnen Enten, die überwiegend nahe der Wasserlinie zum

Wasser hin ausgerichtet saßen, war ein Abstand von deutlich mehr als der doppelten Körperlänge zu verzeichnen (um 1 m) - es herrschte ein labiles Gleichgewicht unter den ruhenden oder sich das Gefieder ordnenden Enten. Sobald Unruhe aufkam, z.B. durch eine Ente die näher ans Wasser rücken wollte oder eine, die an Land gehen wollte, gab es Ärger. Mindestens eine der benachbarten Enten drohte - Kopf flach (durchhängender Hals) vorgestreckt, Schnabel weit geöffnet - die an Land laufende Ente an. Wenn der angedrohte Vogel nicht zurückwich, lief die drohende Ente auf diese zu. Meist räumte sie das Feld und lief ins Wasser zurück - wo sie nicht mehr beachtet wurde, in Einzelfällen rannte sie schnell zwischen den Enten das Ufer hoch (Spießrutenlauf), bis sie außerhalb des Reaktionsbereichs der Enten war. Oben abseits vom Wasser drehte sie sich langsam und ging langsam möglichst weit - nicht ganz bis zur Aggression auslösenden Entfernung - wieder Richtung Wasser. Eine große Entfernung zum Wasser entspricht auch einer größeren Gefährdung (siehe unten). Oftmals wurden sie hier auf den gefahrvollerden Plätzen geduldet. Die angreifende Ente, die ihren Standplatz gegen den Eindringling verteidigte, kam dabei häufig in den Bereich der Nachbarin - und wurde heftig angedroht. Häufig war die bereits in Bewegung befindliche, die dominante Ente. In einem beobachteten Fall griff sie jedoch die falsche an, es kam zum „Hahnenkampf“. Die beiden Weibchen sprangen/flatterten mit ausgebreiteten Flügeln und hochgestrecktem Kopf Brust an Brust hoch. In diesem Fall mußte sich die Angreiferin nach einigen Sprüngen geschlagen geben und lief ins Wasser. In allen Fällen in denen die Enten eindeutig bestimmt werden konnten, waren die dominanten adulte Weibchen, 2x wurde auch ein Männchen ins Wasser zurückgetrieben, einmal ein Reiherenten-Männchen und einmal ein sich an Land putzender Schwarzhalstaucher. Unter den im Wasser liegenden Enten wurden keine Streitigkeiten beobachtet.

Im Vergleich zu Schwimmenten laufen Schellenten an Land recht unbeholfen, allerdings ist das Bild sehr unterschiedlich, manchmal rennen sie recht schnell, in anderen Fällen scheinen den stehenden oder langsam gehenden Enten die Beine „wegzuknicken“ - oder sie konnten das Gleichgewicht nicht halten - und fallen auf den Bauch. Ein im Frühjahr über etwas größere Entfernung an Land herumlaufendes ♀ setzte sich/fiel nach wenigen Schritten jeweils wieder auf den Bauch. Dies kann sich nachteilig auswirken. So wurde eine etwa 1-1,5 m vom Wasser am Strand zwischen Stockenten sitzende Schellente von einem hinkenden Fuchs geschlagen. Doch diese Ente hatte Glück im Unglück, eine möglicherweise nicht mehr ganz gesunde adulte Silbermöwe - 10 bis 15 m entfernt - war für den Fuchs eine so verlockende Beute, daß er die Schellente, die er am Hals trug, beim Endspurt zur Silbermöwe fallenließ. Während der Fuchs die Silbermöwe packte und zum Töten ins hohe Gras trug, rannte die Schellente benommen zum Wasser und war, als der Fuchs zurückkam, außer Reichweite.

4. Lokale Verbreitung, Bestandsdichte, Nahrungsreviere, Nahrungs-suche

Die Verteilung der Enten im Untersuchungsgebiet wird durch die Zugänglichkeit der Nahrung und die Störungsarmut der Ruheplätze aber auch Windexposition und Wellengang bestimmt. Die relative Verteilung der Enten auf die verschiedenen Abschnitte des Untersuchungsgebietes (Abb. 4.1) zeigt deutliche Unterschiede zwischen den Arten. Unter den 4 Arten ist nur die Schellente eine weitgehend oder ausschließlich tagaktive Ente. Daher stellt die Abbildung hier auch die Verteilung der Enten während der Nahrungsaufnahme dar. Nahrungsuntersuchungen selbst wurden nicht durchgeführt. Zum Vergleich wurde noch mit dem tagaktiven Bläßhuhn (Abb. 4.2) ein weiterer Tauchvogel angeführt, der zumindest im Winterhalbjahr bei etwas geringerer Tauchleistung (Tauchtiefe, Tauchzeit) ein ähnliches Nahrungsspektrum aufweist wie die hier behandelten Arten.

4.1. Schellente

Bei der Schellente wird über Tauchtiefen bis zu 10 m berichtet (BEZZEL 1985). In der Howachter Bucht/Ostsee tauchten 78 % in Bereichen bis 5 m Wassertiefe, 12 % zwischen 5 und 7 m und 10 % im tieferen Wasser (KIRCHHOFF 1979), in einem Kältewinter 15 % im mehr als 7 m tiefen Wasser. Auch im Untersuchungsgebiet taucht die Mehrzahl der Enten in Regionen mit weniger als 5 m Wassertiefe. Hierbei kann es sich um eine vom energetischen Standpunkt über längere Zeiten sinnvolle Tauchgrenztiefe handeln, kann aber auch durch die Benthosfauna vorgegeben sein. Für die letztere Vermutung spricht, daß nach RUMOHR (1988) in der Pötenitzer Wiek unterhalb 5 m Wassertiefe die Artenzahl drastisch abnimmt und kaum noch Leben existiert. Im Bereich der stärker durchströmten Fahrrinne ist der Zustand allerdings besser (MÖLLER 1980). Unter Vorgabe der Tauchtiefen läßt sich die maximal zugängliche Fläche und damit eine Winterbestandsdichte in den Nahrungsrevieren abschätzen. Um Vereisungseinflüsse zu minimieren, wurde wie bei der Bestandsentwicklung wieder nur die 1. Winterhälfte betrachtet. Die mittlere Winterbestandsdichte bei Be-trachtung der Flächen mit 0-5 m Wassertiefe auf der Pötenitzer Wiek und am Dummersdorfer Ufer liegt bei 140-170 Schellenten/km² (Tab. 4.1.). Deutlich geringer wird die Zahl bereits zwischen Schlutuper Wiek und Kattegatt. Auf dem Dassower See ist nach 2 monatiger Anwesenheit von bis zu 8600 mausernden Enten (bis 1100 Ind./km²) der Bestand mit mindestens 80 Ind./km² noch recht hoch. Bei zusätzlicher Berücksichtigung von Zonen tieferen Wassers nähern sich die Bestandsdichten aneinander an. Die beiden Randgebiete dürften als weniger optimal einzuordnen sein. Die Trave in Travemünde wird vermutlich aufgrund der starken anthropogenen Störungen gemieden, einzelne dort tauchende Schellenten reagieren sehr viel empfindlicher auf Spaziergänger am Ufer als gleichzeitig anwesende Reiherenten und fliegen oftmals

schnell ab. Nur in Eiswintern können hier mehr als 100 Schellenten angetroffen werden. Der Schellbruch wird weniger den winterlichen Habitatansforderungen der Schelle ente genügen, ähnelt jedoch in der Dichte anderen Binnengewässern Schleswig-Holsteins (bis um 40 Ind./km² [0-5 m Wassertiefe], berechnet nach BERNDT 1983).

Tab. 4.1. Winterbestandsdichte auf der Unteren Trave berechnet für die Teilbereiche mit den nutzbaren Wasserflächen bei Tauchtiefen bis 5 m und bis 8 m sowie für die gesamte Wasserfläche (gesamt) mit mittleren Bestände der Monate September bis Dezember 1990-1994.

Tab. 4.1. Mean density in winter (September 1 - December 31). Densities are calculated for different feeding areas - water depth less than 5 m, 8 m and for the whole area (=gesamt).

Bestandsdichte Ind./km ²	Bergente/Scaup			Reiherente/Tufted Duck		
	0-5m	0-8m	gesamt	0-5m	0-8m	gesamt
Trave/ Travemünde	20	16	5	2.750	2.200	650
Pötenitzer Wiek	2.800	1.500	1.450	600	330	300
Dassower See ***)	1.300	1.300	1.300	330	330	330
Dummersdorfer Ufer	220	100	70	1.100	500	400
Kattegatt-Schlutup.W.	9	7	6	260	220	160
Schellbruch *)	1	<1	<1	540	320	180
				450	280	170
Gesamtgebiet	1.400	1.100	900	470	360	310

Bestandsdichte Ind./km ²	Tafelente/Pochard			Schellente/Goldeneye		
	0-5m	0-8m	gesamt	0-5m	0-8m	gesamt
Trave/ Travemünde	16	13	4	46	37	11
Pötenitzer Wiek	55	29	27	140	75	70
Dassower See	60	60	60	100	100	100
Dummersdorfer Ufer	300	140	90	175	80	55
Kattegatt-Schlutup.W. 1976-80	200	170	130	80	70	55
Schellbruch *)	560	340	190	39	23	13
	450	300	180			
Gesamtgebiet	100	80	70	110	80	70

*) bei zusätzlicher Berücksichtigung eines nicht erfassten bei Nacht potentiell möglichen Nahrungsreviers von 0,09 km²

**) Abschätzung ohne die von der Pötenitzer Wiek zum Dassower See wechselnden Reiherenten

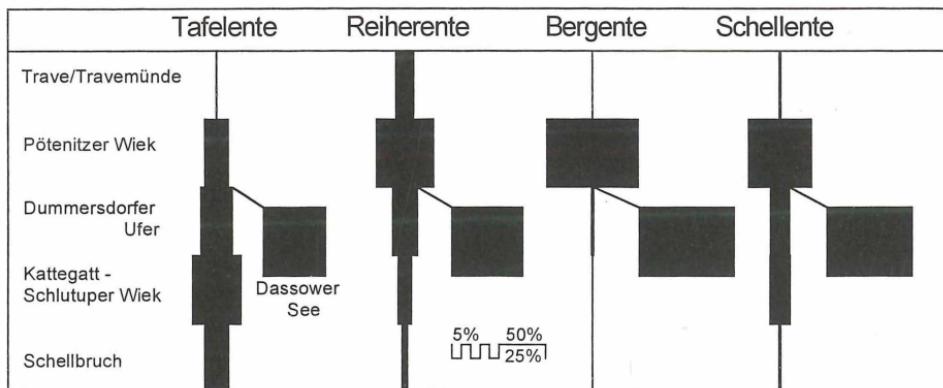


Abb. 4.1. Relative Verteilung der 4 Tauchentenarten auf die einzelnen Abschnitte des Untersuchungsgebiets während der 1. Winterhälfte (1. September - 31. Dezember). Hier wird der Anteil ohne Berücksichtigung der Fläche dargestellt. Da störungsfreier und Ausweichrevier für gestörte Enten ist der Dassower See hier vermutlich bei den *Aythya*-Arten überrepräsentiert.

Fig. 4.1. Relative distribution of the 4 diving ducks along the lower river Trave during the first part of the winter (September 1 - December 31). Shown is the percentage of the birddays for each part of the river. Because of less disturbance and alternative area Lake Dassow is presumably overrepresented for the *Aythya*-ducks.

Für große Teile der Ostseeküste Schleswig-Holsteins zeichnen sich durchschnittliche Winterbestandsdichten zwischen 5 und 50 Ind./km² ab (berechnet nach BERNDT 1983) (Mittlere Winterbestände bezogen auf Wasserfläche bis 6 m Wassertiefe, anderer Tiefenbereich, da auf den amtlichen Seekarten des Deutschen Hydrographischen Instituts der Ostsee die 6 m Isobathe, auf der Trave dagegen die 5 m Isobathe dargestellt ist). Am Brodtener Ufer ist eine relativ hohe Dichte zu verzeichnen (40 Ind./km² in Normalwintern, 90 Ind./km² in Kältewintern, 0-6 m Wassertiefe, Zählungen von MENDE & SPARR bzw. SPARR), bei ausschließlicher Betrachtung der Monate Dezember - Februar (Monate mit nennenswertem Bestand) sind mit 100 Ind./km² in Normalwintern und fast 200 Ind./km² in Kältewintern deutlich mehr zu finden. Nach KIRCHHOFF (1979) verschiebt sich in Kältewintern der Schwerpunkt der Verbreitung zu größeren Wassertiefen, es geht in diesen Zeiten weniger um energetisch günstige Tauchtiefen sondern ums Überleben. Die Tiefenzone bis 10 m Wassertiefe ist vor dem Brodtener Ufer sehr großflächig - bei Bezug auf diese Fläche verringert sich die Bestandsdichte auch im Kältewinter auf unter 100 Ind./km². In vergleichbarer Dichte wurde die Schellente auf der Ostsee Schleswig-Holsteins noch zwischen Kieler Förde und Eckernförder Bucht angetroffen (BERNDT 1983), hier nahm der Bestand nach Inbetriebnahme eines Klärwerks deutlich ab (BERNDT 1993). An der Küste im südlichen Schweden liegen die Bestandsdichten (NILSSON 1972) in einem vergleichbaren

Bläßhuhn

Trave/Travemünde

Pötenitzer Wiek

Dummersdorfer
Ufer

Kattegatt -
Schlutuper Wiek

Schellbruch

Dassower
See

5% 50%
25%

Abb. 4.2. Relative Verteilung des Bläßhuhns, dessen Tauchleistungen ähnlich den der hier behandelten Tauchentenarten sind und das mit diesen ein überlappendes Nahrungsspektrum aufweist für den gleichen Zeitraum wie Abb. 4.1. Die Verteilung des tagaktiven Bläßhuhns gibt das große Nahrungsangebot im Bereich der stark durchströmten Traverinne (Trave/Travemünde und fahrrinnennahes Pötenitzer Wiek) wieder. Obwohl die Fläche bis 5 m Wassertiefe in Travemünde recht klein ist, findet man hier 1/3 aller Bläßhühner. Weitere größere Mengen findet man entlang der Ostseeküste von Travemünde und am Brodtener Ufer ($n=62.498$, 1992-94).

Fig. 4.2. Distribution of the Coot whose diving performance and diet are comparable to the here treated diving ducks and the same period of fig. 4.1. The distribution of the diurnal feeding Coot reflects the high nutrient content of the fast flowing deep channel of the River Trave (Trave/Travemünde and Pötenitzer Wiek near the shipping lane). Large numbers of Coot are also found along the coast of Baltic Sea in Travemünde and the Brodtener Ufer.

Streubereich wie in Schleswig-Holstein. Damit deutet sich für weite Küstenbereiche der westlichen Ostsee eine Winterbestandsdichte von 5-50 Ind./km², in optimalen Gebieten bis über 100 Ind./km² an. Die niedrigen Werte für viele Abschnitte der offenen Ostseeküste bei DURINCK et al. (1994), die auf den Januarbeständen (i.A. höchste Werte) basieren, sind auf die unterschiedlichen Flächenbestimmungen zurückzuführen. Bei optimalem Nahrungsangebot werden im Binnenland im Winter teilweise im Vergleich zu Küstenbereichen extrem hohe Dichten verzeichnet (1100 (X-IV) bzw. 1800 (XII-III) Ind./km² (0-8 m Wassertiefe) Rhein/Bodenseeabfluß, LEUZINGER & SCHUSTER 1970, SUTER 1982 & brfl.).

Die Abnahme der Schellentendichte bei verringertem Nährstoffeintrag, wie dem Bau von Klärwerken (BARRETT & BARRETT 1985, BERNDT 1993, OWEN et al. 1986), deutet auf eine durch das Nahrungsangebot bestimmte Grenzkapazität in den Küstengewässern. Auch im Binnenland werden bei Abnahme des Nahrungsangebotes z.T. drastische Bestandseinbrüche beobachtet (REICHHOLF 1994). Die für den küstennahen Bereich relativ hohe Bestandsdichte während des gesamten Jahres am Traveunterlauf spricht für günstige Ernährungsbedingungen.

Die Nahrung der Schellente umfaßt ein weites Spektrum (siehe BAUER & GLUTZ 1969), es dominieren meist tierische Bestandteile, im Herbst kann jedoch im Binnenland (BAUER & GLUTZ 1969) wie an der Küste (PEHRSSON 1976) ein großer Anteil pflanzlichen Ursprungs sein. Die in Schweden nachgewiesenen Samen von Salden *Ruppia sp.* könnten auch hier gefressen werden. Im Dassower See, Pötenitzer Wiek, am Dummersdorfer Ufer und der Schlutuper Wiek ist die Strandsalde *Ruppia cirrhosa* zu finden (DIEHL, pers. Mitt.), gefressen wird sie unter anderem von Schwänen *Cygnus olor* und *Cygnus cygnus*, Bläßhühnern und Pfeifenten *Anas penelope*, letztere treten als Kommensalen bei den 3 vorher genannten Arten auf. Im Juni wurde auch auf der Ostsee die Aufnahme von pflanzlicher Nahrung im Flachwasserbereich beobachtet (Seegras, Grünalgen?).

Die teilweise unter Wasser verfolgbaren ufernah tauchenden Schellenten-♀ am Westufer der Pötenitzer Wiek suchen jedoch überwiegend über sandigem unbewachsenem Grund nach Nahrung. Hier wird nach auf der Oberfläche des Bodens vorkommenden Arten bzw. bodennah lebenden mobilen Arten getaucht, die bei schnellem bodennahen Schwimmen unter Wasser mittels Schnappbewegungen nach links, rechts oder vorn aufgelesen/gefangen werden. Im Extremfall, in ganz flachem Wasser, kann diese bodennahe Suche auch ohne Tauchgang erfolgen, d.h. die herumschwimmende Ente hält nur ihren Kopf unter Wasser. Bei den bodennah lebenden Beutetieren könnte es sich teilweise um die von SCHMIDT (1986) im Untersuchungsgebiet als Nahrung beschriebenen Kleinkrebse *Neomysis integer* handeln, die auch pelagisch teilweise in dichten Schwärmen im Bereich von Pötenitzer Wiek und Dassower See vorkommen.

Ein im kalten Winter 1995/96 hier tauchendes ♂ schwamm deutlich weniger herum, es stand meist schräg ($45\text{--}60^\circ$) im Flachwasser ($< 50 \text{ cm}$) und pickte laufend etwas vom sandigen Gewässergrund auf.

Bei Niedrigwasser im Dassower See (12. September 1996) beobachtete ich unbeholfen auf den trockengefallenen rutschigen Schlammflächen herumlaufende Schellenten-♀. Nach Störungen liefen sie jeweils zurück zu mit weichem, nahezu flüssigem Schlamm gefüllten Mulden. So wie nur selten fiel hier auf, daß die Schellenten an Land im Vergleich zu den Schwimmenten recht unbeholfen sind. Während Krick- und Stockenten problemlos herumliefen, rutschten die Schellenten auf den wenigen Metern mehrfach aus und blieben dann kurzzeitig auf den Bauch sitzen. Bei den Löchern angekommen, seichten die Schellenten den Schlamm in der Mulde durch. Teilweise „kauten“ sie mit erhobenem Kopf auf dem Schlamm herum, so daß er seitwärts aus dem Schnabel quoll. Ab und zu bohrten sie auch ruckartig tiefer in den Schlamm, möglicherweise hinter sich zurückziehenden Würmern her. Eine sich einer Ente nähernde zweite Ente wurde am Schlammloch angedroht. Wohl aufgrund der relativen Unbeweglichkeit an Land war die „Reviergröße“ gering (etwa 1 m Durchmesser, nur einige dm um das Schlammloch herum). Es ist anzunehmen, daß diese Löcher erst durch die Nahrungssuche entstanden waren, d.h. selbstgegraben wurden. Aufgrund der recht unbeholfenen Bewegungen an Land (Ausrutschen) möchte ich dieses Verhalten als Festhalten an einer günstigen Nahrungsquelle bei weiter fallendem Wasserstand deuten. An anderer Stelle waren Enten im wenige cm tiefen Flachwasser ohne Tauchgang anscheinend ähnlich auf Nahrungssuche.

