

PETER LINDEROTH, Aulendorf

Der Einfluss extensiver Jagd auf den Rastbestand der Schnatterente (*Anas strepera*) im NSG Rohrsee (Baden-Württemberg)

Schlagworte/keywords: Schnatterente, *Anas strepera*, Rastbestand, jagdliche Störung, Fluchtdistanz, Gadwall, hunting disturbance, flightdistance

Einleitung

Die Auswirkung schussbedingter Störungen an Gewässern gehört zu den umstrittensten Themen zwischen Jagd und Vogelschutz in Deutschland. Mit der Hypothese, dass die Schussabgabe generell mit erheblichen Störungen von Wasservögeln (Vertreibungseffekt) verbunden ist, wurde die Wasserjagd in den letzten Jahren vielerorts verboten. Am Rohrsee bestanden für eine Untersuchung des Sachverhalts gute Voraussetzungen. Zum einen ist die Entenjagd hier seit Jahrzehnten unverändert als Gesellschaftsjagd mit der gleichen Jagdintensität durchgeführt worden. Zum anderen ist die langfristige Bestandsentwicklung an diesem Schnatterentenrastplatz gut dokumentiert (HEINE et al. 2001). Dadurch bestand die seltene Gelegenheit, nicht nur die aktuelle Situation, sondern auch die langjährige Entwicklung des Rastbestands mit in die Betrachtung einzubeziehen.

Konflikt und Fragestellung

Seit Jahren bestanden im oberschwäbischen NSG „Vogelfreistätte Rohrsee“ bei Bad Wurzach Konflikte zwischen Jagd und Naturschutz wegen der Wasserjagd. Von ornithologischer

Seite (HEINE et al. 2001) wurde beanstandet, dass bei der Jagd an diesem bedeutenden Schnatterentenrastplatz (Herbstmaxima > 1.000) regelmäßig geschützte Schnatterenten erlegt würden. Außerdem würde die jagdliche Störung die Vögel vertreiben und zu einer extremen Scheuheit der Rastvögel führen. Deshalb wurde von dieser Seite ein Jagdverbot gefordert. Dagegen wollten die Jäger die traditionelle Entenjagd am Rohrsee erhalten. Nachdem verschiedene Versuche des zuständigen Landratsamts, zwischen den Konfliktparteien zu vermitteln, gescheitert waren, bekam die Wildforschungsstelle in Aulendorf den Auftrag, eine wissenschaftliche Untersuchung durchzuführen. Dabei sollten folgende Fragestellungen beantwortet werden:

- Werden bei der Jagd am Rohrsee Arten ohne Jagdzeit erlegt?
- Beeinflusst die Jagd die Größe des Rastbestands der Schnatterente?
- Welchen Einfluss hat die Wasserjagd auf das Fluchtverhalten und die Fluchtdistanz der Rastvögel?
- Weichen Schnatterenten bei Jagden auf umliegende Gewässer aus?
- Wie nachhaltig ist die jagdliche Vertreibung?

Material und Methoden

Die Feldarbeiten dauerten von März 2000 bis Januar 2003. Ergänzende Erhebungen erfolgten im Herbst 2006. Der Wasservogelbestand am Rohrsee wurde regelmäßig gezählt (von Februar bis Juni mind. 1 x pro Monat, von August bis Januar mind. 1 x pro Woche, in den Jagddekaden täglich). Um mögliche Vertreibungseffekte zu dokumentieren, wurden an den Jagdtagen vier potenzielle Ausweichgewässer in der näheren Umgebung des Rohrsees (max. 5 km Luftlinie) mit Beobachtern besetzt. Zwar ist es ohne Markierung unsicher, ob die an den Ausweichgewässern zufliegenden Enten tatsächlich vom Rohrsee stammen. Aufgrund der Begleitumstände (Uhrzeit Jagdbeginn, aus Richtung Rohrsee kommend, mehrere Trupps hintereinander) kann davon aber zumindest bei der Schnatterente ausgegangen werden, zumal der Rohrsee im Umkreis von 40 km (nächstes Rast-

vorkommen am Bodensee) das einzige Schnatterentenvorkommen ist.

Als weiterer Parameter wurde die Fluchtreaktion der Vögel aufgenommen. Insgesamt wurden bei der Schnatterente 200 standardisierte Störversuche (Vorgehen einer Person bis zum Ufer) an drei Stellen am Nordufer des Rohrsees durchgeführt. Durch Anpeilen der schwimmenden Vögel mit einem Fernglas mit einem Laserentfernungsmesser (Leica 7 x 42 BDA Geovid) konnten die Fluchtdistanzen der Vögel im Uferbereich mit einer Messgenauigkeit von +/- 2 m ermittelt werden.

Um Aussagen zur generellen Störbelastung am Rohrsee treffen zu können, wurden von 2000 bis 2002 (325 Beobachtungsstunden) alle nicht jagdlich bedingten Störungen (z.B. Spaziergänger, Flugverkehr, Landwirtschaft) protokolliert. Schließlich wurden zur Dokumentation des Jagdablaufs bei jeder Rohrseejagd drei Beobachter an verschiedenen Übersichtspunkten

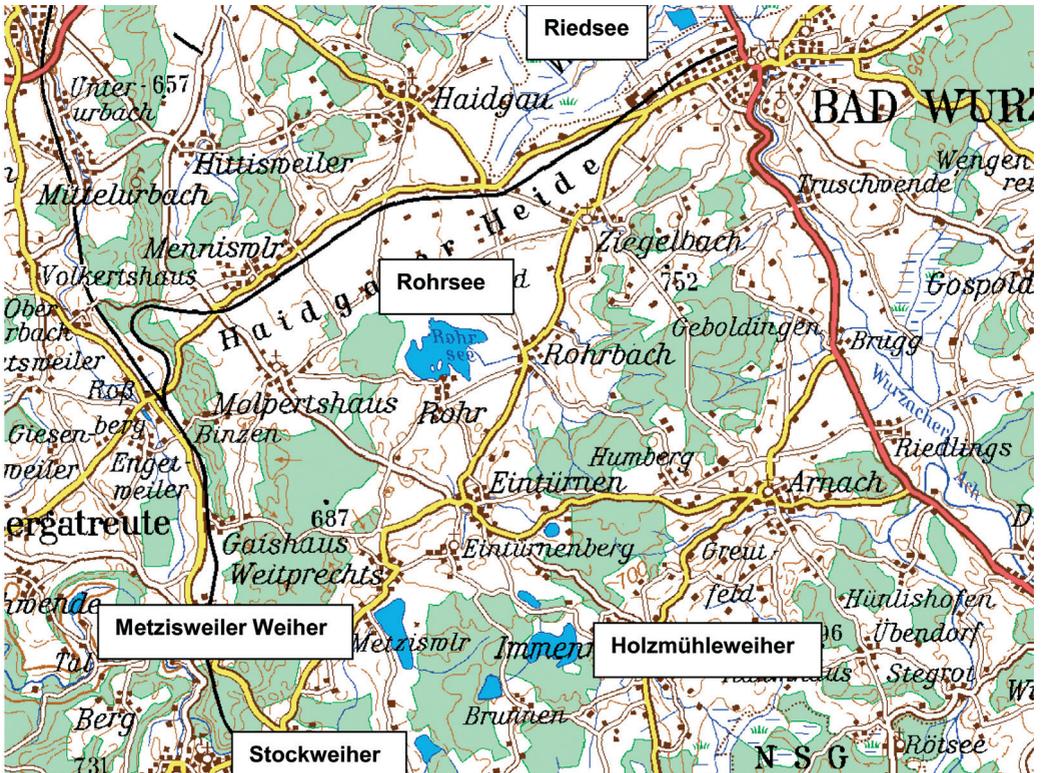


Abb. 1 Lage des Rohrsees und der umliegenden Ausweichgewässer bei Bad Wurzach

postiert. Die abgegebenen Schüsse wurden mit einer Zähluhr erfasst und Art und Geschlecht der erlegten Vögel bestimmt.

Für die statistische Auswertung der Daten wurde der U-Test von WILCOXON, MANN & WHITNEY (SACHS 1973) benutzt.

Die Jagdintensität während der Untersuchung war wie folgt abgestuft:

2000: Fortführung der traditionellen Jagd (ganzes Seeufer) mit 2 Jagdtagen/Jahr

2001: 1 Jagdtag/Jahr und Beschränkung der Jäger auf Ostufer (aber Ruderboot ganzer See)

2002: Jagdruhe

Im Unterschied zu anderen Studien zum Einfluss der Jagd auf den Rastvogelbestand (z.B. GEIERSBERGER & ZACH 1997, BEZZEL & GEIERSBERGER 1998, REICHHOLF 2002) wurde am Rohrsee eng mit dem zuständigen Jagdpächter zusammengearbeitet. Nur dadurch war es möglich, das Zählprogramm auf die Jagdtermine abzustimmen und das Ausmaß der jagdlichen Störung überhaupt genau zu quantifizieren (Anzahl Jagden und Jäger, abgegebene Schüsse, Strecke, Jagdmethode). Ich möchte mich an dieser Stelle nochmals herzlich bei Jagdpächter R. Allgaier bedanken. Ohne seine Bereitschaft, bei der jagdlichen Planung mit der WFS zu kooperieren, wäre die Untersuchung in dieser Form nicht realisierbar gewesen.

Untersuchungsgebiet

Der Rohrsee im Kreis Ravensburg (Abb. 1) südlich von Bad Wurzach liegt ca. 40 km nordöstlich des Bodensees auf einer Höhe von 662 m ü.d.M. (Messtischblatt Nr. 8125). Mit einer Wasserfläche, die je nach Wasserstand zwischen 50 ha und 60 ha schwankt, ist er nach dem Federsee das zweitgrößte Stillgewässer Oberschwabens (BOMMER in HEINE et al. 2001). Aufgrund seiner geringen mittleren Wassertiefe von 1,5 m friert der See im Winter regelmäßig zu. Der pH-Wert im Rohrsee ist mit durchschnittlich 8,5 außergewöhnlich hoch, wobei die bereits geogen bedingte Alkalisierung durch Nährstoffeinträge der Landwirtschaft noch verstärkt wird. Trotz beträchtlicher Trophie weist der Rohrsee meist geringe Algendichten auf. Nach Beprobungen im Jahr 2000 ist der Rohrsee fast flächendeckend (85 % Volumenanteil)

mit Makrophyten besiedelt (FÜRST in HEINE et al. 2001), die die Nahrungsgrundlage für die beiden häufigsten Rastvogelarten Blässhuhn und Schnatterente bilden.

Der Rohrsee gehört zu den ältesten Naturschutzgebieten Baden-Württembergs. Bereits 1938 wurde der See und der Uferbereich (101 ha) als „Vogelfreistätte Rohrsee“ unter Schutz gestellt. Hauptziel der Verordnung war der Schutz der auf einer Insel brütenden Lachmöwenkolonie vor Eiersammlern und Störungen. Andere Nutzungen (Land-, Forst-, Fischereiwirtschaft und Jagd) blieben davon unberührt. Als einzige Einschränkung der Jagd wird in der Verordnung aufgeführt, dass die Jagd auf Federwild nur vom 20.7. bis 31.12. ausgeübt werden darf.

Der Rohrsee ist nach dem Bodensee und dem Oberrhein das bedeutendste Rastgebiet der Schnatterente in Baden-Württemberg. Daneben beherbergt das Gewässer eines der größten Brutvorkommen des Schwarzhalstauchers in Süddeutschland (HEINE et al. 2001). Für viele Wasservogelarten stellt der Rohrsee das wichtigste Rast- und Durchzugsgebiet im Hinterland des Bodensees dar (Tab. 1).

Ausführliche Informationen zur Vogelwelt des Rohrsees finden sich in HEINE et al. (2001). Aufgrund seiner ornithologischen Bedeutung wurde der Rohrsee im Zuge der Ausweisung der NATURA-2000-Gebiete als Vogelschutzgebiet (Gebietsnummer 8125-441) gemeldet. Gleichzeitig ist er unter der Gebietsnummer FFH 8025-341 (Wurzacher Ried und Rohrsee) als FFH Gebiet geschützt.

Ergebnisse

Ablauf der Jagd

Seit Jahrzehnten wird die Entenjagd am Rohrsee traditionell in Form von 1–3 Gesellschaftsjagen pro Jahr mit 10–30 Jägern nach derselben Jagdmethode durchgeführt. Dabei werden die Jäger am Seeufer angestellt, wobei die Entfernung von Stand zu Stand etwa 100 m beträgt. Anschließend rudern zwei Jäger langsam auf den See.

Die Jagd wird eröffnet mit einem vom Boot aus abgegebenen Hebeschuss. Vorher darf nicht geschossen werden.

Tabelle 1 Bei Wasservogelzählungen im Zeitraum März 2000 bis Januar 2003 erfasste Vogelarten (Maxima) am Rohrsee

04.10.00	11	Zwergtaucher	01.03.01	122	Tafelente
03.09.00	20	Haubentaucher	15.08.01	1	Moorente
23.04.01	69	Schwarzhalstaucher	16.03.01	287	Reiherente
04.03.02	11	Kormoran	04.02.02	2	Schellente
11.10.00	1	Rohrdommel	03.12.01	19	Gänsesäger
05.06.02	1	Zwergdommel	01.03.01	1.836	Blässhuhn
18.10.01	5	Silberreiher	23.05.00	4	Kiebitz
08.10.01	18	Graureiher	03.04.02	10	Alpenstrandläufer
24.05.00	1	Pupurreiher	03.04.02	19	Kampfläufer
12.09.02	1	Schwarzstorch	03.09.02	8	Bekassine
03.04.02	1	Weißstorch	19.07.02	2	Gr. Brachvogel
21.12.00	40	Höckerschwan	12.09.00	3	Dkl. Wasserläufer
01.01.03	29	Graugans	30.08.00	1	Rotschenkel
13.11.00	4	Rostgans	25.08.00	1	Grünschenkel
21.10.02	1	Brandgans	30.08.00	1	Waldwasserläufer
23.12.02	43	Pfeifente	06.07.01	2	Bruchwasserläufer
12.09.00	561	Schnatterente	22.04.00	8	Schwarzkopfmöwe
05.12.01	63	Krickente	24.08.01	2	Zwergmöwe
25.08.00	502	Stockente	13.03.02	1.050	Lachmöwe
20.12.02	13	Spießente	29.03.02	2	Sturmmöwe
03.04.02	15	Knäkente	03.04.02	2	Mittelmeermöwe
14.12.00	73	Löffelente	09.09.00	1	Weißbartseeschwalbe
25.08.00	54	Kolbenente	23.05.00	5	Trauerseeschwalbe

Weitere jagdliche Aktivitäten auf Wasservögel (Strichjagd, Angehen des Gewässers) finden am Rohrsee nicht statt, sondern der jagdliche Eingriff beschränkt sich auf wenige Gesellschaftsjagden pro Jahr. Diese werden tagsüber durchgeführt, also bei guten Lichtverhältnissen. Mithilfe des Ruderboots werden nicht nur erlegte Enten geborgen, sondern während der etwa 1,5-stündigen Jagddauer gezielt noch auf dem See rastende Enten angesteuert und aufgescheucht. Diese ungewöhnliche Jagdmethode erweist sich als störungsintensiver als die übliche Entenjagd ohne „Treiberboot“. Durch das Befahren mit dem Boot wird die normalerweise auf den Uferbereich beschränkte jagdliche Störung wie bei einer Treibjagd gezielt auf die gesamte Seefläche ausgedehnt.

Im zweiten Untersuchungsjahr (2001) sollten weniger störungsintensive Jagdmethoden getestet werden. Allerdings konnte der Jagdpächter nicht davon überzeugt werden, bei der einzigen Jagd im Jahr 2001 (4.10.2001) auf den Einsatz des

Ruderboots zu verzichten. Als Kompromisslösung wurde zur Verminderung der jagdlichen Störung die bejagte Fläche auf einen Schilfgürtel am Ostufer beschränkt. Durch den Einsatz des Boots wurden aber auch bei dieser reduzierten Jagdintensität mehr Enten aufgescheucht, als es eine auf den Uferbereich beschränkte Jagd vermocht hätte. Da in dem Schilfgürtel am Ostufer keine Enten steckten, blieb diese Jagd erfolglos. Eine weitere, im November 2001 geplante Jagd, musste wegen eines ungewöhnlich frühen Wintereinbruchs mit teilweiser Vereisung des Sees aus Tierschutzgründen abgesagt werden.

