

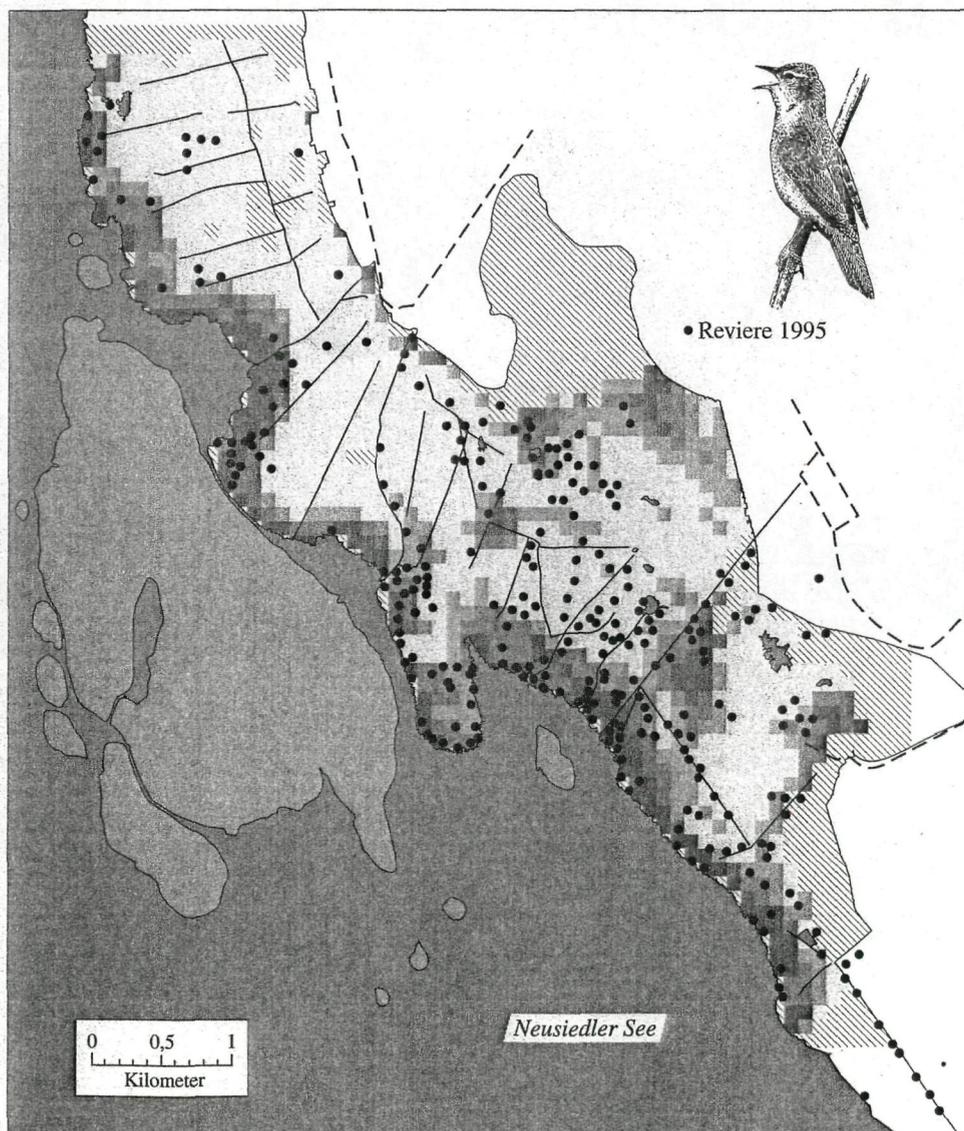
BIOLOGISCHE STATION NEUSIEDLER SEE

BIOLOGISCHES FORSCHUNGSMITTEL FÜR BURGENLAND

BFB - Bericht 86

M. Dvorak, E. Nemeth, S. Tebbich, M. Rössler & K. Busse

Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel



BIOLOGISCHE STATION NEUSIEDLER SEE
BIOLOGISCHES FORSCHUNGSINSTITUT FÜR BURGENLAND

BFB - Bericht 86

M. Dvorak, E. Nemeth, S. Tebbich, M. Rössler & K. Busse

**Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender
Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks
Neusiedler See - Seewinkel**



Illmitz 1997

ISSN 0257-3105

Titelbild: Vorhergesagte Verbreitung des Rohrschwirls. Die Punkte kennzeichnen die tatsächlich gefundenen singenden Männchen.