In den Uferbereichen der Pötenitzer Wiek/Dummersdorfer Ufer fallen bei Flachwasser „Wannen“ von oft bis 1 m Durchmesser und etwa 5 cm Tiefe mit nahezu senkrechten Wänden auf. Teilweise grenzt eine Wanne an die nächste. In diesen Bereichen dominieren die Gänge des Verschiedenfarbigen Seeringelwurms *Nereis diversicolor* (Bestimmung: M. DIEHL) im Boden. In ufernahen bis knietiefen Bereichen zählte ich 1000 Gänge/ m^2 , im tieferen Wasser fand GOERSCH (1992) teilweise über 4000 Ind./ m^2 . Die „grabende“ Art konnte nicht eindeutig identifiziert werden, in diesen Flachwasserbereichen (bis 1 m) wurden überwiegend tauchende Schellenten beobachtet, von einer möglicherweise nächtlichen Aktivität anderer Arten hier ist zumindest nichts bekannt, die bei Tage tauchenden Reiherenten tauchen selten in diesen ufernahen Zonen sondern meist in größerem Abstand zum Ufer. Gründelnde Schwäne allerdings können als Verursacher in dieser Tiefe nicht ganz ausgeschlossen werden, beobachtet wurden jedoch nur andere Arten der Nahrungssuche (Kopf flach auf Grund). Als Indizien für die Schellente als Verursacher möchte ich neben der Beobachtung des Schlammdurchseihens an Land noch eine Beobachtung aus dem Bereich der Mündung der Trave in die Ostsee anführen. Dort im flachen Wasser tauchende Schellenten (♀ und ♂) - eine Spießente *Anas acuta* gründelte zwischen den Schell-

enten - erschienen teilweise mit verschlammttem Schnabel und schlammiger wurmartiger Beute an der Oberfläche. Von den hier betrachteten Arten führt NILSSON (1972, 1980) nur für die Schellente Ringelwürmer (*Nereis sp.*) als bedeutenden Nahrungsbestandteil im Ostseebereich an. Das horizontale Erweitern einer einmal angefangene Wanne ist mit weniger Aufwand und größerem Erfolg verbunden als das Neugraben eines Loches. Dies könnte zumindest teilweise auch die Verteidigung von Nahrungsrevieren erklären (s.o.).

Im allgemeinen wird für die Schellente aufgrund der ausgeprägten Tagaktivität eine visuelle Nahrungssuche angenommen, auch die oben dargestellte Unterwasserjagd spricht hierfür. Beim Graben nach Ringelwürmern ist jedoch wegen des aufgewirbelten Schlamms eine taktile Ortung anzunehmen - wie die total verschlammbten Schnäbel in der Travemündung/Ostsee nahelegen. Auch das beobachtete Durchseihen des Schlammes im Dassower See kann nur taktil erfolgen.

Schellenten tauchen auch mit größeren Muscheln auf - die Beobachtungen stammen überwiegend aber nicht ausschließlich von ♂, meist handelt es sich um verteilt tauchende Enten. Nur einmal - am 15. September 1996 - habe ich im Untersuchungsgebiet schwarmweises Tauchen nach Muscheln (wohl ausschließlich *Mytilus edulis*) beobachtet: 2 Trupps mit zusammen rund 70 Schellenten - > 85 % ♂ - tauchten teilweise synchron im 1 bis 2 m tiefen Wasser vor dem westlichen Ufer der Pötenitzer Wiek. Auffallend war, daß nahezu kein Aggressiv-/Revierverhalten zu verzeichnen war, was auch bei den nach Muscheln tauchenden Reiherenten nicht beobachtet wurde (Aggressivverhalten zwischen tauchenden Individuen wird jedoch unter anderen Bedingungen auch bei *Aythya*-Enten beobachtet, z.B. CHOUDHURY & BLACK 1991). Bei vielen Tauchgängen tauchten sie mit wohl > 1 cm langen Muscheln auf (nur bei ♂ beobachtet), die Bearbeitungszeiten - hier das Herumhantieren mit der Muschel über Wasser - lag im ufernahen Trupp bei 10-20 sec, regelmäßig aber auch über 30 sec, einmal zwischen 45 und 60 sec. Die uferfern tauchenden Enten hantierten seltener über Wasser mit Muscheln herum, möglicherweise war in der Muschelbank in tiefem Wasser noch eine größere Anzahl kleiner, direkt verschluckbarer Muscheln vorhanden. 10 diesjährige Silbermöwen *Larus argentatus* schwammen in der Nähe herum und jagten in Einzelfällen den Enten die Muschel ab. Silbermöwen als Kommensalen sind bei *Aythya*-Enten und Bläßhühnern häufig, bei Schellenten habe ich es im Untersuchungsgebiet sonst jedoch nicht bemerkt.

Auf der Ostsee wurde außerdem noch „Brandungstauchen“ von ♀ und ♂ beobachtet, d.h. die Enten tauchten ufernah in die sich brechenden Wellen hinein. Hier dürften größere Arten des aufgewirbelten Zoobenthos aufgenommen worden sein.

Oft wird von unterschiedlicher Leistungsfähigkeit beim Tauchen von ♂ und ♀ ausgegangen, begründet mit der durchschnittlich größeren Tauchtiefe und größeren Tauchzeit bei ♂ (BAUER & GLUTZ 1969, BEZZEL 1985). Wie dargestellt, ist auch im Untersuchungsgebiet die Tauchtiefe bei ♂ mehrheitlich deutlich größer als bei ♀. Dies ist vermutlich jedoch nicht durch eine unterschiedliche Leistungsfähigkeit bedingt - immerhin wurde die größte Tauchtiefe bei einem ♀ gemessen (BAUER & GLUTZ 1969) und ich fand das größte Verhältnis von Unter- zu Überwasserzeit bei einem ♀. Die Beobachtungen deuten auf unterschiedliche ökologische Nischen - ♀ sammeln bzw. jagen verstärkt im Flachwasser kleine Beutetiere bzw. graben nach diesen, bei den ♂ deutet sich eine überwiegende Suche in größerer Tiefe nach Mollusken und damit größeren Beutetieren an. Jagd bzw. Suche nach Kleintieren des Zoobenthos dürfte sich für ♀ energetisch nur in geringer Wassertiefe lohnen.

Während des Heimzuges, zu Zeiten des Ablaichens der Heringe *Clupea harengus*, wird vermutlich Laich zu einem Hauptbestandteil der Nahrung (siehe auch 4.2), die Schellenten tauchen in der Nähe von ufernahen Reiherenten- und Bergentenansammlungen, hier sind dann auch Pfeifenten und Schnatterenten zu finden.

4.2. Bergente

Die Bergente ist die robusteste und massigste der hier behandelten 4 Entenarten. Während die Tagesliegeplätze von Reiher- und Tafelente sich überwiegend in Windschattenbereichen befinden und bei Windrichtungswechsel verlagern, ist dies bei der robusteren Bergente deutlich weniger der Fall. Der Hauptliegeplatz vor dem Ostufer der Pötenitzer Wiek (relativ störungsarm, früher Grenze zwischen BRD und DDR, heute Naturschutzgebiet und weniger gut zugänglich als andere Bereiche) ist im allgemeinen bei den dominierenden westlichen Winden stark windexponiert. Ein Teil des Rastschwarms liegt bei längerer Abwesenheit von Störungen im Windschatten der Reste eines gesprengten Anlegers andere jedoch auf der ungeschützten Wasserfläche. Teilweise fliegen die Enten (insbesondere im Herbst) zum weniger windexponierten Dassower See, wobei aber vermutlich eher Störungen (unter Umständen schon heftige Angriffe von Mantelmöwen auf die wenigen tauchende Individuen im Schwarm) als die Windexposition selbst hierfür ausschlaggebend sind. Diese Windexposition und der damit einhergehende Wellengang sorgen i.A. für eine Trennung der Bergenten von Reiher- und Tafelenten. Meist ist hier im Schwarm der Anteil anderer Arten deutlich unter 5 %, in großen Ansammlungen weit unter 1 % und die Reiher- und Tafelenten liegen dann mehrheitlich im Windschatten deutlich näher am Ufer. Auf dem weniger windexponierten Dassower See ist keine so deutliche Entmischung der Arten zu verzeichnen, wenngleich uferfern auch hier teilweise weitgehend artreine Bergentenschwärme zu finden sind. Bei stärkeren SW-Winden können auf

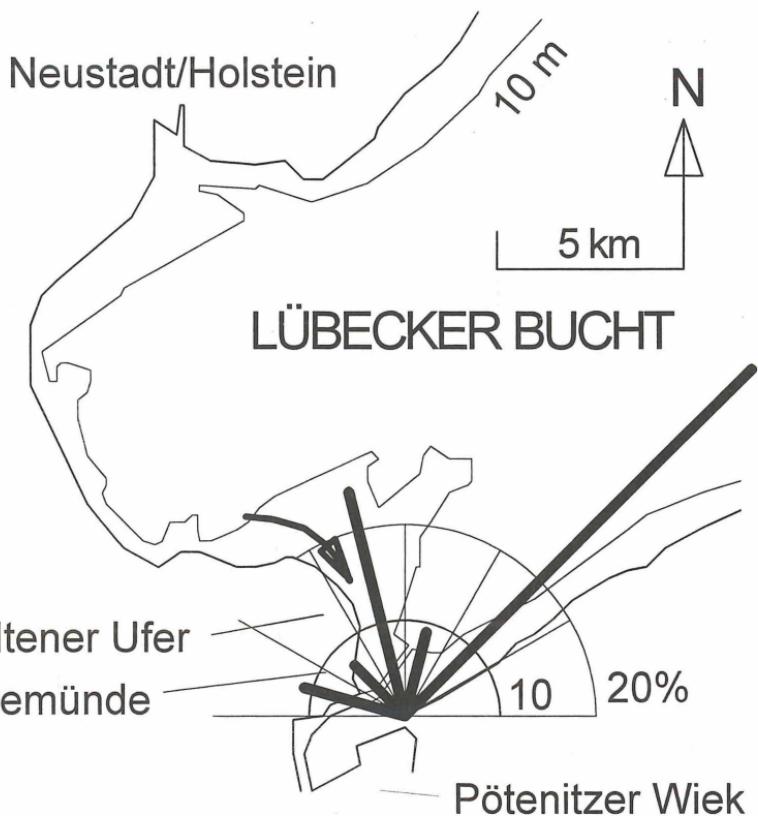


Abb. 4.3. Bergente: Relative Verteilung der Herkunft bei Helligkeit zum Schlafplatz zurückfliegender Enten am 4. Januar 1993 (letzter Trupp kommt 8.45 h). Anflugrichtungen aufgeteilt in 30° Sektoren, n=880 Enten, eingezeichnet sind als Maßstab Kreise für Anteile von 10 und 20 %. Der Pfeil gibt den Flugweg von Bergententrupps bei Beobachtungen an anderen Tagen am Brodtener Ufer wieder. An anderen Tagen wurde von ungünstigeren Beobachtungspunkten (abseits des jeweiligen Flugweges) eine vergleichbare Verteilung der Herkunftsrichtungen beobachtet, da wesentlich ungenauer, hier jedoch nicht eingefügt. Lübecker Bucht mit 10 m Tiefenlinie.

Fig. 4.3. Scaup: Directions of morning flights from foraging grounds used by night on the Baltic Sea to daytime roosts at Pötenitzer Wiek

der Pötenitzer Wiek Gischtkronen auf den Wellen sein, während gleichzeitig weite Bereiche der nur 1 km entfernten Ostsee fast spiegelglatt sind - trotzdem wechselt keine Ente zur Ostsee. Auch bei Störungen fliegt keine Ente zur nahen Ostsee sondern alle fliegen zum weiter entfernten Dassower See, bei vereistem Dassower See zu den Travebuchtten am Dummersdorfer Ufer. Nur bei Vereisung der Pötenitzer Wiek sammeln sich die morgens aus den Nahrungsrevieren zurückkommenden Bergenten verstärkt auf der Ostsee vor dem Priwall. Hier, wie nach eigenen Beobachtungen teilweise auch auf der Wohlenberger Wiek, liegen die Enten auch bei starkem Wellengang ungeschützt auf der offenen See.

Bei den *Aythya*-Arten ist aufgrund überwiegender nächtlicher Aktivität die aufs Nahrungsrevier bezogene Bestandsdichte wesentlich schwieriger abzuschätzen bzw. es ist unmöglich. Die angeführten Bestandsdichten (Tab. 4.1.) bzw. die Verteilungen (Abb. 4.1.) für diese 3 Arten beziehen sich nur auf die bei Tage genutzten Gebiete.

Mit Ausnahme der Zeit von Ende März bis in den April, in der die Bergenten wohl weitgehend tagaktiv sind, ist diese Art im Winterhalbjahr überwiegend nachtaktiv (siehe auch SCHÜTT 1995). Bergenten fliegen nach allen Beobachtungen erst bei totaler Dunkelheit, und damit visuell nicht verfolgbar, von den Tagesliegeplätzen auf die Ostsee hinaus (alle oder nur Teile des Rastschwarms?). Der Beginn des Aufbruchs lag an verschiedenen bewölkten Tagen 35-75 Minuten nach Sonnenuntergang. Das Nahrungsrevier und damit die darauf bezogene Bestandsdichte sind nicht bekannt. Die Mehrzahl der Enten kommt morgens vor der Dämmerung zu den Liegeplätzen zurück, einige, unter Umständen 10-20 % jedoch erst in der Dämmerung, wenige insbesondere im Herbst bei sehr großen Rastbeständen bis zu 15 Minuten nach Sonnenaufgang (SA)(bei dichtem Nebel einmal bis 4 Stunden nach SA), dabei kann ein überlagerter Zuzug jeweils nicht ausgeschlossen werden. Die Herkunftsrichtungen der späten Rückkehrer im Winter (Abb. 4.3.) deuten auf Uferbereiche der Lübecker Bucht nordwestlich und östlich der Travemündung, eine kleinere Anzahl auch aus dem Bereich der Travemündung selbst. Da die Ursache für die späte Ankunft dieser Enten nicht bekannt ist - lange Flugstrecke, Nahrungssuche in weniger ergiebigen Bereichen, geringerer Erfolg oder einfach nur verspäteter Abflug - kann höchstens eingeschränkt eine Verallgemeinerung der Richtung der Nahrungsreviere erfolgen. In dem dargestellten Fall, der sich ausnahmsweise relativ gut beobachten ließ, könnte auch noch ein Zuzug - in diesem Fall Winterflucht - beteiligt gewesen sein.

Nach BAUER & GLUTZ (1969) liegt die bevorzugte Tauchtiefe unter 5 m, nur selten wird wohl 10 m erreicht (CRAMP & SIMMONS 1977). In Bereichen mit bis 5 m Wassertiefe ist auch die Mehrzahl der tagsüber tauchenden Enten auf Pötenitzer Wiek, Dassower See sowie am Dummersdorfer Ufer zu finden - insbesondere an windstillen Tagen sieht man jedoch auch Enten im mehr als 5 m tiefen Wasser der Pötenitzer

Wiek tauchen. Es tauchten aber auch 5 Weibchen, von denen mindestens 4 noch in der Schwingenmauser waren, im November (und damit bei vermutlich noch ausreichend vorhandenem Nahrungsangebot in flacheren Uferbereichen) tagsüber in 6,5 bis 8 m tiefen Bereichen (nach amtlicher Seekarte) weit abseits des Rasttrupps bei einer Windstärke von geschätzten 5-6 Beaufort auf der Pötenitzer Wiek. Vor der Vereisung flüchtende Enten fallen bei zugefrorener Pötenitzer Wiek ufernah auf der Ostsee vor dem Priwall ein, am 22. Dezember 1996 tauchten die Enten intensiv im Tiefenbereich bis 2 m. Im kalten Winter 1996/97, bei Vereisung der Liegeplätze im Untersuchungsgebiet, wurden während der morgenlichen Dämmerung kleine Gruppen verteilt in geringer Distanz zum Ufer (< 100-200 m, Wassertiefe < 6 m) beobachtet (Timmendorfer Strand, Niendorf/Ostsee) - im Laufe des Morgens sammelte sich die Mehrzahl dieser Enten dann in wenigen größeren Schwärmen. Möglicherweise entspricht diese frühmorgenliche Verteilung jener während der Nahrungssuche. In weiten Bereichen der Lübecker Bucht/Ostsee liegt die 6 m Tiefenlinie zwischen 500 und 750 m vor der Küste, am nahen Brodtener Ufer ist diese Isobathe mehr als 1 km vor der Küste zu finden. Im Umkreis von 10 km Entfernung zum Tagesruheplatz auf der Pötenitzer Wiek liegen etwa 12-15 km² Wasserfläche der Ostsee mit Wassertiefen unter 6 m, auf 20 km sind es bereits knapp 30 km² (bei 30 km²: 700 Ind./km²). Eine in England mehr als 30 km von der Küste entfernt geschossene Ente mit noch unverdaueten Meeresmuscheln deutet zumindest teilweise auf größere Entfernung zwischen Ruhe- und Nahrungsgewässer (THOMAS 1982). Bei größerer Tauchtiefe können weitere Flächen erschlossen werden. Aus 12 m Wassertiefe stammt ein Fängling aus der Howachter Bucht (KIRCHHOFF 1979) und SCHAFSTALL berichtet über Tiefen von 14-18 m (RADOMSKI 1993). Nach PIHL & LAURSEN (1994) sollen sogar noch regelmäßig Tiefen bis 30 m erreicht werden, wenn auch die bevorzugte Wassertiefe bei 6-12 m liegt. Die maximale Wassertiefe der Lübecker Bucht liegt bei 28 m. Eine Berechnung der Dichte ohne genaue Kenntnis der Umrisse des Nahrungsreviers ist nicht sinnvoll. Eine Sprungschicht in 15-20 m Tiefe, die salzarmes Oberflächenwasser von salzreicherem sauerstoffarmen Wasser in der Tiefe trennt, bewirkt seit den 50er Jahren zunehmend regelmäßiger im windschwachen Sommer ein Absterben vieler Arten des Zoobenthos in der Tiefe (GOSSELCK 1992). Dies dürfte den bei der Nahrungssuche genutzten Tiefenbereich in der Lübecker Bucht in vielen Jahren begrenzen. Sehr viel größer als in der Lübecker Bucht ist die Fläche bis zur 10 m Isobathe vor der benachbarten Wismar Bucht (Entfernung ca. 25 km entlang der Küste), dort sind in warmen/mäßig kalten Wintern große Bestände zu finden (s.o.).

Aufgrund zunehmender Eutrophierung der Ostsee, insbesondere ab den 60er Jahren, hat die Biomasse im allgemeinen um das 4 fache, bei einzelnen Arten um das 10 fache zugenommen (GOSSELCK 1992). Die Miesmuschel spielt eine zunehmend größere Rolle. Dies dürfte entscheidend für die Zunahme und den längeren Aufenthalt der Bergente im Untersuchungsgebiet sein.

Bei DURINCK et al. (1994) weist die südliche Ostseeküste, die Binnenwasser an der Mecklenburg-Vorpommerschen Küste, das Stettiner Haff, sowie Wismarer Bucht und Lübecker Bucht hohe Bestände und Bestandsdichten auf, die Probleme bei der Bestimmung der Reviergrößen sind allerdings die gleichen wie hier angedeutet und daher die Bestandsdichten entsprechend vage, auch in Relation zueinander!

Teile der Bergenten, insbesondere solche, die nicht in den großen Tagesrastschwärmen liegen, tauchen auch während des Tages auf allen Gewässern. In Nähe des großen Rastschwarms dominieren dabei ♀ und Jungvögel. In anderen Bereichen, z.B. Teschower Wiek (Dummersdorfer Ufer), tauchen alle anwesenden Enten. Größenordnungsmäßig 10 % der anwesenden Enten kann man im Herbst/Winter tagsüber in diesen Bereichen tauchend vorfinden.

Zur Zeit des Heimzuges wird vermutlich der Laich der Heringe als ergiebige Nahrungsquelle genutzt, sie tauchen tagüber sehr intensiv in Flachwasserregionen, teilweise auch am Schilf. Zu dieser Zeit verfolgen auch die Kormorane, die in größeren Schwärmen auf dem Wasser beobachtet werden können, die laichenden Heringe. Aus Nordamerika wurde über Heringslaich als Nahrung vieler Entenarten, unter anderem Schellenten und sämtlicher dort vorkommenden *Aythya*-Entenarten einschließlich der Bergenten, berichtet (BAYER 1980). Auch auf dem Greifswalder Bodden nehmen die großen zwischen März und Mai auftretenden Bergentenmengen (LEIPE & SELLIN 1983) Heringslaich auf (SELLIN 1990). Im Jahr 1996 mit stark verzögerter Laichwanderung der Heringe aufgrund langanhaltende Vereisung (am 4. April noch 2/3 der Fläche des Dassower Sees mit Festeis bedeckt, am 9. April dann eisfrei) verhielten sich die Bergenten zu dieser Zeit noch wie in der ersten Winterhälfte - geringe Tauchaktivität bei Tage und abendliche Flügen zu den Nahrungsrevieren - vermutlich weiterhin Suche nach Mollusken.