Jagderfolg und Jagdstrecke

Der Jagderfolg ist mäßig (Tab. 2). Zu bemängeln ist insbesondere das ungünstige Verhältnis von abgegebenen Schüssen zu erlegten Wasservögeln, welches wahrscheinlich in erster Linie

Tabelle 2 Jagdstrecke und abgegebene Schüsse bei den Entenjagden am Rohrsee

Datum	09.09.2000	06.10.2000	04.10.2001
Anzahl Jäger	29	18	9
Strecke	4 Blässhühner, 4 Stockenten, 2 Schnatterenten, 1 Reiherente	2 Füchse, 1 Stockente, 1 Blässhuhn	keine
beobachtete Fehlabschüsse	2 Schnatterenten, 1 Reiherente	keine	keine
Anzahl Schüsse gesamt	82	28	3
Anzahl Schüsse auf Wasservogel	80	21	keine
Schüsse pro erlegtem Wasservogel	7,3	10,5	keine

ein Resultat zu weiter Schussentfernungen ist. Es bestätigte sich der Vorwurf von HEINE et al. (2001), dass bei der Jagd am Rohrsee auch Arten ohne Jagdzeit erlegt werden. Bei der ersten Jagd im September 2000 wurden zwei Schnatterenten und eine Reiherente geschossen. Die Jagdzeit der Reiherente beginnt erst ab 1. Oktober und die Schnatterente genießt in Deutschland ganzjährig Schonzeit.

Verhalten der Vögel bei den Jagden

Interessant waren die Beobachtungen zur Reaktion der Wasservögel auf die jagdlichen Aktivitäten. Das Blässhuhn, die häufigste Art am Rohrsee, flüchtete bereits während des Abstellens der Jäger, also bevor überhaupt der erste Schuss gefallen war. Schwimmend oder dicht über dem Wasser fliegend suchten die Blässhühner den Schutz des Schilfgürtels auf und blieben dort, bis die Jagd vorbei war. Sie verließen den See während der Jagd nicht.

Die Jagd führte in allen beobachteten Fällen zu einer kurzfristigen Vertreibung von Schnatterenten vom Rohrsee, aber bei allen Jagden blieb auch immer ein Teil des Entenbestands auf dem See liegen. Bei der 2. Jagd am 6.10.2000 lagen z.B. ca. 120 Schnatterenten noch eine Stunde nach Jagdbeginn schlafend auf dem Wasser, bis sie vom Ruderboot aufgeschreckt wurden.

Die Schnatterenten scheinen sich auf den seit vielen Jahren unveränderten Jagdablauf eingestellt zu haben, denn sie zeigten eine bemerkenswerte Abweichung von ihrem sonst beob-

achteten Fluchtverhalten. Anstatt wie bei anderen Störungen schnell und relativ flach über der Wasseroberfläche Richtung Schilfgürtel von der Störungsquelle wegzufiegen, schraubten sich die meisten Enten bei Annäherung durch das Ruderboot erst in engen Kreisen über dem See auf eine Höhe von 100 m und mehr, um dann in Trupps von 3 bis 20 Individuen unerreichbar für die am Ufer postierten Jäger die Gefahrenzone zu verlassen. Geschossen wurden vorwiegend einzelne noch aus dem Schilf abstreichende Enten sowie Vögel, die nach einer Weile zum See zurückkehrten.

Schnatterentenbestand am Rohrsee in den Jagddekaden

Nach den Tageszählungen in den Jagddekaden (Abb. 2) war der Schnatterentenbestand bereits vor der 1. Jagd Anfang September 2000 rückläufig. Ohne jagdlichen Einfluss ging der Bestand am Rohrsee innerhalb von sechs Tagen kontinuierlich um etwa 1/3 zurück (von 472 am 4.9.2000 auf 311 am Morgen des 9.9.2000 vor der Jagd). Durch die jagdbedingte Störung wurden viele Schnatterenten vertrieben, aber am Abend des Jagdtags (Zählung um 18 Uhr) lag der Bestand bereits bei 80 % der letzten Zählung vor der Jagd und am nächsten Morgen wieder bei 100 % des Ausgangsbestands.

Bei der 2. Jagd 2000 gab es zunächst zwar eine ähnliche Bestandsentwicklung, denn am Abend des Jagdtages wurden ebenfalls wieder 80 % des Ausgangsbestands gezählt. Aber die fehlen-

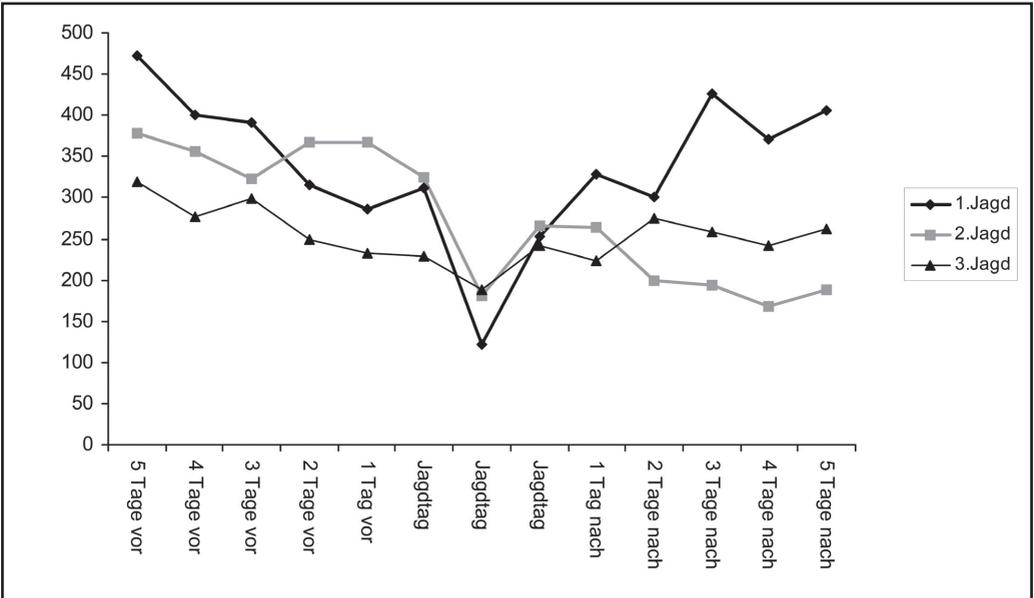


Abb. 2 Bestand der Schnatterente (*A. strepera*) am Rohrsee vor und nach der Jagd (tägl. Zählung, am Jagdtag drei Zählungen: vor Jagdbeginn, nach Jagdende, am Abend des Jagdtags)

den 20 % tauchten auch bis zum Morgen des nächsten Tages nicht wieder am Rohrsee auf und in den folgenden Tagen ging der Schnatterentenbestand kontinuierlich weiter zurück.

Bei der 3. Jagd am Rohrsee wurden bereits am Abend des Jagdtags wieder so viele Schnatterenten wie morgens vor der Jagd gezählt.

Bei der 1. Jagd und 3. Jagd bestanden keine signifikanten Bestandsunterschiede vor und nach der Jagd. Bei der 2. Jagd war der Schnatterentenbestand vor der Jagd signifikant größer ($p < 0,005$, U-Test), aber in diesem Fall wurde der Bestandsrückgang am Rohrsee auch durch Faktoren beeinflusst, die nicht mit der Störung zusammenhängen und im folgenden näher beschrieben werden.

Bestandsverlagerung zum benachbarten Holzmühleweiher nach der 2. Rohrseejagd

Bei der Kontrolle der potentiellen Ausweichgewässer am Morgen der 2. Jagd (6.10.2000) wurde überraschend festgestellt, dass sich am 5 km entfernten Holzmühleweiher – bevor die

Jagd am Rohrsee begonnen hatte – bereits 85 Schnatterenten aufhielten. Diese für den Holzmühleweiher ungewöhnlich hohe Schnatterentenzahl stand vermutlich im Zusammenhang mit der zufällig zeitgleich erfolgten Ablassung dieses Angelgewässers. Diese routinemäßig im fünfjährigen Turnus im Rahmen der Teichbewirtschaftung durchgeführte Maßnahme war eine Woche vor dem Jagdtermin eingeleitet worden, so dass der Holzmühleweiher am Tag der 2. Jagd (6.10.2000) nur noch etwa den halben Normalwasserstand aufwies. Das kurzfristig durch die Trockenfallung verfügbare Nahrungsangebot lockte nicht nur Schnatterenten, sondern auch andere Vogelarten wie Krickenten und Fischfresser wie Grau- und Silberreiher an, so dass sich die Avifauna am Holzmühleweiher innerhalb von wenigen Tagen deutlich veränderte.

Der Zuflug von Schnatterenten am Holzmühleweiher bei dieser 2. Rohrseejagd, d.h. der direkt der Jagd zuzuordnende Vertreibungseffekt, war geringer als bei der 1. Jagd (Tab. 3). Die Verlagerung von Schnatterenten vom Rohrsee zum Holzmühleweiher setzte verstärkt erst in den Tagen nach der 2. Jagd ein und erreichte

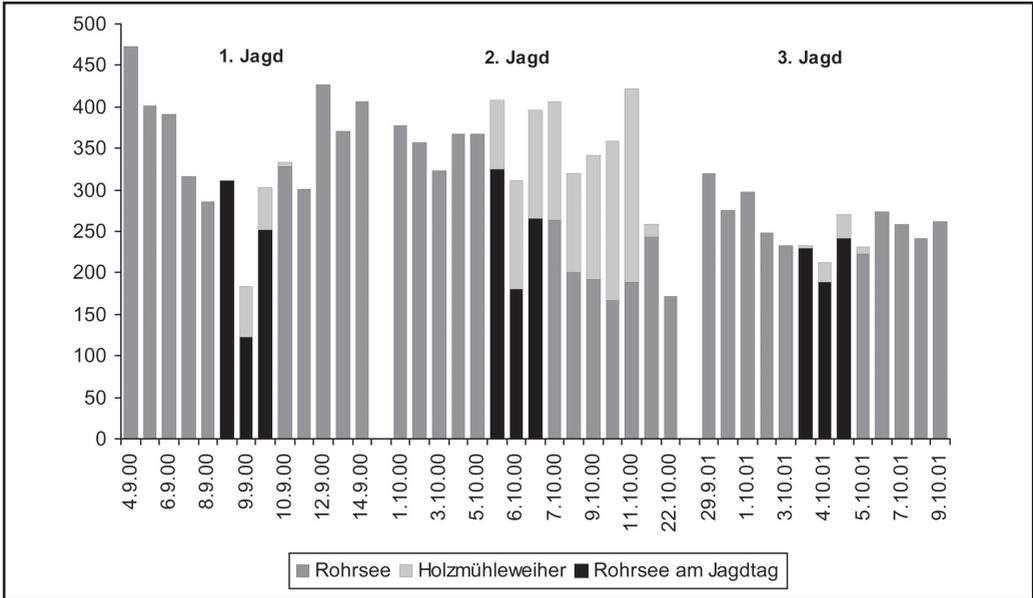


Abb. 3 Bestand der Schnatterente (*A. strepera*) am Rohrsee und dem benachbarten Holzühleweiher bei drei Jagden (tägliche Zählungen; am Jagdtag drei Zählungen: vor, während und nach der Jagd). Bei der 2. Jagd wurde das Ergebnis durch die zufällig gleichzeitig durchgeführte Ablassung des Holzühleweiher (halber Wasserstand am Jagdtag) beeinflusst.

Tabelle 3 Zuflug und Verweildauer von Schnatterenten an vier benachbarten Gewässern (2-5 km Luftlinie) bei drei Rohrseejagden (1. Jagd am 9.9.00, 2. Jagd am 6.10.00, 3. Jagd am 4.10.01)

	Ausgangsbestand vor Jagd			Zuflug während Jagd			Endbestand nach Jagd			Bestand nächster Tag		
	1.	2.	3.	1.	2.	3.	1.	2.	3.	1.	2.	3.
Holzühleweiher	0	85*	4	62	45	25	51	130	29	5	142	8
Riedsee	0	0	0	32	28	0	11	25	0	0	0	3
Metzisweiler Weiher	0	0	0	2	9	0	2	8	0	0	0	0
Stockweiher	0	0	16*	2	0	5	2	0	21	0	0	14

* Gewässer halb abgelassen

ihren Höhepunkt fünf Tage nach der jagdlichen Störung (Abb. 3). An diesem Tag (11.10.2000) wurden am Rohrsee weniger Schnatterenten gezählt als am Holzühleweiher. Die nächste Wochenzählung am 17.10.2000 ergab dagegen nur noch 14 Schnatterenten am Holzühleweiher, der nun fast gänzlich trockengefallen und somit als Nahrungsgewässer für die Art wieder ungeeignet war.

Dauer der Vertreibung

Mit Ausnahme dieses Sonderfalls nutzten die Schnatterenten die vier benachbarten Gewässer nur kurzfristig und waren dort spätestens bei der Zählung am Tag nach der Jagd wieder verschwunden (Tab. 3).

Wenn es um die Beurteilung des jagdlichen Vertreibungseffekts geht, sind die absoluten Zahlen

der an den Nachbargewässern eingeflogenen Schnatterenten nur bedingt aussagekräftig. Denn es fehlt der Bezug zum Ausgangsbestand (letzte Schnatterentenzählung am Morgen vor der Jagd am Rohrsee), der von Jagd zu Jagd unterschiedlich war. Deshalb wurde als weiterer Weiser für jede Jagd das „Vertreibungsprozent“ (= Quotient aus Ausgangsbestand am Rohrsee und der während der Jagd an den vier Ausweichgewässern zugeflogenen Schnatterenten) berechnet. Bezogen auf den Ausgangsbestand der Schnatterente am Rohrsee (100 %) wurden am 1. Jagdtag 31,5 %, am 2. Jagdtag 25,3 %

und am 3. Jagdtag 13 % des Schnatterentenbestands auf die benachbarten Gewässer vertrieben (Abb. 4). Der Vertreibungseffekt nahm also mit nachlassender Jagdintensität (Anzahl abgegebener Schüsse) ab.

Schnatterentenbestand am Rohrsee in den Jahren mit Jagd (2000 und 2001) im Vergleich zu dem Jahr mit Jagdruhe (2002)

Die Jahreskurve der Schnatterente (Abb. 5) zeigt in allen Jahren einen zweigipfeligen Verlauf mit einem ersten Gipfel beim Heimzug in die Brutgebiete im März. In der Regel liegen die Spitzenwerte auf dem Frühjahrszug am Rohrsee zwischen 200 und 300 Individuen, z.B. 300 Individuen vom 1.3.2001 bis 4.3.2001 (K. BOMMER, P. LINDEROTH in HEINE et al. 2001). Nach einem Tief während der Brutzeit im April/Mai steigt der Bestand durch Zuzug ab Juni/Juli langsam wieder an bis zu einem zweiten Gipfel im September/Oktober. Fast parallel verläuft die monatliche Bestandsentwicklung der Schnatterente in den Jahren 2000 (zwei Jagden) und 2002 (Jagdruhe) mit einem Tief im Mai und einem Gipfel im September (2000 Maximum 561, 2002 Maximum 545).