Eigentümer, Herausgeber, Verleger:
Biologisches Forschungsinstitut Burgenland, A - 7142 Illmitz
Schriftleitung: Univ. Prof. Dr. A. Herzig
Layout: K. Busse, Ing. F. Rauchwarter
Druck: Doncsecs, Pinkafeld
Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor.
Für den Inhalt ist der Autor verantwortlich.

durchquatschen des schilfes
.....(& schilferne schnitter).....UND
gatschen & quatschen und
sich hineinquetschen
& quengeln
phragmites durchquatschen (notieren!)
und enternes quaken & quieken & gansernes tröten
und treten durch gatsch
und morastiges quellen & gurgeln &
quengeln & stinken & quatschen
& staken ganz stoisch
und egel egal schon
auch gelsen und matschen &
pause in booten
und gatschen und waten
& sich hineinwagen in schlammige schlünde
& quietschen (die gelsen!)
und selber sich watschen
verpassen & sinken & singen
& weiteres staken
und waten und waten.....

markus schmalwieser

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	6
2	Untersuchungsgebiet	7
3	Methoden	12
4	Bestand und Verbreitung einzelner Arten	13
4.1	<u>Zwergtaucher (<i>Tachybaptus ruficollis</i>)</u>	13
4.2	<u>Rohrdommel (<i>Botaurus stellaris</i>)</u>	16
4.3	<u>Zwergrohrdommel (<i>Ixobrychus minutus</i>)</u>	20
4.4	<u>Rohrweihe (<i>Circus aeruginosus</i>)</u>	22
4.5	<u>Moorente (<i>Aythya nyroca</i>)</u>	25
4.6	<u>Rohrschwirl (<i>Locustella luscinioides</i>)</u>	34
4.7	<u>Drosselrohrsänger (<i>Acrocephalus arundinaceus</i>)</u>	37
4.8	<u>Andere Arten</u>	40
	Taucher	40
	Silberreiher (<i>Casmerodius albus</i>)	40
	Entenvögel	41
	Rallen	41
5	Bestand, Verbreitung und Habitatwahl von Kleinvögeln	41
5.1	<u>Einleitung und Fragestellung</u>	41
5.2	<u>Untersuchungsgebiet</u>	41
5.3	<u>Methoden</u>	41
5.4	<u>Ergebnisse</u>	43
5.5	<u>Diskussion</u>	54
6	Allgemeine Diskussion	56
6.1	<u>Geschichte, Zustand und Zukunft des Schilfgürtels in der Naturzone</u>	56
6.2	<u>Die Situation der einzelnen Vogelarten</u>	57
7	Empfehlungen für die Naturzone	57
7.1	<u>Voraussetzung für jedes Monitoring- das Offenhalten von Kanälen</u>	57
7.2	<u>Zukünftige Monitoringprogramme</u>	57
7.3	<u>Eingliederung des landseitigen Bereichs des Schilfgürtels in die Naturzone</u>	58
8	Literatur	59
	Anhang	62

Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogelarten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel

M. Dvorak¹, E. Nemeth¹, S. Tebbich¹, M. Rössler² & K. Busse³

¹ Konrad Lorenz-Institut für Vergleichende Verhaltensforschung, Savoyenstraße 1a, A-1160 Wien