Tagsüber im Winter auf der Pötenitzer Wiek tauchende Enten suchen soweit erkennbar nach Miesmuscheln, in Einzelfällen versuchen sie erfolgreichen Reiherenten die Beute abzunehmen. Auf dem Dassower See mausernde Enten wurden auch auf hartschaligen Objekten kauend (Muscheln, Schnecken) beobachtet. Dies betrifft nur die relativ wenigen über Wasser verschluckten im allgemeinen recht großen Beutestücke und kann daher nicht als repräsentativ angesehen werden.

In Ausnahmefällen, bei weitgehender Vereisung der Trave und Ostsee, wurden auch in Gemeinschaft von Reiher- und Tafelenten zwischen auf Grund liegenden Eisschollen gründelnde Bergenten beobachtet.

4.3. Reiherente

Nicht so einfach wie bei der Bergente sind die Verhältnisse bei den im Winter gleichfalls überwiegend nachtaktiven Reiher- und Tafelenten. Ich konnte nur in wenigen Fällen abendliche/nächtliche Flügen über größere Distanzen beobachten. Nur vom ostseenahen Passathafen fliegen regelmäßig Enten zum Mündungsbereich der Trave in die Ostsee - hier tauchen sie auch tagsüber im Molenbereich; im Kältewinter 1995/96 bei zugefrorener Pötenitzer Wiek flogen jedoch auch Enten vom ostseefernen Ende der Trave in Travemünde Richtung Ostsee. Eine Beobachtung vom 31. Januar 1998 zeigte jedoch, daß teilweise auch Reiherenten vom ostseenahen Abschnitt der Pötenitzer Wiek gemeinsam mit den Bergenten auf die Ostsee fliegen. Da bei Dunkelheit keine visuelle Trennung von Berg- und Reiherenten möglich ist - die Bergenten schwimmen in der Dämmerung von den ufernahen Tagesliegeplätzen zur Gewässermitte, so daß auch die bei Helligkeit erkennbare räumliche Trennung nicht als Hilfe herangezogen werden kann - sind Beobachtungen hierzu selten. Alle abends bei Helligkeit auf dem Dassower See vom Ruheplatz abfliegenden Reiherenten flogen zum Nordostufer bzw. zum nahrungsreichen Übergangsbereich zur Pötenitzer Wiek oder direkt zur Pötenitzer Wiek. In diesen Zielgebieten tauchen ungestört auch tagsüber Reiherenten. Im Frühherbst wurden noch während der morgendlichen Dämmerung, teilweise auch bis zum frühen Vormittag, größere Ansammlungen intensiv tauchender Enten auf der Pötenitzer Wiek beobachtet.

Auf vielen küstennahen Gewässern ruhen tagsüber Reiherenten, die zur Nahrungs suche nachts auf die angrenzende Ostsee fliegen (BERNDT & BUSCHE 1993b, STRUWE 1993, NILSSON 1970b, 1972, JØRGENSEN 1990). Auch im Binnenland können Tages liegeplätze und Nahrungsreviere auf getrennten Gewässern liegen (z.B. STRUWE 1988, MEWES & TSCHIERSKE 1993). So gehen auch BERNDT & BUSCHE (1993b) sowie STRUWE (1993) von einer nächtlichen Nahrungssuche der Reiherenten der Unteren Trave auf der Ostsee aus. Für die Mehrzahl der Enten halte ich dies nicht für wahrscheinlich: 1) Ich würde andernfalls eine verstärkt ostseenahe Ansammlung erwarten, wie dies bei der Bergente zu finden ist. 2.) Für weite Bereiche der Unteren Trave zeichnet sich eine gleichmäßige Dichte von nur rund 300 bis 600 Ind./km² ab. Auch auf den an das Untersuchungsgebiet traveaufwärts angrenzenden Lübecker Stadtgewässern wird eine ähnliche Bestandsdichte beobachtet (200 Ind./ km² (IX-IV) bzw. 300 Ind./km² (XII-II), berechnet nach Daten aus BERNDT 1983). Mit der Unteren Trave vergleichbare Dichten werden auch auf Binnengewässern beobachtet (HÖLZINGER 1977, SCHUSTER 1983, WILLI 1970 u.a.). 3.) Weiterhin ähnelt die räumliche Verteilung der tag aktiven Schellente. So erwarte ich nur lokal begrenzte Wechsel zwischen den einzelnen aneinander grenzenden Abschnitten. Hierbei spielen natürlich auch die willkürlich gewählten Grenzen eine Rolle. So sind eigentlich als geschützter Liegeplatz die Teschower Wiek, die letzte „Bucht“ am östlichen Dummersdorfer Ufer vor Beginn

der Pötenitzer Wiek, und der angrenzende wenig windgeschützt Flachwasserbereich der Pötenitzer Wiek als Einheit zu betrachten. Relativ regelmäßige störungsbedingte Gebietswechsel, im Herbst von der Pötenitzer Wiek zum Dassower See, im Winter von der Pötenitzer Wiek zu den Buchten am östlichen Dummersdorfer Ufer, führen abends zu umgekehrten Flugbewegungen.

Die Trave in Travemünde beherbergt eine im Vergleich zu den anderen Abschnitten große Anzahl (Dichte) Reiherenten, für einen Teil dieser ist eine Nahrungssuche auf der nahen Ostsee, teilweise eventuell auch Pötenitzer Wiek, wahrscheinlich. Allerdings ist gerade in diesem Abschnitt die Dichte der bei Tage nach Nahrung suchenden Blässhühner *Fulica atra* mit über 6000 Ind./km² (Fläche unter 5 m Wassertiefe) sehr groß, nur ein kleinerer Teil dieser Vögel findet sich dabei im Winter an Futterstellen ein. Die vom Zoobenthos besiedelte Fläche ist hier jedoch deutlich größer als es die hier berücksichtigte einfache Wasserfläche über 0-5 m tiefem Wasser andeutet, da neben dem Gewässergrund noch senkrechte Uferwände, Pfähle, Stege und Schiffe vom Zoobenthos besiedelt sind, Muscheln bilden teilweise geschlossene Bestände auf diesen festen Oberflächen. Hochrechnungen des Zoobenthosbestandes des Travegrundes (ohne Kaianlagen, Pfähle und ähnlichem) nach Stichprobenuntersuchungen (GOERSCH 1989, siehe auch 4.5) ergeben eine für warme/mäßig kalte Winter zumindest theoretisch ausreichende Menge für alle Tauchvögel. Im Kältewinter 1995/96 mit weitgehend zugefrorener Pötenitzer Wiek tauchten Trupps von Reiherenten hier auch in den tiefsten Hafenbereichen (Solltiefe 9,5-10 m nach amtlicher Seekarte). Abends flog ein Teil des sehr großen Bestandes in kleinen Gruppen von hier Richtung Ostsee (Beginn 50 min nach Sonnenuntergang), andere dagegen zogen sich zu dieser Zeit zum Schlafen in ruhigen Hafenbereichen ganz dicht an die Kaimauern zurück.

Mittlere Dichten von 1000 Ind./km² und Maximalwerte um 30.000 Ind./km² wurden auf einigen Küstenseen der Eckernförder Bucht beobachtet, die als Tagesruheplätze dienen (STRUWE 1993). Auf kleinen Ruhegewässern (wenige ha) werden teilweise nochmals um den Faktor 10 größere Dichten beobachtet, bei JØRGENSEN (1990) bis 1 Ind./5 m².

Realistische Bestandsdichten für die Ostsee ergibt nur eine großräumig gemeinsame Erfassung von Nahrungsrevieren und Tagesrastgewässern. Im südlichen Schweden liegen diese Werte zwischen 10 und 100 Ind./km² (NILSSON 1972), innerhalb dieser Grenzen liegen auch die Werte für den Großraum Fehmarn (incl. Heiligenhafen) (Wintermittel 20-40 Ind./km², 0-6 m Wassertiefe, berechnet nach BERNDT 1983). Am Brodtener Ufer sind mögliche Tagesrastplätze nicht miterfaßt worden. So könnte die zwischen Dezember und Februar ermittelte Bestandsdichte von 250 (0-6m) bzw. 100 (0-10m) Ind./km² in Normalwintern (Zählungen von MENDE & SPARR

bzw. SPARR) die Verhältnisse besser beschreiben, da die kleinen Ruhegewässer zu dieser Zeit häufig vereist sind. Wie bei der Schellente ist hier in Kältewintern eine deutlich höhere Bestandsdichte von 850 (0-6m) bzw. 350 Ind./km² (0-10m) anzutreffen (Kälteflucht, aber auch Räumung aller Tagesruhegewässer im Binnenland wegen Vereisung).

Die Bestandsdichten auf Binnengewässern liegen vielfach in einer mit der Unteren Trave vergleichbaren Größenordnung, sowohl in Schleswig-Holstein (z.B. 530 Ind./km² (0-5 m Wassertiefe) Plöner See, berechnet nach BERNDT 1983, inzwischen deutlich gestiegen) wie im südlichen Mitteleuropa (450 Ind./km² [0-5 m Wassertiefe] Bodensee, SCHUSTER 1983; 500 Ind./km² Ismaninger Stausee, v. KROSIGK 1980, 1983, 1988, 1989, 1992; 1700 Ind./km² [XI-II, vor 1942] Klingnauer Stausee/Schweiz, WILLI 1970).

Bei Tage tauchende Reiherenten auf der Pötenitzer Wiek kommen vielfach mit größeren Miesmuscheln an die Wasseroberfläche zurück, auf denen sie dann herumkauen bevor sie diese verschlucken. Ob dies auf eine Dominanz dieser Muscheln in der Nahrung hindeutet oder nur die Probleme der Ente beim Verschlucken besonders großer Beutestücke wiedergibt (z.B. DRAULANS 1984), kann aufgrund fehlender Untersuchungen nicht beurteilt werden. Wie alle hier betrachteten Entenarten sind die Reiherenten wenig fixiert auf spezielle Beutetiere, sie fressen jeweils die in der Biomasse dominierenden Arten. Dies kann auch zu hohen Anteilen vegetarischer Nahrung (Samen von Wasserpflanzen) führen (PEHRSSON 1976, OLNEY 1963, OLNEY & MILLS 1963, BAUER & GLUTZ 1969, MLIKOVSKY & BURIC 1983). Wie auch Berg- und Schellente tauchen Reiherenten im Frühjahr tagsüber vermutlich nach Heringslaich. Die entlang der Trave in Travemünde verteilten Enten tauchen tagsüber nach Nahrung, dabei ist ein Abweichen der Muscheln von Uferwänden und Pfählen ebenso möglich wie ein Tauchen nach Nahrung vom Grund. Die Mehrzahl der in diesem Abschnitt anzutreffenden Enten ruht im Passathafen. Auch in den Uferzonen der Pötenitzer Wiek taucht ein Teil der Enten, weitgehend in Bereichen mit deutlich weniger als 5 m Wassertiefe. In beiden Gebieten dürfte die Zahl tauchender Enten meist um 10 % der dort anwesenden Enten liegen. In Kältewintern taucht eine größere Anzahl tagsüber, wenn nächtlich die verbliebenen nicht vereisten Reviere von sehr vielen Enten aufgesucht werden. Im Gegensatz hierzu taucht auf dem Breitling auch in warmen Wintern oft die Mehrzahl der Enten tagsüber weit verteilt über die Wasserfläche. Auch traveaufwärts am Ende des Untersuchungsgebietes, auf der Trave am Auslauf des Lübecker Zentralklärwerks taucht ein größerer Teil der anwesenden Enten tagsüber.

4.4. Tafelente

Abb. 4.1 verdeutlicht schon die von der Reiherente abweichende Verteilung der Tafelente, die unterschiedliche Habitatansforderungen wiederspiegelt. Nach BAUER & GLUTZ (1969) taucht die Tafelente weniger tief als die Reiherente. Tagsüber tauchen Tafel- und Reiherenten im gesamten Untersuchungsgebiet vielfach gemeinsam, nur lokal deutet sich ein mehr ufernahes Tauchen der Tafelente an. Die bevorzugten größeren Liegeplätze der Tafelente liegen verstärkt vor Ufern mit Schilfbewuchs. Die höchsten Bestandsdichten wurden nach 1990 im Bereich des Schellbruchs verzeichnet, Teil dieses Abschnitts ist der Auslauf des Lübecker Zentralklärwerks. Vergleichbare Bestandsdichten wurden während der Zeit hoher Tafelentenbestände Ende der 70er Jahre im angrenzenden Abschnitt vom Kattegatt bis Schlutuper Wiek verzeichnet, waren aber auch am Dummersdorfer Ufer und Teilebereichen des Dassower Sees zu finden.

In Schottland werden nächtliche Flüge über 3,5 bis 6,5 km von den Tagesrastplätzen auf Binnengewässern zu den Einmündungen von Abwassereinleitern an der Küste durchgeführt (HOCKEY 1983). Für die Untere Trave sind derartige weite Flüge nicht anzunehmen, insbesondere die heutige Verteilung der Enten auf die verschiedenen Gewässerabschnitte spricht dagegen. Auch störungsinduzierte regelmäßige Ausweichflüge zu Tagesruhrevieren wie zeitweise am Bodensee (SCHUSTER 1970b), dort über 10 km Entfernung, sind hier eher unwahrscheinlich.

Ein Ausweichen der Tafelente auf Salz- oder Brackwasser ausschließlich bei Frost (BAUER & GLUTZ 1969) ist hier nicht festzustellen. Süßwasser ist nur zeitweise auf den Spülflächen (Spülung mit Hilfe des brackigen Travewassers) und in kleinen Bereichen des Schellbruchs zu finden, die Trave bis Lübeck ist brackig mit wechselnder Salinität. Nahrungssuche an der Küste auf Salzwasser wurde auch in Schottland während des ganzen Winters beobachtet, die Tagesruheplätze wechselten allerdings bei Zufrieren der (Süßwasser-)Seen auf die Küstengewässer (HOCKEY 1983).

Extrem groß ist die Winterbestandsdichte der Tafelente auf dem Öpfinger Donautausee (4000 Ind./km²), Ursache dürfte die optimal in flachen Zonen erreichbare Nahrung sein (HÖLZINGER 1977). Auch auf anderen Flachgewässern werden hohe Dichten verzeichnet (500 Ind./km² Ruhrstausee Kemnade, GALLHOFF et al. 1984; 200 Ind./km² Ismaninger Speichersee, v. KROSIGK 1980, 1983, 1988, 1989, 1992). Große Bestandsdichten (bis 2000 Ind./km²) sind vielfach auch auf Mausergewässern zu finden (KLAFS & STÜBS 1977, 1987, RUTSCHKE et al. 1983, v. KROSIGK 1980, 1983, 1988, 1989, 1992). Teilweise wird bei den hohen Dichten wohl die Grenzkapazität der Gewässer erreicht (BEZZEL 1975, HÖLZINGER 1977).

Die Ähnlichkeit in der Verteilung von Tafelente und den tagsaktiven Bläßhühnern, die sich für die größeren Schweizer Seen abzeichnet (SUTER 1991) und als Folge vergleichbarer Tauchleistung und Nahrung dieser Arten gedeutet wird, ist am Traveunterlauf nicht gegeben (Abb. 4.1, 4.2). Im hiesigen Untersuchungsgebiet unterscheiden sich die Vorkommen deutlich, Bläßhühner sind insbesondere auf Pötenitzer Wiek, der Trave in Travemünde und der angrenzenden Ostsee zu finden. Die Bläßhühner tauchen hier teilweise in großen Schwärmen sowohl nach Pflanzen (insbesondere *Ruppia cirrhosa*) wie auch nach tierischer Nahrung (dominierend Miesmuscheln), letzteres insbesondere im stärker durchströmten fahrrinnennahen Bereich der Pötenitzer Wiek und ufernah in Travemünde. Das Verbreitungsbild des Bläßhuhn ähnelt hier stärker der gleichfalls wohl überwiegend muschelfressenden Reiherente als der Tafelente.

Während Bläßhühner mit Büscheln von *Ruppia cirrhosa* an die Wasseroberfläche zurückkehren, die ihnen dann oftmals von Pfeifenten geraubt werden, haben an gleicher Stelle tauchende und vermutlich auch Pflanzenteile fressende Tafelenten keine Beute beim Auftauchen im Schnabel. Nur ab und zu beobachtete ich mit größeren Muscheln auftauchende Tafelenten. Auf der Spülfläche Stau am Breitling werden anscheinend auch tief im weichen Schlamm lebende Vertreter des Zoobenthos ausgegraben, die im flacheren Wasser auftauchende Enten wiesen vielfach einen bis hinters Auge verschlammten Kopf auf (13. September 1997).

4.5. Benthoszehrung

Der Energiebedarf eines ruhenden Vogels (Grundumsatz) kann mittels seiner Masse (Körpergewicht) abgeschätzt werden (ASCHOFF & POHL 1970, BLEM 1989). Bei Aktivitäten (Schwimmen, Tauchen, Fliegen) aber auch niedriger Temperatur ist der Energiebedarf größer - ein Faktor, der nach HÜPPPOP (1988) zwischen 1,4 und 20 liegen kann, soll dies beschreiben. Er ist schwierig zu messen, da viele Abhängigkeiten zu berücksichtigen sind. Für tauchende Reiherenten wurde ein 4,6-facher Grundumsatz ermittelt (WOAKES & BUTLER 1983, 1986). Im Jahresmittel wird vielfach mit einem Wert von 4 gerechnet (HÖLZINGER 1977, SUTER 1982, GOOS 1989), den auch ich für die Abschätzung des Nahrungsbedarfs für Tab. 4.2 benutzt habe.

Tab. 4.2. (S. 125) Potentielle Benthoszehrung im Bereich der Unteren Trave (alle Werte gerundet) in der Zeit vom 1. September bis 31. Dezember (122 Tage) für den Wassertiefenbereich von 0-5 m. Annahmen: mittlere Masse der Enten 900 g (Bläßhühner 700 g) - Nahrungsbedarf 1215 kJ/Tag und Ente. Die Gewichte wurden am unteren Ende des Streubereichs angesiedelt, da die im Winter häufig vorhandenen hohen Fettreserven keinen erhöhten Nahrungsbedarf bewirken. Benthosbiomasse: aschefreies Trockengewicht in g/m² abgeschätzt nach Untersuchungen von GOERSCH (1989), GOOS (1989), GROSCH (1972), MöLLER (1980) und SCHUBERT et al. (1992). Tab. 4.1. (p. 125) Comparison between necessary diet and available Macrobenthic fauna.

	Pötenitzer Wiek		Dassower See		Breitling
Zusammensetzung des Zoobenthos aschefreies Trockengewicht in g/m ²	Fläche 0-5m Tiefe a)	Fläche 2-5 m Tiefe a)	GOERSCH (1989) b) et al. (1992) (Juli)	SCHUBERT (Mai)	
Bivalven (Muscheln)	400,0	300,0	65,0	3,7	9,0
Polychaeten (Vielborster)	0,5	0,5	1,1	3,0	0,9
Crustaceen (Krebstiere)	200,0	150,0	43,0	3,0	0,5
Energieinhalt 10 ⁹ J/km ² c)	13500	10000	2.500 e)	230 e)	240
Anzahl Tauchenten/km ² (Durchschnitt IX-XII, 1990-94) d)		1100		500/400 f)	550
Anzahl Blässhühner/km ² (Zeitraum wie bei den Enten)		1400		70	80
Energiebedarf der Enten 10 ⁹ J/km ²		150		75/60 f)	80
zusätzlicher Bedarf für Blässhühner		160		8	9
Anteil [zusätzlich f. Blässhühner]	1 % [+1 %]	2 % [+2 %]	3 %	30 % [+5 %]	35 % [+5 %]

a) Hochrechnung mit Zoobenthosdaten aus 3-5 m Wassertiefe

b) Flächenaufteilung und Zuordnung der Zoobenthosuntersuchungen von GOERSCH (1989) nach GOOS (1989)

c) abgeschätzt nach RUMOHR et al. (1987)

d) Reiher-, Tafel- und Schellenten aus Tab. 4.1, auf der Pötenitzer Wiek zusätzlich 10% der Bergenten

e) Bestand zeitlich vor Mauser einer großen Menge Schellenten

f) beim 2. Wert sind die durch Störung auf der Pötenitzer Wiek im Laufe des Tages zum Dassower See hinzukommenden Reiherenten, die nur zum geringen Teil bei Tage der Nahrungs-suche nachgehen, abgezogen worden (siehe 3.1.3).