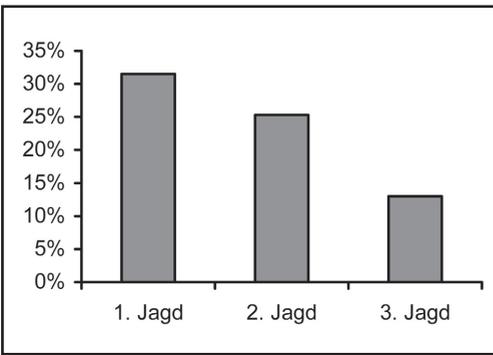


Abb. 4 Einflug von Schnatterenten während der Jagd an vier benachbarten Seen (in % des Ausgangsbestands am Rohrsee, Zählung eine Stunde vor der Jagd)

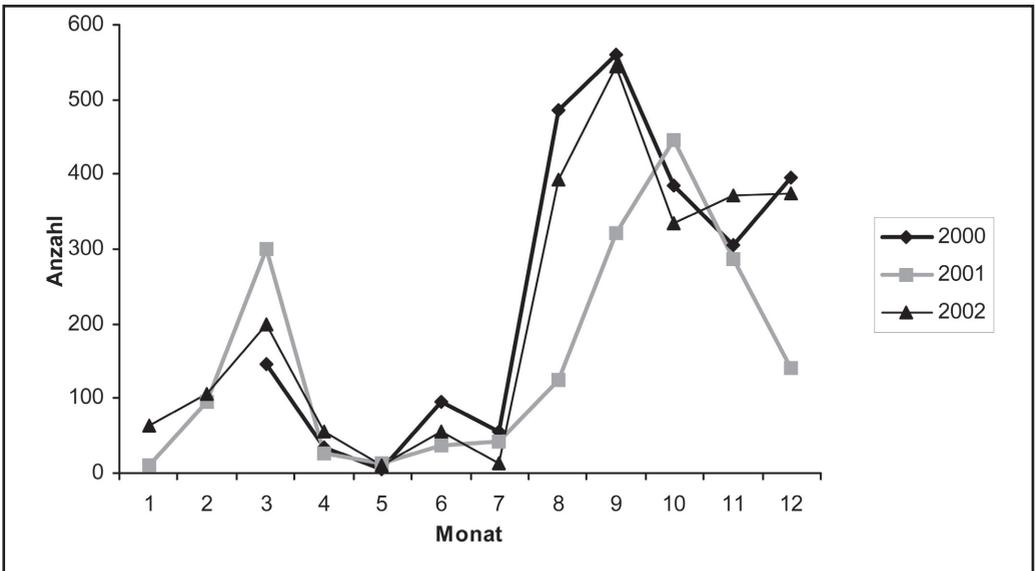


Abb. 5 Bestand der Schnatterente (Monatsmaxima) in den Jahren 2000 – 2002

Gegenüber den Jahren 2000 und 2002 befindet sich der Schnatterentenbestand in der 2. Jahreshälfte 2001 auf einem deutlich niedrigeren Niveau, wobei diese Situation bereits vor der einzigen Jagd besteht. Im Jahr 2001 ist der Bestand im August (Maximum 125) etwa um den Faktor 4 und im September (Maximum 320) etwa um den Faktor 2 kleiner als in den beiden anderen Jahren. Der Bestand gipfelt 2001 einen Monat später im Oktober (Maximum 446) und sinkt danach rasch ab. Der niedrige Dezemberwert geht auf einen frühen Wintereinbruch zurück (Teile des Rohrsees zugefroren), der einen großen Teil des Entenbestands zum Abwandern veranlasste. Nach den Beobachtungen in den Wintern 2000/2001 und 2001/2002 gehört die Schnatterente neben dem Blässhuhn und dem Höckerschwan zu den Vogelarten, die im Hochwinter am längsten am Rohrsee bleibt und solange ausharrt, bis auch das letzte eisfreie Wasserloch zugefroren ist. Beim Vergleich des Schnatterentenbestands der beiden Jahre mit Jagd (2000, 2001) mit dem Jahr mit Jagdruhe (2002) bestehen weder im Zeitraum März bis Dezember noch im Zeitraum Juli bis Dezember signifikanten Unterschiede (U-Test).

Schnatterentenbestand am Rohrsee nach fünf Jahren Jagdruhe

Möglicherweise braucht der Rastbestand länger als ein Jahr, um auf die Jagdruhe zu reagieren. Zur Überprüfung der Ergebnisse aus den Jahren 2000 bis 2002 wurden im Herbst 2006 nach fünfjähriger Jagdruhe nochmals wöchentliche Zählungen am Rohrsee durchgeführt (Abb. 6).

Die Zählungen im September/Oktober 2006 bestätigen die Befunde aus den Jahren 2000 bis 2002. Auch nach fünfjähriger Jagdruhe ist keine Zunahme des Schnatterentenbestands am Rohrsee zu verzeichnen.

Die Herbstzahlen sind weit entfernt von dem Spitzenwert von 1050 Individuen im Oktober 1998 (BOMMER in HEINE et al. 2001). Die Zahlen im September/Oktober liegen 2006 mit Wochenmaxima von 169–312 niedriger als im Herbst 2000 mit zwei durchgeführten Jagden (Wochenmaxima 193–561).

Es bestehen keine signifikanten Unterschiede (U-Test) zwischen den September/Oktoberwerten mit Jagd (2000, 2001) und ohne Jagd (2002, 2006).

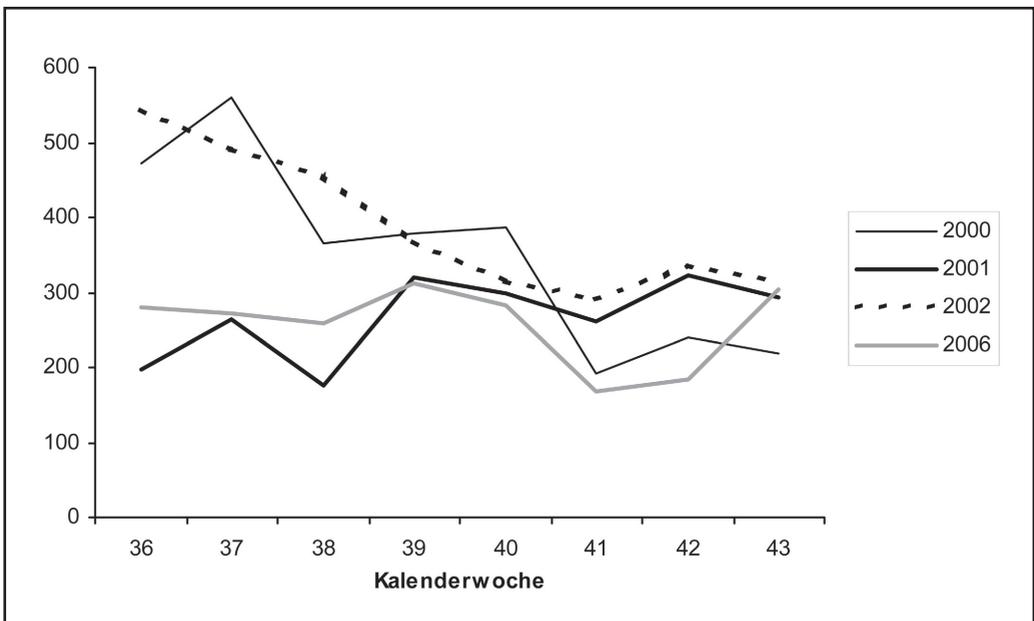


Abb. 6 Rastbestand der Schnatterente am Rohrsee im September/Oktober (36.–43. Kalenderwoche) in den Jahren 2000 und 2001 (mit Jagd) und 2002 und 2006 (ohne Jagd)

Fluchtdistanzen an drei Stellen am Nordufer von 2000 bis 2002

Von 2000 bis 2002 wurden im Zeitraum August bis Dezember an drei Stellen am Nordufer des Rohrsees 183 Fluchtdistanzmessungen bei der Schnatterente durchgeführt. Im Untersuchungszeitraum ist die Fluchtdistanz der Schnatterente an Stelle A im Durchschnitt 8 m länger als an Stelle B und 13 m länger als an Stelle C (Abb. 7). Hierbei spielt möglicherweise die Morphologie des Geländes eine Rolle.

Der Median der Fluchtdistanz variiert im selben Jahr, also bei gleicher jagdlicher Störintensität, von Stelle zu Stelle um bis zu 30 % (Spanne 2002: 80,5m m Stelle B bis 105 m Stelle A). Fasst man die Daten nach Jahren zusammen, fällt der geringe Durchschnittswert im ersten Jahr ins Auge. Der Median der Fluchtdistanz der Schnatterente ist 2000 trotz zweier Jagden etwa 20% niedriger als 2001 und 2002 (Tab. 4). Der Median aller 183 Fluchtdistanzmessungen aus drei Jahren liegt bei 88 m (Min. 35 m, Max. 180 m).

Tabelle 4 Fluchtdistanzen der Schnatterente ($n = 183$ Messungen) am Rohrsee von 2000–2002 (Zeitraum August bis Dezember)

Jahr	Messungen (n)	FD Minimum	FD Maximum	FD Median
2000	72	35 m	160 m	75 m
2001	40	49 m	127 m	92,5 m
2002	71	45 m	180 m	92 m
Gesamt	183	35 m	180 m	88 m

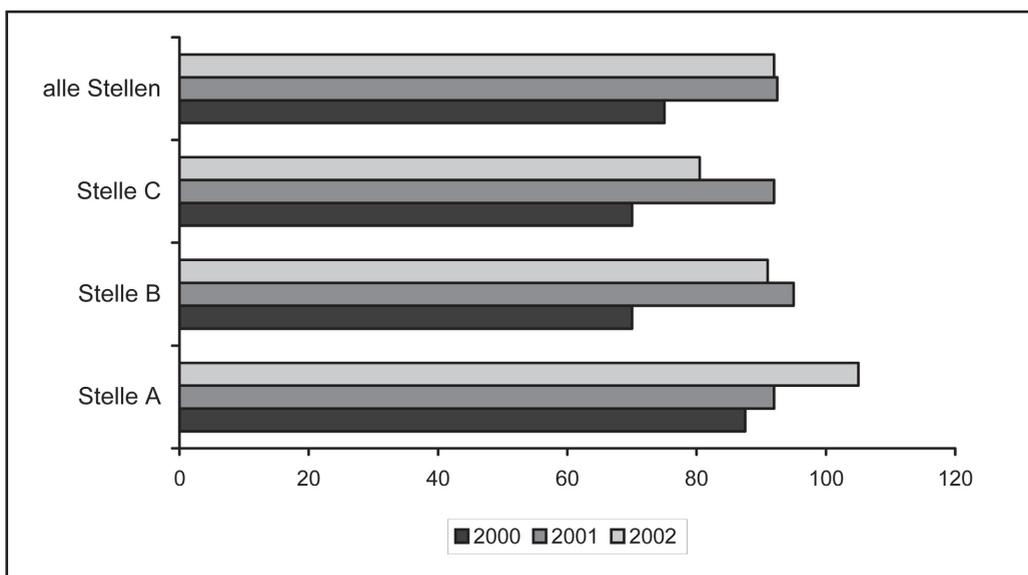


Abb. 7 Fluchtdistanzen (Median in m) der Schnatterente an drei Stellen am Nordufer von 2000 bis 2002 ($n=183$ Messungen, Anzahl Schnatterenten Min 1, Max 120, Mittel 14 pro Störversuch)

Fluchtreaktionen in den Jagddekaden

Wenn es um die Frage geht, ob die Entenjagd am Rohrsee einen Einfluss auf das Fluchtverhalten der Schnatterente hat, sind insbesondere die Störversuche im zeitlichen Zusammenhang mit den Jagden von Interesse. Denn es ist zu erwarten, dass sich die jagdliche Störung besonders deutlich in den Tagen unmittelbar nach der jagdlichen Aktivität auswirkt. Neben der Fluchtdistanz wurden als weitere Parameter für die Scheuheit der Enten die Häufigkeit und der Anteil der bei den Störversuchen auffliegenden Individuen ausgewertet.

Der Median der Fluchtdistanz der Schnatterente am Rohrsee in den Jagddekaden (Abb. 8) reicht von 47,5 m bis 125 m ($n = 85$). Vergleicht man die drei Jagddekaden, so liegen die Fluchtdistanzen bei der 1. Jagd am unteren und bei den anderen Jagden am oberen Ende dieses Schwankungsbereichs. Bezogen auf das einzelne Jagdereignis bewegen sich die Fluchtdistanzen in den Tagen vor und nach der Jagd jedoch jeweils auf dem gleichen Niveau. Es kommt nach keiner Jagd zu einer signifikanten Erhöhung der Fluchtdistanz. Der Median aller Fluchtdistanzen im Gesamtzeitraum (2000–2002, August bis Dezember) liegt mit 88 m so-

gar etwas höher als der Mittelwert während der Jagdperioden (Median 80 m, $n = 85$), aber auch dieser Unterschied liegt innerhalb der normalen Schwankungsbreite und ist nicht signifikant.

Fluchtreaktion „Auffliegen“ vor und nach der Jagd

Als weiterer Parameter für die Scheuheit der Rastvögel kann die Häufigkeit und der Anteil von auffliegenden Individuen bei den Störversuchen vor und nach der Jagd verglichen werden. Aus Sicht des Artenschutzes sind Störungen, die zum Auffliegen von Vögel führen, wegen des damit verbundenen Energieverbrauchs schwerwiegender als Störungen, die lediglich zu schwimmenden Ausweichreaktionen führen. Falls die Hypothese, dass jeder jagdliche Eingriff ein gravierendes Störereignis ist, zutreffen sollte, müsste auch ein spürbarer Effekt auf das Fluchtverhalten feststellbar sein. Es wäre zu erwarten, dass die Vögel nach der Erfahrung „Entenjagd“ insbesondere in der ersten Woche nach dem Jagdereignis schreckhafter auf menschliche Annäherung reagieren und sie deshalb häufiger auffliegen als vor der Jagd. Die Ergebnisse (Tab. 5) beruhen auf 79 Störver-

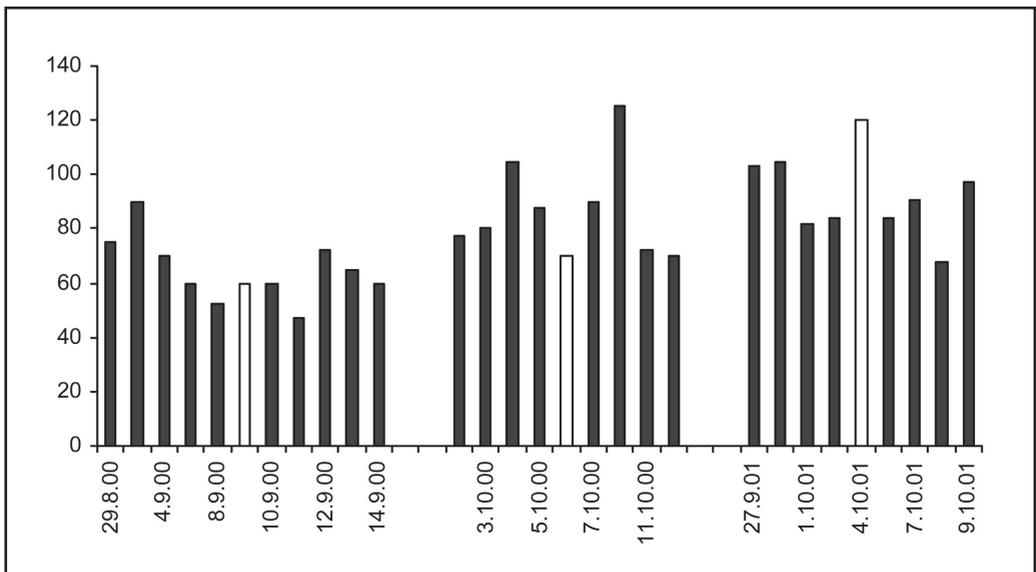


Abb. 8 Fluchtdistanzen (Fluchtreaktion „Wegschwimmen“, Median in m) der Schnatterente in den Tagen vor und nach den Jagden am Rohrsee ($n = 85$ Störversuche, Median 80 m, weiße Säulen = Jagdtage)

suchen in den drei Jagddekaden, bei denen Angaben zur Anzahl der gestörten Schnatterenten im Uferbereich vorliegen. Entgegen der Erwartung war der Anteil der bei den Störversuchen auffliegenden Schnatterenten (bezogen auf die Gesamtzahl der gestörten Schnatterenten im Uferbereich) in den Tagen nach der Jagd geringer als vor der Jagd. Lediglich am Jagdtag selbst (bei der 1. und 2. Jagd) reagierten die Schnatterenten auf die Annäherung des Beobachters mit verstärktem Auffliegen.

