Aus dem Max-Planck-Institut für Verhaltensphysiologie,
Vogelwarte Radolfzell

Der Einfluss von Störungen auf überwinternde Wasservögel am westlichen Bodensee

Hans-Günther Bauer, Herbert Stark und Peter Frenzel

Die wenigen nahrungsökologisch attraktiven, störungsarmen Rast- und Überwinterungsgewässer Mitteleuropas werden für brütende und vor allem wandernde Wasservogelarten immer bedeutungsvoller. Der Bodensee hat sich vor allem für Tauchenten (*Aythya* sp.) nicht zuletzt durch die Einwanderung der Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* (vgl. Jacoby & Leuzinger 1972) zu einem der bedeutendsten Überwinterungs- und Zugrastplätze in Mitteleuropa entwickelt (Suter 1982a, b, Schuster et al. 1983). Von internationaler Bedeutung sind dabei das Ermatinger Becken und die Hegnebucht (Gnadensee), wegen ihrer Winterbestände von Krickente *Anas crecca*, Löffelente *A. clypeata*, Schnatterente *A. strepera* und Kolbenente *Netta rufina* (Zuur et al. 1983, Marti 1987, Jacoby & Dienst 1988). Auch für den Singschwan *Cygnus cygnus* werden die Gebiete zunehmend bedeutsamer (vgl. Schneider-Jacoby et al. 1991).

Störungen dieser rastenden oder überwinternden Wasservögel wurden qualitativ schon in den sechziger Jahren aufgezeichnet. Szijj (1965) vermerkt, dass die meisten Störungen auf den Menschen – und hier fast ausschliesslich auf Jagd und Bootsverkehr – zurückzuführen sind. Greifvögel, von denen Seeadler *Haliaeetus albicilla*, Rohrweihe *Circus aeruginosus* und Wanderfalke *Falco peregrinus* Erwähnung finden, spielten dagegen eine untergeordnete Rolle. Schneider (1986) fand ebenfalls nur eine geringe Bedeutung des Störfaktors Greifvogel, konnte jedoch eine starke Zunahme der Störungen durch Boote belegen. Nach Aufhebung der Gemeinschaftlichen Wasserjagd 1985/86 (z.B. Frenzel & Schneider 1987, Meile 1991) ist einer der gravierendsten Vertreibungs- und Stressfaktoren nicht mehr wirksam.

Diese Arbeit hat zum Ziel, alle in den Winterhalbjahren 1988/89, 1989/90 und 1990/91 erfassten bedeutsamen Störfaktoren wie Wasserfahrzeuge, Flugzeuge, Personen am Ufer, Greifvögel und Grossmöwen etc. zu dokumentieren und ihre Vertreibungswirkung auf Wasservogelarten zu analysieren. Die Ergebnisse sollen Grundlagen für langfristige Managementprogramme liefern, um unseren einheimischen und wandernden Wasservögeln optimalen Schutz vor allem während der physiologisch sensiblen Zug- und Überwinterungsperioden zu gewährleisten, die hohe Anforderungen an den Energiehaushalt der Vögel stellen.

Dank. Die vorliegende Arbeit wurde von der Stiftung «Rheinfonds» der Sandoz AG in Basel finanziert, für deren grosszügige Unterstützung wir uns herzlich bedanken. Der Naturschutzbund Deutschland («DBV») hat die Feldarbeit in vielfältiger Weise gefördert, und vor allem die fachliche Beratung durch H. Jacoby und M. Schneider-Jacoby trug wesentlich zum Zustandekommen der Arbeit bei. Für wertvolle Vorschläge zur Veränderung des Manuskriptes geht unser Dank an V. Keller und H.-W. Ley. Schliesslich möchten wir uns herzlich bedanken bei J. Klapper, der bei der englischen Übersetzung half, und bei M. Krome und S. Grünberger für die Unterstützung bei der Herstellung einiger Abbildungen.

[1] unter Mitarbeit von Karl-Heinz Kolb, Bernhard Porer und Roland Sokolowski.

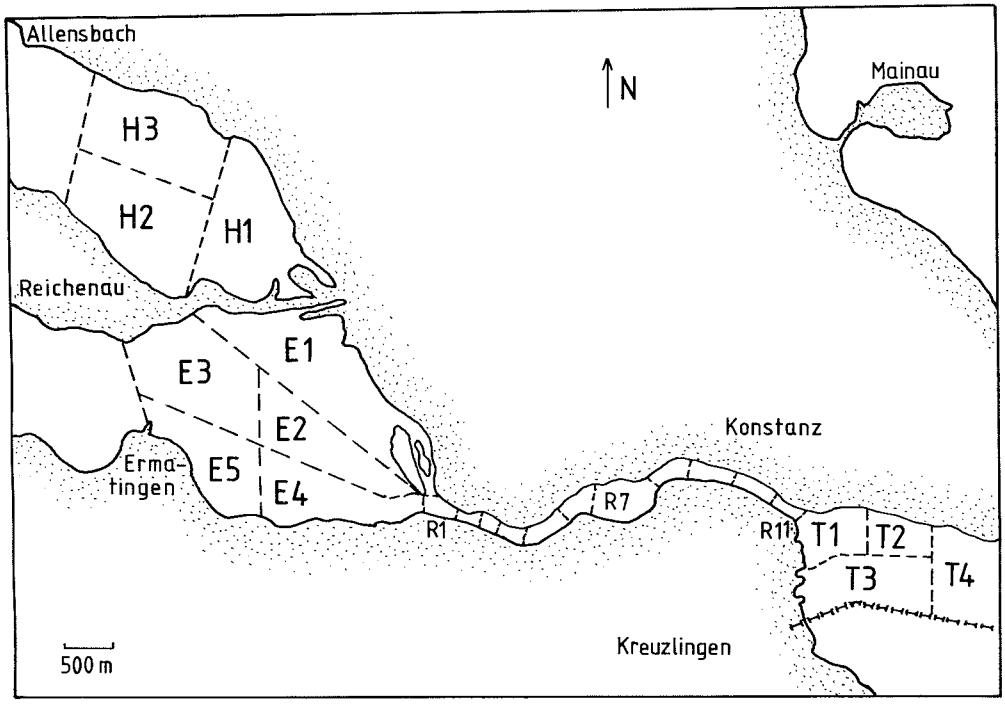

Abb. 1. Die Lage der Untersuchungsgebiete Hegnebucht (H1–H3), Ermatinger Becken (E1–E5) und Seerhein/Konstanzer Trichter (R1–R11, T1–T4) am westlichen Bodensee. – *Location of study sites Hegne Bay (H1–H3), Ermatingen Basin (E1–E5) and Seerhein/Constance Bay (R1–R11, T1–T4) at the western part of Lake Constance.*

1. Material und Methoden

1.1. Untersuchungsgebiete

Die drei Untersuchungsgebiete befinden sich am Westrand des Obersees bzw. im Übergangsbereich zum Untersee (Abb. 1).

1.1.1. Hegnebucht (Heg)

Die Heg (untersuchte Wasserfläche etwa 2 km^2) ist der nach E hin abgeschlossene Teil des Gnadensees mit ausgeprägtem Flachwasserbecken ohne Einfluss grösserer Strömungen. Der Ostteil der Bucht (H1 in Abb. 1) ist Teil des Naturschutzgebietes «Wollmatinger Ried–Untersee–Gnadensee» (vgl. Jacoby & Dienst 1988). Durch den Bruckgraben besteht eine enge Verbindung vom Gnadensee zum Ermatinger Becken, die auch von Bootsfahrern genutzt wird (nicht abgebildet). Die offene Seefläche verläuft in NW-Richtung und ist dadurch vor allem im nördlichen Teil der Bucht stark windexponiert. Die schlammigen und sandigen Flachwasserbereiche frieren in kalten Wintern, beginnend in H1, häufig zu, weil die Strömungen gering sind. Dadurch sind sie für die meisten Wasservögel blockiert. Die Winter der letzten Jahre waren mit Ausnahme von 1990/91 so mild, dass auch dieser Seeteil fast immer eisfrei blieb und für Vögel nutzbar war. Aufgrund der geringen Aktivität dort festgestellter Tauchenten – selten waren mehr als 10% des Bestandes auf Nahrungssuche– liegt die Hauptbedeutung der Heg in der Nutzung als Ruheplatz. Da die Nahrungsplätze im Seerhein (s. Kap. 1.1.3.) tagsüber stark gestört sind, sind Vögel auf störungsarme

Ausweichplätze wie die Heg angewiesen. In den Wintermonaten 1988/89 nutzten bis 10000 Tauchenten (Dekade 8; Einteilung mit Beginn Dekade 1 vom 13.–22. Okt., Dekade 8 22.–31. Dez.) die Heg zum Ruhen, vor allem in den Bereichen H1 und H3. 1989/90 waren es bei einem ersten Gipfel Mitte Oktober knapp 14000, in Dekade 8 immer noch etwa 8000. Das Jahr 1990/91 fällt dagegen, ähnlich wie im Ermatinger Becken (s. unten), deutlich ab. Zudem sind die Bestände im Januar und Februar aufgrund der Witterung stark reduziert.

Im Spätherbst hat die Bucht auch Bedeutung als Nahrungs- und Rastplatz für 2000–4000 Gründelenten (mit Maxima jeweils im Nov.). Hierbei sind vor allem Rastbestände in den Tiefwasserbereichen von H2 und H3 mit bis zu 2700 Krickenten, 1200 Löffelenten und 600 Schnatterenten bemerkenswert. Im Vergleich zu den beiden anderen Untersuchungsgebieten ist die Zahl rastender und nahrungssuchender Blässhühner in der Heg nicht sehr bedeutend. 1988/89 und 1989/90 wurden maximal 2000, 1990/91 etwa 3000 Blässhühner gezählt, meist in H1.