Es liegen verschiedene qualitative und quantitative Zoobenthosuntersuchungen von der Unteren Trave vor (GOERSCH 1989, GOOS 1989, GROSCH 1972, DIEHL & DIEHL 1979, MÖLLER 1980, SCHUBERT et al. 1992 u.a.). Die Größe/Masse der verschiedenen Arten des Zoobenthos variiert an den verschiedenen Probenahmestellen erheblich, so daß Untersuchungen mit ausschließlicher Angabe der Individuendichte nur zur Abgrenzung verschiedener Regionen berücksichtigt werden konnten. Die quantitativen Beprobungen für die interessierenden Bereiche erfolgten insbesondere in Wassertiefen von 3 bis 5 m sowie teilweise auch in größerer Tiefe. Aus den Bereichen bis 2,5 m liegen mit Ausnahme des Dassower Sees keine ausreichenden quantitativen Angaben vor.

Auf mehreren Profilen im Dassower See erreichte die Besiedlungsdichte des Zoobenthos (sowohl Anzahl wie Biomasse) im Mai in einer Wassertiefe von 1 m ihr Maximum (SCHUBERT et al. 1992), allerdings erreichten die Werte im Eingangsbereich des Sees nicht die hohe Biomasse einer früheren Untersuchung an benachbarter Stelle aus 3 m Tiefe (2. Hälfte Juli) (GOERSCH 1989). Die Biomasse des Zoobenthos unterliegt starken Schwankungen, über die jahreszeitlichen Schwankungen sowie den Benthoszuwachs in diesem zeitweise durch Sauerstoffmangel geprägten Gewässer ist nichts bekannt. Nach verschiedenen Autoren (zitiert bei NILSON 1980) liegt der jährliche Zuwachs der Biomasse bei Mollusken in der Ostsee innerhalb eines Bereichs von 0,3 bis 2 (Verhältnis von Produktion/Bestand), für Ringelwürmer *Nereis diversicolor* wurde ein Wert von 3 bestimmt. Im Untersuchungsgebiet dürften die Werte kleiner sein. Die Hochrechnung der Daten vom ungewöhnlich kalten Mai 1991 (SCHUBERT et al. 1992) für den gesamten See ergibt nur rund 10 % der abgeschätzten Biomasse aus den Untersuchungen vom Juli (1988) (GOERSCH 1989), solche Differenzen sind für derartige, artenarme Brackwassergebiete jedoch nicht ungewöhnlich (SCHUBERT, pers. Mitt.).

Für die Pötenitzer Wiek wurden die Hochrechnungen auf den Zoobenthosbestand für die Wasserfläche über 0-5 m Wassertiefe mittels der Proben aus 3-5 m Wassertiefe durchgeführt, sie ergeben recht hohe Werte (Tab. 4.2). So stellt sich die Frage, wie repräsentativ die Daten aus mittlerere Tiefe für die Flachwasserzonen sind, d.h. wie groß die Abundanzunterschiede zwischen diesen Bereichen sind. Von der Pötenitzer Wiek liegen hierzu keine Daten vor. Der Ausschluß der Wasserflächen unter 2 m - die 2 m Tiefenlinie liegt zwischen wenigen m und maximal 200 m vor der Uferlinie - reduziert die Fläche und damit den hochgerechneten Bestand des Zoobenthos um rund 30 %. Die Annahme einer zoobenthosfreien Zone trifft jedoch nicht die Realität, wie bei der Schellente für die Ringelwürmer *Nereis diversicolor* beschrieben und wie nach den Ergebnissen vom Dassower See naheliegend ist.

Die abgeschätzte Größenordnung der Zehrung am Zoobenthos durch die Enten und Bläßhühner in der ersten Winterhälfte auf Pötenitzer Wiek und Dassower See beträgt nur wenige Prozent (< 5 %) des Juli-Bestandes (standing stock) (Werte aus Tab. 4.1), für das gesamte Winterhalbjahr liegt die Zehrung bei max. 5 % (1990-94). Im Vergleich zu anderen Untersuchungen (KIRCHHOFF 1979, NILSSON 1982, SUTER 1982, ZUUR et al. 1983) sind dies relativ niedrige Werte. Störungen, die von anderen Autoren als Ursache für niedrige Benthoszehrung angegeben werden, dürften hier jedoch nicht viel stärker als in anderen Regionen sein. Doch auch bei einer Reduktion von 30 % (Ausschluß der Zone unter 2 m Wassertiefe für Hochrechnung) würden für die erste Winterhälfte die Werte für die Pötenitzer Wiek unter 5 % Zehrung, für den Gesamtwinter (warm/mäßig kalt) noch unter 10 % liegen. Hierbei blieben jedoch die pflanzliche Nahrung, wie die hier vorkommende *Ruppia cirrhosa*, und der im März und April auf beiden Gewässern konsumierte Heringslaich (wie allerdings auch die in der Anzahl dominierende Bergente als Hauptkonsument) unberücksichtigt. Auch planktisch teilweise in großer Dichte vorkommende Kleinkrebse (siehe Schellente) fanden aufgrund unzureichender Kenntnisse über die Mengen und deren jahreszeitlicher Verteilung hierbei keine Berücksichtigung.

Eine Unsicherheit steckt noch in der Annahme, daß sämtliche erfaßten Arten des Makro-Zoobenthos konsumiert werden. Von Bedeutung dürfte diese Frage hier jedoch nur bei den Seepocken *Balanus improvisus* sein, sie haben lokal einen recht hohen Anteil am Zoobenthos (in der Pötenitzer Wiek teilweise bis zu 1/3 des aschefreien Trockengewichts). Auf kleineren Miesmuscheln siedelnde Seepocken dürften mitsamt der Muscheln verzehrt werden (siehe Reiherente in BAUER & GLUTZ 1969), die auf größeren Miesmuscheln (siehe unten) sowie auf den Schalen abgestorbener Muscheln lebenden Seepocken dürften jedoch seltener von Enten aufgenommen werden. An festen Bauwerken in dichten Beständen siedelnde Seepocken verschwinden aber zumindest teilweise im Laufe des Winters. Reiherenten und Bläßhühner aber auch Möwen werden teilweise dort pickend beobachtet - außerdem dürften die oberflächennahen Bestände bei Eisgang zermahlen werden.

Die Bestandsaufnahme des Zoobenthos im Dassower Sees erfolgte im Juli, d.h. vor dem Ansturm der großen Anzahl Mauservögel. Abhängig von der Produktivität kann der Benthosbestand zu Beginn des Winters möglicherweise kleiner als hier dargestellt sein und damit die prozentuale winterliche Entnahme größer. Die Abwanderung der Mehrzahl der Tauchenten noch vor dem Jahresende vom Dassower See auch ohne Vereisung legt eine höhere Ausbeutung nahe. 1996, nach einem langen kalten Winter und einer Vereisung des Dassower Sees bis in die erste April-Dekade, deutete das Verhalten der Tauchenten im September auf einen stark abgeweideten Zoobenthos. Sowohl die Schellenten (Mauserbestand bis zu mindestens 7500 Ind.) wie auch die Reiherenten, die über einen langen Zeitraum im Sommer mit im Vergleich zu ande-

ren Jahren relativ hohen Bestand anwesend waren (1650-2200 Ind.), verlegten in größerem Umfang ihre Nahrungssuche auf die Pötenitzer Wiek.

Auf der Trave weiter oberhalb wird die über den Nahrungsbedarf abgeschätzte Zehrung größer. Auf dem Breitling kann von etwa 35 % Zehrung des zu Winterbeginn vorhanden Zoobenthos ausgegangen werden.

Die Zehrung selbst ist aus der Änderung der Zoobenthosdichte mit Hilfe der für andere Zwecke durchgeführten Untersuchungen nicht so eindeutig ermittelbar. Proben an benachbarten Punkten ergaben sowohl größere als auch kleinere Dichten der verschiedenen Zoobenthosarten nach dem Winter (MÖLLER 1980), was schon auf eine ungleichmäßige Verteilung schließen lässt. Für die mengenmäßig dominierenden Muscheln, speziell *Mytilus edulis*, ist dies leicht erklärbar. Diese Art kommt nicht gleichverteilt sondern überwiegend in Form von Muschelklumpen vor. Eine begrenzte Anzahl von Stichproben muß daher keine realistische Änderung wiedergeben. Nach dieser Untersuchung liegt auf der Pötenitzer Wiek die Abnahme beim Ringelwurm *Nereis diversicolor* in 4 m Wassertiefe bei 60-70 %. In vergleichbarer Größe lag die Abnahme im Mittel auch am Dummersdorfer Ufer, hier zeigten starke lokale Bestandsunterschiede jedoch auch die große Unsicherheit derartiger Stichprobenuntersuchungen - nach dem Winter wurden an den Probennahmepunkten teilweise höhere Bestände gefunden (MÖLLER 1980). Speziell die Abnahme des Zoobenthos wurde für die dominierenden Arten im Breitling untersucht, dort nahmen die Polychaeten zwischen November und März um 80 % ab (MEIN nach THIEL 1981), andere Arten deutlich weniger. Es können jedoch keine Angaben über den durch Enten entnommene Anteil der Biomasse gemacht werden. Im Flachwasser am Dummersdorfer Ufer/Pötenitzer Wiek ausgewählte dicht bei dicht liegende Wannen (siehe 4.1 Schellente), die durch die Strömung und Wellengang relativ schnell wieder eingeebnet werden, deuten auf eine im Verlauf des Winters mehrmalige Umwälzung des Bodens durch die Gesamtheit der anwesenden Wasservögel (Aviturbation, siehe THIEL 1981) und damit eine zumindest im Flachwasser vermutlich sehr hohe Zehrung bei *Nereis diversicolor*.

Auch wenn die Abschätzungen aufgrund möglicherweise nicht repräsentativer Stichproben mit großem Fehler behaftet sind, ist auf den einzelnen Abschnitten der Unteren Trave die Zehrung am Gesamtbestand des Zoobenthos unterschiedlich groß, sie nimmt traveaufwärts zu. Diese Unterschiede sind jedoch plausibel. So werden im Bereich der Pötenitzer Wiek noch Miesmuscheln von 4-5 cm Länge gefunden. Das aschefreie Trockengewicht, das proportional dem Energieinhalt ist, ist bei einer 4 cm langen Miesmuschel fast 100 mal so groß wie das einer 1 cm langen (berechnet nach NEHLS 1995). Derartig große Muscheln, die schon in geringer Anzahl einen erheblichen Gewichtsanteil des Zoobenthos ausmachen, können von den hier betrachteten

Tauchenten nicht mehr gefressen werden. Bei der Reiherente liegt für die vergleichbare Wandermuschel *Dreissena polymorpha* die maximale Länge bei etwa 2,5 cm (OLNEY 1963, MADSEN 1954 nach BAUER & GLUTZ 1969), in Einzelfällen werden wohl auch größere Muscheln aufgenommen, so fand THOMAS (1982) eine 3,5 cm lange *D. polymorpha* und eine 3,1 cm lange Flussmuschel *Anodonta complanata* (1x abgeschätzt sogar 4-5 cm). Die optimale Länge liegt bei der Wandermuschel mit 1,5-2 cm jedoch deutlich unter den Maximalwerten (OLNEY 1963), die bei Auswahlversuchen aufgenommenen Muscheln lagen mit weniger als 1 cm Länge nochmals darunter (DRAULANS 1984). Nach DE LEEUW & van EERDEN (1992) bevorzugen die Reiherenten mit zunehmender Tauchtiefe Muscheln kleinerer Abmessungen. Die Größe der Miesmuscheln nimmt traveaufwärts infolge des abnehmenden Salzgehalts ab, etwa ab dem mittleren Dummersdorfer Ufers treten traveaufwärts keine mehr als einjährige Miesmuscheln auf, die potentielle Zehrung kann damit deutlich größer werden.

Ende der 70er Jahre war die Anzahl der Tafelenten auf allen Abschnitten, insbesondere auch auf dem Breitling, wesentlich größer als während der letzten Jahre. So war auch der Nahrungsbedarf auf dem Breitling etwa 50 % höher - und bei ausschließlicher Zehrung vom Zoobenthos (Bestandsangaben aus den 80er Jahren) dürften die Mengen für das gesamte Winterhalbjahr nicht ausreichend gewesen sein. Starke Tauchaktivitäten von Tafelenten bei Tage an einem Getreideverladekai und die Anwesenheit von vielfach mehr als 1000 Stockenten *Anas platyrhynchos* deuten auf bei der Verladung über Bord gefallenes Getreide als bedeutenden Nahrungsbestandteil auch noch heute. In den 70er Jahren war außerdem das Klärwerk Ochsenkopf am Kattegatt noch nicht im Betrieb und so wurden in diesem mittleren Untertraveabschnitt noch unzureichend geklärte Abwässer in größerem Umfang an verschiedenen Stellen eingeleitet. Auf die große Bedeutung von Abwassereinleitungen als Nahrungsquelle auch für Tafelenten (siehe auch Schellente 4.1) weisen verschiedene Beobachtungen hin. In Schottland waren die Tafelenten an der Küste überwiegend an Einleitern ungeklärten Abwassers anzutreffen, Getreideabfälle von Whisky-Brennereien und weitere gröbere pflanzliche Bestandteile wurden dort gefressen (HOCKEY 1983). Im Ismaninger Teichgebiet nahm, nach einer weiter verbesserten Klärung der dort eingeleiteten Münchener Abwässer, die Mauserpopulation der Tafelente innerhalb weniger Jahre um 90 % ab (KÖHLER & KÖHLER 1996).

Zwischen 1968/69 und 1988 nahm auf den meisten Flussabschnitten die Zoobenthosbiomasse zu, wobei die größten Änderungen bei den Mollusken zu finden waren (GOERSCH 1989). Der häufigste Polychaet, *Nereis diversicolor*, wurde - mit Ausnahme des Traveabschnitts am Schellbruch - dagegen seltener gefunden. Die Zunahme der Mollusken ging mit einer Verbesserung der Wasserqualität einher. Die Verbreitungsgrenze nahezu aller Brackwasserarten verschob sich traveaufwärts (MÖLLER

1980). So ist nicht ausgeschlossen, daß die Zunahme der Tauchenten - insbesondere der Reiherenten - zumindest teilweise durch die Zunahme des Zoobenthos ermöglicht wurde. Insgesamt wurde der drastische Populationseinbruch bei der Tafelente - dessen überregionale Ursache unbekannt ist - jedoch nicht durch einen entsprechenden Anstieg der anderen Arten ausgeglichen.

Für ein Untersuchungsgebiet an der Ostseeküste Südschwedens kalkulierte NILSSON (1980, 1969b, 1972) den Winterfraß von November bis April durch die Tauchenten (*Aythya*, *Bucephala*) zu etwa 20 % des Zoobenthosbestandes im November bis in 3 m Wassertiefe, an der Reduktion im Winter sind die Enten mit 35 % beteiligt. Großräumig schätzt er für die Ostsee den Winterfraß aller benthosfressenden Tauchenten auf unter 1 % der Primärproduktion. In der Howachter Bucht/Ostsee/Schleswig-Holstein verzehrten alle Tauchentenarten zusammen im Winter 20 % des Molluskenbestandes, insbesondere in Tiefen bis 7 m (KIRCHHOFF 1979). Hier bestimmte die Eiderente mit einem Anteil von 50 % am Gesamtbestand weitgehend den maximal möglichen Konsum. Während die *Aythya*-Arten nur kleinere Miesmuscheln fressen können (s. o.), ist das Spektrum bei der Eiderente sehr viel größer (NEHLS 1991, 1995), da sie zudem bei Tage taucht, kann sie die Bestände erheblich besser ausbeuten als die verstärkt nachtaktiven *Aythya*-Enten. In vergleichbarer Größenordnung (16 %) lag der von der gleichfalls tagaktiven Eisente verzehrte Anteil des aufgrund der Größe noch zugänglichen Bestandes der Sandklaffmuschel *Mya arenaria*, der Hauptnahrungskomponente der Eisente (50 % Gewichtsanteil) im Greifswalder Bodden (LEIPE 1985). Im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer liegt die jährliche Zehrung durch die Eiderente jedoch bei nur 5-7 % der Produktion des Makrozoo-benthos (NEHLS 1991).

Neben der Größe der Nahrungstiere ist insbesondere bei den nachtaktiven, taktil suchenden *Aythya*-Arten noch deren Verteilung von entscheidender Bedeutung. Das Auffinden verstreut siedelnder Beutetiere ist nur visuell und damit bei Tage ökonomisch möglich. So gibt es tiefenabhängige noch ökonomisch sinnvoll ausbeutbare artabhängige Bestandsdichten des Zoobenthos.

Der Nutzungsgrad nimmt am Bodensee mit zunehmender Tauchtiefe ab (JACOBY & LEUZINGER 1972, ZUUR et al. 1983). Einen sehr großen Anteil der zu Beginn des Winters vorhandenen Wandermuscheln *Dreissena polymorpha* weiden Tauchenten und Bläßhühner am Bodensee ab, bis in 2,8 m Wassertiefe waren an den Wasservogel-liegeplätzen die Muschelbänke „total leergefressen“ (JACOBY & LEUZINGER 1972). In größeren Tiefen fanden sich jedoch noch Muschelrasen. Nach SUTER (1982) werden am Untersee-Ende des Bodensees und dem anschließenden Rheinabschnitt etwa 95 % der im Herbst vorhandenen *Dreissena*-Biomasse durch Wasservögel entnommen. Bei der Schellente dominieren dort als Nahrung köcherlose Köcherfliegenlarven

Hydropsyche spec., auch bei diesen Arten ist die Zehrung groß, der Winterverlust der Larven (je nach Größe 77 bis 85 %) ist jedoch nicht ausschließlich auf Prädation durch die Schellente zurückzuführen. Da im Laufe des Winters die Nahrungsflüge immer weiter ausgedehnt werden, wird angenommen, daß hierfür die abnehmenden *Hydropsyche*-Bestandsdichten maßgebend sind. Auf den teilweise hohen Jagddruck im Untersuchungsgebiet führen ZUUR et al. (1983) ihre jahrweise stark schwankenden Ausbeutequoten bei Zuckmückenlarven *Chironomidae* und Laichkrautknollen *Potamogeton* (13 bis 59 %, bzw 28 bis 88 % der jeweils möglichen Entnahmemenge) zurück.

Trotz der für Teile des Untersuchungsgebiets abgeschätzten relativ geringen Zehrung (allerdings bis 5 m Wassertiefe) nimmt die Anzahl bei den *Aythya*-Arten aber auch beim Bläßhuhn bereits zum Jahresende in warmen und normal kalten Wintern auch ohne Vereisung der Gewässer ab. Es ist nicht ausgeschlossen, daß in den optimalen Tiefenbereichen (am Bodensee und Ostsee/Südschweden bis 3 m Wassertiefe) der größte Teil des nutzbaren Zoobenthosbestandes von den nachtaktiven *Aythya*-Arten und vom weniger leistungsfähigen tagaktiven Bläßhuhn bereits gefressen wurde. Auf diese Art erklärt zumindest SUTER (1982) die Abnahme dieser Arten in der 2. Winterhälfte auf dem Bodensee. Ähnlich wie dort bleibt auch hier der Bestand der Schellente konstant, die wohl auch hier ein überwiegend abweichendes Artenspektrum des Zoobenthos ausbeutet bzw. als tagaktive Ente besser verstreut lebende Zoobenthosarten nutzen kann.