Als Fazit bleibt festzuhalten, dass die Jagd nicht zu einer Zunahme von Fluchtreaktionen geführt hat, die mit dem Auffliegen rastender Schnatterenten verbunden war. Die Ergebnisse bestätigen die bereits aus den Fluchtdistanzen gewonnene Erkenntnis, dass die jagdliche Störung in der untersuchten Intensität bei der angewandten Jagdmethode keinen nachhaltigen Einfluss auf ihr Fluchtverhalten hatte.

Fluchtdistanzen nach fünfjähriger Jagdruhe

In den Hauptjagdmonaten September/Oktober bewegen sich die Fluchtdistanzen in allen Untersuchungsjahren bei einer gewissen Schwankungsbreite auf einem ähnlichen Niveau

(Abb. 9). Entgegen der Erwartung hat sich die Fluchtdistanz der Schnatterente auch fünf Jahre nach Einstellung der Jagd (letzte Entenjagd im Oktober 2001) nicht verringert. Sie ist im Herbst 2006 mit einem Median von 101 m sogar etwas höher als im Vergleichszeitraum der Vorjahre. Hierbei ist jedoch zu berücksichtigen, dass der Stichprobenumfang im Herbst 2006 ($n=17$) wesentlich geringer als in den Vorjahren ist.

Nicht jagdlich bedingte Störungen am Rohrsee

Während der Feldarbeit von 2000 bis 2002 wurden neben dem Jagdbetrieb auch andere Störungsursachen protokolliert (Abb. 10). Die meisten Störungen am Rohrsee gehen vom Flugverkehr aus (37 %), gefolgt von Störungen durch Ruderboote (18 %), landwirtschaftliche Arbeiten (16 %), Greifvögel (13 %), Spaziergänger (11 %) sowie der Vogelbeobachtung (5 %).

Bei einer Gesamtbeobachtungsdauer von 325,5 Stunden wurden am Rohrsee insgesamt 38 nicht jagdlich bedingte Störungen registriert, d.h. im Mittel 0,12 Störungen pro Stunde. Dieses entspricht im Durchschnitt einer Störung in 8,6 Stunden. Davon führte jede

Tabelle 5 Bei Störversuchen ($n = 79$) auffliegende Schnatterenten vor und nach den Jagden

Datum	Zeitraum	Anzahl Störversuche	Anzahl gestörte Enten	gestörte Enten Mittelwert	Störversuche mit auffliegenden Enten		auffliegende Enten	
					Anzahl	%	Anzahl	%
29.8.–8.9.00	vor der Jagd	11	216	19,6	7	64 %	121	56 %
09.09.2000	Jagdtag	2	19	9,5	1	50 %	15	79 %
10.9.–14.9.00	nach der Jagd	18	317	17,6	3	17 %	22	7 %
27.9.–5.10.00	vor der Jagd	10	195	19,5	3	30 %	20	10 %
06.10.2000	Jagdtag	3	79	26,3	2	67 %	28	35 %
7.10.–12.10.00	nach der Jagd	8	87	10,9	1	13 %	6	7 %
30.9.–3.10.01	vor der Jagd	10	106	10,6	4	40 %	21	20 %
04.10.2001	Jagdtag	7	103	14,7	2	29 %	5	5 %
5.10.–9.10.01	nach der Jagd	10	71	7,1	2	20 %	3	4 %

3. Störung zum Auffliegen, d.h. durchschnittlich kam es alle 25 Stunden zum störungsbedingten Auffliegen von Wasservögeln. Zieht man davon noch die natürlich bedingten Fluchtreaktionen

durch Greifvögel ab, so traten vom Menschen verursachte Störungen (ohne Jagd), die zum Auffliegen von rastenden Vögeln führen, im Durchschnitt nur alle 36 Stunden auf.

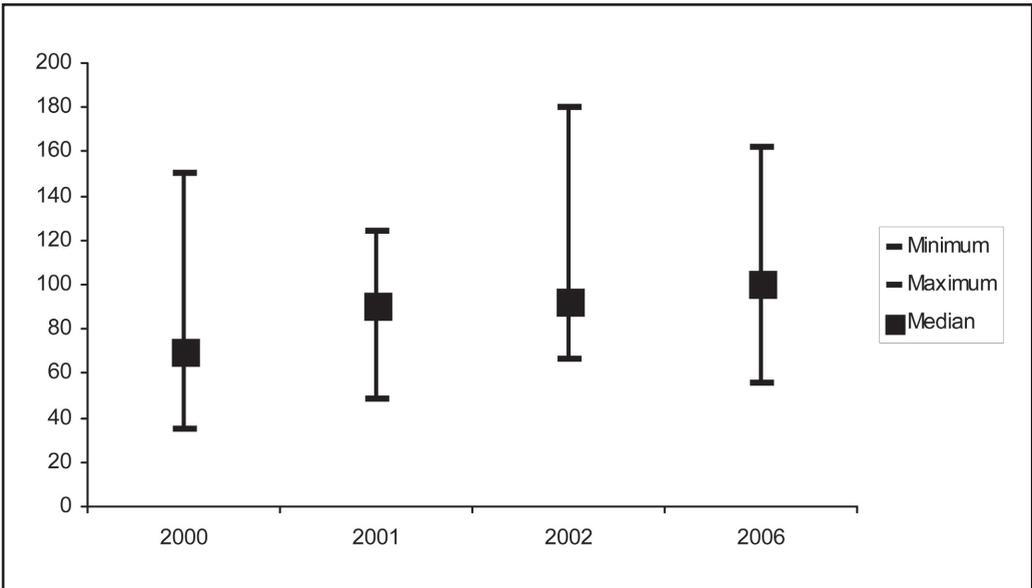


Abb. 9 Median und Schwankungsbreite der Fluchtdistanz (n = 163, Fluchtreaktion „Wegschwimmen“) der Schnatterente am Rohrsee in den Monaten September/Oktober (2000 u. 2001 mit Jagd, 2002 u. 2006 ohne Jagd)

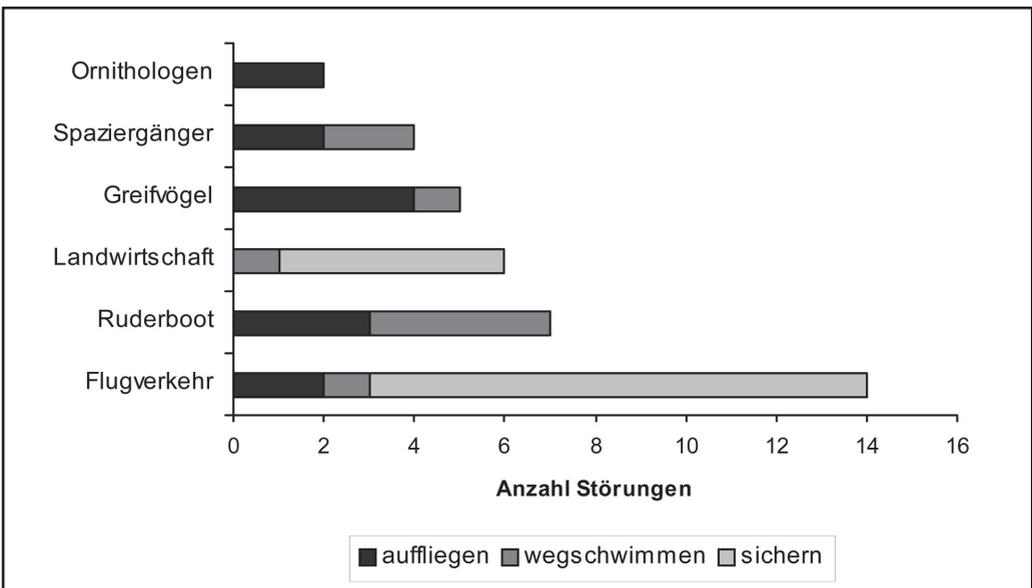


Abb. 10 Reaktion der Wasservögel am Rohrsee auf zufällig beobachtete Störungen (n = 38)

Diskussion

Abschuss von Schnatterenten am Rohrsee

Nach BOMMER (in HEINE et al. 2001) ist es bei der Jagd am Rohrsee auch in der Vergangenheit wiederholt zu Schonzeitverstößen gekommen. Die Abschüsse einzelner Individuen haben zwar keinen Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Schnatterente. Aber die Schonzeitvergehen sind weder mit einer günstigen Bestandssituation noch mit ungünstigen Lichtverhältnissen (Gegenlicht) zu rechtfertigen. Die Entenjagd unterscheidet sich hinsichtlich der zwingend erforderlichen Ansprache vor dem Schuss nicht von der Jagd auf anderes Wild. Die Ansprache beim Schalenwild ist selbst bei verbreiteten Arten wie Reh oder Wildschwein in der Jagdpraxis schwieriger als die Bestimmung einer Schnatterente auf Schrotschussdistanz. Weibliche Stock- und Schnatterenten sind zwar ähnlich gefärbt, aber sie können im Flug eindeutig an der Färbung des Spiegels (Schnatterente leuchtendweiß) unterschieden werden. Gerade bei der Jagd in einem ornithologisch bedeutenden Gebiet wie dem Rohrsee, in dem viele geschützte Vogelarten vorkommen, muss von den Jägern eine hohe Schussdisziplin und gute Artenkenntnis erwartet werden.

Auch die Schussergebnisse weisen darauf hin, dass dieser Sorgfaltpflicht bei den Rohrseejagden nicht in ausreichendem Maß nachgekommen wurde. Mit einer Quote von 7,8 Schuss pro erlegtem Vogel sind die Schussergebnisse am Rohrsee schlechter als in anderen Gebieten. Am baden-württembergischen Oberrhein wurden bei der Entenjagd im Schnitt 3,5 Schuss pro erlegtem Vogel benötigt (LINDEROTH 1993). Bei der Vorlandjagd im nordfriesischen Wattenmeer lag die Quote bei durchschnittlich 4,2 Schuss pro erlegter Ente (BAMBERG 1989). Am Bodensee variierte die Schussleistung je nach Jagdart (Vogelhütte, Tonne im Schlick, vom Ufer, vom Boot, Morgenstrich, Abendstrich) zwischen 1,0 und 2,7 Schuss (im Mittel 1,9 Schuss) pro erlegtem Wasservogel (MEILE 1988, unveröffentlicht.).

Der Abschuss von Schnatterenten und die unterdurchschnittliche Schussleistung am Rohrsee ist nach Einschätzung des Verfassers in erster Linie auf mangelnde Schussdisziplin zurückzuführen. Es wird zu weit und gelegentlich auch

zu schnell geschossen, d.h. ohne die zwingend erforderliche Sorgfalt bei der Ansprache vor der Schussabgabe.

Die Folgen der Fehlabschüsse trugen nicht die verantwortlichen Schützen, sondern der Jagdpächter. Nach weiteren Gesprächen mit Naturschutzvertretern zog er 2002 die Konsequenz, in Zukunft freiwillig auf die Entenjagd am Rohrsee zu verzichten. Da der Pächter trotzdem weiterhin die volle Jagdpacht zahlen muss, verpflichtete sich der Naturschutz im Gegenzug zur Zahlung einer Entschädigung. Die Jagdausübung auf anderes Wild bleibt von dieser Vereinbarung unberührt.

Trotz der Konflikte zwischen Jägern und Ornithologen besteht am Rohrsee Konsens, dass die Fuchsbejagung im Naturschutzgebiet auch in Zukunft notwendig ist. Dass dieses im Interesse des Naturschutzes ist, zeigt der plötzlich über Nacht erfolgte Brutabbruch der ca. 250 Paare starken Lachmöwenkolonie auf einer Insel im Rohrsee im Frühjahr 2007. Wenngleich andere nachtaktive Prädatoren nicht ausgeschlossen werden können, spricht einiges dafür, dass die Aufgabe der Brutkolonie durch den nächtlichen Besuch eines Fuchses verursacht wurde.

Vertreibungseffekt und Jagdintensität

Zahlreiche Untersuchungen belegen, dass eine intensive Bejagung erhebliche Auswirkungen auf die Bestandsgröße und Verteilung von Wasservögeln in einem Gebiet haben kann. So führte der hohe Jagddruck im dänischen Jütland zu Bestandsverlagerungen von Enten in jagdfreie Bereiche. Dort konzentrierten sich während der Jagdzeit 90 % aller Enten in jagdfreien Zonen, die nur 20 % der Flachwasserbereiche ausmachten (MELTOFTE 1982). In einem australischen Feuchtgebiet verließen nach massivem Beschuss am 1. Jagdtag fast alle anwesenden Wasservogel das betroffene Gebiet (MAHER 1981). In den englischen Ouse Washes ergaben vergleichende Wasservogelzählungen in einer Jagdruhezone mit einem intensiv bejagten Gebiet deutlich höhere Wasservogelbestände in den unbejagten Bereichen, insbesondere bei Pfeif- und Stockente, während nach der Jagdzeit ein gegenläufiger Trend auftrat (THOMAS 1976). Eine Verlagerung der Wasservogel von bejagten zu unbejagten Buchten wurde auch am

nordirischen Lough Ness beobachtet (EVANS & DAY 2002). Dagegen führte die Jagd am Rohrsee weder zu einer nachhaltigen Vertreibung der Schnatterenten noch hatte die Jagdruhe einen positiven Effekt auf ihre Bestandsgröße.

Allerdings unterscheidet sich die Situation am Rohrsee von den vorgenannten Studien in einem wesentlichen Punkt, nämlich der Jagdintensität. Die meisten Untersuchungen zur „shooting disturbance“ stammen aus Ländern mit Lizenzjagdsystem wie Dänemark (MELTOFTE 1978, 1982, MADSEN 1985), Großbritannien (THOMAS 1976, EVANS & DAY 2002), Frankreich (DEHORTER & TAMISIER 1997) oder Australien (MAHER 1981), für die eine sehr hohe Jagdintensität (Anzahl Schüsse, Jägerdichte, Jagdstrecke) charakteristisch ist. So eröffneten in den australischen Barrenbox Swamps am ersten Morgen der Jagdzeit Hunderte von Jägern das Feuer und erlegten in wenigen Stunden 3.225 Enten (MAHER 1981).

Im Fall des nordirischen Lough Ness (EVANS & DAY 2002) wurden die Bestandsverlagerungen durch Störungen von im Mittel 16,25 Schuss pro Stunde durch bis zu 1.000 aktive Jägern in diesem Gebiet verursacht. Noch höher waren die schussbedingten Störungen an der dänischen Küste, wo während der Jagdzeit Spitzenwerte von 1.856 Schuss pro Stunde und Durchschnittswerte von 50 bis 100 Schuss pro Stunde gezählt wurden (MELTOFTE 1978, 1982). Es entspricht durchaus den Erwartungen, dass bei einer derartigen Schussintensität selbst störungstolerantere Vogelarten das Gebiet verlassen und dauerhaft meiden.

Auch in Baden-Württemberg gab es in Einzelfällen solche jagdlichen Exzesse wie die berühmte „Belchenschlacht“ im Ermatinger Becken (JACOBI 1974). Bei dieser, ebenfalls auf dem Patentjagdrecht beruhenden, grenzübergreifenden Wasserjagd (D/CH) sorgten 150 Jagdberechtigte, die auf einer Wasserfläche von 5 km² jährlich zwischen 2.000 und 9.000 Wasservögel erlegten, für permanente Störungen des herbstlichen Rastvogelbestands (MEILE 1988, unveröffentl.).

Obwohl die gemeinschaftliche Jagd im Ermatinger Becken bereits seit 1985 verboten ist (KALCHREUTER 1987), wird sie auch in aktuellen Arbeiten (BAUER et al. 2002) noch als Beispiel dafür angeführt, dass der Jagdbetrieb am Bo-

densee das Störereignis „mit der größten Vertreibungswirkung“ für den Rastvogelbestand ist. Es darf aber nicht übersehen werden, dass sich die jagdliche Situation am Bodensee durch großflächige Schutzgebietsausweisungen und daraus resultierende Jagdverbote in den letzten 20 Jahren deutlich geändert hat. Heute liegt die gesamte Entenstrecke in allen seeangrenzenden Jagdrevieren auf baden-württembergischer Seite auf einer Uferlänge von ca. 140 km noch bei etwa 500 pro Jahr, wobei ein Teil dieser Strecke nicht direkt am Bodensee, sondern im Hinterland anfällt (LINDEROTH 2007). Auch landesweit hat die Bejagungsintensität seit den 1980er Jahren kontinuierlich abgenommen. Nach ELLIGER (2007) hat sich die Entenstrecke in Baden-Württemberg von ihrem Höchststand im Jagdjahr 1983/84 (Jahresstrecke 43.947) bis zum Jagdjahr 2006/07 (Jahresstrecke 18.773) mehr als halbiert.