1.1.2. Ermatinger Becken (Erm)

Wie die Heg ist auch das Erm (Wasserfläche etwa 5 km^2) ein relativ abgeschlossenes Seebecken. Es weist jedoch an seinem Südrand durch die Rheinrinne eine Wasserverbindung zwischen der Konstanzer Bucht (Obersee) im E und den tieferen Regionen des Untersees im W auf (Abb. 1; Szijj 1965). Durch die hier auftretende Strömung bleibt dieser Seeteil auch in sehr kalten Wintern meist eisfrei. Im Spätherbst und Winter fällt der grösste Teil des Flachwasserbereiches trocken. Der nordöstliche Teil des Beckens ist Teil des Naturschutzgebietes «Wollmatinger Ried–Untersee–Gnadensee». Eine genaue Gebietsbeschreibung mit Angaben zu Gewässer-Vegetation und Nahrungsangebot findet sich bei Szijj (1965), Kiefer (1972), Zuur et al. (1983), Schneider (1986) und Frenzel & Schneider (1987).

Im Erm liegen die Hauptruheplätze der Tauchenten, von denen etwa 90% Reiher- und Tafelenten sind, in Abhängigkeit von Eisbildung und Störungen in den Teilgebieten 1, 3 und 4. In den ersten beiden Untersuchungsjahren wurden dort Maxima von 14000 (Jan. 89) bzw. 10000 (Dez. 89) erreicht. 1990/91 lag der Tauchentenbestand wesentlich niedriger und brach gegen Anfang Dezember – wohl infolge der kalten Witterung – kurzfristig zusammen. Die Kolbenente wird in grösserer Zahl (bis 2000 Ex.) generell nur bis Dezember festgestellt.

Auch für mehrere Gründelentenarten hat das Erm grosse Bedeutung. Der Bestand der Krickente (max. über 6000 Ex.) und Löffelente (max. ca. 2000) nimmt nach einem Maximum im Oktober und November zum Winter hin stark ab. Dagegen verbleiben Schnatterente *Anas strepera*, Spiessente *A. acuta* und Singschwan den ganzen Winter über im Gebiet, wobei die Gebietsansprüche stark variieren und bei den letztgenannten Arten auch die tieferen Wasserbereiche von E4 und E5 einschliessen.

Im Spätsommer ankommende Blässhühner (bis 6000 Ex.) sind bis Januar zum grössten Teil aus dem Gebiet abgezogen. Limikolen – darunter vor allem Kiebitz *Vanellus vanellus*, Alpenstrandläufer *Calidris alpina* und Grosser Brachvogel *Numenius arquata* – nutzen zur Überwinterung vor allem die trockengefallenen Flächen E1 und E4, in trockenen Wintern auch E3 (vgl. Schneider 1986).

1.1.3. Seerhein und Konstanzer Trichter (R/T)

Der Seerhein mit der Rheinrinne (Wasserfläche 1 km^2) ist durch tiefere Bereiche gekennzeichnet. Nur in R8 (Abb. 1) befinden sich ausgedehntere Flachwasserbereiche. Die Rheinrinne ist bis in grössere Tiefen stark mit Dreikantmuscheln bewachsen (Cleven 1990) und daher speziell für Tauchenten attraktiv. In den Nachtstunden konnten dort bis zu 25000 Tauchenten registriert werden (nach Beobachtungen mit einem

Nachtsichtgerät, Frenzel & Kolb unveröff.). Aufgrund der geringen Fläche und dadurch bedingten hohen Störanfälligkeit dieses Bereiches sind die Tagesbestände im Seerhein sehr gering. Die Zahlenangaben der Tageszählungen beziehen sich daher auf den Konstanzer Trichter.

Im Konstanzer Trichter (Wasserfläche 2 km^2; nur der deutsche Teil wurde erfasst) herrschen in den verschiedenen Zonen ebenfalls Tiefwasserbereiche vor. Seichtere Teile sind hier überwiegend kiesig. Die Bucht weist wie die Rheinrinne einen bedeutenden Bewuchs an *Dreissena* auf. Ab November können in T1 und T2 tagsüber Bestände von bis zu 8000 (1988/89) bzw. 12000 (1989/90) ruhenden Tauchenten erreicht werden. Daneben sind Blässhuhnbestände von bis zu 4000 Ex. (1988/89) bzw. 2000 Ex (1989/90) von Bedeutung, die die Teilbereiche T1 und T2 meist ebenfalls zum Ruhen nutzen. Für Gründelenten ist das Gebiet offensichtlich wenig attraktiv, da es kaum seichte Stellen aufweist und daher als Nahrungsareal nicht in Frage kommt. Grössere Bedeutung hat dieser Bereich wiederum – da er den Übergang zum Tiefenbecken des Obersees darstellt – für überwinternde Schellenten *Bucephala clangula*, von welchen bis zu 800 Vögel registriert wurden (Abb. 2).

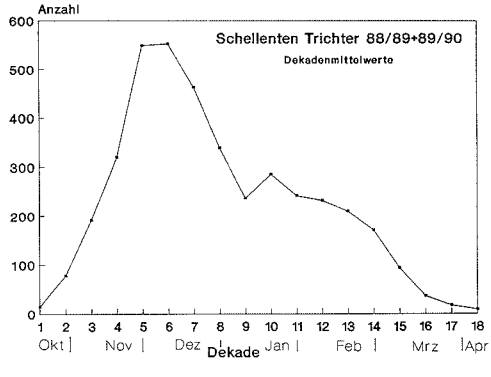

Abb. 2. Der Bestand der Schellente im Konstanzer Trichter nach Dekadenmittelwerten der beiden Jahre 1988/89 und 1989/90. – *Numbers of Goldeneye wintering in the Constance Bay area, given as average values for 18 ten-day-intervals («dekade») of the years 1988/89 and 1989/90.*

1.2. Methodik

Zur Vereinfachung der Protokollierung und Zählungen waren alle Gebiete in Teilareale untergliedert; das Erm in die 5 von Frenzel & Schneider (1987) dargestellten Bereiche und die Heg in 3. In beiden Gebieten entspricht Teilbereich 1 dem oben genannten Naturschutzgebiet.

Die Bestandserhebungen wurden von verschiedenen Bearbeitern zeitgleich durchgeführt, wobei sich in jedem Winter mindestens 70 Zählungen ergaben. Die Termine wurden mit einem Zufallsgenerator bestimmt. Im Minimum fanden 2, maximal 7 Zählungen pro Dekade statt. Bestandserfassungen wurden im Erm und Heg in allen drei und im R/T in den ersten beiden Wintern durchgeführt.

Die Zählungen wurden in den frühen Mittagsstunden begonnen und mit Kenntnis aller Vogelbestände abgeschlossen. Alle Wasservogelarten mit Ausnahme der kleinen Möwen wurden erfasst und auf Vordrucken protokolliert. Das Auftreten von Störungen wurde getrennt notiert. Die Angaben zum Auftreten der Störfaktoren sind als Minimalwerte zu betrachten, da Störungen bedingt durch die Grösse des Gebietes oft erst registriert werden, wenn sie auffällige Verhaltensänderungen bzw. Fluchtreaktionen der Vögel auslösen.

In den Störprotokollen wurden folgende Parameter so genau wie möglich festgehalten: Zeitpunkt, Teilfläche, Auslöser und Folgen der Störung.

Einflüsse der Witterung und der Pegelstände wurden in den 3 Untersuchungsjahren nicht detailliert untersucht. Es ist offensichtlich, dass Bestandszahlen überwinternder Wasservögel sowohl von diesen Einflüssen als auch vom Bruterfolg im vorangegangenen Brutjahr abhängig sind. Auf die Frage der Störungsanfälligkeit von Wasservogeltrupps bei Trockenfallen bzw. Überfrieren grosser Flächen wird in der Diskussion näher eingegangen.

Bei der Protokollierung von Störereignissen (und der späteren Analyse) wurden die im Folgenden genannten Störfaktoren unterschieden: fb = Fischerboot (kleine, offene Boote, meist mit Aussenbordmotor, besetzt mit Berufs- oder Sportanglern); mb = Motorboot (± geschlossene Sportfahrzeuge, Motoryachten); rb = Ruderboote (ohne Motor); ka = Kanu, Kajak; vb = Behördenfahrzeuge (mittelgrosse, geschlossene Motorboote); P = Personen am Ufer/auf dem Eis; Su = Surfer; F = Flugzeuge und Hubschrauber; GM = Grossmöwen (vor allem Weisskopfmöwen *Larus cachinnans*, selten auch Mantelmöwen *L. marinus*); G = Greifvögel (von Bedeutung hier vor allem Habicht *Accipiter gentilis*, Rohrweihe *Circus aeruginosus*, Seeadler *Haliaeetus albicilla*, Wanderfalke *Falco peregrinus* und – nur für Limikolen – Merlin *F. columbarius*); S = Säugetiere und Sonstiges.

Bei der Auswertung wurde die Reaktion der Wasservögel auf Störungen wie folgt unterschieden. Die schwächste Reaktion bestand im Ausweichen durch Wegschwimmen, das oft bei Blässhühnern *Fulica atra*, Stockenten *Anas platyrhynchos*, Höckerschwänen *Cygnus olor* und Singschwänen beobachtet wird. Etwas stärker wurde kurzes Auffliegen gewertet, bei dem die Vögel gleich nach der Störung wieder an ihren Ursprungsort zurückkehrten. Als starke Reaktion wurde die Verlagerung der Wasservögel in ein störungsfreies Teilareal im Untersuchungsgebiet betrachtet, und die stärkste Reaktion bestand im Verlassen eines Untersuchungsgebietes.

Definitionen

Störfaktor/-quelle: Jedes Lebewesen oder Fahrzeug, das potentiell bei Wasservögeln Störfälle auslösen könnte.

Störereignis: Das Auftreten einer Störquelle in der Nähe rastender oder nahrungssuchender Wasservögel. Nicht eingeschlossen sind hierbei: unbesetzte ankernde Boote, Personen auf Uferpromenaden und schon vor Beobachtungsbeginn anwesende ruhende Greifvögel und Grossmöwen.

Störung: Sichtbare Wirkung eines Störereignisses durch Ausweichen oder Flucht der anwesenden Wasservögel.

Dekadenmittelwert: Durchschnitt der Bestandszahlen einer Vogelart in einer Dekade.