Wenn man von einer Abnahme der Nahrungsdichte unter eine ökonomisch ausbeutbare Grenze ausgeht, stellt sich aber letztlich die Frage, wo die großen Bestände in Kältewintern nach Nahrung suchten und welche Benthosarten in welchen Tiefen die nötige Nahrungsmenge für die Monate Januar bis März liefern konnten? Die beobachtete verstärkte Tagaktivität der *Aythya*-Arten bei Eisgang in Kältewintern kann zu einer Erhöhung des Zehrungsgrades beim Zoobenthos führen, da bei Tage mittels optischer Ortung auch in geringer Dichte vorkommende Arten und bereits teilweise oder weitgehend abgeweidete Bestände noch genutzt werden können. Wenn auch in der 2. Hälfte des Eiswinters 1995/96 keine so große Anzahl Reiherenten wie in früheren Jahren anwesend war, so deutete deren Verhalten im Spätwinter (März) auf weitgehend abgeweidete Bereiche auf den bereits zuvor eisfreien Wasserflächen. Die Tauchenten konzentrierten ihre Nahrungssuche (bei Tage) zu dieser Zeit auf die durch das zurückweichende Eis freiwerdenden, seit der Vereisung nicht nutzbaren Gewässerregionen. Schellenten, Tafelenten und Reiherenten tauchten vom Eisrand aus schräg unters Eis und waren auf frisch aufgebrochenen kleinen Eislöchern und ufernahen Spalten zu finden.

5. Artübergreifende Ergebnisse, Diskussion zur Methode

Die Zusammensetzung von Entenpopulationen nach Geschlechtern im Winter und auf dem Zug wird an verschiedenen Stellen dargestellt (BEZZEL 1959, NILSSON 1970a, u.a.). Da die zahlenmäßige Geschlechterzusammensetzung der Gesamtpopulation für viele biologische Betrachtungen die eigentlich interessierende Größe ist, versuchten verschiedene Autoren aus derartigen Geschlechterauszählungen im Winterhalbjahr in verschiedenen Regionen auf die Populationszusammensetzung zu schließen. Doch wie gezeigt, variiert schon in diesem kleinen Untersuchungsgebiet lokal die Zusammensetzung nach Geschlechtern außerhalb der Brutzeit stark. Insgesamt zeigt die unterschiedliche Verteilung der Geschlechter und deren zeitliche Änderung auf den verschiedenen Gewässern, daß sich das tertiäre Geschlechterverhältnis aus Winterzählungen praktisch nicht ermitteln läßt (es sei denn, man kann große Anteile einer Brutpopulation auszählen, siehe hierzu z.B. CARBONE & OWEN 1995), sondern Untersuchungen im Brutgebiet erfordert. So wurden auch in verschiedenen Fällen die Bestände vor Brutbeginn betrachtet (BERNDT 1972, 1993, RUTSCHKE et al. 1973 u.a.).

Zur zeitlichen Änderung der Geschlechterzusammensetzung zur Brutzeit liegen bisher nur wenig Daten vor (z.B. FIALA 1988, SCHÜTT 1979). Eine Ursache dürfte sicher sein, daß für den Beobachter erkennbar der Bestand nur unvollständig erfaßt werden kann. Doch gerade dieser Fehlbestand, der bei Darstellung der prozentualen Geschlechterverteilung über der Zeit besonders deutlich sichtbar wird, ermöglicht einige Interpretationen bzw. kann bei brutbiologischen Untersuchungen die Arbeit vereinfachen. So läßt sich der Brutbeginn für eine Betrachtung der jährlichen Variation in Abhängigkeit von äußeren Faktoren, wie dem Wetter, mittels mehrfacher Geschlechterauszählung über einen relativ kurzen Zeitraum einfacher bestimmen als über Nestsuche oder die Rückrechnung aus beobachteten Familien. Während des ersten Abschnitts dieser Zeit kann auch das lokale tertiäre Geschlechterverhältnis bestimmt werden, Vergleiche zwischen verschiedenen Gebieten werden vereinfacht. Vielfach sind hier wesentlich weniger Zusatzdaten bzw. (teilweise subjektive) Interpretationen nötig. FIALA (1988) hat seine Zählungen in separaten Kurven der ♂- sowie der ♀-Anzahl veröffentlicht - da die zeitlichen Intervalle zwischen den Zählungen kurz sind - eignen sich die Daten hervorragend für einen Vergleich der Methoden. Das tertiäre Geschlechterverhältnis wurde von FIALA aufgrund von Mittelwerten über jahrweise unterschiedlich lange Zeiträume bzw. aus Maximalwerten bestimmt. Doch auch ohne die hierfür nötigen Zusatzinformationen/Interpretationen kommt man zu weitgehend gleichartigen Ergebnissen bei einer Darstellung in der hier gewählten Form. Der Brutbeginn wird sogar viel deutlicher. Der geeignete Zeitraum zur Bestimmung des lokalen tertiären Geschlechtsverhältnisses kann meist den Daten selbst entnommen werden. Bei regelmäßigeren als meinen eigenen Zählungen, mit kürzerem zeitlichen Abstand zueinander (etwa wöchentlich), lassen sich mittels mathema-

tischer Anpassung der theoretischen Verhältnisse an die beobachteten Kurven noch weitere Einzelheiten für verschiedenen Jahre entnehmen.

Da eine derartige Untersuchung mit relativ wenig Aufwand erfolgen kann, möchte ich die Leser anregen, derartige Zählungen neben den hier betrachteten Arten auch mal an Stockenten in verschiedenen Habitaten vorzunehmen. Bei der Stockente dürften aufgrund des sich lang hinziehenden Lege- und Brutzeitraums die Verhältnisse allerdings schwieriger zu erkennen sein.

Bei der Bestimmung des überregionalen tertiären Geschlechterverhältnisses stellt sich allerdings noch die Frage, in welchem Umfang Gebiete mit hohem ♀-Anteil (vermutlich Nichtbrüter) bei gleichzeitig großem Bestand, wie z.B. die Peitzer Teiche für die Tafelente (RUTSCHKE et al. 1973), überregional das Gesamtverhältnis beeinflussen und ob derartig lokale Rückzugsgebiete von ♀ nur durch anthropogenen Einfluß (Überdüngung, Fütterung) oder auch unter natürlichen Verhältnissen vorkommen.

Der in verschiedenen Arbeiten (z.B. NILSSON 1981, PÖYSÄ 1996) gesuchte, geeignete Zeitraum für Bestandsermittlungen lässt sich anhand solcher Grafiken der quantitativen Geschlechterzusammensetzung zeitlich nach hinten abgrenzen. In Regionen mit Durchzug bietet sich auf diese Art die Möglichkeit zur Abschätzung der Größe des Durchzugs auch ohne direkte Beobachtungen von Ab- oder Zuzug. Die hier durchgeführten Berechnungen zur Abwanderung der ♂ der Brutpopulation sollten allerdings noch in weniger vom Durchzug beeinflußten Gebieten verifiziert werden.

Im Gegensatz zu jenen Entenarten, die in der Mehrzahl bereits im 1. Lebensjahr brüten wie Reiher- und Tafelenten aber auch die Schwimmenten *Anas*, ist es bei den erst in späteren Jahren brutreifen Arten (z.B. Schellente und Meeressenten *Somateria*, *Melanitta*) problematischer, eventuell auch unmöglich, aus Brutgebietsdaten allein auf das tertiäre Geschlechterverhältnis der Population zu schließen. Eine entscheidende Rolle spielen dabei dann die Bestimmungsmöglichkeiten der Geschlechter in den nichtbrütenden Altersklassen und die Separation dieser Altersklassen von den brutreifen Enten. Nach Geschlechtern unterschiedlich große Anteile bereits ins Brutgebiet wandernder Jungvögel können die Verhältnisse bei nicht unterscheidbaren Altersklassen schwierig oder unmöglich machen.

Bei den beiden im Gebiet brütenden Arten (Reiherente, Tafelente) liegt das tertiäre Geschlechterverhältnis im Untersuchungsgebiet bei einem Anteil ♂ von 62-63 bzw. 67 %. Unter Einbeziehung anderer Untersuchungen dürfte die großräumige Zusammensetzung der Populationen dieser Arten jeweils deutlich oberhalb 60 % liegen. Doch warum überwiegen die ♂ so deutlich? Bei Vögeln scheint weitgehend ein ausgeglichenes primäres (befruchtetes Ei) und sekundäres Geschlechterverhältnis (zum

Schlüpfzeitpunkt) vorzuliegen (SOWLS 1955, LACK 1954, OWEN & DIX 1986, CLUTTON-BROCK 1986). Die Abweichung des tertiären Geschlechtsverhältnisses bei den Feldbeobachtungen versuchen verschiedene Autoren durch eine größere Mortalität der ♀ in verschiedenen Altersstufen zu erklären, verschiedene Einflußgrößen (höhere Mortalität weiblicher Dunenjungen; das Legen der Eier als ein die Lebensdauer beeinflussender Faktor; erhöhte Gefährdung durch Prädatoren beim Legen, Brüten und der Führung der Jungenten; bei der Mauser (♀ im Gegensatz zu ♂ meist als Einzelvögel oder in Kleingruppen dezentral in möglicherweise weniger optimalen Gebieten, fehlender Schutz durch großen Schwarm); schlechtere Ernährung (Dominanz der ♂ in den Winterschwärmen, ♀ bei der Nahrungssuche in weniger optimalen Gebieten verdrängt, unter extremen Witterungsbedingungen dann stärker gefährdet); längerer gefahrloser Zugweg (wie er im Durchschnitt für die ♀ angenommen wird); eine unterschiedlich intensive Jagd in verschiedenen Teilen Europas - weiter nach S bzw. SW ziehenden ♀ stärker gefährdet) werden in der Literatur ausführlich diskutiert und sollen daher hier nicht nochmals abgehandelt werden (siehe z.B. SCHWERTFEGER 1979, LACK 1954, SOWLS 1955, OWEN & DIX 1986, CLUTTON-BROCK 1986, CARBONE & OWEN 1995).

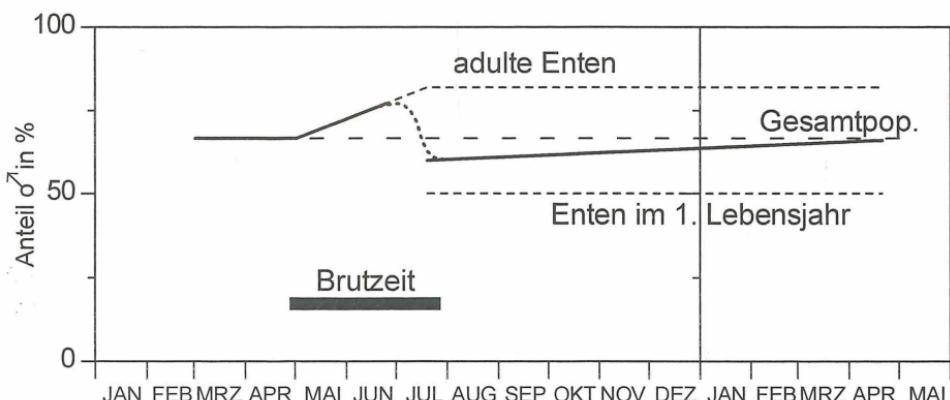


Abb. 5.1: Vereinfachte Darstellung der Geschlechterzusammensetzung einer Entenpopulation im Jahresverlauf ohne möglicherweise geschlechtsselektive anthropogene Einflüsse (Jagd). Als Annahme steckt hierin eine geschlechtsunabhängige Mortalität außerhalb der Brutzeit für Jung- und Altvögel, eine erhöhte Mortalität für Jungvögel sowie eine erhöhte Mortalität für ♀ während der Brutzeit (Predation am Nest und während der Führungszeit, erhöhte physische Belastung durch Eierlegen). Die erhöhten Mortalitäten bei Jungvögeln im 1. Lebensjahr und Weibchen während der Brutzeit sind plausibel und für verschiedene Arten belegt (z.B. BELLROSE et al. 1961).

Fig. 5.1. Simplified diagram of the sex ratio of a duck population over the year without sex-specific human influence (hunting).

Mit einer unterschiedlichen Mortalität für ♂ und ♀ lässt sich die prinzipielle Geschlechterzusammensetzung der Gesamtpopulation im Jahresverlauf abschätzen (Abb. 5.1). Mit den relativ einfachen plausiblen Annahmen kommt man zu einem Verlauf, der verschiedene Effekte erklären kann. Die Geschlechterzusammensetzung vor Beginn der Brutzeit (tertiäres Geschlechterverhältnis) ist damit vom Bruterfolg des Vorjahres sowie der Mortalität der Jungvögel im Winter abhängig. Auch könnte dies in einer aufgrund niedriger Reproduktionsrate schrumpfenden Population eine Zunahme des Anteils ♂ erklären (TRAUGER 1974 zitiert in HARAMIS et al. 1994). Ich möchte diese Abbildung jedoch zur Erklärung der Verhältnisse im Winter heranziehen. Bei der Tafelente (Abb. 3.2.1 ff.) liegt im Untersuchungsgebiet das tertiäre Geschlechterverhältnis vor der Brutbeginn bei 67 % ♂, im Herbst/Winter sind dagegen während der letzten Jahre rund 80 % der Enten ♂. Wenn man die Abb. 5.1 betrachtet, so ist das nicht nur durch einen Abzug der ♀ erklärbar, sondern lässt sich plausibel als verstärkter Abzug der Jungvögel in weiter entfernte Winterquartiere deuten. Mit dem Heimzug der Jungvögel im Frühjahr fällt dann wie beobachtet wieder der ♂-Anteil auf das tertiäre Geschlechterverhältnis ab. So lässt sich selbst der erhöhte ♂-Anteil in kalten Wintern bei der Reiherente durch einen verstärkten Abzug der noch unerfahrenen Jungvögel erklären. Insgesamt könnte damit die in der Literatur zu findende Interpretation der Verhältnisse durch Überwandern der ♂ durch die ♀ in einen kurzen Zug von Altvögeln und einen längeren von Jungvögeln überführt werden. Besonders bei Arten, die sich zu einem größeren Teil bereits im Winterquartier verpaaren wie die Reiherente, wäre eine derartige Erklärung plausibel. Zur Absicherung einer derartigen Interpretation, die bei der Schellente allerdings schon durch die Beobachtungen gesichert erscheint, sollten bei Tafel- und Reiherenten jedoch noch Auswertungen von Ringfunden erfolgen.

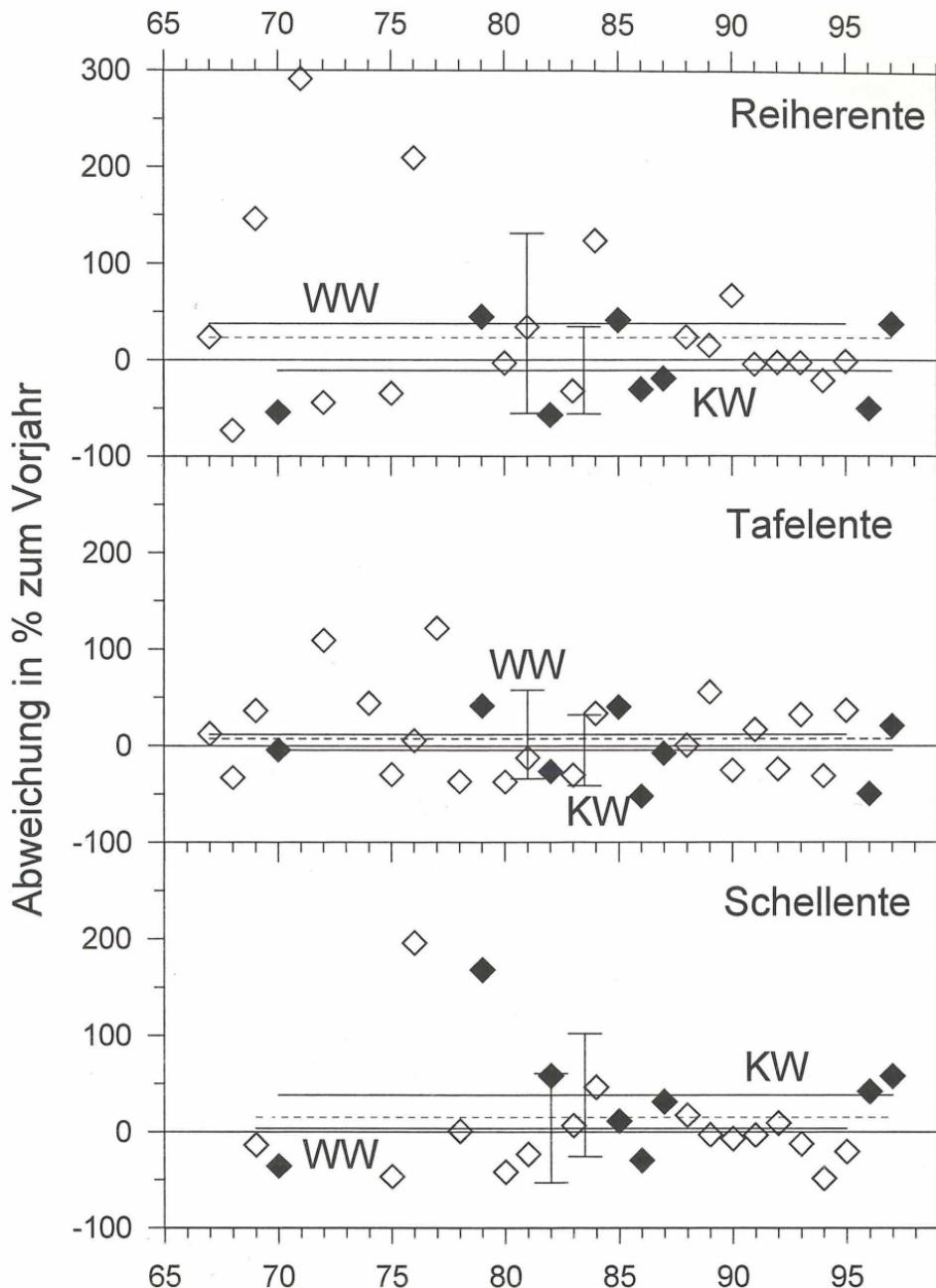
Wenn man die Bestände, sei es die Anwesenheitsgröße in Ententagen oder die stärker streuende Anzahl, zu Beginn und am Ende der Untersuchungsperiode betrachtet, findet man mit Ausnahme der Tafelente bei diesen Tauchenten im Untersuchungsgebiet eine Zunahme. Langfristig ähneln diese lokalen Verläufe damit den überregionalen Trends. Die etwas stärkeren Zunahmen im Untersuchungsgebiet lassen sich teilweise (Reiher-, Schellente) wohl durch Inbetriebnahme und Verbesserung von Klärwerken innerhalb des Untersuchungszeitraums und die damit einhergehende Zunahme des Zoobenthos (GOERSCH 1989) erklären. Die Größenordnungen des Anstiegs bei Reiher- und Schellente sind vergleichbar, die jährlichen Schwankungen der Bestände dieser beiden Arten sind jedoch nicht korreliert verlaufen. Bei der Bergente stiegen die im Gebiet beobachteten Bestände deutlich mehr als bei den anderen Arten an. Da bei dieser Art die lokale Zunahme größer als in anderen Regionen war, könnten sich die Tagesliegeplätze möglicherweise großräumig verlagert haben. Nur der Bestand der Tafelente unterscheidet sich nahezu nicht von dem vor 30 Jahren, nach einem starken Anstieg bis zum Ende der 70er Jahre fiel der Bestand dann ebenso stark ab.

Dieser Anstieg und anschließende Abfall steht im Einklang mit den Winterzählungen aus ganz NW-Europa. Ein zusätzlicher Einfluß der gleichzeitigen Klärwerksweiterung an der Unteren Trave kann weder ausgeschlossen noch nachgewiesen werden.