² Julius Tandler Platz 6/7, A-1090 Wien

³ Biologische Station Neusiedler See, A-7142 Illmitz

Kurzfassung: Alle Untersuchungen sind repräsentativ für die Naturzone des Nationalparks und teilweise auch für die in Bewahrungszonen liegenden Teile des „Darscho“ und der „Wasserstätten“. Noch nie zuvor wurde unseres Wissens eine so große Schilffläche (14,2 km²) derart detailliert ornithologisch erfaßt. Mit einer neu entwickelten Methode, der simultanen Kompaßpeilung rufender Männchen, konnte erstmals der Bestand der Rohrdommel erfaßt werden (insgesamt 14 rufende Männchen auf 14,2 km²). Die erste Untersuchung zur Verbreitung und Nahrungsökologie der Moorente am Neusiedler See brachte überraschende Ergebnisse. Entgegen den bisherigen Annahmen ernährt sich die Art hauptsächlich von tierischer Nahrung. Generell ist das Nahrungsangebot für die Moorente im Schilfgürtel arm und sehr punktuell verteilt, der Bestand in der Naturzone beträgt ca. 15-20 Brutpaare. Punkttaxierungen in Verbindung mit Habitatmessungen und die Auswertung von Infrarotbildern ermöglichten es, die Verbreitung und den Bestand von Wasserralle, Kleinem Sumpfhuhn, Rohrschwirl, Teichrohrsänger, Mariskensänger und Rohrammer zu ermitteln. Bei den Bestandszahlen ist die hohe Dichte der Kleinen Sumpfhühner bemerkenswert. Die Ergebnisse zur Habitatwahl bestätigten die Literaturangaben und Erfahrungen früherer Arbeiten. Nur die Verteilung und Habitatwahl des Rohrschwirls lieferte neue Ergebnisse und zeigt die Art als Bewohner geschlossener, vitaler Schilfbestände, seien diese nun großflächig oder nur am Rand größerer Blänken. Für diese Art wurde auch eine Gesamterfassung durchgeführt. Bei Drosselrohrsänger und Zwergrohrdommel wurden alle Reviere im Gebiet kartiert. Beide Arten sind hauptsächlich auf die seeseitigen, vitalen Schilfbereiche beschränkt. Mit 75 Revieren beim Drosselrohrsänger und 9 rufenden Individuen bei der Zwergrohrdommel waren die Zahlen geringer als erwartet. Eine Gesamterfassung des Zwergtauchers ergab 141 Reviere auf 14,2 km² und eine hohe großflächige Dichte von durchschnittlich 1 Paar/10 ha. Die Erfahrungen mit den verschiedenen, zum Teil neuen Erfassungsmethoden wurden dazu verwendet, um einen ersten Plan für ein zukünftiges Monitoring der Schilfvögel zu entwerfen.

Zwei Maßnahmen erscheinen uns für die Zukunft der Naturzone wichtig: Erstens das Offenhalten bzw. Öffnen der see-seitigen Zugänge zum Schilfgürtel. Ohne diesen Eingriff wird jedes zukünftige Monitoring - oder Forschungsvorhaben im Schilfgürtel unmöglich werden. Zweitens empfehlen wir die zumindest teilweise Eingliederung des landseitigen Randes des Schilfgürtels (das sind vor allem Teile des „Darscho“ und der „Wasserstätten“) in die Naturzone. Er gehört ökologisch zum Schilfgürtel und beherbergt für diesen Lebensraum typische Vogelarten.

Abstract: In a two-year study of a 14.2 km² large reed area in the nature zone of the National Park „Neusiedler See“ we investigated status, distribution and habitat selection of reed dwelling birds. To cover such a large area we were partly forced to develop new census methods. The Bitterns *Botaurus stellaris* were located simultaneously by their calls by three observers (14 males were found at 14.2 km²). A detailed investigation of the Ferruginous Duck *Aythya nyroca* showed that the diet of the species consisted mainly of chironomids and not - like hitherto suspected - of vegetarian food. 15-20 breeding pairs were found in the study area. Point counts in combination with habitat measurements and analysis of infrared-aerial photographs enabled us to estimate the distribution and population size of Water Rail *Rallus aquaticus*, Little Crake *Porzana parva*, Savi's warbler *Locustella luscinioides*, Moustached Warbler *Acrocephalus melanopogon*, Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Reed Bunting *Emberiza schoeniclus*. All territories of Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* and Little Bittern *Ixobrychus minutus* and Little Grebe *Tachybaptus ruficollis* were mapped. Savi's warbler *Locustella luscinioides* was counted in both ways and the predicted distribution fitted well with the mapped territories. Succession of the reed belt favours species which depend on old ample structured reed areas with a high proportion of open water. So the numbers of Little Crake and Moustached Warbler were exceptionally high, while the Great Reed Warbler and Little Bittern were rather rare. The results of the study were used to develop a monitoring plan for reed birds for the future.