2. Ergebnisse

2.1. Die Belastung der Untersuchungsgebiete durch Störungen

Aus früheren Untersuchungen von Schneider (1987) liegen über den Störfaktor

Tab. 1. Entwicklung des Faktors «Bootsverkehr» im Ermatinger Becken in den letzten 10 Jahren. Angegeben ist die Anzahl Störereignisse pro «Einheitstag» (= 8 Beobachtungsstunden). Nach M. Schneider (1987), ergänzt. Zeitraum Anfang Dezember bis Ende Februar. – *Development of different boating activities at Ermatingen Basin, Lake Constance during the months December thru February, from 1980 to 1989. From M. Schneider (1987), supplemented.*

Winter	1980/81	1982/83	1983/84	1985/86	1989/90
Beobachtungstage[a]	25	18	41	24	19
Fischerboote	0,4–0,8	1,17	1,17	1,79	1,26
Verwaltungsboote	0,24–0,46	0,56	1,34	1,46	0,47
Motorboote	0,04	0,00	0,12	0,40	0,42
Kanus, Kajaks	0,00	0,33	0,17	0,79	1,84
Ruderboote	0,16	0,50	0,00	0,00	0,79
Summe	1,24	2,56	2,80	4,29	4,78

[a] berechnet in «Einheitstagen» als Summe Beobachtungsstunden/8. Das Ergebnis wurde gerundet. – *Observation days: calculated as sum of observation hours/8. The result was rounded.*

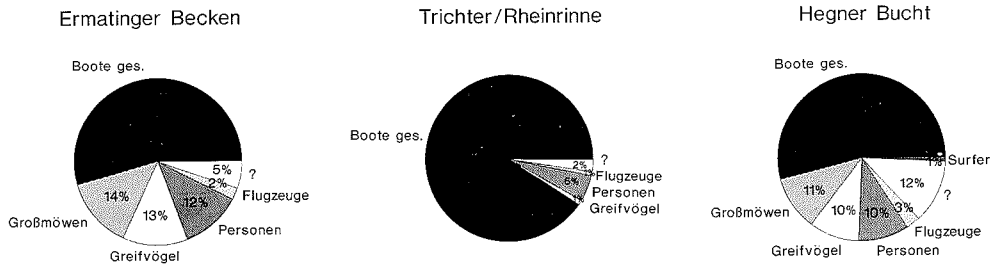

Abb. 3. Prozentualer Anteil der einzelnen Störfaktoren an der Gesamtzahl registrierter Störereignisse: a) Ermatinger Becken (alle 3 Jahre) n = 343; b) Trichter und Rheinrinne (nur 1988/89) n = 262; c) Hegnebucht (alle 3 Jahre) n = 113. – *Proportion (%) of individual factors causing disturbance among wintering wildfowl at the study sites: a) Ermatingen basin n = 343; b) Constance bay and Rheinrinne (only 1988/89) n = 262; c) Hegne bay (3 yrs combined) n = 113.*

«Boote» für das Erm bereits Daten vor. Um Vergleichswerte zu den dort ermittelten Werten zu erhalten, wurde exemplarisch für den Winter 1989/90 die durchschnittliche Anzahl auftretender Boote von Anfang Dezember bis Ende Februar berechnet. Ungeachtet der Störwirkung wurde nach Tab. 1 der Störfaktor Boot demnach 4,78mal pro Einheitstag (8h) registriert. Dies entspricht einer Häufigkeit von 0,6 Störereignissen/h. Aufgrund einiger störungsfreier Tage ergaben sich im ganzen Beobachtungszeitraum (Oktober bis April) 1,89 Störereignisse pro Einheitstag bzw. 0,24 pro h. Im gleichen Zeitraum des Untersuchungsjahres 1988/89 waren folgende Werte ermittelt worden: 4,67 Störereignisse/Einheitstag bzw. 0,58 Störereignisse/h.

Neben Booten spielen auch andere Faktoren eine wichtige Rolle als Auslöser von Störungen. Insgesamt wurden die Vögel im Erm in den drei Untersuchungsjahren im Mittel 0,2–1,1mal pro h gestört – dies entspricht 1,5–8,6 Störereignissen pro Einheitstag. Für die Heg ergeben sich im gleichen Zeitraum Werte von 0,2–0,4 Störereignissen/h bzw. 1,9–3,5 Störereignissen/d. In R/T wurden 1988/89 Werte von 0,87 Störereignissen/h und 6,96 Störereignissen/d ermittelt. Der prozentuale Anteil der Faktoren an den Störereignissen in den drei Gebieten ist aus Abb. 3 a–c zu ersehen. In allen drei Gebieten sind Boote als Störquelle dominierend (53, 54 bzw. 91%). Im Gegensatz zu Erm und Heg spielen in T neben der Vielzahl an Booten Greifvögel und Personen kaum eine Rolle, und Grossmöwen gar keine. Hauptverursacher von Störungen in diesem Bereich (vor allem T3 und T4) ist der dichte Bootsverkehr.

2.2. Die Störfaktoren und ihre Wirkungen

Störfaktoren weisen unterschiedlich starke Störwirkung auf. Die Wirkung von Greifvögeln, Grossmöwen und Surfern ist als sehr hoch einzustufen. Der Faktor Surfer

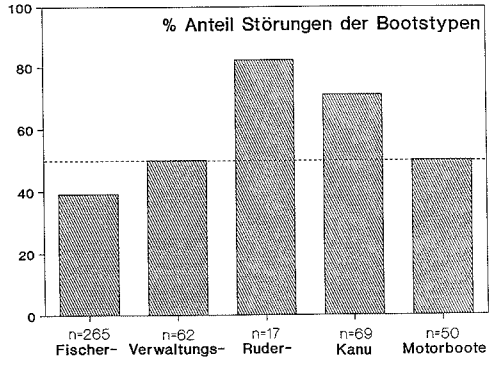

Abb. 4. Anteil störender Boote der verschiedenen Bootstypen in allen Gebieten in den drei Untersuchungsjahren. – *Amount of disturbances (%) caused by different boat types at the study sites during the 3 years. From left to right: fishing boat, usually outboard; administrative boat; rowing boat; kayak, canoe; motor boat, motor-driven yacht.*

ist jedoch in dieser Zusammenstellung nicht seiner Störstärke entsprechend aufgeführt, da die hier untersuchten Gebiete von Surfern vergleichsweise wenig frequentiert werden.

Für Boote ergibt sich ein wenig eindeutiges Bild der Störwirkung. Im Erm bewirkten Boote in den 3 Jahren in 53 – 58 % der Fälle Störungen. Die Zahlen für den Trichter sind wesentlich geringer (39 %), die für die Heg höher (71 %, jeweils Daten für 1988/89).

Auch unter den Bootstypen lassen sich Unterschiede in den Störwirkungen feststellen (Abb. 4). Werden alle Gebiete und Beobachtungsjahre zusammengefasst, ergibt sich die stärkste Störwirkung demnach bei Ruderbooten und Kanus, während Motor-, Verwaltungs- und Fischerboote nur in bis zu 50 % der Fälle eine Störwirkung zeitigten. Zu beachten ist bei der relativ geringen Störwirkung der Fischerboote die Tatsache, dass sie sich oft schon vor Zählbeginn in den Untersuchungsgebieten befanden, die Störungen also zu einem früheren Zeitpunkt stattgefunden haben können.

Auch im Jahresverlauf ergeben sich in den Störwirkungen der Boote Unterschiede. Von Oktober bis Februar wirken Boote im Erm in etwa 80 % der Fälle störend. Dieser Anteil sinkt im März aber drastisch ab, und im April wurde kein Boot mehr als störend registriert. Abb. 5 zeigt, dass von Dezember bis Februar eine anhaltend grosse Zahl von Booten auftritt, die nur im Mo-

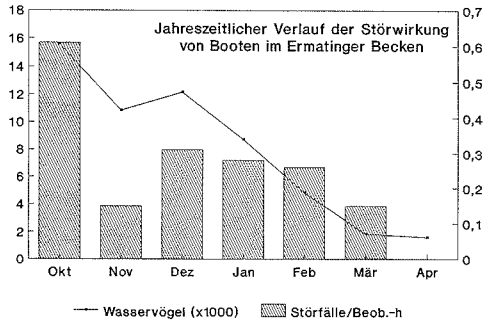

Abb. 5. Jahreszeitlicher Verlauf der Störwirkung von Booten im Erm für die drei Untersuchungsjahre. y-Achse 1 (links) und Kurve: Vogelbestände im Jahresverlauf (1000). y-Achse 2 (rechts) und Balken: Anzahl Störungen/Beobachtungsstunde. – *Annual pattern of disturbances per observation hour caused by boats at Ermatingen Basin during the 3 years (y-axis on right; hatched columns) and numbers of wintering wildfowl (in thousands) during the same period (y-axis on left, straight line).*

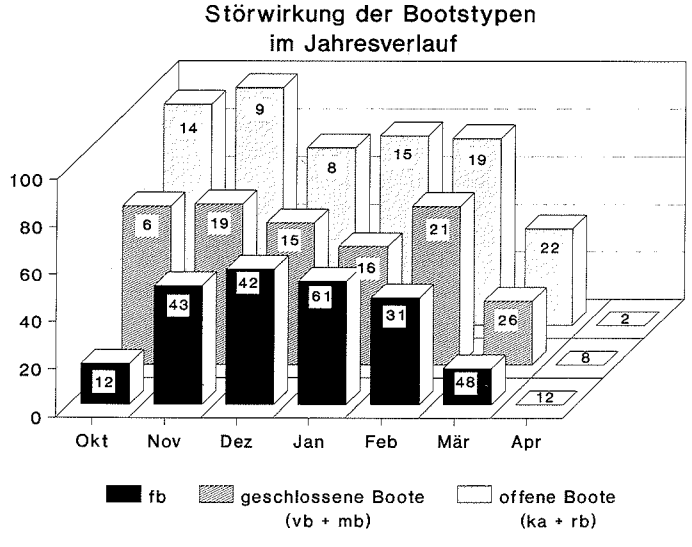

Abb. 6. Der prozentuale Anteil der Störwirkung verschiedener Bootstypen im Jahresverlauf. Alle Gebiete und alle Beobachtungsjahre kombiniert. fb = Fischerboote, vb = Behördenfahrzeuge, mb = Motorboote, ka = Kanu, Kajak, rb = Ruderboote. – *Proportion (%) of disturbances caused by different boat types in the course of the year. All areas and all years combined. Number in columns: observations. fb = fishing boat, vb = administrative boat, mb = motor boat, ka = kayak, canoe, rb = rowing boat.*