Die auf Kältewinter folgenden Winter zeichneten sich in Schweden durch geringere Bestände aus, deutlich bei der Reiherente, noch stärker beim Bläßhuhn. Geringer waren die Bestandsabnahmen bei der Schellente (NILSSON 1984). Verallgemeinernd folgert NILSSON, daß bei den Tauchvögeln mit der geringsten Leistungsfähigkeit Eiswinter die stärkste Auswirkung auf den Bestand des folgenden Jahres zeigen. Einen derartigen Einfluß lassen die Änderungen der Winterbestände der Unteren Trave nicht erkennen (Abb. 5.2), auf Kältewinter können sowohl Winter mit höherem wie niedrigerem Bestand folgen. In allen Fällen überschneiden sich die Bereiche der Standardabweichung für warme und kalte Winter, die größte Differenz der Mittelwerte - bei der Reiherente - ist weitgehend durch die starken jährlichen Änderungen der recht kleinen Bestände zu Beginn der Untersuchungsperiode bedingt. Doch ist etwas anderes zu erwarten? Erhöhte Verluste in besonders kalten Wintern und möglicherweise geringere Reproduktionsraten nach langen kalten Wintern aufgrund verspäteten Brutbeginns sind aufgrund großer Fluktuation und Zählfehler bei rein quantitativer Erfassung von Enten nicht nachweisbar - dies gilt nicht für Arten, die eine getrennte Erfassung von Alt- und Jungvögeln erlauben wie Schwäne und Gänse. Noch schwieriger als im Falle meiner Untersuchung mit mehreren (gemeinsam) ausgewerteten Zählungen (Ententage) dürfte dies bei Einzelzählungen (z.B. Mittwinterzählung) sein. Da die Zähltagswitterung und andere auf die Zählbedingungen wirkende Faktoren sich auf verschiedener Arten gleichartig auswirken können, ist auch eine parallele Änderung bei verschiedenen Arten kein eindeutiger Hinweis auf reale Bestandsänderungen.

Abb. 5.2 (S. 136): Die Auswirkung der Härte des Winters auf den Bestand des Folgejahres. Dargestellt ist die prozentuale Abweichung des Bestandes des 1. Winterhalbjahres (Ententage: September - Dezember) im Vergleich zu jenem des Vorwinters für die Einzeljahre sowie Mittelwerte (\pm Standardabweichung) für warme/mäßig kalte Vorwinter (offene Rauten, WW) und kalte Vorwinter (Eiswinter) (ausgefüllte Symbole, KW).

Fig. 5.2. (p. 136) The impact of the preceding winter on the numbers of the following. The changes in bird-days (in percent of the preceding season) are divided into cold (dots, KW) and warm/moderate preceding winters (open symbols, WW). The horizontal lines are the mean values, vertical lines the standard deviations. The dotted lines are the mean value of all winters.



Es deutet sich für das Untersuchungsgebiet aber ein anderer Effekt von Eiswintern an: Jeweils nach besonders kalten Wintern änderte sich bei Reiher- und Tafelente der zeitliche Verlauf der Rastbestände im Herbst und Winter längerfristig. So waren für den Abschnitt Kattegatt-Schlutuper Wiek - für den eine ausreichend lange Zeitreihe vorliegt - deutliche Änderungen der Rastbestände im letzten Jahresdrittel mindestens ab 1980 (Reiherente, Tafelente), etwa ab 1987 (Tafelente) und erneut 1996 (Reiherente, Tafelente) festzustellen (Abb. 3.1.1, 3.2.1) - die Winter 1978/79, 1984/85 bis 1986/87 und 1995/96 waren besonders kalt. Aus den anderen Abschnitten des Untersuchungsgebietes liegen keine ausreichend langen Zählreihen vor, um dies für mehrere dieser Zeiträume zu verifizieren. Bei der Schellente ist ein derartiger Einfluß nicht zu erkennen. Auch am Bodensee waren bei Reiher- und Tafelente Änderungen in Verbindung mit Kältewintern zu verzeichnen, dort deutet sich jedoch bei der Reiherente der Beginn einer neuen Verteilung bereits mit dem Kältewinter an und nicht erst im Jahr darauf (SCHUSTER 1983).

Veränderungen im Untersuchungsgebiet wie in der Herkunftsregion können die Bestände beeinflussen. Generell kann nicht ausgeschlossen werden, daß im Herbst oder Winter durchziehende Teilbestände besonders große Verluste oder einen besonders geringen Bruterfolg (siehe oben) gehabt haben - eine längerfristige Änderung erklärt dieses jedoch nicht unbedingt. Großräumige Verlagerungen von Mausergebieten können längerfristig positive oder negative Auswirkungen haben. Kurzfristig kann generell kein Einfluß durch Zu- oder Abnahme des lokalen Nahrungsangebotes ausgeschlossen werden. Die ab Ende der 70er Jahre verbesserte Klärung der Abwässer (siehe Abschnitt 4) kann Ursache für die Änderungen um 1980 sein, für die Änderungen der anderen Jahre (1987, 1996) sind jedoch keine derartig einfachen Interpretationen möglich. Störungen im Herkunftsgebiet oder vor Ort können die Bestände beeinflussen, 1996 deutet der fehlende Zuzug großer Mengen Enten aller drei *Aythya*-Arten Ende Oktober - der vermutlich durch anthropogene Störungen in der Mehrzahl der anderen Jahre hervorgerufen wurde (siehe auch 3.2.3) - auf geringere Störungen im Herkunftsgebiet. Im Untersuchungsgebiet wurde eine von anderen Jahren abweichende lokale Verteilung der Enten 1996 durch die permanente Anwesenheit von 3 nach dem kalten Winter 1995/96 hier hängengebliebenen jungen Seeadlern hervorgerufen. Im Gegensatz zum lokalen Brutpaar verscheuchten die viel in Ufernähe sitzenden Adler durch ihre Anwesenheit und durch Übungsjagdflüge immer wieder die Enten, eine Auswirkung auf den Gesamtbestand ist nicht auszuschließen. Einen entscheidenden Einfluß für einen Winter (und vermutlich auch folgende) dürften die Bestände des jeweiligen Vorwinters aufgrund der Winterquartierstreue der *Aythya*-Enten (siehe zur Reiherente: HEIN in BERNDT & BUSCHE 1993b) haben. Die während eines kalten Winters erwählten sekundären Winterquartiere (nach Flucht von den primären Gebieten aufgrund von Vereisung) dürften prägend sein und in den Folgewintern verstärkt aufgesucht werden - so werden die Enten an einem Ort fehlen, am anderen zusätzlich auftauchen.

Die Bedeutung der Unteren Trave im Jahresverlauf bei den vier Tauchentenarten dürfte hier deutlich geworden sein. Von den hier betrachteten Arten wird jedoch nur bei der Bergente zeitweise ein größerer Anteil der NW-Europäischen Winterpopulation im Untersuchungsgebiet beobachtet. Der bisher erfaßte Maximalbestand um die Monatswende Oktober/November betrug 18 %, der mittlere Bestand zwischen September und Dezember der Jahre 1990-94 betrug immerhin noch fast 7 % der auf 310.000 Ind. geschätzten Winterpopulation NW-Europas (PHIL & LAURSEN 1994). Der Anteil bei der Mittwinterzählung im Januar ist jedoch deutlich kleiner. Bei den anderen Arten sind die Bestände im Gebiet deutlich geringer (Tafelente, Schellente) und auch die Bezugsbestände größer (Reiherente). So betrug der mittlere Bestand im letzten Jahresdrittel (1990-94) für Tafelente und Schellente etwa 0,5 %, für die Reiherente knapp 1 % der Winterpopulation dieser Arten in NW-Europa (RÜGER et al. 1987). Auch bei Reiher- und Tafelente sind die Januarbestände in milden Wintern erheblich niedriger. Für Schellenten und Bergenten (SCHÜTT 1995) hat sich der Dassower See in den letzten Jahren zu einem in Deutschland in der Größe einmaligen Mausergebiet entwickelt.

Im Winter werden auch von weiteren Arten (Zwerghaucher *Tachybates ruficollis*, Singschwan *Cygnus cygnus*, Zwergsäger *Mergus albellus*, Gänsehäher *Mergus merganser*) die quantitativen Kriterien für Gebiete von nationaler, teilweise auch internationaler Bedeutung überschritten. Für die Unteren Trave wird der Status eines Feuchtgebietes internationaler Bedeutung im Sinne der RAMSAR-Konvention angestrebt.

Im Gegensatz zu anderen Regionen ist die Jagd auf Enten hier relativ unbedeutend als Störquelle. Wie auf der Mehrzahl der mitteleuropäischen Gewässer sind dagegen die Störungen durch den Sportbootverkehr trotz teilweiser Befahrungsverbote - die zu häufig mißachtet werden - erheblich.

Diese Störung durch Boote dürfte verstärkt die Anzahl mausernder Enten auf dem Dassower See beeinflussen. 3 Klassen von Booten dürfen den See bzw. Teile hiervon befahren. Im nahrungsreichen Eingangsbereich des Sees, den alle diese passieren müssen und auch dürfen, sind die Störungen durch alle Boote groß. Dabei ist die Störung durch den im Lübecker Raum heftig diskutierten Linienverkehrs der Ausflugssboote zwischen Travemünde und Dassow noch am geringsten, die Schiffe halten sich an die ausgetonnte Fahrrinne. Dieses trifft für die Sportboote häufig nicht zu, teilweise werden „Rennen“ gefahren, andere ankern in sensiblen Bereichen oder fahren in die gesperrten Abschnitte. Bei der Berufsfischerei sind 2 Fälle zu unterscheiden: Im Gegensatz zur „stillen“ Fischerei mit festen Reusen und Stellnetzen die nur kurz durch die Fischer angefahren werden und im nördlichen und östlichen Bereich überwiegen, erweist sich die Wadenfischerei (Fang in Ufernähe mit einem Zugnetz von 60 bis 200 m Länge zwischen 2 Booten) als sehr störend. Während meiner Erfassungen wurde

sie mehrfach am Spätnachmittag/Abend zur Zeit der Besetzung des Schlafplatzes durch Schellenten im erweiterten Schlafplatzumfeld im westlichen Teil des Dassower Sees ausgeübt. Aus einem weiten Umfeld wurden die Enten vertrieben. Da der Dassower See sehr flach ist, ist hier bei warmem Wetter auch ein erheblicher Einfluß durch Badegäste insbesondere im Westabschnitt zu beobachten, Schwimmer dringen am Schlafplatz weit in den See hinein vor. Solange es sich nur um die lokale Bevölkerung handelt, ist der Personenkreis relativ begrenzt, zunehmend sind aber auch Durchreisende als Badegäste zu beobachten. So wird sich insbesondere die weitere Entwicklung der Mauserbestände neben den Ernährungsbedingungen vermutlich stark durch die Entwicklung der Störungen bestimmt werden.

6. Zusammenfassung

Für die Tauchenten der Gattungen *Aythya* und *Bucephala* werden im Jahresverlauf Anzahl und Geschlechterzusammensetzung auf dem Unterlauf der Trave zwischen dem Stadthafen von Lübeck und der Mündung in die Ostsee in Travemünde zwischen 1966 und 1998 behandelt. Eine Darstellung der Zusammensetzung nach ♂ und ♀ über lange Zeiträume des Jahres bzw. während des gesamten Jahres, wie hier gezeigt, ist in der Literatur fast nirgends zu finden. Eine gemeinsame Betrachtung der Anzahl und Geschlechterzusammensetzung vereinfacht jedoch vielfach Interpretationen. Grundlage ist hier die nach Geschlechtern erfolgte Auszählung von über 1,2 Millionen Enten der hier behandelten 4 Arten.

Reiher- und Tafelenten sind im Untersuchungsgebiet Brutvögel, Durchzügler und Wintergäste. Schon in diesem kleinen Gebiet weist die Winterpopulation dieser Arten deutliche lokale und zeitliche Unterschiede in der Geschlechterzusammensetzung auf; zur Ermittlung des allgemein interessierenden tertiären Anteils von ♂ und ♀ eignet sich dieser Zeitraum generell nicht. Vor Beginn der Brut kann jedoch das tertiäre Geschlechterverhältnis relativ einfach bestimmt werden. Nähere Einzelheiten des Sommerdurchzugs zu den Mausergebieten lassen sich aus dem Geschlechterverhältnis in Verbindung mit der Anzahl ermitteln. Für diese Arten ist das Gebiet als Mauserrevier im Rahmen Schleswig-Holsteins heute von untergeordneter Bedeutung, sie mausern nur noch in verhältnismäßig geringer Anzahl im Untersuchungsgebiet. Schellenten und Bergenten sind Wintergäste und Durchzügler. Maximale Durchzugsbestände werden bei der Bergente im Herbst (bis 55.000 Ind.), bei der Schellente während des Heimzuges (bis 3500 Ind.) beobachtet. Auf dem Dassower See mausern beide Arten seit einigen Jahren. Die Anzahl mausender Schellenten hat in den letzten Jahren exponentiell auf Maximalbestände bis 8600 Individuen (1995) zugenommen, bei der Bergente waren es einige hundert bis über 1000 Ind., überwiegend ♀ (SCHÜTT

1995). Als Mausergebiet für diese Arten ist der Dassower See im mitteleuropäischen Rahmen von herausragender Bedeutung.

Die quantitative Geschlechterverteilung der Schellente im Winterhalbjahr auf der Unteren Trave und im weiteren Umfeld sowie eine frühe Verpaarung deuten im Gegensatz zur bisherigen Auffassung in der Literatur auf ein gemeinsames Winterquartier von adulten ♂ und ♀, die Jungvögel ziehen im Durchschnitt weiter nach S und SW als die Altvögel.

Adulte Schellenten verteidigen im Untersuchungsgebiet regelmäßig Nahrungsreviere, besonders auffällig ist dies hier bei den meist ufernah tauchenden Weibchen. Trotz dieses Aggressionsverhaltens gegen andere Individuen bei Tage werden große Schlafansammlungen während des gesamten Jahres beobachtet.

Für 3 der hier behandelten Arten (Reiher-, Tafel-, Schellente) zeigen die Beobachtungen einen deutlich erhöhten Anteil ♂ in besonders kalten Wintern (Eiswintern) - bei der Bergente ist dies weniger eindeutig, zeichnet sich aber auch hier ab.

Die aufsummierten Bestände der Tafelenten des letzten Jahresdrittels und die Anzahl um Weihnachten sind im untersuchten Zeitraum nach einer deutlichen Zunahme bis Ende der 70er Jahre inzwischen wieder auf den Bestand zu Beginn der Untersuchungsperiode abgefallen. Dagegen haben die Bestände der Reiher- und Schellente über alle Jahre zugenommen. Bei der Bergente wurden aufgrund unzureichender Daten aus früheren Jahren nur maximale Bestände, meist zur Durchzugszeit im Spätherbst, betrachtet, diese sind exponentiell angewachsen.

Relativ groß sind die Winterbestände der angesprochenen 4 Arten. Zwischen September und Dezember (1990-94) summieren sich die Bestände zu mehr als 3 Millionen Ententagen auf. Bei den tagaktiven Schellenten werden die Nahrungsreviere durch die bei Tage beobachtete Verteilung wiedergegeben. Die *Aythya*-Enten sind dagegen im Winter zu einem großen Teil nachtaktiv, entsprechend unsicher ist die Zuordnung der Nahrungsreviere. Nur von der Bergente konnten regelmäßige Nahrungsflüge abends bei Dunkelheit auf die Ostsee beobachtet werden. Wenn die Mehrzahl der übrigen bei Tage in den einzelnen Gebieten anwesenden Enten hier auch der Nahrungssuche nachgehen, nimmt die Zehrung am Zoobenthos traveaufwärts zu. Während auf Pötenitzer Wiek und Dassower See während des letzten Jahresdrittels größenumordnungsmäßig 5 Gewichts-% des Zoobenthos durch die Enten entnommen werden, sind es weiter oberhalb am Breitling etwa 35 %. Zumindest teilweise wird dies erklärbar durch die Größenverteilung bei den Muscheln, mehrjährige - für diese Arten zu große Miesmuscheln - sind traveaufwärts ab mittlerem Dummersdorfer Ufer nicht mehr anzutreffen.

7. Literatur

- AG SCHELLBRUCH (1981, 1983, 1984, 1985): Vogelkundliche Beobachtungen im NSG Schellbruch 1979 und 1980, ...1982, ...1983, ...1984. Lübeck. Privat vervielfältigte Beobachtungsberichte.
- ASCHOFF, J. & H. POHL 1970: Der Ruheumsatz von Vögeln als Funktion der Tageszeit und Körpergröße. *J. Orn.* 111: 38-47. - ATKINSON-WILLES, G.L. 1969: The midwinter distribution of wildfowl in Europe, northern Africa and southwest Asia in 1967 and 1968. *Wildfowl* 20: 98-111. - ATKINSON-WILLES, G.L. 1972: The International Wildfowl censuses as a basis for Wetland Evaluation and Hunting Rationalization. In E. CARP (Ed.): *Proc. Int. Conf. Conserv. of Wetlands and Waterfowl*, Ramsar 1971, S. 87-110.
- BANNERMAN, D.A. 1958: *The Birds of the British Isles*. Vol. 7. Oliver & Boyd, Edinburgh. - BANSEMER, H. 1977: Vogelleben im Schellbruch & Brutvögel der Wasserbiotope des Schellbruchs. *Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u.d. Naturhist. Mus. Lübeck* 15: 58-74 & 78-86. - BANSEMER, H. 1979: Die Untere Trave - ein international wichtiges Feuchtgebiet. *Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u.d. Naturhist. Mus. Lübeck* 16: 151-164. - BARRETT, J. & C.F. BARRETT 1985: Wintering Goldeneye in the Moray Firth. *Scottish Birds* 13: 241-249. - BAUER, H.-G. & P. BERTHOLD 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas, Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden. - BAUER, K.M. & U.N. GLUTZ VON BLOTZHEIM 1968, 1969: *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*. Vol. 2 & 3. Akadem. Verlagsges., Frankfurt/M. - BAYER, R.D. 1980: Birds feeding on Herring eggs at the Yasquina Estuary, Oregon. *Condor* 82: 193-198. - BEINTEMA, A., H. BUESINK & L.M.J. VAN DER BERGH 1993: Overwinterende watervogels in Nederland, 1967-89. *Limosa* 66: 17-24. - BELLROSE, F.C., T.G. SCOTT, A.S. HAWKINS & J.B. LOW 1961: Sex Ratios and Age Ratios in North American Ducks. *Illinois Nat. Hist. Survey Bull.* 27: 387-474. - BENDT, R. 1977: Bergente. In G. KLAFS & J. STÜBS: *Die Vogelwelt Mecklenburgs*. (nur in) 1. Aufl., S. 119, Fischer Verlag, Jena. - BENGTON, S.-A. 1972: Reproduction and fluctuations in the size of duck populations at Lake Myvatn, Iceland. *Oikos* 23: 35-58. - VAN DER BERGH, L.M.J. 1992: Watervogeltelling in januari 1990. *Limosa* 65: 23-27. - BERGMAN, G. 1957: Zum Problem der gemischten Kolonien: Die Reiherente (*Aythya fuligula*) und die Lariden. *Vogelwarte* 19: 15-25. - BERNDT, R.K. 1972: Brutvorkommen und Brutbiologie der Tafelente, *Aythya ferina*, in Schleswig-Holstein und Hamburg. *Corax* 4: 29-40. - BERNDT, R.K. 1983: Die Bedeutung der Gewässer des östlichen Schleswig-Holstein als Rast- und Winterquartier für Wasservögel - mit ergänzenden Angaben zum Mauer- und Brutbestand: *Corax* 10: 1-248. - BERNDT, R.K. 1993: Tafelente & Schellente. In R.K. BERNDT & G. BUSCHE: *Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Entenvögel II*. S. 12-23 & 91-102. Wachholtz, Neumünster. - BERNDT, R.K. & G. BUSCHE 1991, 1993a: *Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Entenvögel I & II*. Wachholtz, Neumünster. - BERNDT, R.K. & G. BUSCHE 1993b: Reiherente. In R.K. BERNDT & G. BUSCHE: *Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Entenvögel II*. S. 25-45. Wachholtz, Neumünster. - BERNDT, R.K. & G. BUSCHE 1993c: *Ornithologischer Jahresbericht für Schleswig-Holstein 1991*. *Corax* 15: 118-146. - BERNHARDT, P. 1940: Beitrag zur Biologie der Schellente (*Bucephala clangula*). *J. Orn.* 88: 488-497. - BEZZEL, E. 1959: Beiträge zur Biologie der Geschlechter bei Entenvögeln. *Anz. orn. Ges. Bayern* 5: 269-355. - BEZZEL, E. 1964: Zur Ökologie der Brutmauser der Enten. *Anz. orn. Ges. Bayern* 7: 43-79. - BEZZEL, E. 1968: Die „Balz“ von Tafel- und Reiherente (*Aythya ferina* und *A. fuligula*). *Vogelwelt* 89: 102-111. - BEZZEL, E. 1969: Die Tafelente. Neue Brehm Bücherei, Bd. 405. Ziemsen, Wittenberg. - BEZZEL, E. 1975: Wasservogelzählungen als Möglichkeit zur Ermittlung von Besiedlungstempo, Grenzkapazität und Belastbarkeit von Binnengewässern. *Vogelwelt* 96: 81-101. - BEZZEL, E. 1979: Wildenten. BLV, München. - BEZZEL, E. 1985: *Kompendium der Vögel Mitteleuropas*. Aula, Wies-