LINDEROTH (2007) kalkulierte die durchschnittliche Schussabgabe bei der Entenjagd in Baden-Württemberg auf Basis der Jagdstatistik des Jagdjahrs 2004/2005. Demnach beträgt die mittlere Jahresstrecke 11,8 Enten pro Revier (n = 1871 Jagdbezirke mit Entenjagd). In zwei Drittel der baden-württembergischen Jagdreviere mit Wasserjagd liegt die jährliche Strecke zwischen 1 und 10 Enten. Legt man die bei verschiedenen Studien in Deutschland ermittelten Schussleistungen zugrunde (MEILE 1988, BAMBERG 1989, LINDEROTH 1993, vorliegende Studie), so werden in Baden-Württemberg bei einer durchschnittlichen Jahresstrecke von 11,8 Enten im Mittel zwischen 25 Schuss (bei guter Quote) und 100 Schuss (bei schlechter Quote) pro Revier und Jahr abgegeben. Die am Rohrsee ermittelte Schussintensität kann somit als repräsentativ für die Entenjagd im baden-württembergischen Durchschnittsrevier betrachtet werden.

Die Literatursuche nach Studien mit vergleichbarer Schussintensität erwies sich als problematisch. Aus Deutschland liegen nur relativ wenige Untersuchungen vor, wobei die Informationen über den Umfang der jagdlichen Störung ausgesprochen spärlich sind. Abgesehen von dem gut dokumentierten Fallbeispiel Ermatinger Becken (MEILE 1988, unveröffentl., KALCHREUTER 1987, KALCHREUTER & GUTHÖRL 1997) und der Studie vom bayerischen Staffel-

see (BEZZEL & GEIERSBERGER 1998) enthalten die meisten Arbeiten zur Wasservogeljagd aus dem deutschen Revierjagdsystem (ZIEGLER & HANKE 1988, SCHNEIDER-JACOBI et al. 1993, GEIERSBERGER & ZACH 1997, REICHHOLF 2002) zwar genaue Zahlen zur Größe des Vogelbestands, aber keine konkreten Angaben zur Stärke der jagdlichen Störung wie z.B. die Jagdstrecke, die Anzahl der Schüsse/Jäger oder die Jagdfrequenz. So beschränkt sich beispielsweise das „systematische Jagdmonitoring“ von GEIERSBERGER & ZACH (1997) im NSG Rötelseeweiher auf regelmäßige Wasservogelzählungen sowie die Information, dass in dem Gebiet jährlich 5 bis 9 Wasservogeljagden mit 3 bis 100 Jägern stattfinden.

Wahrscheinlich beruht die mangelhafte Dokumentation der Jagdausübung (Jagdablauf, Jagdmethoden, Jagdintensität) darauf, dass die Entenjagd bei den Untersuchungen lediglich per Zufall (z.B. SCHNEIDER - JACOBI et al. 1993) oder gar nicht direkt beobachtet wurde (ZIEGLER & HANKE 1988, GEIERSBERGER & ZACH 1998, REICHHOLF 2002). Eine vermutlich recht hohe Bejagungsintensität (Strecke „tausende Enten“, ohne Flächenangabe) führte an den bayerischen Innstauseen zu einer Verminderung des Artenspektrums (32 Vogelarten in mäßig bejagten Staustufenbereichen gegenüber 21 Arten in auf ganzer Fläche bejagten Bereichen). REICHHOLF (2002) beziffert den Vertreibungseffekt durch die Entenjagd in diesem Gebiet auf etwa 60 %, wobei die Herleitung dieser Zahl offen bleibt.

Genauere Angaben sind der Studie von ZIEGLER & HANKE (1988) im NSG „Häverner Marsch“ (Niedersachsen) zu entnehmen. In diesem aus 10 Kieselseen mit rund 85 ha Wasserfläche bestehenden Schutzgebiet verdoppelte sich der Stockentenbestand trotz Bejagung innerhalb von 7 Jahren von 652 (mittlerer Tagesbestand 1979) auf 1.298 (mittlerer Tagesbestand 1986). Im Durchschnitt lag der Stockentenbestand zur Jagdzeit etwa 10 % niedriger als vor der Jagdzeit im August. 1986 wurde die Bejagung in der Häverner Marsch versuchsweise auf einen wöchentlichen Wechsel von Jagdwochen und Nichtjagdwochen im Zeitraum 1.9. bis 15.11. umgestellt. Zwar lagen die Mittelwerte des Stockentenbestands in den Jagdwochen signifikant niedriger (5 % Niveau, t-Test) als in

den Nichtjagdwochen, aber die Pentadenzählungen fielen nicht unter 850 Vögel (Minimum Mitte Oktober 1986). Grund hierfür waren die schnellen Wiederaufbauarten des Bestands von ca. 70 % bis über 100 % während der jagdfreien Wochen (ZIEGLER & HANKE 1988).

Dagegen führte im bayerischen NSG „Rötelseeweiher“ bereits eine Jagd Anfang September zu einer nachhaltigen Reduktion des Stockentenbestands (GEIERSBERGER & ZACH 1997). Wie sich der ebenfalls regelmäßig gezählte Schnatterentenbestand nach den Jagden entwickelte, lässt sich dieser Arbeit leider nicht entnehmen. Stattdessen wird ihre langjährige Bestandsentwicklung in diesem Gebiet dargestellt und der signifikante Anstieg in einem Zeitraum von 19 Jahren auf den Wegfall der Jagd zurückgeführt.

Am Rohrsee wurde nicht nur der Vogelbestand gezählt, sondern auch die Jagdausübung vollständig erfasst. Hier führte eine geringfügige Bejagungsintensität mit 1–2 Jagdtagen pro Jahr nicht zu einer nachhaltigen Vertreibung von Schnatterenten. Der signifikante Bestandsrückgang nach der 2. Jagd wurde maßgeblich von nichtjagdlichen Faktoren beeinflusst. Im Unterschied zu anderen Studien (REICHHOLF 2002, ZIEGLER & HANKE 1988) hatte die Jagdrufe am Rohrsee auch keinen positiven Einfluss auf die Größe des Herbstbestands. Wahrscheinlich war die Jagdfrequenz hier zu gering, um die Größe und Verteilung des Schnatterentenbestands zu beeinflussen.

Allein vom Störungsaspekt wäre eine Einstellung der Jagd nicht gerechtfertigt, denn die Jagdintensität war nicht ausreichend, um die Rastkapazität dieses Schnatterentengewässers einzuschränken. Wenngleich die Schussintensität am Rohrsee der des Durchschnittsreviers in Baden-Württemberg entspricht, können die Ergebnisse nicht verallgemeinert werden. Am Rohrsee wurde die Situation nicht nur begünstigt durch die Konzentration der jagdlichen Störung auf maximal zwei Eingriffe pro Jahr, sondern auch durch die geringe Frequenz sonstiger menschlicher Störungen. Zudem muss berücksichtigt werden, dass die Schnatterente auf den Rohrsee angewiesen ist. Es gibt in der näheren Umgebung keine geeigneten Nahrungsgewässer, auf die sie bei Störungen länger ausweichen könnte.

Zählergebnisse

Nach den Zählergebnissen im Untersuchungszeitraum besteht kein Zusammenhang zwischen der Jagdaktivität und der Größe des Herbstbestands der Schnatterente. Ihr Rastbestand war trotz Verringerung der Schussabgabe um den Faktor 30 im Herbst 2001 kleiner als im Herbst 2000. Die Bestandskurve verläuft im Herbst 2000 (2 Jagden) und Herbst 2002 (Jagdruhe) fast identisch. Nach fünfjähriger Jagdruhe lag der Rastbestand im September/Oktober 2006 mit einem Maximum von 312 Schnatterenten noch unter den Zahlen von 2000.

Auch aus den langjährigen Zählungen (HEINE et al. 2001, Abb. 11) ergeben sich keine Anhaltspunkte, dass die Entenjagd Einfluss auf die Bestandsentwicklung der Schnatterente genommen hat. Trotz regelmäßiger Jagd hat sich ihr Herbstbestand in den 1990er Jahren am Rohrsee etwa verdreifacht. Die Herbstmaxima unterlagen extremen jährlichen Schwankungen mit einer Spanne von < 50 Ind. (1992) bis > 1.000 Ind. (1998), während sich die Bejagungsintensität in dieser Dekade konstant auf einem Niveau bewegte. Somit können die signifikanten Abweichungen nach oben oder unten nicht mit der Jagd zusammenhängen. Wahrscheinlich

wird das jährliche Auf und Ab der Bestandskurve durch natürliche Einflussfaktoren (Wasserstand, Nahrungsangebot) verursacht. Nach Beobachtung von BOMMER (in HEINE et al. 2001) korreliert die Zahl rastender Schnatterenten am Rohrsee mit der spätsommerlichen Zunahme der Laichkräuter. Dieser Autor zählte die bislang größte Ansammlung der Schnatterente bei niedrigem Wasserstand am Rohrsee im Oktober 1998.

Nach Einschätzung des Verfassers sind - unabhängig von der Jagdruhe am Rohrsee - auch in Zukunft deutliche Schwankungen der Schnatterentenzahlen von Jahr zu Jahr zu erwarten. Dass ein relativ kleines Gewässer wie der Rohrsee überhaupt solch hohe Rastbestände pflanzenfressender Wasservögel ernähren kann, hat nicht nur natürliche Ursachen. Sowohl die Schnatterente als auch das Blässhuhn profitieren von den Nährstoffeinträgen der intensiven Grünlandbewirtschaftung am Seeufer. Denn die Eutrophierung fördert das Wachstum der Wasserkrauter und damit die Nahrungsgrundlage dieser beiden herbivoren Arten, die zusammen etwa 80 % des gesamten Rastbestands am Rohrsee bilden.

Nach den vorliegenden Befunden erweist es sich als problematisch, allein aus den Zählungen an

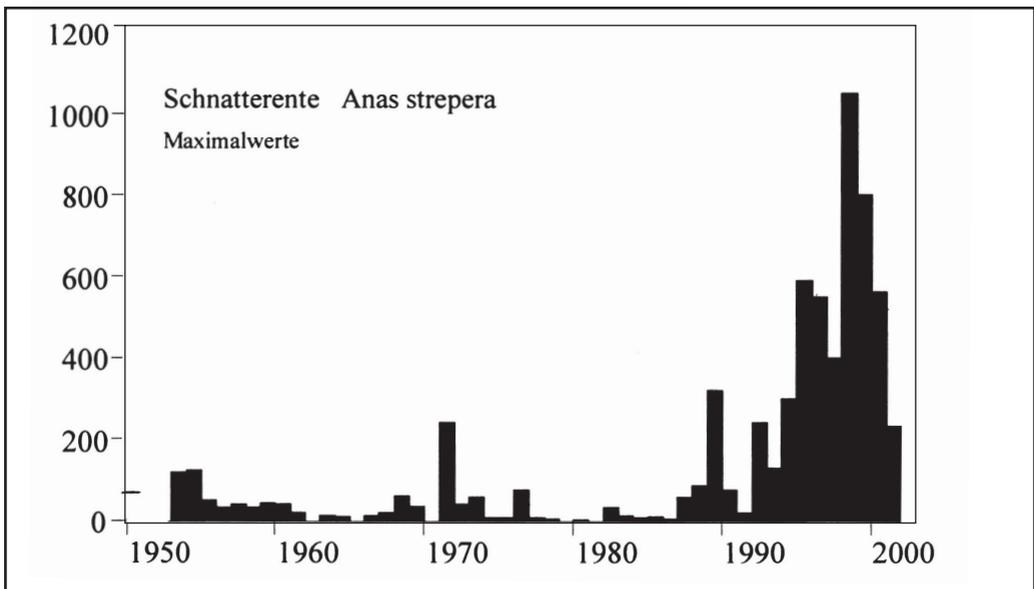


Abb. 11 Entwicklung der Herbstmaxima der Schnatterente am Rohrsee von 1953 bis 2001
Quelle: Heine et al. 2001

einem einzigen Gewässer Rückschlüsse auf den jagdlichen Vertreibungseffekt zu ziehen. Nur anhand der Zahlen vom Rohrsee wäre wahrscheinlich gefolgert worden, dass der signifikante Rückgang der Schnatterente nach der zweiten Jagd allein durch die jagdliche Störung verursacht wurde. Ohne die Einbeziehung der benachbarten Gewässer in das Zählprogramm wäre gar nicht bemerkt worden, dass die zeitversetzte Verlagerung von Schnatterenten zum Holzmühleweiher maßgeblich von der zufällig zeitgleich erfolgten Ablassung dieses Gewässers beeinflusst worden war.

In vielen deutschen Studien wird die jagdliche Störwirkung ausschließlich über Vogelzählungen an dem bejagten Gewässer hergeleitet, wobei unterstellt wird, dass ein monokausaler Zusammenhang zwischen dem Störfaktor Jagd und der Größe des Vogelbestands besteht (ZIEGLER & HANKE 1988, SCHNEIDER- JACOBI et al. 1993, GEIERSBERGER & ZACH 1997, BEZZEL & GEIERSBERGER 1998, REICHOLF 1978, 2002). In intensiv bejagten Gebieten mit einer entsprechenden Dauerstörung durch die Schussabgabe kann der Vertreibungseffekt auch direkt anhand von Zählungen abgeleitet werden, wie z.B. an der dänischen Küste (MELTOFTE 1978, 1982). Dort fallen während der (kurzen) Jagdzeit im Mittel pro Stunde so viele Schüsse wie am Rohrsee im gesamten Jahr, d.h. die jagdliche Störung ist der dominierende, alles überlagernde Faktor. Mangels schussfreier Zeiträume ergibt sich hier für die vertriebenen Vögel überhaupt keine Gelegenheit, sicher in das Jagdgebiet zurückzukehren. Allerdings ist ein solcher Jagddruck nicht vergleichbar mit der Situation in Deutschland. Denn je geringer die Jagdintensität und Jagdfrequenz ist, desto stärker nehmen andere Faktoren Einfluss auf die Dynamik des Rastvogelbestands in einem Gebiet, z.B.

- Größe und Verfügbarkeit des Nahrungsangebots (indirekt auch über die Witterung, z.B. Vereisung oder den Wasserstand)
- Zugphänologie und lokale Bestandsverlagerungen
- Allgemeiner Bestandstrend von Vogelarten
- Verfügbarkeit von Ausweichflächen

Dieses wird in den Fällen offenkundig, in denen die Bestandsentwicklung nach Einstellung der Jagd nicht den Erwartungen entspricht wie am Rohrsee. Dass die Jagdruhe an einem Gewässer

nicht zwangsläufig mit einem Anstieg des Vogelbestands verbunden ist, stellte auch REICHOLF (1978, 2002) am Unteren Inn fest. Statt des erwarteten Anstiegs nach Einstellung der Jagd ging der Rastbestand erst einmal deutlich zurück, weil ein starkes Sommerhochwasser zu einem weitgehenden Verlust der Nahrung der Wasservögel geführt hatte.

Gut untersucht ist der Zusammenhang zwischen dem verfügbaren Nahrungsangebot und der Größe, Verteilung und Artenzusammensetzung des Rastbestands am Bodensee (FRENZEL & SCHNEIDER 1987, MEILE 1988, unveröffentl., HEINE et al. 1999, BAUER et al. 2002). So verdoppelte sich der Wasservogelbestand im Ermatinger Becken bereits im ersten Jahr mit Jagdruhe. Allerdings wurde dieser sprunghafte Anstieg nicht zuletzt dadurch verursacht, dass die beiden Massenarten Tafel- und Reiherente wegen des ungewöhnlich hohen Wasserstands ihre Nahrungsgründe im offenen Wasser nicht mehr erreichen konnten und deshalb auf die Flachwasserbereiche des Ermatinger Beckens ausweichen mussten (FRENZEL & SCHNEIDER 1987).