Tab. 2. Die Störstärke der verschiedenen Bootstypen und anderer wichtiger Störfaktoren in den drei Untersuchungsgebieten (alle 3 Jahre). Prozentualer Anteil der beobachteten Reaktionen der Wasservögel. – *Intensity of reaction by waterfowl to disturbances caused by a) different boat types and b) other important disturbance factors in the three study areas (all years combined). Percentage of observations of birds reacting by swimming away, by flying up to return to the same spot, by flying to an undisturbed area or by leaving the study site altogether. From top to bottom: fishing boats, «closed» boats (yachts/motor boats etc.), «open» boats (rowing boats/canoes etc.), humans, raptors, large gulls, aeroplanes, unknown causes.*

	n	Weg-schwimmen	kurzes Auffliegen	Ver-lagerung	Verlassen des Gebietes
a) Bootstypen					
Fischerboote	104	2	23	71	4
geschlossene Boote	57	11	30	54	5
offene Boote	62	5	6	79	10
b) andere Störfaktoren					
Personen	32	9	9	75	6
Greifvögel	51	0	55	43	2
Grossmöwen	50	0	34	60	6
Flugzeuge	9	0	55	45	0
unbekannte Ursache	31	13	16	45	26

nat davor und danach etwas geringer ist (nicht signifikant). Aufgrund der hohen Bootszahlen im Oktober werden in diesem Monat vor allem durch Segelyachten, Motorboote und Kanus aussergewöhnlich viele Störungen ausgelöst (Abb. 6). Offensichtlich steht die starke Abnahme der Störwirkung im Frühjahr in Zusammenhang mit den im Gebiet anwesenden Wasservögeln, deren Bestandszahlen bis April auf ⅓–¼ gegenüber dem Oktober absinken (Abb. 5). Aus Abb. 7 ist ersichtlich, dass Störfaktoren bei Beständen von 5000 und mehr Vögeln in über 50% der Fälle eine Störwirkung erzielen. Dagegen ist die Störwirkung bei niederen Beständen wesentlich geringer. Der Zusammenhang ist auf dem 0,1-%-Niveau signifikant ($Chi^2 = 13{,}5$, 1 df). Ein Einfluss der Jahreszeit auf dieses Ergebnis lässt sich jedoch nicht völlig ausschliessen, da eine Auswertung dreier Teilperioden ergab, dass nur im Frühjahr (Dekade 13–18) ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen Störungen und Vogelbeständen besteht. Jedoch ist in Dekade 7–12 derselbe Trend erkennbar.

Um ein objektiveres Mass für die Störstärke der verschiedenen Faktoren zu erhalten, wurde untersucht, welche Reaktionen die Wasservögel auf die jeweiligen Störfaktoren zeigten (vgl. Kap. 1.2.), wobei nur auffällige Störungen betrachtet wurden (Tab. 2). Die verschiedenen Bootstypen zeigten hochsignifikant unterschiedliche Wirkungen ($Chi^2 = 37{,}0$, 6 df, $p < 0{,}001$), wobei offene Boote die heftigsten Reaktionen auslösten. Fast 90% der Vögel reagierten auf sie durch Aufsuchen eines anderen Teilareales im Untersuchungsgebiet oder durch Verlassen des Gebietes. Ebenfalls stark war die Reaktion auf Fischerboote, jedoch ist die geringere Zahl schwächerer Reaktionen im Vergleich zu offenen Booten gesichert ($Chi^2 = 14{,}2$, 3 df, $p < 0{,}01$). Für die geschlossenen Bootstypen wurden schliesslich in der Mehrzahl schwächere Reaktionen festgestellt (Unterschied zu Fischerbooten signifikant, $Chi^2 = 9{,}6$, 3 df, $p < 0{,}05$, zu offenen Booten hochsignifikant, $Chi^2 = 24{,}6$, 3 df, $p < 0{,}001$). Von den anderen wichtigen Störfaktoren ist die Wirkung der Grossmöwen gesichert stärker als die der Greifvögel ($Chi^2 = 10{,}8$, 2 df, $p < 0{,}01$). Dies ist darauf zurückführbar, dass in Erm und Heg überwinternde Weisskopfmöwen – wie für die Camargue beschrieben (Tamisier 1970) – schwache bzw. kranke Vögel angreifen und töten. Im benachbarten R/T konnte dieses Verhalten der Weisskopfmöwen (und auch eine derar-

tige Störwirkung) im Untersuchungszeitraum nicht beobachtet werden. Mantelmöwen, von denen ein entsprechendes Jagdverhalten schon länger bekannt ist (Glutz & Bauer 1982), sind seltene Wintergäste und treten als Störfaktor dementsprechend nur sporadisch in Erscheinung.

Neben der Stärke der Reaktion gibt auch die Anzahl auffliegender Vögel Auskunft über die Wirkung eines Störfaktors. Exemplarisch wurde daher für das Erm (1988/89) untersucht, welche Störungen die grösste Vertreibungswirkung hatten. Zu dieser Analyse standen 130 Störungen an 44 Untersuchungstagen zur Verfügung. In 45 Fällen (34,6%) waren mehr als 1000 Wasservögel von einer Störung betroffen (Tab. 3, Kolonne A), und dies entsprach in 21 Fällen einem Anteil von mehr als 50% der anwesenden Vögel. In 7 weiteren Fällen (Tab. 3, Kolonne B) waren über 50% der anwesenden Vögel, aber weniger als 1000 Ex. betroffen. Insgesamt gehen 23 dieser stärksten Störungen auf menschliche Verursachung und ebenso viele auf Prädatoren zurück (dazu kommen 6 Fälle unbekannter Ursache).

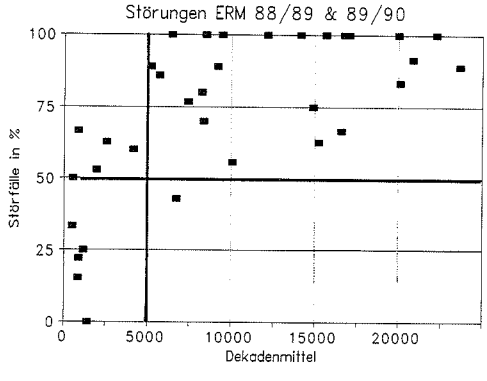

Abb. 7. Der Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil Störungen (y-Achse) und der Grösse des Wasservogelbestandes (x-Achse) im Erm 1988/89 und 1989/90. Fettgedruckte Linien stellen die Grenzwerte für die Berechnung des statistischen Zusammenhanges dar ($Chi^2 = 13.5$, $p < 0{,}001$). – *Correlation between frequency of disturbances (y-axis) and the number of wintering wildfowl (x-axis) in Ermatingen basin during 1988/89 and 1989/90. Bold lines indicate limits for the calculation of statistical correlations ($Chi^2 = 13.5$, $p < 0.001$).*

Tab. 3. Die grössten registrierten Störungen und ihre Verursacher im Erm 1988/89 (ohne Flugzeuge und Surfer, da nur je 1mal registriert). A: Anzahl Fälle mit >1000 auffliegenden Vögeln. B: Anzahl Fälle mit <1000 auffliegenden Vögeln, in denen aber >50% der anwesenden Vögel betroffen waren. – *The severest disturbances registered at Ermatingen Basin in 1988/89 and their causes (except aeroplanes and surfers, which were recorded but once). A: Number of cases involving >1000 birds flying up. B: Number of cases involving less than 1000 but over 50% of the birds present.*

Verursacher	Störfall		Gesamt
	A	B	
Boote	12	5	17
Kanu/Kajak	5	1	6
Fischerboot	2	3	5
Motorboot	3	1	4
Ruderboot	2	–	2
Verwaltungsboot	–	–	–
Grossmöwen	12	1	13
Greifvögel	9	1	10
?	6	–	6
Personen am Ufer	4	–	4

Aus direkten Beobachtungen kann geschlossen werden, dass die Vögel das Bodenseegebiet nach Störungen meist nicht völlig verlassen, sondern versuchen, ihren Aktionsbereich entsprechend in ungestörte Gebiete (auch ausserhalb der Untersuchungsflächen) zu verlagern. Häufig sind die Störungen nur von kurzer Dauer, und die Wirkung auf Wasservögel ist dementsprechend kurzfristig. Dann konnte ein kurzfristiges Verlassen der Nahrungs- bzw. Rastgebiete beobachtet werden und eine Rückkehr, sobald der Störfaktor verschwunden war. Dies gilt für viele Störungen durch geschlossene Boote und zumindest im Frühjahr – bei niedrigen Vogelbeständen – auch für offene. Langfristig vertreibend wirkten sich stationäre Fischerboote aus, die Nahrungsplätze z.B. von Haubentauchern *Podiceps cristatus* und Schellenten (s. unten) längerfristig blokkierten – vor allem in T3, T4 und R7–11, ausserdem Personen am Ufer abseits häufig begangener Wege, die sich längere Zeit dort aufhielten, und Surfer, die die höchste Flächenbeanspruchung hatten. Demgegen-

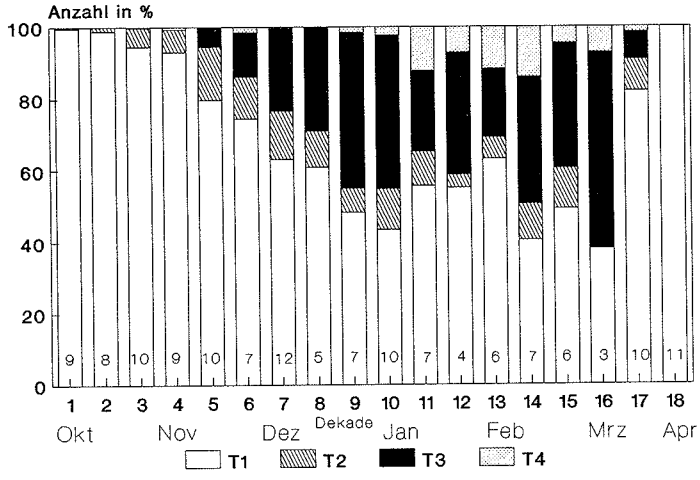

Abb. 8. Bevorzugte Aufenthaltsorte der im Konstanzer Trichter überwinternden Schellenten in den Untersuchungsjahren 1988/89 und 1989/90. Die Gebiete T1–T4 sind in Abb. 1 dargestellt. Die Zahlen in den Balken geben die Anzahl der Beobachtungen in der jeweiligen Dekade an. – *Preferred sites of goldeneye wintering at Constance Bay in 1988/89 and 1989/90. Areas T1 to T4 are shown in fig. 1. Numbers in columns: observations per ten-day-interval.*

über waren Greifvögel, Grossmöwen und Flugzeuge Störfaktoren mit sehr hoher, aber kurzzeitiger Vertreibungswirkung.