1. Einleitung

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees ist mit einer Fläche von 178 km² (Csaplovics 1985) der mit Abstand größte Reinbestand des Schilfrohrs (*Phragmites communis*) in Mitteleuropa; auch europaweit dürfte es sich um eine der größten existierenden Röhrichflächen handeln. Angesichts der fortschreitenden Zerstörung von Verlandungszonen und speziell Röhrichen in vielen Teilen Europas (Beispiele aus verschiedenen Ländern in Ostendorp 1987 & 1989, Hölzinger 1987, Bibby & Lunn 1982, Schröder 1987, Pries 1984, ausführliche Diskussion in Ostendorp 1993), kommt dem in den meisten Bereichen noch relativ intakten Schilfbestand des Neusiedler Sees für viele auf diesen Lebensraum spezialisierte Vogelarten größte Bedeutung zu (Grüll 1994):

- Das Gebiet beherbergt zum einen bedeutende Populationen rückläufiger und europaweit als gefährdet eingestufte Vogelarten: nicht weniger als 12 hier brütende Arten werden in der neuesten Übersicht über den Schutzstatus europäischer Vögel (Tucker & Heath 1994) als „Species of European Conservation Concern“ (SPECs), also Arten, die aus europäischer Sicht schutzbedürftig sind, eingestuft. Besonders zu erwähnen sind dabei die Moorente (*Aythya nyroca*) als global bedrohte Art (Collar, Crosby & Stattersfield 1994), sowie Rohrdommel (*Botaurus stellaris*), Zwergrohrdommel (*Ixobrychus minutus*) und Purpurreiher (*Ardea purpurea*) als Arten, deren Bestände in den meisten europäischen Ländern eine negative Entwicklung zeigen.
- Insgesamt weisen mindestens 19 Arten aus internationaler Sicht bedeutende Einzelpopulationen auf, so z.B. neben den oben genannten Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*), Silberreiher (*Casmerodius albus*), Rohrweihe (*Circus aeruginosus*), Kleines Sumpfhuhn (*Porzana parva*), Wasserralle (*Rallus aquaticus*), Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*), vier Rohrsängerarten (*Acrocephalus* spp.), Bartmeise (*Panurus biarmicus*) und Rohrammer (*Emberiza schoeniclus*).
- Mehrere Arten östlicher oder südlicher Verbreitung, z.B. Moorente (*Aythya nyroca*), Kleines Sumpfhuhn (*Porzana parva*) und Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*) erreichen im Schilfgürtel des Neusiedler Sees den Randpunkt ihres geschlossenen Areals.

Ornithologische Untersuchungen im Schilfgürtel beschränkten sich bis Anfang der 70er Jahre auf qualitative Angaben zum Vorkommen verschiedener Arten (z.B. Koenig 1952a), ethologische Untersuchungen (z.B. Koenig 1952b) sowie einzelne ökologische Arbeiten am Mariskensänger (Leisler 1970) und an der Bartmeise (van der Elzen 1971, Spitzer 1972). Quantitative Untersuchungen blieben auf einzelne Zählungen der koloniebrütenden Schreitvögel (Koenig 1960, Leisler 1979) sowie die jahrelange (aber nie ausgewertete) Beringungstätigkeit der österreichischen Vogelwarte bei Neusiedl (Samwald 1965) beschränkt. In den 70er Jahren untersuchte Leisler (1977,

1981) die Habitatwahl- und -trennung der Schwirle und Rohrsänger und Böck (1979) versuchte erstmals auch einen quantitativen Überblick über die Avifauna des Schilfgürtels zu geben.