Aufgrund der Erhöhung des Nahrungsangebots (Eutrophierung, Einschleppung Dreissena) stiegen die Wintersummen (September bis März) der Wasservögel am Bodensee von ca. 300.000 Anfang der 1960er Jahre auf 1.300.000 Mitte der 1990er Jahre signifikant an. Die höchsten Steigerungsraten wurden während der Massenvermehrung der eingeschleppten amerikanischen Dreikantmuschel Ende der 1960er Jahre verzeichnet, als sich die Wintersummen der Rastvögel innerhalb von nur zwei Jahren von ca. 300.000 (Winter 1968/69) auf ca. 900.000 (Winter 1970/71) verdreifachten (HEINE et al. 1999). Diese prägnante Zunahme, die vor allem auf die muschelfressenden Arten Reiher- und Tafelente zurückging, wurde auch durch eine damals noch keinerlei eingeschränkte Jagd nicht verhindert.

MEILE (1988, unveröffentl.) berichtet, dass am Bodensee das Nahrungsangebot an attraktiven Fraßplätzen am Seerhein zu fast 100% genutzt wurde, obwohl gerade an diesen vogelreichen Stellen fast alltäglich gejagt wurde. Das Blässhuhn ließ sich selbst durch intensivste Bejagung nicht von seinen bevorzugten Nahrungsplätzen vertreiben (MEILE 1988, unveröffentl.). Der

Anziehungskraft des Futters konnten sich auch die Enten in einem Revier am Südlichen Oberrhein nicht entziehen. Jeden Abend kehrten die Stockenten regelmäßig in großer Zahl zu den Getreidekarrungen an einem kleinen Gewässer zurück, obwohl dort pro Jagdsaison mehr als Tausend geschossen wurden (LINDEROTH 1993).

Umgekehrt können selbst hohe Rastbestände innerhalb kurzer Zeit signifikant zurückgehen, wenn die Nahrungsquelle versiegt. So brach das ehemals größte Rastvorkommen der Schnatterente in Bayern im Ismaninger Teichgebiet 1990 zusammen, als ein neues Klärwerk die Eutrophierung dort beendete. Zufällig zeitgleich wurde im 130km entfernten NSG Rötelseeweier eine Jagdruhe eingeführt (GEIERSBERGER & ZACH 1997). Diese Autoren führen den signifikanten Anstieg des Schnatterentenbestands am Rötelseeweier nach Jagdruhe (ca. 25 Ind. im Zeitraum 1977–88 mit Jagd gegenüber ca. 150 Ind. im Zeitraum 1989–95 ohne Jagd) zwar allein auf den Wegfall der jagdlichen Störung zurück. Es kann aber auch nicht ausgeschlossen werden, dass die Situation im Ismaninger Teichgebiet zu diesem Wachstum beigetragen hat und sich ein Teil des Rastbestands wegen Nahrungsmangels zum Rötelseeweier verlagert hat. Am Rohrsee zeigte die Bestandsentwicklung der Schnatterente im Zeitraum 1977–95 (Abb. 11) einen ähnlichen Verlauf wie am Rötelseeweier. Bis Ende der 1980er Jahre stagnierte der Herbstbestand auf einem gleichbleibend niedrigen Niveau von unter 50 Individuen und stieg danach deutlich an, obwohl hier weiter regelmäßig gejagt wurde (HEINE et al. 2001).

Bei der Interpretation von langjährigen Zählreihen an einem Rastplatz ist zudem der allgemeine Bestandstrend einer Art zu berücksichtigen. Die Schnatterente zeigt seit Ende der 1980er Jahre im gesamten west- und nordwestlichen Europa eine beträchtliche Zunahme und Arealerweiterung, die wahrscheinlich klimatisch bedingt ist (WAHL 2002 in SUDFELDT et al. 2003). In Deutschland hat sich der Rastbestand der Schnatterente in der 2. Hälfte der 1990er Jahre um über 60 % erhöht (SUDFELDT et al. 2003). Auch am Rohrsee hat der Bestand in diesem Zeitraum zugenommen, während er im neuen Jahrtausend trotz Jagdruhe wieder einen rückläufigen Trend zeigt.

Fluchtreaktionen und Fluchtdistanzen

Die Fluchtdistanzen der Schnatterente zeigen einen wellenförmigen Verlauf. Perioden mit geringerer Fluchtdistanz wechseln mit Phasen, in denen die Vögel bei menschlicher Annäherung wieder einen größeren Sicherheitsabstand einhalten. Diese Schwankungen treten in allen Jahren auf, unabhängig davon, ob in diesem Jahr gejagt wurde oder nicht.

Entgegen der Erwartung konnte selbst im unmittelbaren zeitlichen Zusammenhang mit der jagdlichen Aktivität (Vergleich Tage vor und nach den Jagden) weder eine Vergrößerung der Fluchtdistanzen (Abb. 8) noch eine Erhöhung des Anteils auffliegender Vögel (Tab. 5) nachgewiesen werden. Ähnliche Resultate ergaben sich beim ebenfalls gut untersuchten Blässhuhn ($n = 154$ Störversuche von 2000 bis 2002). Auch bei dieser Art ergab sich kein Zusammenhang zwischen dem Fluchtverhalten (Fluchtdistanz, Anteil auffliegender Individuen vor/nach Jagd) und der Jagdausübung am Rohrsee (LINDEROTH 2007).

Die Ergebnisse widersprechen der Annahme, dass die Jagd generell die Fluchtdistanz von Vögeln erhöht und diese scheuer macht (vgl. z.B. CONRADY 1979). Die Hypothese, dass die Wasservögel am Rohrsee „mit dem ersten Jagdtag extrem scheu werden und bereits auf große Entfernungen fliehen“ (HEINE et al. 2001), konnte nicht bestätigt werden. Auch die Fluchtdistanzen anderer Entenarten (Pfeifente 94 m, Löffelente 98 m, Reiherente 100 m, Stockente 112 m) lagen am Rohrsee um die 100 Meter-Marke, wobei diese Werte aber wegen des geringen Stichprobenumfangs nicht als repräsentativ betrachtet werden können (LINDEROTH 2007).

Ein weiterer Grund für die relativ große Toleranz der Schnatterente gegenüber menschlicher Annäherung am Ufer könnte in der speziellen Jagdmethode liegen. Die Enten am Rohrsee verbinden mit Menschen, die zum Ufer vorlaufen, keine Gefahr, denn sie machen gar nicht die Erfahrung, dass sich Personen annähern und dann auf die Wasserfläche geschossen wird. Dagegen könnte die heftige Fluchtreaktion auf ein Ruderboot am 7.10.2000 (ein Teil des Entenbestands verlässt den See) darauf hindeuten, dass die Vögel dieses Störereignis mit der am Tag zuvor stattgefundenen Jagd verknüpfen haben.

Die vorliegenden Befunde können – ebenso wie die anderer Störungsstudien – nicht verallgemeinert werden. Zu den vergleichsweise geringen Fluchtreaktionen hat, neben der extensiven Jagdausübung, vermutlich auch die allgemeine Störungsarmut an diesem Gewässer beigetragen. Die Jagd kann nicht losgelöst von anderen menschlichen Störfaktoren betrachtet werden, sondern entscheidend aus Sicht der Vögel ist das gesamte Störpotential, dem sie an einem Rastplatz ausgesetzt sind. Am Rohrsee wurde im Durchschnitt nur etwa alle 36 Stunden eine menschlich bedingte Störung (ohne Jagd) registriert, die mit dem Auffliegen von Wasservögeln verbunden war. Trotz Bejagung ist der Rohrsee als Rastplatz für die Schnatterente wesentlich störungsärmer als das Ermatinger Becken (Bodensee), dem bedeutendsten Rastplatz der Art in Baden-Württemberg. Obwohl die Jagd dort seit Mitte der 1980er Jahre ruht, waren menschliche Störungen, die zum Auffliegen von Schnatterenten führten, wegen des starken Bootsverkehrs um den Faktor 9 bis 27 häufiger und ihre mittlere Fluchtdistanz (gegenüber Booten) mit 299 m (GÄDTGENS & FRENZEL 1997) etwa dreimal so groß wie am Rohrsee.

Forschungsbedarf

Trotz des hohen Stellenwerts, den das Thema jagdliche Störung beim Management von Vogelrastbeständen einnimmt, ist die Datengrundlage für die hiesigen jagdlichen Verhältnisse unzureichend. Nach GEIERSBERGER & ZACH (1997) fehlen Arbeiten, die die Häufigkeit und Effekte der Jagdausübung auf den Rastvogelbestand unter den Verhältnissen in unserem Revierjagdsystem überhaupt detailliert beschreiben und verschiedene Jagdintensitäten im selben Gebiet vergleichen. Nach Feststellung von BEZZEL & GEIERSBERGER (1998) stützt sich der Kenntnisstand überwiegend auf mehr oder weniger intensiv untersuchte Fallbeispiele der Wasservogeljagd in Lizenzjagdsystemen (vgl. z.B. THOMAS 1976, MAHER 1981, MELTOFTE 1978, 1982, BELL & OWEN 1990, GUSTAFSON 1990, EVANS & DAY 2002). Die ungenügende Differenzierung des Begriffs Jagd und die unkritische Verallgemeinerung von Ergebnissen, die unter extremem Jagddruck gewonnen wurden, erweist sich dabei als Manko (LINDEROTH

2007). Mit Ausnahme von MEILE (1988, unveröffentl.) sowie BEZZEL & GEIERSBERGER (1998) enthalten die meisten Störungsstudien unter den hiesigen jagdlichen Rahmenbedingungen (JETT-KA 1986, ZIEGLER & HANKE 1988, GEIERSBERGER & ZACH 1997, REICHHOLF 1978, 2002) keine konkreten Angaben zur Art, Häufigkeit und Intensität der Jagdausübung. Es mangelt zwar nicht an Studien zum Thema Störung, aber an konkreten Grundlagen für ein Wasservogelmanagement in der Praxis. Nach Auswertung von rund 500 wissenschaftlichen Publikationen im Auftrag der Vogelwarte Sempach kommt KELLER (1995) zu folgendem Fazit: *„Was in der Literatur bisher praktisch fehlt, sind Versuche abzuschätzen, welches Maß an Störungen bzw. menschlichen Aktivitäten in einem Gebiet tolerierbar ist.“* Dieses gilt insbesondere auch für die Jagd. Nur in wenigen Studien wurde bislang überhaupt geprüft (Ermatinger Becken, MEILE 1988, unveröffentl.; Staffelsee, BEZZEL & GEIERSBERGER, 1998), ob die Schutzziele auch mit weniger restriktiven Maßnahmen erreichbar sind, z.B. durch

- Verringerung der Jagdintensität
- Reduktion der bejagten Fläche
- Änderung der Jagdmethode
- Verkürzung der Jagdzeit.

Ein professionelles Wasservogelmanagement wie z.B. in Dänemark (vgl. MELTOFTE 1996) mit der Zielsetzung, einen Ausgleich der Interessen zwischen Schutz und Nutzung zu erarbeiten, ist in Deutschland bislang allenfalls in Ansätzen erkennbar. So fanden BEZZEL & GEIERSBERGER (1998) am bayerischen Staffelsee, dass eine große Gesellschaftsjagd trotz intensiver Schussabgabe (Tagesstrecke 200 bis 400) die Verteilung und Größe des Rastbestands deutlich weniger beeinflusste als viele über die Saison verteilte Einzeljagden. Daraus ziehen diese Autoren den Schluss, dass die Konzentration der Jagdaktivitäten auf einzelne Tage pro Saison eine Möglichkeit wäre, dem „wise use“ – Prinzip näher zu kommen und beide Interessensgruppen (Jagd und Naturschutz) durch die Erarbeitung von Kompromissen einen wichtigen Beitrag zum Wasservogelschutz leisten können.

In ornithologischen Fachkreisen besteht jedoch nicht selten eine ablehnende Haltung gegenüber der Jagd (ERZ 1987, ZIEGLER & HANKE 1988, REICHHOLF 2002) und eine auffällige Präferenz

für Jagdverbote an Gewässern als einziger Option (REICHHOLF 1978, 2002, FRENZEL & SCHNEIDER 1987, SCHNEIDER-JACOBI et al. 1993, HEINE et al. 2001, BAUER et al. 2002). Auch ohne Datengrundlage zur tatsächlichen Situation wird „die Störung“ als pauschale Begründung angeführt, um möglichst große jagdfreie Zonen zu schaffen (z.B. SCHNEIDER-JACOBI et al. 1993) oder bereits bestehende Jagdverbote an Gewässern auszuweiten (z.B. BAUER et al. 2002). Dabei wird übersehen, dass die Wasservogeljagd nach den internationalen und europaweiten Artenschutzabkommen auch in ornithologisch bedeutenden Gebieten wie Vogelschutz-, FFH- oder NATURA-2000 Gebieten eine legitime Nutzung nachwachsender Ressourcen („wise use“) darstellt, solange sie mit den Erhaltungszielen dieser Gebiete vereinbar ist (LINDEROTH 2001, 2004a,b, KREISSER 2005). Da die Vogeljagd immer mit einer Schussabgabe verbunden ist – denn lautlose Jagdmethoden wie Netze und Leimruten sind nach der EG-Vogelschutzrichtlinie europaweit zu Recht verboten – beinhaltet dieses Nutzungsrecht zwangsläufig auch ein gewisses Maß an Störung. Aus dem EU-Recht kann kein generelles Jagdverbot an Rastplätzen „wegen der Störung“ abgeleitet werden. Gemäß Art. 6 Abs. 2 der FFH-Richtlinie sind „Störungen von Arten, für die diese Gebiete ausgewiesen sind, zu vermeiden, sofern solche Störungen sich ... **erheblich** auswirken“. Es besteht also gegenüber menschlich bedingten Störungen auch in NATURA-2000 Gebieten keine „Nulltoleranz“, sondern es geht um die Vermeidung gravierender Störeinflüsse, die z.B. die Nutzung eines Gebiets als Vogelrastplatz nachweislich erheblich beeinträchtigen oder verhindern können.

Nach den vorliegenden Ergebnissen ist nicht jede Schussabgabe an einem Gewässer mit einer erheblichen Störung des Rastbestands verbunden. Auch in der Literatur gibt es keine Belege für die Hypothese, dass eine geringfügige Bejagung generell zu erheblichen Beeinträchtigungen rastender Wasservögel führt. Es besteht dringender Bedarf an weiteren konkreten Fallstudien, wie sich eine für die Verhältnisse von Baden-Württemberg durchschnittliche Jagdintensität (25 bis 100 Schuss pro Saison) auf rastende Wasservögel auswirkt. Da bei dieser Schussintensität kein monokausaler Zusam-

menhang zwischen der Bestandsgröße und der jagdlichen Störung vorausgesetzt werden kann, können sich solche Untersuchungen nicht auf Vogelzählungen beschränken. Denn auch unabhängig von dem Faktor Störung können die Bestandszahlen an einem Gewässer aus den unterschiedlichsten Gründen signifikant schwanken. Dagegen erlauben Verhaltensparameter wie die Fluchtreaktion und Fluchtdistanz nach Ansicht der Verfassers eher direkte Rückschlüsse auf die Störungsbelastung in einem Gebiet, wobei die Jagd nur eine von vielen möglichen Störungsquellen für den Rastbestand ist. Zudem ist die Kenntnis der Fluchtdistanz von Wasservögeln eine wesentliche Grundlage für jede Form des Managements, etwa bei der Einrichtung von störungsfreien Zonen in Schutzgebieten. Mit der am Rohrsee eingesetzten Methode mittels Laserentfernungsmesser können Fluchtdistanzen relativ genau mit vergleichsweise geringem Aufwand ermittelt werden. Allerdings sollte wegen der erheblichen Streuung der Stichprobenumfang pro Vogelart bei mindestens 100 (besser 150) liegen.