2.3. Betroffene Vogelarten

Kormoran *Phalacrocorax carbo*, Tafelente *Aythya ferina*, Reiherente *A. fuligula* und Bergente *A. marila* wurden vor allem durch den Bootsverkehr, aber auch von Grossmöwen, Greifvögeln und Personen am Ufer (meist nur in Heg) gestört. Gründelenten wurden vor allem durch Personen am Ufer und Greifvögel aufgescheucht. Ähnliches gilt für Limikolen wie Grosser Brachvögel und Kiebitze. Spiess-, Löffel- und Krickenten und Singschwäne bevorzugen dagegen tiefere Zonen des Flachwassers zur Nahrungsaufnahme und sind wie die Tauchenten dem Bootsverkehr stark ausgesetzt.

In Seerhein und Trichter konnte bei mehreren Entenarten ein Gewöhnungseffekt mit niedrigen Fluchtdistanzen beobachtet werden. Hier werden die Vögel z.T. angefüttert, und zudem erlaubt das befestigte, erhöhte Ufer keinen direkten Zugang zum Wasser. Ausserdem bewirkt das Fehlen eines Jagddrucks in diesem Bereich offensichtlich eine Verringerung der Fluchtdistanz.

Für die Schellente hat in den drei Untersuchungsgebieten vor allem T eine grosse Bedeutung als Nahrungs- und Rastplatz, während in Erm und Heg nur kleinere Trupps überwintern. Eine Untersuchung der Aufenthaltsorte der Schellenten in T zeigt, dass die ankommenden Vögel in den ersten Wochen fast ausschliesslich T1 nutzen und erst nach und nach (vor allem bei hohen Beständen) auf die anderen Bereiche, vor allem T3, wechseln. Mit Rückgang des Bestandes im Frühjahr werden schliesslich wieder bevorzugt Bereiche in T1 aufgesucht (Abb. 8). Aus den Beobachtungen und der Analyse der Hauptaufenthaltsbereiche der Schellente wurde offensichtlich, dass die bevorzugten Nahrungsplätze in T1 und T3 und zu einem geringen Teil im Übergangsbereich von T2 zu T4 liegen. Da T1 und T3 den Beobachtern als für die Art gleich günstig erschienen, wurde ermittelt, ob eventuelle Störeinflüsse eine Bevorzugung von T1 auslösten. Da der Hauptfaktor für (erkennbare) Störungen in T1–4 der Bootsverkehr ist, wurde die Anzahl in T3 liegender bzw. fahrender Boote mit dem dort nahrungssuchenden Anteil Schellenten korreliert. Aus Abb. 9 ist eine exponentielle Abhängigkeit der Schellenten von Bootszahlen erkennbar. Ab einer Zahl von 4 und mehr Booten sinkt dabei der Anteil

an Schellenten in T3 gesichert unter 25% ab (Fisher & Yates Exakt-Test, $p < 0{,}001$).

Eine genauere Untersuchung der Wirkung liegender oder fahrender Boote in T zeigte zudem, dass fahrende Boote von störungsempfindlichen Arten durchaus toleriert werden können. Boote stören Schell-, Reiher- und Tafelente signifikant häufiger, wenn sie den Trichter in Querrichtung zur Bucht bzw. im Zentrum durchfahren (Tab. 4). Die geringste Störhäufigkeit hatten Bootsbewegungen im Tiefwasserbereich am südlichen Rand von T (Grenze zur Schweiz). Die signifikant stärkste Vertreibungswirkung hatten besetzte, ankernde Boote innerhalb T1; wie aber schon oben erwähnt, könnten sich die Störungen der Fischerboote in T4 schon vor Zählbeginn ausgewirkt haben.

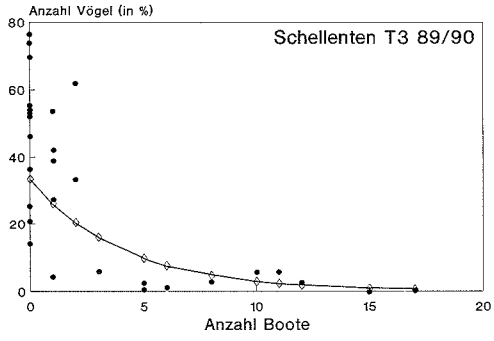

Abb. 9. Zusammenhang zwischen dem prozentualen Anteil anwesender Schellenten in Gebiet T3 und der im gleichen Gebiet liegenden bzw. durchfahrenden Boote. Berechnete Funktion: $y = 33{,}29 \times e^{-0{,}247x}$. – *Correlation between numbers of Goldeneye present in T3 (1988/89 and 1989/90) and the number of boats anchoring in or crossing the bay. Function calculated as* $y = 3{,}29 \times e^{-0{,}247x}$.

3. Diskussion

3.1. Die 3 Gebiete und ihre Bedeutung für die Wasservögel

Beobachtungen an störungsfreien Tagen zeigten, dass die Gebiete von den Wasservögeln gleichmässig und in grosser Zahl genutzt werden (vgl. auch Schneider 1986). Gesamtbestände von über 30000 rastenden bzw. überwinternden Wasservögeln konnten dabei registriert werden. Durch Vereisung bzw. Trockenfallen bei sehr niedrigem Wasserstand sind jedoch oft nur Teilbereiche der Untersuchungsgebiete für die Was-

Tab. 4. Besetzte Boote im Konstanzer Trichter 1988/89 und ihr Einfluss auf dort nahrungssuchende oder rastende Schell-, Reiher- und Tafelenten. Vgl. Abb. 1. Statistik: Fischer & Yates Exakt-Test (bei kleinem n) bzw. Chi^2-Test. – *Occupied boats anchoring in or crossing Constance Bay (1988/89 data) and their influence on the presence of foraging or resting Goldeneye, Tufted duck and Pochard. Compare fig. 1. Statistics: Fischer & Yates Exact-test (for small n) or* Chi^2*-test.*

	Beobachtungen n	Störwirkung ja	Störwirkung nein	Signifikanz
Ankerung in				
a T1, T2, T3	24	12	12	$p < 0{,}01$
b T4	14	–	14	
Bootsbewegung				
c durch das Zentrum in Längsrichtung der Bucht (T4 <–> T1)	52	44	8	(c/d) $p < 0{,}001$
d entlang Trichterrand in Längsrichtung der Bucht (T2 oder T3 <–> T4)	16	7	9	
e durch das Zentrum in Querrichtung zur Bucht (T2 <–> T3)	10	10	–	(d/e) $p < 0{,}01$

servögel verfügbar. Dies wirkt sich vor allem dann negativ aus, wenn Massenansammlungen von Wasservögeln auf stark gestörten Wasserflächen konzentriert sind. Seit der Beschränkung der Jagd hat sich der Bestand einiger empfindlicher Arten im Untersuchungsgebiet Erm deutlich erhöht, z.B. beim Singschwan (Schneider-Jacoby et al. 1991), oder der Spiessente (Orn. Arb. Gem. Bodensee, unveröffentl.).

Räumlich getrennte Nahrungs- und Ruheplätze, die Tamisier (1978/79) als «funktionale Einheit» bezeichnete (vgl. Galhoff et al. 1984), bestehen in den 3 Untersuchungsgebieten vor allem für Reiher- und Tafelenten. Jedoch hat sich aufgrund der zunehmenden Störereignisse inzwischen auch die Krickente z.T. auf nächtliche Nahrungssuche in Rheinrinne und Erm verlegt, um tagsüber zum Grossteil in den weniger gestörten Tiefwasserbereichen der Hegnebucht zu ruhen.

3.2. Die Störwirkung

Physiologische Veränderungen sind weit empfindlichere, subtilere Stressindikatoren als es die hier registrierten auffälligen Verhaltensänderungen darstellen (vgl. Hüppop & Hagen 1990). Wir gehen aus diesem Grunde davon aus, dass weit mehr Belastungen rastender Vögel durch Störungen auftreten, als in dieser Arbeit beschrieben werden.

Mit zunehmender Häufigkeit der Störungen nimmt sowohl die Fluchtdistanz als auch die Sensibilität für kleinere Störungen zu (z.B. Owens 1977). Schon das Ausweichen auf störungsfreie Wasserbereiche bedeutet meist eine Abkopplung von wichtigen Nahrungs- und Ruhebereichen des Gewässers und führt zu Energieverlusten. Zudem beträgt der Energieverbrauch beim Fliegen ungefähr das 12fache des Ruheumsatzes (Walsberg 1983). Besonders betroffen sind am Bodensee Arten, die Energieverluste nicht durch zusätzliche nächtliche Nahrungsaufnahmeaktivität kompensieren können wie z.B. die Schellente, die zur visuellen Nahrungssuche einen Grossteil der kurzen Wintertage nutzen muss (Suter 1982a). Bei einer weiteren Verschlechterung der Situation, z.B. durch Zunahme von Störungen durch Boote, durch zunehmende Jagdausübung u.a., kann schliesslich die Überwinterung einer dem Nahrungsangebot entsprechenden Anzahl der Wasservögel unmöglich werden (vgl. Hume 1976; Tuite et al. 1983, 1984; Bélanger & Bédard 1989).

Die mit der Tafelente eng verwandte Vallisneriaente *Aythya valisineria* Nordamerikas benötigt bei einer Störungshäufigkeit von 1 Störung/h ca. 18% mehr Nahrung zur Kompensation der bei den Flügen zusätzlich verbrauchten Energie (Korschgen et al. 1985). Bei einer weiteren Zunahme der Störhäufigkeiten könnte auch das Nahrungsangebot, das aufgrund des Energieverlustes durch die Störungen in stärkerem Masse genutzt werden muss, ein limitierender Faktor für die rastenden Vögel sein und einen frühzeitigen Wegzug nötig machen. Owens (1977) konnte zeigen, dass häufige Störungen von Ringelgänsen zu Gewichtsverlusten dieser Vögel führen, die sich dann schädlich auswirken, wenn die Nahrung knapp ist. Unsere Untersuchung ergab Werte von 0,2 bis maximal 1,1 Störereignissen/h in den drei Teilbereichen, wobei letztgenannter Wert (ermittelt 1988/89 im Erm) als besonders kritisch zu bewerten ist. Derartig hohe Werte werden sonst nur in jagdlich stark genutzten Gebieten erreicht.