- baden. – BEZZEL, E. & D. HASHMI 1989: Dynamik binnennäherlicher Rastbestände von Schwimmvögeln: Indextrends von Stockente, Reiherente und Blässhuhn (*Anas platyrhynchos*, *Aythya fuligula*, *Fulica atra*) in Südbayern. J. Orn. 130: 35-48. – BEZZEL, E. & E.V. KROSIK 1971: Zum Ablauf des Brutgeschäfts bei Enten. J. Orn. 112: 411-437. – BLEM, C.R. 1985: Energetics. In B. CAMPBELL & E. LACK: A Dictionary of Birds. Poyser, Calton. S. 186-191. – BLÜMEL, H. & R. KRAUSE 1990: Die Schellente. Neue Brehm Bücherei, Bd. 605. Ziemsen, Wittenberg. – BOASE, H. 1926: Proportions of male and female Duck on Tay Estuary, 1910-1925. Brit. Birds 20: 169-172. – BOASE, H. 1954: Movements and numbers of Tufted Duck in E. Scotland. Brit. Birds 47: 65-76. – BOYD, H. 1959: Movements of marked sea and diving ducks in Europe. The Wildfowl Trust, Tenth Annual Report 1957-1958, S. 59-70. – BRÄGER, S. 1986: Brutbiologie und Populationsdynamik einer Population der Schellente (*Bucephala clangula*) in Norddeutschland. Vogelwelt 107: 1-18. – BRAUN, M. 1979: Die Wasservögel im Mündungsgebiet der Trave. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 16: 118-150. – BURCKHARDT, D. 1952: Bericht über die Wasservogelzählung im Winter 1951/52. Orn. Beob. 49: 137-170.
- CAMPBELL, L.H. 1977: Local variations in the proportion of adult males in flocks of Goldeneye wintering in the Firth of Forth. Wildfowl 28: 77-80. – CARBONE, C. & M. OWEN 1995: Differential migration of the sexes of Pochard *Aythya ferina*: results from a European survey. Wildfowl 46: 99-108. – CHOUDHURY, S. & J.M. BLACK 1991: Testing the behavioural dominance and dispersal hypothesis in Pochard. Orn. Scand. 22: 155-157. – CLUTTON-BROCK, T.H. 1986: Sex ratio variation in birds. Ibis 128: 317-329. – CRAMP, S. & K.E.L. SIMMONS 1977: Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. Vol. 1. Oxford Univ. Press, Oxford.
- DAVIES, N.B. (1985): Territory. In B. CAMPBELL & E. LACK: A Dictionary of Birds, S. 588-589, Poyser, Calton. – DEMENTIEV, G.P. & N.A. GLADKOV 1967: Birds of the Soviet Union. Vol. 4. Israel Progr. Scient. Transl., Jerusalem. – DIEHL, M. (Ed.) 1992: Lübecker Bucht und Untertrave. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 23/24: 1-208. – DIEHL, D. & M. DIEHL 1979: Die Untertrave als Mischzone von Süßwasser- und Meeresorganismen. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 16: 7-31. – DIEHL, M. & G. von STUDNITZ (Ed.) 1979: Lebensraum Untertrave. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 16: 1-176. – DIERSCHKE, V. 1987: Zum Schlafplatzverhalten der Schellente (*Bucephala clangula*) bei Schleimünde. Corax 12: 123-135. – DOW, H. 1982: Breeding Ecology of the Goldeneye *Bucephala clangula clangula*. Ph.D. Thesis. Univ. Newcastle-upon-Tyne. – DRAULANS, D. 1984: Sub-optimal mussel selection by Tufted Ducks *Aythya fuligula*: tests of a hypothesis. Animal Behaviour 32: 1192-1196. – DURINCK, J., H. SKOV, F.P. JENSEN & S. PIHL 1994: Important Marine Areas for Wintering Birds in the Baltic Sea. Ornis Consult, Copenhagen. – DYMOND, J.N. 1991: The Birds of Fair Isle. Selbstverlag, Edinburg.
- EADIE, J.M., M.L. MALLORY & H.G. LUMSDEN 1995: Common Goldeneye. In: A. POOLE & F. GILL (Ed.): The Birds of North America. No. 170. Acad. Nat. Sciences, Philadelphia & AOU, Washington. – ERIKSSON, M.O.G. 1979: Aspects of the breeding biology of the Goldeneye. Holarctic Ecol. 2: 186-194.
- FIALA, V. 1988: Populationsgröße und Bruterfolg bei *Aythya ferina* und *Aythya fuligula*. Folia Zoologica 37: 41-57. – FREDGA, S. & H. DOW 1983: Annual variation in the reproductive performance of Goldeneyes. Wildfowl 34: 120-126. – FREITAG, B. 1987: Zwanzig Jahre Mittwinterzählung der Wasservögel in der Wismar-Bucht. Orn. Rundbrief Mecklbg. 30: 9-17. – FRIEDRICH, P. 1916: Die Beziehungen unseres tieferen, artesischen Grundwassers zur Ostsee. Mitteilungen d. Geogr. Ges. u. d. Naturhist. Mus. in Lübeck, 2. Reihe, H. 27: 66-83. – FRIELING, H. 1934: Statistische Untersuchungen über das Geschlechterverhältnis der Enten zur Zugzeit.

- Vogelzug 5: 109-115. – FRIELING, F. & N. HÖSER 1973: Das Geschlechtsverhältnis durchziehender Tafelenten, *Aythya ferina*, im Frühjahr in Windischleuba. Beitr. Vogelkd. 19: 296-305.
- GALLHOFF, H., M. SELL & M. ABS 1984: Aktivitätsrhythmus, Verteilungsmuster und Ausweichflüge der Tafelente *Aythya ferina* in einem nordwestdeutschen Überwinterungsquartier (Ruhrstausee Kemnade). Anz. orn. Ges. Bayern 23: 133-147. – GILLHAM, E. H. 1957: Notes on Tufted Duck in St. James's Park, London. Brit. Birds. 50: 2-10. – GILLHAM, E. H. 1958: Further notes on the Tufted Duck in St. James's Park, London. Brit. Birds. 51: 413-426. – GILLHAM, E. H. 1986: Tufted Ducks in a Royal Park. Selbstverlag, Lydd-on-Sea/Kent. – GOERSCH, R. 1989: Veränderungen im Zoo- und Phytobenthos der Untertrave - Vergleich 1988 mit früheren Erhebungen. Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Kiel. – GOERSCH, R. 1992: Die Bodenfauna im Brackwasser der Untertrave. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 23/24: 76-87.
- GOOS, H. 1989: Gutachten über die Auswirkungen des Schiffs- und Erholungsverkehrs im Bereich des Naturschutzgebietes „Dassower See, Insel Buchhorst und Graswerder (Plönswerder)“. Unveröff. Gutachten für die Hansestadt Lübeck. – GOSSELCK, F. 1992: Zwischen Artenreichtum und Tod - Die Tiere des Meeresbodens der Lübecker Bucht als Maßstab ihrer Umwelt. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 23/24: 41-61. – GRIMMETT, R.F.A. & T.A. JONES 1989: Important Bird areas in Europe. ICBP Technical Publ. 9, Cambridge. – GROSCH, U.A. 1972: Die Abwasserbelastung der Untertrave in den Jahren 1968, 1969 und der Einfluß der Abwässer auf das Makrobenthos des Ästuars. Diss. Univ. Kiel.
- HAMPE, H. 1974: Zum Frühjahrsdurchzug der Tafelente bei Dessau. Apus 3: 91-94. – HAMPE, H. 1980: Wasservogelzählungen im Raum Dessau 1966-1978. Apus 4: 145-162. – HAMPE, H. 1992: Wasservogelzählungen im Raum Dessau 1984 bis 1992. Apus 8: 109-118. – VON HAARTMAN, L. 1945: Zur Biologie der Wasser- und Ufervögel im Schärenmeer Südwestfinnlands. Acta Zool. Fennica 44: 3-120. – VON HAARTMAN, L. 1981: Mature and immature males of the Goldeneye *Bucephala clangula* on the SW coast of Finland. Proc. Second Nordic Congr. Ornithol. 1979: 51-56. – HAGEMANN, P. 1963: Die Vogelwelt des Priwalls. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 5: 13-48 – HARAMIS, G.M., E.L. DERLETH & W.A. LINK (1994): Flock sizes and sex ratio of Canvasbacks in Chesapeake Bay and North Carolina. J. Wildl. Manag. 58: 123-131. – HARAMIS, G.M., J.R. GOLDSMITH, J.R. McAULEY & E.L. DERLETH 1985: An aerial photographic census of Chesapeake Bay and North Carolina canvasbacks. J. Wildl. Manag. 49: 449-454. – HARENGERD, M., G. KÖLSCH & K. KÜSTERS 1990: Dokumentation der Schwimmvogelzählung in der Bundesrepublik Deutschland 1966-1986. Schriftenreihe des DDA 11. – HEYDER, R. 1952: Die Vögel des Landes Sachsen. Akad. Verlagsges. Geest & Portig, Leipzig. – HEYER, E. 1988: Witterung und Klima. B.G. Teubner Verlagsges., Leipzig. – HILDEN, O. 1964: Ecology of duck populations in the island group of Valassaaret, Gulf of Bothnia. Ann. Zool. 1: 153-279. – HOCHBAUM, H.A. 1944: The Canvasback on a Prairie Marsh. Univ. Nebraska Press, Lincoln & London. – HÖLZINGER, J. 1977: Der Einfluß von Sulfitzellstoff-Abwässern und Schwermetallen auf das Ökosystem des Öpfinger Donaustausees. J. Orn. 118: 329-415. – HOCKEY, P.A.R. 1983: Status and sex ratio of Pochard wintering at Edinburgh. Scottish Birds 12: 143-148. – HOLZAPFEL, C. 1984: Tafelente. In HOLZAPFEL, C., O. HÜPPOP & R. MULSOW: Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung. Bd. II, S. 108-113. Wachholtz Verl., Neumünster. – HOMES, R.C. 1942: Sex ratios in winter duck flocks. Brit. Birds. 36: 42-50. – HÜPPOP, O. 1988: Aktivität und Energieumsatz bei Vögeln: Methoden und Ergebnisse. Seevögel 9: Sonderbd. S. 95-106. – HUTCHINSON, C.D. 1989: Birds in Ireland. Poyser, Calton.
- JACOBY, H. & H. LEUZINGER 1972: Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) als Nahrung der Wasservögel am Bodensee. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 26-35. – JEHL Jr., J.R. 1990: Aspects of the

- Molt Migration. In GWINNER, E. (Ed.): Bird Migration. S. 102-113. Springer, Berlin. – JEPSEN, P.U. 1973: Studies in Moult Migration and Wing-feather Moult of the Goldeneye (*Bucephala clangula*) Moulting in Denmark. Danish Rev. Game Biol. 8 H. 6: 1-23. – JEPSEN, P.U. 1976: Feeding Ecology of Goldeneye (*Bucephala clangula*) during wing-feather Moult in Denmark. Danish Rev. Game Biol. 10 H. 4: 1-19. – JEPSEN, P.U. 1978: Sex- and age composition of Goldeneye (*Bucephala clangula*) populations during the non-breeding season in Denmark. Natura Jutlandica 20: 137-146. – JEPSEN, P.U. & A.H. JOENSEN 1973: The Distribution and Numbers of Goldeneye (*Bucephala clangula*) Moulting in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 8 H. 5: 1-8. – JÖGI, A. 1971: Zum Mauserzug der Schellente (*Bucephala clangula*) und Trauerente (*Melanitta nigra*) in der Estnischen SSR. Orn. Mitt. 23: 65-67. – JOENSEN, A. 1973: Moult migration and wing-feather moult of seaducks in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 8 Heft 4: 1-42. – JOENSEN, A. 1974: Waterfowl populations in Denmark 1965-1973. Dan. Rev. Game Biol. 9 Heft 1: 1-206. – JØRGENSEN, H.E. 1990: Vinterforekomsten af Troldand *Aythya fuligula* i det sydøstlige Danmark, 1988/89. Dansk Orn. Foren. Tidsskrift 84: 31-36.
- KARLSSON, L. (Ed.) 1993: Birds at Falsterbo. Anser Suppl. 33: 1-155. – KESTENHOLZ, M. 1990: Verteilungsmuster von Stock-, Reiher- und Tafelente, Gänsesäger und Blässhuhn im Winterhalbjahr am Sempachersee. Orn. Beob. 87: 131-145. – KIRCHHOFF, K. 1979: Nahrungsökologische Untersuchungen an benthosfressenden Enten in der Hohwachter Bucht. Unveröff. Diplomarbeit, Univ. Kiel. – KIRCHHOFF, K. 1983: Truppgroße überwinternder Wasservögel an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Corax 9: 205-210. – KIRCHHOFF, K., P. PROKOSCH & H. THIESSEN 1983: Wasservogelerfassung mit dem Flugzeug an der schleswig-holsteinischen Ostseeküste. Corax 9: 154-173. – KLAFS, G. & J. STÜBS 1977, 1987: Die Vogelwelt Mecklenburgs. 1., 3. Aufl., Fischer, Jena. – KÖHLER, P. 1991: Mauserzug, Schwingenmauser, Paarbildung und Wegzug der Schnatterente *Anas strepera* im Ismaninger Teichgebiet. Orn. Anz. 30: 115-149. – KÖHLER, P. & U. KÖHLER 1996: Eine Auswertung von Ringfunden der Tafelente (*Aythya ferina*) angesichts der zusammenbrechenden Mausertradition im Ismaninger Teichgebiet. Vogelwarte 38: 225-234. – KÖHLER, P., U. KÖHLER, J. PYKAL, E. von KROSIKG & U. FIRSCHING 1995: Dauerpaare trotz Mauserzug? Paarbildung während der Familienauflösung bei Schnatterenten *Anas strepera*. J. Orn. 136: 167-175. – KÖPPEN, W. 1931: Grundriss der Klimakunde, 2. Aufl., de Gruyter, Berlin. – KOOP, B. 1996: Die Bedeutung der Binnengewässer Ostholtsteins für die Schwingenmauser von Wasservögeln am Beispiel von Haubentaucher (*Podiceps cristatus*), Schnatterente (*Anas strepera*), Tafelente (*Aythya ferina*) und Reiherente (*Aythya fuligula*). Corax 16: 393-405. – KOOP, B. 1998: Die Bedeutung der Binnengewässer Ostholtsteins als Mauserquartiere für Wasservögel - die Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 1996. Corax 17: 97-104. – KOSKIMIES, P. 1989: Distribution and Numbers of Finnish Breeding Birds, Appendix to Suomen lintuatlas. Lintutieto, Helsinki. – VON KROSIKG, E. 1980, 1983, 1989, 1992: Europa-Reservat Ismaninger Teichgebiet, 33., 34., 36. & 37. Bericht. Anz. orn. Ges. Bayern 19: 75-106, 22: 1-36, 27: 173-225, & 31: 97-135. VON KROSIKG, E. 1988: Ergebnisse der Schwimmvogelzählungen im Ismaninger Teichgebiet zwischen 1967 und 1986. Verh. orn. Ges. Bayern 24: 591-606. – KUMARI, E. 1979: Estonian waterfowl moulting. Wildfowl 30: 90-98.
- LACK, D. 1954: The Natural Regulation of Animal Numbers. Oxford Univ. Press, Oxford. – LAURSEN, K. 1989: Estimates of Sea Duck Winter Populations of the Western Palearctic. Danish Rev. Game Biol. 13 H.6:1-22. – LAURSEN, K., S. PIHL, J. DURUINCK, M. HANSEN, H. SKOV, J. FRIKKE & F. DANIELSEN 1997: Numbers and Distribution of Waterbirds in Denmark 1987-1989. Danish Rev. Game Biol. 15 H. 1: 1-181. – DE LEEUW, J.J. & M.R. van EERDEN 1992: Size selection in diving Tufted Ducks *Aythya fuligula* explained by differential handling of small and large

mussels *Dreissena polymorpha*. Ardea 80: 353-362. – LEIPE, T. 1987: Bergente. In G. KLAFS & J. STÜBS: Die Vogelwelt Mecklenburgs. (nur in) 3. Aufl., S. 127-128. Aula-Verlag, Wiesbaden. – LEIPE, T. 1985: Zur Nahrungsökologie der Eisente (*Clangula hyemalis*) im Greifswalder Bodden. Beitr. Vogelkd. 31: 121-140. – LEIPE, T. & D. SELLIN 1983: Zum Vorkommen von Bergenten (*Aythya marila*) und Eisenten (*Clangula hyemalis*) auf dem Greifswalder Bodden. Orn. Rundbrief Mecklbg. 26: 34-47. – LEUZINGER, H. 1972: Zur Ökologie der Schellente *Bucephala clangula* am wichtigsten Überwinterungsplatz des nördlichen Alpenvorlandes. Orn. Beob. 69: 207-235. LEUZINGER, H. & S. SCHUSTER 1970a: Schellente. In H. JACOBY, G. KNÖTZSCH & S. SCHUSTER: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Beob. 67: Beiheft S. 97-98. – LEUZINGER, H. & S. SCHUSTER 1970b: Auswirkungen der Massenvermehrung der Wandermuschel auf die Wasservögel des Bodensees. Orn. Beb. 67: 269-274. – LEWARTOWSKI, Z., T. STAWARZYK & A. WINIECKI 1986: Wystepowanie ogorzalki *Aythya marila*, edredona *Somateria mollissima*, lodowki *Clangula hyemalis*, markaczki *Melanitta nigra* i uhlí *Melanitta fusca* w glebi Polski (The occurrence of Scaup *Aythya marila*, Eider *Somateria mollissima*, Long-tailed Duck *Clangula hyemalis*, Common Scoter *Melanitta nigra*, Velvet Scoter *Melanitta fusca* in inland areas in Poland). Acta Ornithologica 22: 51-93. – LINKOLA, P. 1960: Über das Geschlechtsverhältnis bei den Entenvögeln. Orn. Fennica 37: 36-45. – LINSELL, S.E. 1969: Pre-dusk and nocturnal behaviour of Goldeneye, with notes on population composition. Wildfowl 20: 75-77. – LITZBARSKI, H. 1987: Tafelente. In E. RUTSCHKE: Die Vogelwelt Brandenburgs. 2. Aufl. S. 137-138. Aula-Verlag, Wiesbaden. – LUNAU, C. 1932: Die Vogelwelt des Dummersdorfer Ufers. In Denkmalrat Lübeck (Ed.): Das Linke Untertraveufer (Dummersdorfer Ufer). S. 462-481. – LUDWICHOWSKI, I. 1996: Erstverpaarung und Partnertreue von Männchen einer norddeutschen Population der Schellente (*Bucephala clangula*). Corax 16: 388-392. – LUDWICHOWSKI, I. 1997: Langfristige Trends bei Flügellänge, Körpermasse und brutbiologischen Parametern erstbrütender Weibchen eines norddeutschen Bestandes der Schellente (*Bucephala clangula*). Vogelwarte 39: 103-116. MADSEN, F.J. 1954: On the food habits of the diving ducks in Denmark. Dan. Rev. Game Biol. 2: 157-266. – MARAN, J. 1983: On the moult migration and moult of diving ducks on the North Estonian coast. Orn. Fennica Suppl. 3: 46-47. – MATTHÄUS, W. 1992: Zur Ozeanographie der Lübecker Bucht. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 23/24: 18-33 – MEIER, W. 1974: Über jahresperiodisches Auftreten der Wasser- und Watvögel an dem Elbabschnitt zwischen Penkefitz und Hitzacker. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 6: 33-76. – MEWES, W. & K. TSCHIERSKE (1993): Die Bedeutung des FNB „Nordteil des Plauer Sees“ für den Durchzug und die Rast von Tauchenten und Blässhälften. Baltic Birds 6: 153-159. – MITSCHKE, A. & S. GARTHE 1994: Die Bedeutung des Mühlenberger Loches als Rast- und Nahrungsgebiet für Wasser- und Watvögel. Hamburger avifauna. Beitr. 26: 99-235. – MLIKOVSKY, J. & K. BURIC 1983: Die Reiherente. Neue Brehm Bücherei 556, Ziemsen, Wittenberg. – MØLLER, A.P. 1978: Nordjyllands Fugle - deres yngleudbredelse og trækforhold. Scand. Science Press, Klampenborg. – MØLLER, H. 1980: Die Bodenbesiedlung der Trave und ihre mögliche Beeinflussung durch das Kraftwerk Lübeck-Siems. Unveröff. Gutachten für die NWK AG. – MONVAL, J.-Y. & J.-Y. PIROT (1989): Results of the IWRB International Waterfowl Census 1967-1986. IWRB Special Publ. No.8. – MÜLLER, S. 1987: Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg - Jahresbericht für 1985. Ornith. Rundbr. Meckl. NF 30: 53-79. – MÜLLER, S. (1991, 1992-93, 1994, 1995): Bemerkenswerte avifaunistische Beobachtungen aus Mecklenburg - Vorpommern - Jahresbericht für 1989, ...1990, ...1991, ...1992. Ornith. Rundbrief. f. Meckl.-Vorp. 34: 69-93, 35:54-83, 36:61-92, 36: 93-120, 37: 66-103.