Unabdingbar ist die Zusammenarbeit mit den Jägern. Es ist ein Kuriosum, dass bei den meisten Studien zur Störwirkung der Wasserjagd die Jagdausübung selbst gar nicht untersucht wurde. Eine Datenerhebung am eigentlichen Gegenstand der Untersuchung (Jagdmethoden, Jagdfrequenz, Strecke, Anzahl Schüsse und Jäger) ist jedoch die Voraussetzung, um die jagdliche Störung an einem Gewässer überhaupt quantifizieren zu können. Pauschale Angaben (mit Jagd) sind weder vergleichbar noch aussagekräftig, da das Ausmaß der Störung je nach Jagdintensität von Gebiet zu Gebiet um den Faktor 100 und mehr variieren kann.

Zusammenfassung

Von 2000–2002 wurde im NSG „Rohrsee“ 40 km nordöstlich vom Bodensee im Kreis Ravensburg der Einfluss der Entenjagd auf den Rastvogelbestand untersucht. Seit Jahren ist die dort traditionell extensiv betriebene Entenjagd (1–2 Jagdtage/Jahr) umstritten, denn der Rohrsee (ca. 50 ha Wasserfläche) gehört zu den bedeutendsten Rastplätzen der Schnatterente (*Anas strepera*) in Baden-Württemberg

(Herbstmaximum > 1.000). Die Jagdintensität war während der Studie wie folgt abgestuft:

2000: Fortführung der traditionellen Jagd (ganzes Seeufer) mit 2 Jagdtagen/Jahr

2001: 1 Jagdtag/Jahr und Beschränkung der Jäger auf das Ostufer

2002: Jagdruhe

Im Herbst 2006 (September/Oktober) wurden zusätzliche Aufnahmen zur Beurteilung der Situation nach fünf Jahren Jagdruhe durchgeführt.

Bei den drei Entenjagden (9.9.2000, 6.10.2000, 4.10.2001) mit 9 bis 29 Jägern wurden mit insgesamt 101 Schuss 13 Wasservögel erlegt. Darunter befanden sich auch zwei Schnatterenten, die in Deutschland keine Jagdzeit haben (Schonzeitvergehen).

Alle Jagdereignisse führten zu einer kurzfristigen Vertreibung der Rastvögel von der offenen Wasserfläche. Das Blässhuhn (*Fulica atra*), die häufigste Vogelart am Rohrsee, flüchtete während der Jagd ausübung in den Schilfgürtel, verließ den See aber nicht. Dagegen wurde der überwiegende Teil des Schnatterentenbestands am Jagdtag vom Rohrsee vertrieben. Dabei erwies sich die traditionelle Jagdmethode mit dem Einsatz eines Ruderboots als besonders störungsintensiv, denn die normalerweise auf den Uferbereich beschränkte Störung wurde wie bei einer Treibjagd auf die gesamte Wasserfläche ausgedehnt. Durch den Einsatz des „Treiberboots“ wurden auch Schnatterenten, die noch eine Stunde nach Jagdbeginn ruhend in der Seemitte lagerten, gezielt aufgescheucht. Ein Teil der Enten flüchtete am Jagdtag auf vier umliegende Gewässer, wobei sich der 5 km vom Rohrsee entfernte Holzmühleweiher als bedeutendstes Ausweichgewässer erwies. Der Vertreibungseffekt nahm mit nachlassender Jagdintensität (Anzahl Schüsse und Jäger) ab. Bezogen auf den Ausgangsbestand am Rohrsee (Zählung vor Jagdbeginn = 100 %) sank der Zuflug von Schnatterenten auf die Nachbargewässer während der Rohrseejagd von 31,5 % bei der 1. Jagd auf 25,3 % bei der 2. Jagd und 13 % bei der 3. Jagd.

Die vom Rohrsee vertriebenen Schnatterenten nutzten die Ausweichgewässer nur am Jagdtag und waren dort spätestens bei der Zählung am Morgen nach der Jagd wieder verschwunden – mit einer Ausnahme. Bei der 2. Rohrseejagd

am 6.10.2000 kam es nicht nur zu einer kurzfristigen Vertreibung, sondern zu einer weiteren Bestandsverlagerung von Schnatterenten vom Rohrsee zum Holzmühleweiher in den Folgetagen. Diese gegenläufige Entwicklung, die erst fünf Tage nach der Jagd ihren Höhepunkt fand, wurde allerdings wesentlich von nichtjagdlichen Faktoren beeinflusst, denn der Jagdtermin fiel zufällig mit der routinemäßigen Ablassung des Holzmühleweihers zusammen (halber Wasserstand am Jagdtag). Das dadurch verfügbare Nahrungsangebot lockte nicht nur eine ungewöhnlich hohe Zahl von Schnatterenten an den Holzmühleweiher, sondern führte dort kurzfristig auch zu einer auffälligen Bestandserhöhung anderer Wasservogelarten.

Nach den Tageszählungen am Rohrsee in den Jagddekaden (5 Tage vor bzw. nach der Jagd, einschließlich Jagdtag) nahm der Bestand der Schnatterente nach dieser 2. Jagd signifikant ab ($p < 0,005$, U-Test). Dagegen bestanden bei den beiden anderen Jagden keine signifikanten Unterschiede zwischen der Bestandsgröße der Schnatterente vor und nach der Jagd.

Die Einstellung der extensiven Jagd am Rohrsee führte nicht zu einer Vergrößerung des Schnatterentenbestands im Folgejahr. Während der Jagdzeit (Monatsmaxima Juli-Dezember) bestanden keine signifikanten Unterschiede der Bestandsgrößen in den beiden Jahren mit Jagd (2000, 2001) gegenüber dem Jahr ohne Jagd (2002). Auch nach fünf Jahren Jagdruhe konnte keine Zunahme rastender Enten festgestellt werden. Der Herbstbestand der Schnatterente lag im September/Oktober 2006 mit Wochenmaxima von 169 bis 312 unter den Werten von 2000 (Wochenmaxima im September/Oktober 193 bis 561) und war damit weit entfernt von dem im Oktober 1998 beobachteten Spitzenwert von 1.050 (HEINE et al. 2001).

Aus den gut dokumentierten Zählergebnissen vom Rohrsee der vergangenen 50 Jahre (HEINE et al. 2001) ergeben sich keine Anhaltspunkte für einen Einfluss der geringfügigen Jagdintensität auf die Bestandsentwicklung der Schnatterente. Trotz Jagd hat sich ihr Herbstbestand am Rohrsee in den 1990er Jahren etwa verdreifacht. Aus den erheblichen jährlichen Schwankungen der Herbstmaxima von <50 bis >1.000 Schnatterenten im Zeitraum 1990 bis 2000 (HEINE et al. 2001) bei konstanter Jagdintensi-

tät ist zu schließen, dass die Rastkapazität am Rohrsee nicht durch den Faktor jagdliche Störung, sondern vermutlich in erster Linie durch das Nahrungsangebot (Wasserstand, Verfügbarkeit von Wasserkräutern) limitiert ist. Unabhängig von der Jagdruhe sind auch in Zukunft erhebliche Schwankungen des Herbstbestands zu erwarten.

Nach den Resultaten von insgesamt 200 Störversuchen konnte keine jagdbedingte Veränderung des Fluchtverhaltens der Schnatterente festgestellt werden. Die jagdliche Störung führte weder zu einer Vergrößerung der Fluchtdistanz noch zu einer Erhöhung des Anteils auffliegender Individuen nach den Jagdereignissen. Die Fluchtdistanzen zeigten von 2000 bis 2002 bei hoher Schwankungsbreite (Min. 35 m, Max. 180 m) einen wellenförmigen Verlauf. Perioden mit geringer Fluchtdistanz wechselten mit Phasen wieder zunehmender Fluchtdistanz, ohne dass ein Zusammenhang mit der Jagd erkennbar war. Eine Vergrößerung der Fluchtdistanz wurde weder unmittelbar nach der jagdlichen Störung (Vergleich Tage vor und nach der Jagd) noch im weiteren zeitlichen Abstand (Vergleich Phasen mit und ohne Jagd) festgestellt. Entgegen der Erwartung verringerten sich die Fluchtdistanzen der Schnatterente auch nach fünfjähriger Jagdruhe nicht, sondern lagen auf dem Niveau der Vorjahre.

Neben einer geringen Jagdfrequenz ist der Rohrsee arm an sonstigen menschlichen Störungen (kein Freizeit- und Bootsverkehr). Im Durchschnitt wurde nur alle 36 Stunden eine menschlich bedingte Störung (ohne Jagd) registriert, die mit dem Auffliegen von Wasservögeln verbunden war. Trotz Bejagung ist der Rohrsee als Rastplatz für die Schnatterente wesentlich störungsärmer als das Ermatinger Becken (Bodensee), dem wichtigsten Rastgebiet der Schnatterente im Land. Obwohl die Jagd im Ermatinger Becken seit über 20 Jahren ruht, waren dort wegen des starken Bootsverkehrs menschliche Störungen, die zum Auffliegen rastender Schnatterenten führten, um den Faktor 9 bis 27 häufiger und ihre Fluchtdistanz mit 299 m (100 m bis 1.150 m) gut dreifach größer (GÄDTGENS & FRENZEL 1997) als am Rohrsee.

In der Diskussion wird beim Vergleich mit Literaturangaben deutlich, dass die Studien zur „shooting disturbance“ von Wasservögeln

überwiegend aus Ländern mit Lizenzjagdsystemen (z.B. DK, GB, F) stammen, für die ein sehr hoher Jagddruck charakteristisch ist. Es entspricht den Erwartungen, dass Schussabgaben von im Mittel 100 Schuss/h wie z.B. in Dänemark (MELTOFTE 1978, 1996) zu gravierenden Störungen und nachhaltiger Vertreibung rastender Wasservögel führen. Solche unter extremen Jagddruck gewonnen Ergebnisse (vgl. auch „Belchenschlacht“ am Bodensee) können jedoch nicht auf die Durchschnittsjagd im deutschen Reviersystem übertragen werden. Legt man die Schussleistungen pro erlegter Ente aus der Literatur (MEILE 1988, unveröffentl., LINDEROTH 1993) sowie die aktuelle Jagdstatistik zugrunde, werden in Baden-Württemberg bei einer mittleren Jahresstrecke von 11,8 Enten pro Revier zwischen 25 und 100 Schuss pro Jahr abgegeben. Die schussbedingte Störung durch die Entenjagd im Durchschnittsrevier in Baden-Württemberg entspricht also den Werten am Rohrsee und ist wesentlich geringer als die Angaben in der Literatur.

Wegen des Abschusses ganzjährig geschonter Schnatterenten verzichtet der Jagdpächter seit 2002 freiwillig auf die Entenjagd am Rohrsee. Allein vom Störungsaspekt wäre eine Einstellung der Jagd jedoch nicht gerechtfertigt, denn die untersuchte Jagdintensität war nicht ausreichend, um die Rastkapazität dieses Schnatterentengewässers einzuschränken. Die Ergebnisse vom Rohrsee können aber – ebenso wie die anderer Störungsstudien – nicht verallgemeinert werden. Denn die Größe und Dynamik des Rastvogelbestands in einem Gebiet hängt nicht nur von der Gesamtstörelastung ab, sondern von vielen weiteren Faktoren (z.B. Nahrungsangebot, Funktion des Gewässers, Alternativen in der Umgebung).

Trotz des hohen Stellenwerts, den das Thema Schussstörung heute beim Wasservogelschutz in Deutschland einnimmt, ist die derzeitige Datengrundlage für die hiesigen Verhältnisse unzureichend. Die meisten Arbeiten zur jagdlichen Störung aus Deutschland beschränken sich auf den Vergleich von Zählergebnissen mit und ohne Jagd (ZIEGLER & HANKE 1988, GEIERSBERGER & ZACH 1997, REICHOLF 2002), lassen aber konkrete Angaben zum Störungsmaß vermissen. Erforderlich sind weitere Einzelfallstudien, die nicht nur Daten zum eigentlichen

Sachverhalt liefern (Anzahl Schüsse, Strecke, Jagdfrequenz, Jagdmethode), sondern die darüber hinaus untersuchen, welches Maß an menschlicher Störung für den Rastbestand in einem Gebiet tolerierbar ist. Die Wasservogeljagd ist nach den internationalen und europäischen Artenschutzabkommen als legitime Nutzung nachwachsender Ressourcen („wise use concept“) anerkannt. Jagdverbote als ultimo ratio sind nur gerechtfertigt, wenn die jagdliche Störung nachweislich erhebliche Auswirkungen auf den Rastvogelbestand hat. Ob die Funktion eines Gewässers als Rastplatz durch menschliche Aktivität erheblich beeinträchtigt wird oder nicht, ist von der Summe aller Störfaktoren in diesem Gebiet abhängig.

Summary

Influence of extensive hunting on resting sites of Gadwall (*Anas strepera*) in the nature reserve Rohrsee (Baden-Württemberg)

The disturbance caused by extensive waterfowl hunting (1–2 hunting days/year) was observed at the nature reserve Rohrsee from March 2000 – December 2002 and additionally in autumn 2006 (Sept./Oct.). The eutrophic, shallow lake near Bad Wurzach (Baden-Württemberg), situated 40 km northeast of Lake Constance, belongs to the most important resting sites of the Gadwall in South Germany in the 1990ies (maximum 1.050). Coot and Gadwall are the dominating species at the Rohrsee, forming approximately 80 % of the total birdnumber in autumn.

The numbers and flight reactions of resting waterfowl in the two years with hunting (2000 = 2 hunting days, 2001 = 1 hunting day) was compared with the first year without hunting (2002) and the situation after five hunting free years (Sept./Oct. 2006).

At the three hunts with 9–29 hunters a total bag of 13 waterbirds was attained with 101 shots. Beside Coot (*F. atra*), Mallard (*A. platyrhynchos*) and Tufted Duck (*A. Fuligula*) two protected Gadwall (*A. strepera*) were shot.

All hunting activities caused a short-term expulsion of ducks from the Rohrsee to surrounding lakes, whereas Coot didn't leave the lake,

but hid in the reed during hunting. The hunting disturbance, which is usually restricted to the shore, was increased by the use of a rowing-boat, which is a special hunting method at the Rohrsee. More than 1 hour after the shooting had opened, flocks of Gadwall resting on the lake far away from the shore, were systematically driven away by the rowing-boat.

The proportion of Gadwall expelled from the Rohrsee to nearby lakes decreased with weakening hunting intensity (number of shots). On basis of the last count 1 h before opening the shooting (Rohrseenumbers = 100 %) the proportion of Gadwall driven away to four nearby lakes at the hunting days sunk from 31,5 % at the 1. hunt to 25,3 % at the 2. hunt and 13,0 % at the 3. hunt.

At the hunting day Gadwall mainly sought refuge at the Holzmühleweiher (distance 5 km). In case of two hunts they returned to the Rohrsee by the evening of the hunting day or the next morning. However after the 2. hunt (6.10.2000) a flock of 45 Gadwall expelled by the shooting continued to stay at the Holzmühleweiher. This was probably not solely a response to the hunting disturbance. Coincident with this hunt a routine draining at the Holzmühleweiher was in progress. With falling waterlevel daily more Gadwall shifted from the Rohrsee to the Holzmühleweiher. This reversed development peaked five days after the hunt, when Gadwall numbers at the Holzmühleweiher were higher than at the Rohrsee. The better availability of food as short-term impact of the draining activity at the Holzmühleweiher did not only attract Gadwall, but other species too.

The decline of Gadwall at the Rohrsee after the 2. hunt was significant ($p < 0,005$, U-Test). Comparing the days before and after the hunting day, there was no significant difference in the numbers of Gadwall at the Rohrsee after the two other hunts. Regarding longer periods (monthly maximum, July–Dec.), there was no significant difference in the numbers of Gadwall comparing the two years with hunting (2000, 2001) to the first year without hunting (2002). Additional counts after five huntingfree years in Sept./Oct. 2006 give a similar picture. Comparing the autumn numbers (Sept./Oct, weekly counts) of the two nonhunting years (2002, 2006) with the two hunting years (2000,

2001), there was no significant difference in the autumn numbers under hunting conditions compared to nonhunting conditions. The maximum number of the Gadwall after five years without hunting in Sept./Oct. 2006 (312) was far below the peak (1.050) in October 1998 (BOMMER in HEINE et al. 2001), which was reached under hunting conditions.