Die durchschnittliche Störrate für Schneegänse auf dem Herbstzug im Reservat von Montmagny (Kanada) von 1,26/h (Bélanger & Bédard 1989) ist verglichen mit unseren Werten und den 0,68/h von Owens (1977) für Ringelgänse in England bzw. den bis zu 0,51/h, die Norriss & Wilson (1988) für Blässgänse in Irland fanden, relativ hoch. Die Unterschiede sind sicher zum einen abhängig von der Infrastruktur der Gebiete und der Nutzung durch den Menschen (in den Gebieten wurde gejagt), zum anderen aber auch von der Sensibilität der betreffenden Arten bzw. ihrer Fluchtdistanzen (Burger 1981).

Mit 5,2 Störereignissen und 17,2 Booten pro Tag liegt der 3,7 km^2 grosse Onalaskasee (Minnesota) im Bereich der in unserem Untersuchungsgebiet festgestellten Störwerte. Auch dort waren etwa 50% der Störereignisse auf Boote zurückzuführen (Korschgen et al. 1985). Ebenso wie dort häufen sich auch am Bodensee (sowohl in unseren Untersuchungsgebieten als auch in weiter westlich gelegenen Seeteilen wie dem Untersee-Ende, Suter 1982a, und dem Gnadensee, Schneider-Jacoby unveröff.) die Störungen im Herbst.

Häufige anthropogene Störungen können rastende Wasservögel aus ihrem bevorzugten Aufenthaltsareal ganz oder teilweise vertreiben. Dies gilt in gleichem Masse für jagdliche Nutzung (vgl. Schneider 1986 für das Erm) wie für die hier dargestellten Faktoren. Tuite et al. (1983) konnten entsprechende Auswirkungen für Segeln, Rudern und Angeln an einem See in Wales belegen. Nach Batten (1977) war der Tauchentenbestand im Winter auf einem See in NW-London ab dem Zeitpunkt signifikant geringer, als Boote auch in entlegenere Teile des Sees eindringen durften. Ein früher Angelbeginn im März hatte eine auffällige Umverteilung der Vögel und frühzeitiges Abwandern einiger Wasservogelarten an einem anderen britischen Gewässer zur Folge (Zitate in Cryer et al. 1987). Starke Störungen im Herbst bewirkten vorzeitiges Abwandern der Wasservögel an südbayrischen Gewässern (Bezzel 1975). Im Westteil des Untersees, ausserhalb der Untersuchungsgebiete, ist der Bootsverkehr bis Ende Oktober so stark, dass die Nutzung dieses Gebietes durch störungsempfindliche Wasservögel um zwei Monate gegenüber anderen Bereichen verzögert ist (vgl. Suter 1982a). Bei kürzeren Störungen werden z.B. die Tauchplätze der Schellente zwar schnell wiederbesetzt; sind aber ihre Ausweichplätze durch Störungen ebenfalls nicht nutzbar, werden die Vögel gezwungen, zum Teil schon in den Mittagsstunden ihre Schlafplätze anzufliegen (Leuzinger 1972). Auch im Winter 1989/90 konnte gezeigt werden, dass Schellenten durch starkes Bootsaufkommen im Konstanzer Trichter aus einem Teil ihrer Nahrungsgebiete vertrieben werden (Abb. 9).

3.3. Die Störfaktoren

Die Untersuchung bestätigt den von Schneider (1987) und Frenzel & Schneider (1987) beschriebenen Trend, dass die Belastung des Erm durch Bootsstörungen auch in den Wintermonaten sehr hoch ist. Klar erkennbar ist eine starke Zunahme der Kanus und Ruderboote, wie dies auch in Niedersachsen festgestellt wurde (Altmüller 1986). Da es sich bei den offenen Booten um die grössten Störfaktoren handelt, ist gerade deren Zunahme mit Besorgnis zu registrieren.

Auf kleinflächigen Baggerseen erreichen schon einzelne Boote bzw. Segler einen sehr hohen Vertreibungsgrad (Putzer 1983). Dies trifft in unserem Untersuchungsgebiet mit Ausnahme der engen Stellen im Seerhein und im Schutzgebiet der Heg nicht in gleichem Masse zu, da die Flächen zum Ausweichen meist ausreichen. Sind jedoch Teilflächen blockiert (Flachwasser durch Zufrieren, tiefes Wasser durch Boote) oder treten gleichzeitig mehrere Störfaktoren auf, werden auch die unempfindlichsten Arten und Individuen zu häufigem Auffliegen gezwungen. Während der Untersuchung konnten mehrere solcher «Totalbeunruhigungen» der Rastvogelpopulationen registriert werden (vgl. auch Abb. 30 in Frenzel & Schneider 1987).

Sportangler, in der Regel in grösserer Anzahl vorhanden, stören meist an mehreren Stellen gleichzeitig und über einen grösseren Zeitraum (Putzer 1989). Das Beispiel der Schellente zeigt, dass ganze Seebereiche durch die Aktivität der Sportangler für die Wasservögel blockiert sein können. Ähnliche Störwirkung haben nach Bell & Austin (1985) auch Angler am Ufer, die aber am westlichen Bodensee keine grosse Rolle spielen. Für eine genauere Abschätzung des Effektes der Fischerboote ist eine Beobachtung des gesamten Tagesverlaufes notwendig, da die schon sehr früh anwesen-

den Boote durchaus zu Störungen geführt haben können (A. Gädtgens, pers. Mitt.). Um einen ähnlichen Effekt aufzudecken, wertete zum Beispiel Burger (1981) die Feststellung «keine Vögel anwesend» als Störereignis.

Die Wirkung eines Störereignisses auf Wasservögel ist sowohl abhängig vom Bootstyp (s. Kap. 2.2., auch Koepff & Dietrich 1986) als auch von der Grösse des Vogeltrupps (Abb. 7; vgl. Batten 1977, Greig-Smith 1981, Putzer 1983, Madsen 1985, Koepff & Dietrich 1986, Bélanger & Bédard 1989). Es zeigte sich, dass Störungen durch Verwaltungs- und Motorboote relativ gering sind (vgl. Tab. 2). Dies liegt wohl am eher geschlossenen Bootstyp, wodurch der Mensch nicht als Störungsverursacher für die Vögel erkannt wird. Ähnlich geringe Fluchtneigung fanden z.B. Hübner & Putzer (1985) als Reaktion auf Kieskähne. Wie bedeutend das Erkennen von Menschen als Verursacher der Störungen bei Enten sein kann, zeigten Boag & Lewin (1980) in Versuchen, in denen eine Menschenattrappe stärkere Vertreibungswirkung an einem Teich zeigte als eine Falkenattrappe. Ein zweiter wichtiger Faktor bei ihrer geringen Störwirkung dürfte aber auch im grossen Tiefgang liegen. Dadurch sind Verwaltungs- und Motorboote im Gegensatz zu Ruderbooten und Kanus in der Manövrierfähigkeit und in der Raumnutzung beschränkt, da sie auf tiefere Gewässerteile angewiesen sind. Auch an der Nordseeküste sind Störwirkungen von Booten mit geringem Tiefgang und von Surfern wesentlich grösser als von Verwaltungs- und Motorbooten (Dietrich & Koepff 1986). Arten wie z.B. die Schellente zeigen jedoch vor allem auf Motorboote grosse Fluchtdistanzen, wohl weil sie gegenüber deren Geschwindigkeit und den Motorgeräuschen sehr sensibel sind (z.B. Hume 1976, Owens 1977). Die Geschwindigkeit hat einen erheblichen Einfluss auf die Störwirkung, wobei schnellere Boote grössere Fluchtdistanzen hervorrufen (z.B. Koepff & Dietrich 1986). Ähnliches gilt auch für den Menschen: Jogger sind störungsökologisch bedeutsamer als Fussgänger (Burger 1981, Hüppop & Hagen 1990).

Schliesslich scheinen auch auffällige Bewegungsabläufe eine Rolle zu spielen, da auf Kanus und Kajaks mit den grössten Fluchtdistanzen (>300 m, Frenzel & Schneider 1987; Koepff & Dietrich 1986) und heftigsten Fluchtreaktionen reagiert wird. Bei Niedrigwasserstand und einer dadurch bedingten geringeren Flächennutzung durch Vögel kann auch das Befahren öffentlich zugänglicher Bereiche den gesamten Wasservogelbestand extrem stören.

Die Störwirkung von Greifvögeln und Möwen ist höher einzuschätzen als es bei vorherigen Untersuchungen im Erm geschah. Das Gebiet ist für Beutegreifer offensichtlich attraktiver geworden; vielleicht, weil durch die Jagdverschonung die Qualität der Gebiete gestiegen ist, sicher aber auch aufgrund der generellen Zunahme einiger Greifvogelarten (z.B. Habicht, Wanderfalke) am Bodensee (Bauer & Heine 1992). Diese natürlichen Elemente des Ökosystems haben aber keinen negativen Einfluss auf das ökologische Gleichgewicht des Untersuchungsgebietes; die Wasservögel sind in ihrem Verhalten längst an Prädatoren angepasst. Erst die Zunahme der Gesamtbelastung durch anthropogene Störungen (Jagd, Wassersport) kann daher eine Abnahme der Bestände bewirken.