- NAUMANN, J.A. (1902) (Ed. C.R. Hennicke): Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas. Band 10, Köhler, Gera. (Erweiterte Ausgabe der Naturgeschichte der Vögel Deutschlands, Band 12, 1844). – NEHLS, G. 1991: Bestand, Jahresrythmus und Nahrungsökologie der Eiderente, *Somateria mollissima* L. 1758, im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Corax 14: 146-209. – NEHLS, G. 1995: Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima*) (L. 1758). Ber. Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel, No. 10. – NEHLS, H.W. 1961: Die Wasservogelzählung 1958 an der mecklenburgischen Ostseeküste. Falke 8: 158-161. – NEHLS, H.W. (1963, 1964, 1967, 1968 a&b, 1969, 1971, 1972): Die Wasservogelzählungen im Winter 1962/63, ...1963/64, ...1964/65, ...1965/66, ...1966/67, ...1967/68, ...1968/69, ...1969/70 an der mecklenburgischen Küste. Orn. Rundbrief Mecklbg. NF 1: 18-26, 3: 20-28, 6: 16-21, 7: 14-24, 8: 18-27, 9: 46-57, 12: 35-48, 13: 46-54. – NEHLS, H.W. 1974: Die Januarzählungen der Wasservögel in den Wintern 1970/71 und 1971/72 an der mecklenburgischen Ostseeküste. Orn. Rundbrief Mecklbg. NF 15: 29-43. – NEUBAUER, W. 1987: Schellente. In G. KLAFS & J. STÜBS: Die Vogelwelt Mecklenburgs. 3. Aufl., S. 132-133. Aula-Verlag, Wiesbaden. – NEUBAUER, W. 1988a: Ein Mauserplatz der Tauchenten im NSG „Krakower Obersee“. Orn. Rundbrief Mecklbg. 31: 25-29. – NEUBAUER, W. 1988b: Ein Beitrag zum Anatidenvorkommen des Krakower Sees. Beitr. Vogelk. 34: 253-285. – NILSSON, L. 1969a: The migration of the Goldeneye in north-west Europe. Wildfowl 20: 112-118. – NILSSON, L. 1969b: Food consumption of diving ducks wintering at the coast of South Sweden in relation to food resources. Oikos 20: 128-135. – NILSSON, L. 1970a: Local and Seasonal Variation in Sex-Ratios of Diving Ducks in South Sweden during the Non-Breeding Season. Orn. Scand. 1: 115-128. – NILSSON, L. 1970b: Food-seeking activity of south Swedish diving ducks in the non-breeding season. Oikos 21: 145-154. – NILSSON, L. 1972: Habitat Selection, Food Choice, and Feeding Habits of Diving Ducks in Coastal Waters of South Sweden during the Non-Breeding Season. Orn. Scand. 3: 55-78. – NILSSON, L. 1980: Wintering diving duck populations and available food resources in the Baltic. Wildfowl 31: 131-143. – NILSSON, L. 1981: Census methods for breeding ducks in South Sweden. Proc. Second Nordic Congr. Ornithol. 1979: 118-126. – NILSSON, L. 1984: The impact of hard winters on waterfowl populations of south Sweden. Wildfowl 35: 71-80.
- OLNEY, P.J.S. 1963: The food and feeding habits of Tufted Duck *Aythya fuligula*. Ibis 105: 55-62. – OLNEY, P.J.S. & D.H. MILLS 1963: The food and feeding habits of Goldeneye *Bucephala clangula* in Great Britain. Ibis 105: 293-300. – OLSEN, K.M. 1992: Danmarks Fugle - en oversigt. Dansk Orn. Forening, Kopenhagen. – OWEN, M. & M. DIX 1986: Sex ratios in some common British wintering ducks. Wildfowl 37: 104-112. – OWEN, M., G.L. ATKINSON-WILLES & D.G. SALMON 1986: Wildfowl in Great Britain. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- PALMER, R.S. 1976: Handbook of North American Birds, Waterfowl (Part 2). Yale Univ. Press, New Haven. – POUNDER, B. 1976: Wintering Flocks of Goldeneye at Sewage Outfalls in the Tay Estuary. Bird Study 23: 121-131. – PEDROLI, J.-C. 1982: Activity and time budget of Tufted Ducks on Swiss lakes during winter. Wildfowl 33: 105-112. – PEHRSSON, O. 1975: Regional, seasonal, and annual fluctuations of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. Viltrevy 9: 241-302. – PEHRSSON, O. 1976: Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala clangula* (L.) on the Swedish west coast. Ornis Scand. 7: 91-112. – PETERSEN, F.D. 1974: Trækket af ænder *Anatinæ* ved Blåvand 1963-71. Dansk orn. Foren. Tidsskr. 68: 25-37. – PIHL, S. & K. LAURSEN 1994: Bergente. In: TUCKER, G.M. & M.F. HEATH: Birds in Europe: their Conservation Status. S. 132-133. BirdLife Intern., Cambridge. – PÖYSÄ, H. 1996: Population estimates and the timing of waterfowl censuses. Ornis Fennica 73: 60-68.

- RADOMSKI, U. 1993: Bergente. In: BERNDT, R.K. & G. BUSCHE: Vogelwelt Schleswig-Holsteins, Entenvögel II. S. 46-52. Wachholz, Neumünster. – REICHHOLF, J. 1979: Die Schellente *Bucephala clangula* als Wintergast in Südbayern, speziell am unteren Inn. Anz. orn. Ges. Bayern 18: 37-48. – REICHHOLF, J. 1994: Die Wasservögel am unteren Inn - Ergebnisse von 25 Jahren Wasservogelzählung: Dynamik der Durchzugs- und Winterbestände, Trends und Ursachen. Mitt. Zool. Ges. Braunau 6: 1-92. – RIDGILL, S.C. & A.D. FOX 1990: Cold Weather Movements of Waterfowl in Western Europe. IWRB Special Publ. 13, Slimbridge. – RÜGER, A., C. PRENTICE & M. OWEN (1987): Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung des Internationalen Büros für Wasservogelforschung (IWRB) von 1967-1983. Seevögel 8: Sonderheft. – RUMOHR, H. 1988: Gewässerkundliches Gutachten zu geplanten Aufspülungsarbeiten in der Pötenitzer Wiek. Unveröff. Gutachten für die Hansestadt Lübeck. – RUTSCHKE, E. 1985: Bestandssituation und Entwicklungstrends von Wasservogelpopulationen in der DDR. Beitr. Vogelkd. 31: 7-34. – RUTSCHKE, E. 1989: Die Wildenten Europas. VEB Deutscher Landwirtschaftsverlag, Berlin. – RUTSCHKE, E. z.T. mit B. AHL 1969a,b, 1970, 1971, 1972, 1973, 1974..: Ergebnisse der Mittwinterzählung der Wasservögel 1969, ... der Wasservogelzählungen der Saison 1968/69, ..der Mittwinterzählung (1970) der Wasservögel der DDR, ..1971,..,1972,..,1973., Zählergebnisse Mittwinterzählung Januar 1974,.... Mitteilungen u. Berichte, Zentrale für die Wasservogelforschung der DDR: 1 H. 1: 15-20, 1 H. 2: 5-21, 2 H 2/3: 5-30, 3 H. 2/3: 12-37, 4 H. 2/3: 5-11, 5 H.1: 5-11, 6 H. 2/3: 5-11 und weitere. – RUTSCHKE, E. & H. LIEBHERR 1995: Bestand und Bestandsentwicklung einiger Wildentenarten in Ostdeutschland - Ergebnisse 25jähriger Wasservogelzählung. Beiträge Jagd- & Wildforschung 20: 261-273. – RUTSCHKE, E. & B. LITZBARSKI 1965: Über den Durchzug von Entenvögeln am Gülpener See (Kreis Rathenow). Veröff. Bezirksmus. Potsdam 9: 31-55 (Beiträge z. Tierwelt der Mark II). – RUTSCHKE, E., H. LITZBARSKI & G. SCHWEDE 1973: Untersuchungen zur Siedlungsdichte, Bestandsentwicklung, Biologie und Ernährung der Tafelente im Teichgebiet Peitz nebst Bemerkungen über das Vorkommen der Art in der DDR. Beitr. Jagd- und Wildforschung 8: 257-308. – RUTSCHKE, E. & T. WILKE 1994 a,b&c: Ergebnisse der Wasservogelzählungen in der Saison 1990/91, 1991/92 & 1992/93 (neue Bundesländer). *Bucephala* 1: 110-119, 120-126 & 127-134.
- SALOMONSEN, F. 1968: The moult migration. Wildfowl 19: 5-24. – SAVARD, J.-P. L. 1984: Territorial behaviour of Common Goldeneye, Barrow's Goldeneye and Bufflehead in areas of sympatry. *Ornis Scandinavica* 15: 211-216. – SAVARD, J.-P. L. 1988: Winter, spring and summer territoriality in Barrow's Goldeneye: characteristics and benefits. *Ornis Scandinavica* 19: 119-128. – SAYLOR, R.D. & A.D. AFTON 1981: Ecological aspects of Common Goldeneyes *Bucephala clangula* wintering on the upper Mississippi River. *Ornis Scand.* 12: 99-108. – SCHIFFERLI, L. 1992: Ergebnisse der Wasservogelzählungen von Mitte Januar, 1988 bis 1991. *Orn. Beob.* 89: 81-91. – SCHIØLER, E. L. 1926: Danmarks Fugle. Bd. 2. Gyldendanske Boghandel, Kopenhagen. – SCHLENKER, R. 1972: Notizen von einem Schlafplatz der Schellenten, *Bucephala clangula*, auf Fehmarn. *Corax* 4: 66-68. – SCHMIDT, E. 1990: Der Zug der Enten auf dem Mickow-See im NSG „Warnow-Seen“ in den Jahren 1976 bis 1986. *Orn. Rundbrief Mecklbg.-Vorp.* 33: 7-16 – SCHMIDT, G.A.J. 1986: Schellente. In U.D. SCHROETER: Vogelkundliches Tagebuch Juli - September 1984. Vogelkdl. Tgb. Schleswig-Holstein 12: 45. – SCHUBERT, C. M. NEUMANN & U. HOLM 1992: Benthologische, sedimentologische und fischereibiologische Untersuchungen des Dassower Sees. Unveröff. Gutachten für Landesamt f. Wasserhaushalt und Küsten, Schleswig-Holstein. – SCHUBERT, M. 1977: Tafelente. In G. KLAFS & J. STÜBS: Die Vogelwelt Mecklenburgs. (nur in) 1. Aufl., S. 116-117, Fischer Verlag, Jena. – SCHÜTT, R. 1979: Der Unterlauf der Trave als Winterquartier, Durchzugsgebiet und Brutplatz für Sumpf- und Wasservögel. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d.

Naturhist. Mus. Lübeck 16: 105-117. – SCHÜTT, R. 1994: Hybriden bei Tauchenten der Gattung *Aythya* - Beobachtungen vom Unterlauf der Trave bei Lübeck. Vogelwelt 115: 185-196. – SCHÜTT, R. 1995: Großgefiedermauser weiblicher Bergenten *Aythya marila* am Dassower See bei Lübeck weit außerhalb des Brutgebietes. Vogelwelt 116: 3-9. – SCHUSTER, S. 1970a: Mauserzug, Herbstdurchzug und Winterbestand häufiger Tauchenten im nördlichen Alpenvorland. Vogelwelt 91: 81-88. – SCHUSTER, S. 1970b: Tafelente. In H. JACOBY, G. KNÖTZSCH & S. SCHUSTER: Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Beob. 67: Beiheft, S. 89-91. – SCHUSTER, S. 1976: Die monatlichen Wasservogelzählungen am Bodensee 1961/62 bis 1974/75. Orn. Beob. 73: 209-224. – SCHUSTER, S. 1983: Tafelente & Reiherente. In OAG Bodensee: Die Vögel des Bodenseegebietes. Hrsg. Orn. Arb. Gem. Bodensee. S. 102-104 & 105-108. – SCHUSTER, S., V. BLUM, H. JACOBY, G. KNÖTZSCH, H. LEUZINGER, M. SCHNEIDER, E. SEITZ, P. WILLI u.a. 1983: Die Vögel des Bodenseegebietes. Hrsg. OAG Bodensee. – SCHWEDE, G. 1971: Untersuchungen über den Bestand der Tafelente (*Aythya ferina*) an den Peitzer Teichen. Beitr. Vogelkd. 17: 374-379. – SCHWERTFEGER, F. 1979: Ökologie der Tiere. Bd. 2: Demökologie. Parey, Hamburg & Berlin. – SELLIN, D. 1990: Fischlaich als Nahrung von Vögeln. Vogelwelt 111: 217-224. – SENOCAK, T. 1992: Fischerei in der Untertrave und Einfluß des Brackwassers auf die Fischfauna - Zum Lebensraum Untertrave aus fischereiologischer Sicht. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 23/24: 88-102. – SNOW, D.W. & C.M. PERRINS 1998: The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition, Oxford Univers. Press, Oxford. – SOVON 1987: Atlas van de Nederlandse Vogels. Arnhem – SOWLS, L.K. 1955: Prairie Ducks. Univ. Nebraska Press, Lincoln & London. – STREES, U.P. 1968: Ornithologischer Jahresbericht 1967 für das Hamburger Gebiet. Hamb. Avifaun. Beiträge 6: 33-112, (Reiherente S. 42-46). – STRESEMANN, E. 1940: Zeitpunkt und Verlauf der Mauser bei einigen Entenarten. J. Orn. 88: 288-333. – STRESEMANN, E. & V. STRESEMANN 1966: Die Mauser der Vögel. J. Orn. 107, Sonderheft. – STRUWE, B. 1988: Beobachtungen zum Aktivitätsrhythmus der Reiherente (*Aythya fuligula*) am Tagesschlafplatz Mechower See (DDR). Corax 13: 59-66. – STRUWE, B. 1993: Die Tauchenten (*Aythya*)-Rastbestände an den Tagesschlafplätzen der Eckernförder Bucht von 1985/86 bis 1990/91. Corax 15: 167-181. – STRUWE, B. & H. W. NEHLS 1992: Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählung im Januar 1990 an der Deutschen Ostseeküste. Seevögel 13, H. 2: 17-28. – STUDNITZ, G. von & M. DIEHL (Ed.) 1977: Leben im Schellbruch. Ber. Ver. „Natur u. Heimat“ u. d. Naturhist. Mus. Lübeck 15: 1-112. – SUTER, W. 1983: Schellente. In OAG Bodensee: Die Vögel des Bodenseegebietes. Hrsg. Orn. Arb. Gem. Bodensee. S. 114-115. – SUTER, W. 1982: Vergleichende Nahrungsökologie von überwinternden Tauchenten (*Bucephala*, *Aythya*) und Blässhuhn (*Fulica atra*) am Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee). Orn. Beob. 79: 225-254. – SUTER, W. 1991: Überwinternde Wasservögel auf Schweizer Seen: Welche Gewässereigenschaften bestimmen Arten- und Individuenzahl? Orn. Beob. 88: 111-140. – SUTER, W. & L. SCHIFFERLI 1988: Überwinternde Wasservögel in der Schweiz und ihren Grenzgebieten: Bestandsentwicklungen 1967-1987 im internationalen Vergleich. Orn. Beob. 85: 261-298. – SZIJJ, J. 1963: Zehn Jahre Entenzählung am Bodensee. Vogelwarte 22: 1-17. – SZIJJ, J. 1965: Ökologische Untersuchungen an Entenvögeln (*Anatidae*) des Ermatinger Beckens (Bodensee). Vogelwarte 23: 24-71. – SZIJJ, J. 1965b: Zur Ökologie der Tauchenten. Vogelwelt 86: 98-104. – SZIJJ, J. 1972: Some suggested criteria for determining the International Importance of Wetlands in the Western Palearctic. In E. CARP (Ed.): Proc. Int. Conf. Conserv. of Wetlands and Waterfowl, Ramsar 1971, S. 111-119. TAMISIER, A. 1985: Hunting as a key environmental parameter for the Western Palearctic duck populations. Wildfowl 36: 95-103. – THIEL, H. 1981: Aviturbation - eine Hypothese oder die Ramsar Konvention von 1971 zum Schutze der menschlichen Umwelt. Seevögel 2: 69-74. –

- THOMAS, G.J. 1982: Autumn and winter feeding ecology of waterfowl at the Ouse Washes, England. J. Zool., London 197: 131-172. – TOMIAŁOJC, L. 1990: Ptaki Polski. Warszawa. – TRAUGER, D.L. 1974: Looking out for the canvasback. Part I. Ducks Unlimited 38: 12-15, 30, 36. – TUISTE, C.H. & M. OWEN: Breeding waterfowl on British inland waters in 1980. Wildfowl 35: 157-172.
- VAN DER WAL, R. J. & P.J. ZOMERDIJK 1979: The moulting of Tufted Duck and Pochard on the IJsselmeer in relation to moult concentrations in Europe. Wildfowl 30: 99-108.
- WALLÉN, C.C. 1977: Climates of Central and Southern Europe. World Survey of Climatology. Bd. 6. Elsevier, Amsterdam. – WATERS, R. & M. POLLITT 1997: Mixed fortunes for our wintering waterfowl in 1995/96. BTO News 213: 8-9. – WIEDEMANN, J. & R. KAHNS 1993: Gutachten über die Auswirkungen des Schiffs- und Erholungsverkehrs im Bereich des NSG „Dassower See, Inseln Buchhorst und Graswerder (Plönswerder)“ nach Aufhebung der innerdeutschen Grenze. Unveröff. Gutachten für die Hansestadt Lübeck. – WILLI, P. 1970: Zugverhalten, Aktivität, Nahrung und Nahrungserwerb auf dem Klingnauer Stausee häufig auftretender Anatiden, insbesondere von Krickente, Tafelente und Reiherente. Orn. Beob. 67: 141-217. – WITTENBERG, J. 1967: Das Vorkommen der Reiherente im Hamburger Gebiet. Hamb. Avifaun. Beiträge 5: 1-31. – WITTENBERG, J. 1984: Reiherente. In HOLZAPFEL, C., O. HÜPPPOP & R. MULSOW: Die Vogelwelt von Hamburg und Umgebung. Bd. II, pp. 98-107. Wachholtz Verl. Neumünster. – WOAKES, A.J. & P.J. BUTLER 1983: Swimming and diving in Tufted Ducks (*Aythya fuligula*), with particular reference to heart rate and gas exchange. J. exp. Biol. 107: 311-329. – WOAKES, A.J. & P.J. BUTLER 1986: Respiratory, circulatory and metabolic adjustments during swimming in the Tufted Duck (*Aythya fuligula*). J. exp. Biol. 120: 215-231. – WOOLINGTON, D.W. 1993: Sex ratios of Canvasback wintering in Louisiana. J. Wildl. Managem. 57: 751-758.
- ZIEGLER, G. 1987: Zur Entstehung eines Mauserplatzes der Reiherente (*Aythya fuligula*) von überregionaler Bedeutung im nördlichen Westfalen. Vogelwelt 108: 67-70. – ZOMERDIJK, P.J. 1981: Geslachtsverhouding bij Brilduikers (*Bucephala clangula*) in het Winterhalfjaar. Watervogels 6: 53-64.