Discussing the well documented development of Gadwall at the Rohrsee within the last 50 years (HEINE et al. 2001) there is no hint, that the extensive shooting disturbance affected the numbers of resting Gadwall in autumn. Despite constant hunting intensity their yearly maximum numbers at the Rohrsee ranged from 50 til 1.050 in the 1990ies. Most likely other effects than disturbance limited the utilisation and resting capacity of the Rohrsee. It is discussed, that waterlevel and food availability have the greatest impact on the dynamic of the herbivorous species Gadwall and Coot.

The extensive hunting at the Rohrsee had no impact on the flightreactions of Gadwall. Based on the results of 200 experiments in the years 2000–2002 and 2006 their flight distances showed wave-like curves. Periods with shorter flight distances were followed by periods with longer flight distances, independent from hunting. Unexpectedly even immediately after the hunting disturbance the flight distances didn't increase. Comparing the days before and after the hunts, there was neither a significant difference in their flight distances nor an increase of the proportion of disturbed birds, which actually flew away during the disturbance experiments. Repeating the experiments in Sept./Oct. 2006 after five years without hunting no changes in the flightreactions of Gadwall occurred. Similar results were found for Coot (LINDEROTH 2007).

These results suggest, that the disturbance caused by 1–2 hunting activities per year does not have any impact on the behavior of resting Gadwall. However, it must be taken into account that the Rohrsee is free from disturbances caused by recreation or boats. Human disturbance beside hunting, which caused birds to fly off, was only registered every 36 hours on average from 2000–2002. In comparison to the most important resting site of the Gadwall in the Ermatinger Becken, where hunting is banned,

the Rohrsee is despite hunting an undisturbed resting site. Due to boating in the Ermatinger Becken the frequency of severe disturbances, causing Gadwall to fly off, was 9–27 times higher and their flightdistance (mean 299 m) was approximately three times higher (GÄDTGENS & FRENZEL 1997) than at the Rohrsee.

Because of the shooting of protected Gadwall the tenant hunter at the Rohrsee voluntarily disclaimed the waterfowl hunting since 2002. However, discussing only the factor disturbance, cease from hunting would not have been necessary. The single hunting activities caused no major disturbance for the resting birds and didn't affect the resting capacity of the lake. The extensive shooting disturbance at the Rohrsee is representative for the average hunting-district in Baden-Württemberg. Based on the data of the countrywide hunting statistics an average of 11,8 ducks per hunting-district per year are bagged. The calculated shooting disturbance of the waterfowl hunting in Baden-Württemberg varies between 25 and 100 shots per year in the average hunting-district.

Although shooting disturbance is a major issue in the actual discussion about the conservation of resting waterfowl, concrete studies about the influence of hunting among the average „normal“ hunting conditions in Germany are lacking. Most studies on the influence of hunting disturbance originate from countries with a license hunting system, which is characterized by a significantly greater hunting intensity. Obviously these results recorded under massive shooting conditions (for example in Denmark a mean of 100 shots per hour in the hunting season, MELTOFTE 1982) are not transferable to the situation in Germany. Yet the knowledge on the impact of extensive shooting disturbance is fairly poor. With few exceptions (MEILE et al. 1988) German literature about waterfowl hunting does not contain even essential data about the hunting disturbance (number of shots/hunters/hunting days, bag, hunting method).

Generally waterfowl hunting is a legal use of natural resources according to the international „wise use“ concept. A ban on hunting at resting sites is only justified, if hunting is proven to cause severe disturbance. According to the results of this study, not each single hunting event threatens the conservation goals. For an

objective assessment of the influence of shooting disturbance on resting birds under the average hunting conditions in Germany more detailed case studies are necessary, including the investigation of alternative hunting models with less hunting intensity. Whether the utilization of a waterfowl resting site is restricted by human disturbance or not depends on the number and intensity of all types of human disturbance in a given area.

Literatur

- BAMBERG, F.B. (1989): Zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. – Gutachten zum Teilaspekt Jagd, Hrsg. Minist. f. Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei S-H., Kiel.
- BAUER, H.G.; STARK, H. & LÖFFLER, H. (2002): Die Bedeutung der Wasservögel für das Ökosystem Bodensee im Winterhalbjahr. *Naturschutz u. Landschaftspflege Bad.-Württ.* **74**: 167–260.
- BELL, D.V. & OWEN, M. (1990): Shooting disturbance – A review. – In: Mathews, G.V.T. (Ed.); *Managing Waterfowl Populations*, Proc. of IWRB Symp. Astrakhan, USSR, IWRB Spec. Public. No. **12**: 159–171.
- BEZZEL, E. & GEIERSBERGER, I. (1998): Wasservogeljagd am Staffelsee. – *Orn. Anz.* **37**: 61–68.
- CONRADY, D. (1988): Die Jagd auf Wasservögel im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. – Im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning.
- DEHORTER, O. & TAMISIER, A. (1997): Typology of wetlands in the Carmargue (France): A necessary framework for waterfowl studies. – In: *Wetland Intern. Publ.* **43**: 9–17.
- ELLIGER, A.; LINDEROTH, P. & PEGEL, M. (2006): Jagdbericht Baden-Württemberg 2005/2006. – *Berichte der Wildforschungsstelle Nr. 13*, Hrsg. Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf.
- ELLIGER, A. (2007): Die Jagdstrecke des Jagdjahres 2006/2007 in Baden-Württemberg. – *WFS-Mitteilungen Nr. 3/2007*, Wildforschungsstelle des Landes Baden-Württemberg, Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf.
- ERZ, W. (1987): Aufgaben, Anforderungen und Probleme in Schutzgebieten. – In: *Probleme der Jagd in Schutzgebieten*, ABN (ed.), JB. Natursch. Landschaftspf. **40**: 11–30.
- EVANS, D.M. & DAY, K.M. (2002): Hunting disturbance on a large shallow lake: the effectiveness of waterfowl refuges. – *Ibis* **144**: 2–8.
- FRENZEL, P. & SCHNEIDER, M. (1987): Ökologische Untersuchung an überwinternden Wasservögeln im Ermatinger Becken (Bodensee): Die Auswirkung von Jagd, Schifffahrt und Freizeitaktivitäten. – *Orn. Jh. Bad.-Württ.* **3**: 53–79.
- GEIERSBERGER, I. & ZACH, P. (1997): Jagd in Naturschutzgebieten: Auswirkungen der Wasservogeljagd auf Rastbestände von Gründelenten. – *Z. Ökologie u. Naturschutz* **6**: 219–224.
- GUSTAFSON, E.W. (1990): The mexican waterfowl harvest: legal and illegal. – In: Mathews, G.V.T. (Ed.): *Managing Waterfowl Populations*, – Proc. of IWRB Symp. Astrakhan, USSR, IWRB Spec. Publ. No. **12**: 145–147.
- GÄDTGENS, A. & FRENZEL, P. (1997): Störungsinduzierte Nachtaktivität von Schnatterenten (*Anas strepera*) im Ermatinger Becken/Bodensee. – *Orn. Jh. Bad.-Württ.* **13**: 191–205.
- HEINE, G.; JACOBY, H.; LEUZINGER, H. & STARK, H. (1999): Die Vögel des Bodenseegebietes. – *Orn. Jh. Bad.-Württ.* **14/15**.
- HEINE, G.; BOMMER, K., HÖLZINGER, J.; LANG, G. & ORTLIEB, R. (2001): Die Vogelwelt des Rohrsees: Naturschutzgebiet „Vogelfreistätte Rohrsee“ Landkreis Ravensburg. – *Orn. Jh. Bad.-Württ.*, Bd. **17**.
- HILL, D.; HOCKIN, D.; PRICE, D.; TUCKER, G.; MORRIS, R. & TREWEEK, J. (1997): Bird disturbance: improving the quality and utility of disturbance research. – *J. of Applied Ecology* **34**: 275–288.
- HIRSCHFELD, A. & HEYD, A. (2005): Jagdbedingte Mortalität von Zugvögeln in Europa: Streckenzahlen und Forderungen aus Sicht des Vogel- und Tierschutzes. – *Ber. Vogelschutz* **42**: 47–74.
- JACOBY, H. (1974): Die Jagd auf Wasservögel auf dem Untersee und Rhein bei Konstanz. – *Natur u. Landschaft*, **49** (2): 38.
- KALCHREUTER, H. (1987): Wasserwild im Visier, Jagd und Schutz von Wasservögeln. – BLV Verlag, München.
- KALCHREUTER, H. & GÜTHÖRL, V. (1997): Wildtiere und menschliche Störungen – Problematik und Management. – Verlag D. Hoffmann, Mainz.
- KALCHREUTER, H. (1997): Zum Einfluss der Jagd auf Wasservögel – heutiger Wissensstand. – In: *Schriftenreihe des LJV Bayern, Bd. 4*, Wasserwildsymposium des LJV Bayern in Prien am Chiemsee, Schutz und Nutzung von Feuchtgebieten: 35–49.
- KELLER, V. (1995): Auswirkungen menschlicher Störungen auf Vögel – eine Literaturübersicht. *Ornitholog. Beobachter* **92**: 3–38.
- KREISER, K. (2005): Vogeljagd in Europa: Der aktuelle Stand der Diskussion auf EU-Ebene. – *Ber. Vogelschutz* **42**: 75–85.
- KRUMMENACKER, T. (1998): Frankreichs Jäger: Gegen Zugvögel und europäisches Recht. – *Limicola* **12**: 268–271.
- JACOBY, H. (1974): Die Jagd auf Wasservögel auf dem Untersee und Rhein bei Konstanz. – *Natur u. Landschaft*, **49** (2): 38.
- JETTKA, H. (1986): Jagdstreckenauswertung der Stockenten in einem Revier des Münsterlandes in Nordrhein-Westfalen. *Z. Jagdwiss.* **32** (2): 90–96.
- LAURSEN, K.; KAHLERT, J. & FRIKKE, J. (2005): Factors affecting escape distances of staging waterbirds. – *Wild. Biol.* **11**: 13–19.
- LINDEROTH, P. (1993): Wasservogelmanagement am Oberrhein. – *Wildforschung in Baden-Württemberg*, Bd. **3**, Hrsg. Wildforschungsst. Bad.-Württ., Aulendorf.
- LINDEROTH, P. (2001): Beitrag zur aktuellen Diskussion um die Wasservogeljagd in Deutschland. – *Beitr. Jagd u. Wildforsch.* **26**: 473–493.

- LINDEROTH, P. (2004a): Position der WFS zur diskutierten Änderung des Katalogs der jagdbaren Vogelarten (Teil I). – WFS-Mitteilungen Nr. 2/2004.
- LINDEROTH, P. (2004b): Position der WFS zur diskutierten Änderung des Katalogs der jagdbaren Vogelarten (Teil II). – WFS-Mitteilungen Nr. 3/2004.
- LINDEROTH, P. (2007): Der Einfluss extensiver Jagd auf den Wasservogelbestand an einem Rastplatz der Schnatterente (*Anas strepera*) in Süddeutschland. Wildforschung in Baden-Württemberg, Bd. 6. ISSN 1864-7995, Hrsg. Bildungs- und Wissenszentrum Aulendorf – Viehhaltung, Grünlandwirtschaft, Wild, Fischerei.
- MADSEN, J. (1994): Impact of disturbance on waterfowl. – Ibis 137: 67–74.
- MADSEN, J. & FOX A.D. (1995): Impacts of hunting disturbance on waterbirds – a review. – Wildl. Biol. 1 (4): 193–207.
- MAHER, M. (1982): Response by waterfowl to hunting pressure: a preliminary study. – Aust. Wildl. Res. 9: 527–531.
- MEILE, P. (1988): Die Bedeutung der „Gemeinschaftlichen Wasserjagd auf dem Untersee und Rhein“ für überwinternde Wasservögel am Ermatinger Becken. – Unveröffentlicht. Schlussbericht im Auftrag des Kantons Thurgau und des Ministeriums für Ernährung, Landwirtschaft, Umwelt und Forsten Baden-Württemberg.
- MELTOFTE, H. (1978): Skudeffektivitet ved intensiv kystfuglejagt i Danmark (with an English summary: Efficiency at intensive shooting along coasts in Denmark). – Dansl Orn. Foren. Tidsskr. 72: 217–221.
- MELTOFTE, H. (1982): Shooting disturbance of waterfowl. – Dansk Orn. Foren. Tidsskr., 76: 21–35.
- MELTOFTE, H. (1996): A new danish hunting and wildlife management act: The result of mutual understanding and compromise between hunters and non-hunters. – Gibier Faune Sauvage 13: 1009–1021.
- PEGEL, M. & LINDEROTH, P. (2003): Jagd. – In: Braun, M. & Dieterlen, F.: Die Säugetiere Baden-Württembergs, Bd. 1, Ulmer Verlag, Stuttgart.
- REICHHOLF, J.H. (1978): Die Auswirkungen des Hochwassers 1977 auf den Herbstzug der Wasservögel am Eggfinger Innstausee. – Mitt. Zool. Ges. Braunau 3: 69–79.
- REICHHOLF, J.H. (2002): Entenjagd und Ökosystem Gewässer. – In: Vogeljagd: 28–40. Hrsg. Ökol. Jagdverein Bayern.
- SACHS, L. (1974): Angewandte Statistik. – 4. Aufl., Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHNEIDER, M. (1986): Auswirkungen eines Jagdschongebietes auf die Wasservögel im Ermatinger Becken (Bodensee). – Ornithol. Jh. Bad.-Württ. 2: 1–46.
- SCHNEIDER-JACOBY, M.; FRENZEL, P.; JACOBY, H.; KNÖTZSCH, G. & KOEB, K.-H. (1991): The impact of hunting disturbance on a protected species, the Whooper Swan *Cygnus cygnus* at Lake Constance. – Supplement No. 1: 378–382.
- SCHNEIDER-JACOBY, M.; BAUER, H.G. & SCHULZE, W. (1993): Untersuchungen über den Einfluß von Störungen auf den Wasservogelbestand im Gnadensee (Untersee/Bodensee). – Orn. Jh. Bad.-Württ. 9: 1–24.
- SUDFELDT, C.; DOER, D. & WAHL, J. (2002): Important Bird Areas und potenzielle Ramsar-Gebiete in Deutschland. – Ber. Vogelschutz 39: 119–132.
- SUDFELDT, C.; WAHL, H. & BOSCHERT, M. (2003): Brutende und überwinternde Wasservögel in Deutschland. – Corax 19, Sonderh. 2: 51–81.
- THOMAS, G.J. (1976): Habitat usage of wintering ducks at the Ouse Washes, England. – Wildfowl 27: 147–152.
- WAHL, J.; BLEW, J.; GARTHE, S.; GÜNTHER, K.; MOOL, J. & SUDFELDT, C. (2003): Überwinternde Wasser- und Watvögel in Deutschland: Bestandsgrößen und Trends ausgewählter Vogelarten für den Zeitraum 1990–2000. – Ber. Vogelschutz 40: 91–103.
- WAHL, J. (2002): Biogeografische Populationen bei rastenden und überwinternden Wasservögeln in Deutschland am Beispiel der Schnatterente (*Anas strepera*). – Diplomarbeit Uni Münster.
- WETLANDS INTERNATIONAL (2002): Waterbird population estimates – 3. edition. – Wetlands International Global Series No. 12, Wageningen, Netherlands.
- ZIEGLER, G. & HANKE, W. (1988): Entwicklung von Stockentenbeständen in der Häverner Marsch unter dem Einfluss der Jagd. – Vogelwelt 109 (3): 118–125.

Anschrift des Verfassers:

PETER LINDEROTH
 Wildforschungsstelle Baden-Württemberg
 Lehmgrubenweg 5
 D-88326 Aulendorf

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Beiträge zur Jagd- und Wildforschung](#)

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: [33](#)

Autor(en)/Author(s): Linderoth Peter

Artikel/Article: [Der Einfl uss extensiver Jagd auf den Rastbestand der Schnatterente \(*Anas strepera*\) im NSG Rohrsee \(Baden-Württemberg\) 255-281](#)