Eine Gewöhnung der Wasservögel an Störquellen kann am ehesten eintreten, wenn vertraute Wege bzw. Verhaltensweisen eingehalten werden und die Störereignisse somit für die Vögel berechenbar werden. Dies könnte auch das von uns registrierte Ausbleiben von Ausweich- oder Fluchtreaktionen der Wasservögel bei manchen Störereignissen (Boote, Menschen) erklären. Andererseits verhindern starke Beunruhigungen oder gar jagdliche Verfolgung eine Gewöhnung und führen sogar zu einer Sensibilisierung (Koepff & Dietrich 1986). In Mitteleuropa sind grössere Fluchtdistanzen von Wasservögeln zumeist auf jagdliche Aktivitäten zurückzuführen (Berndt & Winkel 1976), und die Einstellung der Jagd führt zu einer Verringerung

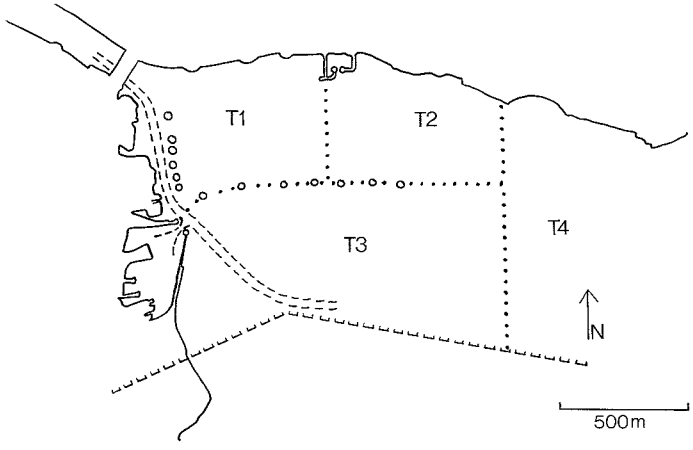

Abb. 10. Vorschlag einer störungsmindernden Fahrrinne im Konstanzer Trichter. – *Proposed course of waterway in Constance Bay to reduce disturbance by boats.*

der Fluchtdistanz (Gerdes & Reepmeyer 1983) bzw. zur vermehrten Nutzung eines Gewässers durch störanfällige Arten (vgl. Schneider 1986).

3.4. Konzepte zur Verbesserung der derzeitigen Situation

Die Analyse der Störungen durch Boote im Trichter zeigt, dass manche Bereiche von Wasservögeln kaum genutzt werden können (T4) und andere durch den Bootsverkehr in ihrer Nutzung stark eingeschränkt sind. Bei gleichbleibend starker oder gar wachsender Störungshäufigkeit werden im Winter nur die störungsresistentesten Arten das Gebiet weiterhin als Rastplatz nutzen können, was zu einer Verarmung der Avifauna führt. Um den Störfaktor «Boot» im Konstanzer Trichter zu entschärfen, ist zum einen die Sperrung nahrungsökologisch bedeutender bzw. als Rastplatz genutzter Wasserflächen und zum zweiten die konsequente Beschränkung der Boote auf eine gekennzeichnete Fahrrinne dringend geboten. In Abb. 10 ist dargestellt, wie eine Fahrrinne verlaufen sollte, die den häufigsten und gravierendsten Störungen durch Boote (vgl. Tab. 4) Rechnung trägt. Am günstigsten scheint uns der weniger stark genutzte Bereich entlang der Schweizer Grenze. Da sich die Bestandszahlen der Wasservögel ab Oktober aufbauen, sollte diese Massnahme von Oktober bis März gelten. Zudem ist eine Geschwindigkeitsbeschränkung auf 10 km/h erforderlich (vgl. Kap. 3.3.). Weiterhin sollte im Konstanzer Trichter der Wassersport (insbesondere durch Surfer) und Freizeitangelsport auf offener Wasserfläche während dieser Monate eingestellt werden; letzteres führte z.B. im Moray Firth in Schottland zur signifikanten Zunahme dort überwinternder Gänse- und Mittelsäger (*Mergus merganser* und *M. serrator*; Aspinall & Dennis 1988). Diese empfindlichen Arten finden derzeit im nahrungsökologisch für sie günstigen Trichter keine völlig ungestörten Bereiche vor.

Infolge der Lage ihrer Nahrungsplätze sind Tauchenten Störungen durch Boote stärker ausgesetzt als Schwimmenten (Szijj 1965). Ein verstärkter Schutz der grossen Überwinterungszahlen der Tauchenten ist in der Vergrösserung der Schutzzonen zu sehen, dies vor allem auch deshalb, weil grosse Teile der Flachwasserbereiche in den wasserarmen Wintermonaten trockenfallen und den Wasservögeln dadurch nicht mehr zur Verfügung stehen. Ein Ausweichen auf tiefere Wasserbereiche wird durch die dortige starke Nutzung durch den Menschen erschwert. Die Vögel benötigen daher Ausweichmöglichkeiten, um einen starken Rückgang oder gar Zusammenbruch der rastenden Wasservogelpopulationen durch Störungen aufgrund menschlicher

Freizeitaktivitäten zu verhindern (vgl. Bezzel 1975, Tuite et al. 1983). Die ausreichende Grösse einer Schutzzone kann erst gewährleisten, dass auch Arten mit hohen Fluchtdistanzen das Gebiet nutzen können. Als Richtwert sollte die Schutzzone 500 m Raum (Pufferzone) zwischen der Nutzungsfläche der Wasservögel und der des Menschen betragen. So könnten einige wichtige Überwinterungsplätze der Kolbenente im Gnadensee, die derzeit aufgrund von Störungen durch Surfer und Boote nicht zugänglich sind, wieder nutzbar werden (M. Schneider-Jacoby mdl.).

Nach der neuen Verordnung über Wasservogelreservate der Schweiz ist ein Teilbereich des Erm (entlang E5, Abb. 1) für den Jagdbetrieb vom Ufer aus freigegeben (Müller 1991). Die Jagd wird also weiterhin zusätzlich zu den vielen Booten und anderen Wassersportlern Störungen entlang der eisfreien Rheinrinne verursachen und dadurch die Nutzung des Gebietes internationaler Bedeutung durch Vogelbestände gefährden. Sie verhindert zudem eine Gewöhnung an den Menschen und führt zu extrem hohen Fluchtdistanzen der Wasservögel (Owens 1977, weitere Zitate in Bamberg 1989, S. 281), die deshalb auf Störereignisse noch empfindlicher reagieren (Schneider 1986). Gerade die Verringerung der Fluchtdistanz ist aber eine wichtige Voraussetzung für die Wiedereroberung potentieller Nahrungsplätze (für Gänse: Gerdes & Reepmeyer 1983). Dies kann zur Folge haben, dass Wasservögel im Erm in den Herbstmonaten ihre wichtige ökologische Funktion nicht mehr ausreichend erfüllen können, wie es für den Nationalpark Wattenmeer (Landesamt f. d. Nationalpark Wattenmeer 1989, Conrady 1989), den Genfer See (Géroudet 1978) und die Innstauseen (Reichholf 1973, auch Bezzel 1975) belegt werden konnte. Die Wirkung der Jagd im Erm von Oktober bis Dezember ist in Anbetracht der Vertreibungswirkung für die Wasservögel als besonders schwerwiegender Eingriff in das Ökosystem zu werten (Müller 1991, vgl. auch Meile 1991), da zu diesem Zeitpunkt die höchsten Bestandszahlen im Erm erreicht werden. Daher ist die dauerhafte Einstellung jagdlicher Aktivitäten im Erm eine aus Naturschutzgründen unabdingbare Forderung. Aufgrund der besorgniserregenden Zunahme der Störereignisse durch Boote ist zudem in den Monaten September bis März eine flächenhafte Unterschutzstellung des Gebietes zu fordern, die ein Befahren der gekennzeichneten Fahrrinne mit einer Geschwindigkeit von 10 km/h vorsieht.

Wie sich während der Untersuchungen herausstellte, befinden sich bedeutende Wasservogelrastplätze in der Heg ausserhalb des Schutzgebietes H1, in denen die Vögel durch Angel- und Wassersport erheblich gestört werden. Zudem hat sich gezeigt, dass das Untersuchungsgebiet Heg zwar vergleichsweise weniger Störereignisse aufwies, die Störwirkung aber höher als in den beiden anderen Gebieten war. Aus diesen Gründen muss eine starke Ausweitung der Schutzzonen im Gnadensee und ein entsprechendes Verbot des Wasser- und Angelsports während der Mauser-, Zug- und Überwinterungszeit gefordert werden. Mittlerweile sind entsprechende Schutzanträge für den Gnadensee an die zuständigen Behörden eingegangen (H. Jacoby, mdl.).

Zusammenfassung, Summary

Von Oktober bis April 1988/89, 1989/90 und 1990/91 wurden am westlichen Bodensee in 3 Gebieten simultan alle Wasservögel und die auf sie einwirkenden Störfaktoren erfasst. Die Nutzung der verschiedenen Gebiete im Verlauf des Winters wird dargestellt. Im Vergleich zu früheren Untersuchungen konnte eine weitere Zunahme der Störereignisse im Ermatinger Becken vor allem durch offene Boote (Kanus, Ruderboote) festgestellt werden. Dies unterstreicht die Tendenz zur steigenden anthropogenen Nutzung des Untersees während der Wintermonate. Im nahrungsökologisch sehr wichtigen Konstanzer Trichter nimmt die Rastvogelpopulation (vor allem der Schellente) bei steigenden Zahlen von Wasserfahrzeugen signifikant ab. Die Belastung überwinternder Wasservögel in allen 3 Untersuchungsgebieten hat generell derartig grosse Ausmasse erreicht, dass die Ausweisung grösserer Schutzzonen, die Beschränkung des Wasser- und Angelsports von Oktober bis März und die dauerhafte Einstellung der Jagd dringend geboten erscheinen.

Disturbance factors and their effects on water birds wintering in the western parts of Lake Constance

From October to April 1988/89, 1989/90 and 1990/91 wintering waterbirds and all possible disturbance factors were simultaneously recorded at three study sites in the western part of Lake Constance. Compared to earlier studies a further increase in the number of disturbances in the Ermatingen Basin could be demonstrated, which was mainly due to open boats (canoes, rowing boats). The results underline a general tendency towards an increase in the use of the lake for human recreation during these months. In Constance Bay which is of great ecological importance for wintering Goldeneye, the population is decreasing significantly as the number of boats increases. In general, the pressure on wintering waterfowl in all three study sites has reached such a high degree that it is of great importance to establish larger protected areas, to stop water sports and fishing for pleasure from October to March, and to impose a permanent ban on hunting.

Literatur

ALTMÜLLER, R. (1986): Kanusport und Artenschutz (am Beispiel eines niedersächsischen Fliessgewässers). Jb. Natursch. Landschaftspfl. 38: 113–120.

ASPINALL, S. J. & R. H. DENNIS (1988): Goosanders and Red-breasted Mergansers in the Moray Firth. Scott. Birds 15: 65–70.

BAMBERG, F. B. (1989): Zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ministerium f. Ernährung, Landwirtsch., Forsten und Fischerei Schlesw.-Holstein, Kiel.

BATTEN, L. A. (1977): Sailing on reservoirs and its effects on water birds. Biol. Conserv. 11: 49–58.

BAUER, H.-G. & G. HEINE (1992): Die Entwicklung der Brutvogelbestände am Bodensee: Vergleich halbquantitativer Rasterkartierungen 1980/81 und 1990/91. J. Orn. 133: 1–22.

BÉLANGER, L. & J. BÉDARD (1989): Responses of staging greater snow geese to human disturbance. J. Wildl. Manage. 53: 713–719. – (1990): Energetic cost of man-induced disturbance to staging snow geese. J. Wildl. Manage. 54: 36–41.

BELL, D. V. & L. W. AUSTIN (1985): The game-fishing season and its effects on overwintering wildfowl. Biol. Conserv. 33: 65–80.

BERNDT, R. & W. WINKEL (1976): Vogelwelt und Jagd. Ber. Dtsch. Sekt. Int. Rat Vogelschutz 16: 82–88.

BEZZEL, E. (1975): Wasservogelzählungen als Möglichkeit zur Ermittlung von Besiedlungstempo, Grenzkapazität und Belastbarkeit von Binnengewässern. Vogelwelt 96: 81–101.

BOAG, D. A. & V. LEWIN (1980): Effectiveness of three waterfowl deterrents on natural and polluted ponds. J. Wildl. Manage. 44: 145–154.

BURGER, J. (1981): The effect of human activity on birds at a coastal bay. Biol. Conserv. 21: 231–241.

CLEVEN, E.-J. (1990): Populationsdynamik und Produktionsabschätzung von *Dreissena polymorpha* (Pallas) im Seerhein. Diplomarb. Univ. Konstanz.

CONRADY, D. (1989): Die Jagd auf Wasservögel im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Tönning.

CRYER, M., N. W. LINLEY, R. M. WARD, J. O. STRATFORD & P. F. RANDERSON (1987): Disturbance of overwintering wildfowl by anglers at two reservoir sites in South Wales. Bird Study 34: 191–199.

DIETRICH, K. & C. KOEPFF (1986): Wassersport im Wattenmeer als Störfaktor für brütende und rastende Vögel. Natur u. Landschaft 61: 220–225.

FRENZEL, P. & M. SCHNEIDER (1987): Ökologische Untersuchungen an überwinternden Wasservögeln im Ermatinger Becken (Bodensee): Die Auswirkungen von Jagd, Schiffahrt und Freizeitaktivitäten. Orn. Jh. Bad.-Württ. 3: 53–79.

GALHOFF, H., M. SELL & M. ABS (1984): Aktivitätsrhythmus, Verteilungsmuster und Ausweichflüge von Tafelenten *Aythya ferina L.*in einem nordwestdeutschen Überwinterungsquartier (Ruhrstausee Kemnade). Anz. orn. Ges. Bayern 23: 133–147.

GERDES, K. & H. REEPMEYER (1983): Zur räumlichen Verteilung überwinternder Saat- und Blässgänse (*Anser fabalis* und *A.albifrons*) in Abhängigkeit von naturschutzschädlichen und -fördernden Einflüssen. Vogelwelt 104: 54–70.

GÉROUDET, P. (1978): L'évolution du peuplement hivernal des oiseaux d'eau dans le canton de Genève (Léman et Rhône) de 1951 à 1977. Nos Oiseaux 34: 207–221.

GLUTZ VON BLOTZHEIM, U. N. & K. M. BAUER (1982): Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Bd. 8. Wiesbaden.

GREIG-SMITH, P. W. (1981): Response to disturbance in relation to flock size in foraging groups of Barred Ground Doves *Geopelia striata*. Ibis 123: 103–106.

HÜBNER, T. & D. PUTZER (1985): Störungsökologische Untersuchungen rastender Kormorane an niederrheinischen Kiesseen bei Störungen durch Kiestransport, Segel-, Surf- und Angelsport. Seevögel 6: 122–126.

HÜPPOP, O. & K. HAGEN (1990): Der Einfluss von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschlagrate brütender Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Vogelwarte 35: 301–310.

HUME, R. A. (1977): Reactions of goldeneyes to boating. Brit. Birds 69: 178–179.

JACOBY, H. & M. DIENST (1988): Das Naturschutzgebiet «Wollmatinger Ried–Untersee–Gnadensee»: Bedeutung, Schutz und Betreuung. Naturschutzforum 1/2: 205–306.

JACOBY, H. & H. LEUZINGER (1972): Die Wandermuschel (*Dreissena polymorpha*) als Nahrung

der Wasservögel am Bodensee. Anz. orn. Ges. Bayern 11: 26–35.

Kiefer, F. (1972): Naturkunde des Bodensees. Jan Thorbecke Verlag, Sigmaringen.

Koepff, C. & K. Dietrich (1986): Störungen von Küstenvögeln durch Wasserfahrzeuge. Vogelwarte 33: 232–248.

Korschgen, C.E., L.S. George & W.L. Green (1985): Disturbance of diving ducks by boaters on a migrational staging area. Wildl. Soc. Bull. 13: 290–296.

Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1989): Bewertung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Tönning.

Leuzinger, H. (1972): Zur Ökologie der Schellente *Bucephala clangula* am wichtigsten Überwinterungsplatz des nördlichen Alpenvorlandes. Orn. Beob. 69: 207–235.

Madsen, J. (1985): Impact of disturbance on field utilization of pink-footed geese in West Jutland, Denmark. Biol. Conserv. 33: 53–63.

Marti, C. (1987): Schweizer Wasservogelgebiete von internationaler Bedeutung. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.

Meile, P. (1991): Die Bedeutung der «Gemeinschaftlichen Wasserjagd» für überwinternde Wasservögel am Ermatinger Becken. Orn. Beob. 88: 27–55.

Müller, W. (1991): Verordnung über Wasservogelreservate ist in Kraft. Ornis 2: 16–18.

Norriss, D.W. & H.J. Wilson (1988): Disturbance and flock size changes in Greenland Whitefronted Geese wintering in Ireland. Wildfowl 39: 63–70.

Owens, N.W. (1977): Responses of wintering Brent Geese to human disturbance. Wildfowl 28: 5–14.

Putzer, D. (1983): Segelsport vertreibt Wasservögel von Brut-, Rast- und Futterplätzen. Mittlg. d. LÖLF 8: 29–34. – (1989): Wirkung und Wichtung menschlicher Anwesenheit und Störung am Beispiel bestandsbedrohter, an Feuchtgebiete gebundener Vogelarten. Schr.R. Landschaftspfl. Natursch. 29: 169–194.

Reichholf, J. (1973): Begründung einer ökologischen Strategie der Jagd auf Enten. Anz. orn. Ges. Bayern 12: 237–247.

Schneider, M. (1986): Die Auswirkungen der Jagdruhe auf die Wasservögel. Naturschutzgebiet Wollmatinger Ried–Untersee–Gnadensee. Jahresbericht 1986: 42–49. – (1987): Wassersportler stören Wasservögel auch im Winter. Vogelwelt 108: 201–209.

Schneider-Jacoby, M., P. Frenzel, H. Jacoby, G. Knötzsch & K.-H. Kolb (1991): The impact of hunting disturbance on a protected species, the Whooper Swan, *Cygnus cygnus*, at Lake Constance. Wildfowl Suppl. 1: 377–381.

Schuster, S., V. Blum, H. Jacoby, G. Knötzsch, H. Leuzinger, M. Schneider, E. Seitz & P. Willi (1983): Die Vögel des Bodenseegebietes. Orn. Arb.Gem. Bodensee, Konstanz.

Suter, W. (1982a): Die Bedeutung von Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee) als wichtiges Überwinterungsgewässer für Tauchenten (*Aythya*, *Bucephala*) und Blässhuhn (*Fulica atra*). Orn. Beob. 79: 73–96. – (1982b): Vergleichende Nahrungsökologie von überwinternden Tauchenten (*Bucephala*, *Aythya*) und Blässhuhn (*Fulica atra*) am Untersee-Ende/Hochrhein (Bodensee). Orn. Beob. 79: 225–254.

Szijj, J. (1965): Ökologische Untersuchungen an Entenvögeln (Anatidae) des Ermatinger Beckens (Bodensee). Vogelwarte 23: 24–71.

Tamisier, A. (1970): Signification du grégarisme diurne et de l'alimentation nocturne des sarcelles d'hiver *Anas crecca L.* Terre et Vie 4: 511–562. – (1978/79): The functional units of wintering ducks: A spatial integration of their comfort and feeding requirements. Verh. orn. Ges. Bayern 23: 229–238.

Tuite, C.H., M. Owen & D. Paynter (1983): Interaction between wildfowl and recreation at Llangorse Lake and Talybont Reservoir, South Wales. Wildfowl 34: 48–63.

Tuite, C.H., P.R. Hanson & M. Owen (1984): Some ecological factors affecting winter wildfowl distribution on inland waters in England and Wales, and the influence of water-based recreation. J. Appl. Ecol. 21: 41–62.

Walsberg, G.E. (1983): Avian ecological energetics. In: D.S. Farner, J.R. King & K.C. Parkes (Hrsg.): Avian Biology, Vol. VII. Academic Press, New York.

Zuur, B., W. Suter & A. Krämer (1983): Zur Nahrungsökologie auf dem Ermatinger Becken (Bodensee) überwinternder Wasservögel. Orn. Beob. 80: 247–262.

Manuskript eingegangen 9. August 1991
Überarbeitete Fassung 24. Januar 1992

Dr. Hans-Günther Bauer, Vogelwarte Radolfzell, Am Obstberg 1, D-7760 Radolfzell
Herbert Stark, Hardtstr. 34, D-7750 Konstanz
Dr. Peter Frenzel, MPI für Terrestrische Mikrobiologie, Karl-von-Frisch-Str., D-3550 Marburg