Tabelle 1: Übersicht über die im Schilfgürtel des Neusiedler Sees brütenden Vogelarten. Status: (v)erbreitet = im gesamten Schilfgürtel verbreitet, (l)okal = Vorkommen auf wenige (<10) Bereiche oder Kolonien beschränkt, (s)elten = weniger als 100 Brutpaare, (m)äßig (h)äufig = 100-500 Brutpaare, (h)äufig > 500 Brutpaare, (s)ehr (h)äufig > 5.000 Brutpaare. Die Spalte SPEC gibt an, in welche der europäischen Gefährdungskategorien nach Tucker & Heath (1994) die Art fällt.

Art		Status	SPEC
Zwergtaucher	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	v, h	-
Haubentaucher	<i>Podiceps cristatus</i>	l, s	-
Graureiher	<i>Ardea cinerea</i>	l, s	-
Purpurreiher	<i>Ardea purpurea</i>	l, s	3
Silberreiher	<i>Casmerodius albus</i>	v, h	-
Zwergrohrdommel	<i>Ixobrychus minutus</i>	v, s-mh	3
Rohrdommel	<i>Botaurus stellaris</i>	v, s-mh	3
Löffler	<i>Platalea leucorodia</i>	l, s	2
Höckerschwan	<i>Cygnus olor</i>	v, s	-
Graugans	<i>Anser anser</i>	v, mh	-
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	v, h	-
Knäkente*	<i>Anas querquedula</i>	v, s	3
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	v, s	-
Kolbenente**	<i>Netta rufina</i>	v, mh	3
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	v, s	4
Moorente	<i>Aythya nyroca</i>	v, mh	1
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	v, mh	-
Wasserralle	<i>Rallus aquaticus</i>	v, sh	-
Kleines Sumpfhuhn	<i>Porzana parva</i>	v, sh	4
Teichhuhn	<i>Gallinula chloropus</i>	v, mh	-
Bläßhuhn	<i>Fulica atra</i>	v, h	-
Lachmöwe	<i>Larus ridibundus</i>	l, s	-
Blaukehlchen	<i>Luscinia svecica</i>	l, s	-
Rohrschwirl	<i>Locustella luscinioides</i>	v, h	4
Mariskensänger	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	v, sh	-
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	v, sh	4
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	v, sh	4
Drosselrohrsänger	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	v, h	-
Bartmeise	<i>Panurus biarmicus</i>	v, sh	-
Rohrammer	<i>Emberiza schoeniclus</i>	v, h-sh	-

Erst ab 1981 wurden im Rahmen der Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See (AGN) auch ökologische Studien an verschiedenen Schilfvogelarten durchgeführt, die einen angewandten Aspekt beinhalteten. Im Vordergrund standen dabei Fragen nach der Siedlungsdichte von Singvögeln in verschieden strukturierten Schilfbeständen (Zwicker & Grüll 1985, Grüll & Zwicker 1993), zur Bestandssituation und Habitatwahl der Rallen und der Rohrweihe (Dvorak 1985, Sezemsky & Ripfel 1985) sowie zu den Ortsveränderungen von Singvögel innerhalb des Schilfgürtels nach der Brutzeit (Zwicker & Grüll 1985). Vertieft und erweitert wurden diese Untersuchungen in den Jahren 1990-1992 im Rahmen der Planungsarbeiten für den Nationalpark Neusiedler See (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993, Ranner & Dvorak 1995). Seit 1989 werden am Westufer des Sees langfristige ökologische und ethologische Untersuchungen an ausgewählten

Arten (vor allem Rohrsängern und Bartmeisen) von einer Arbeitsgruppe der Universität Wien (später vom Konrad Lorenz-Institut der Akademie der Wissenschaften) durchgeführt (z.B. Hoi & Winkler 1988, Hoi 1989, Hoi, Eichler & Dittami 1991), die ebenfalls wesentlich zur Kenntnis der Bestandsdynamik verschiedener Arten beigetragen haben. Obwohl alle diese Arbeiten zahlreiche grundlegende Informationen zur Autökologie und Abundanz einzelner Arten sowie zur Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften in unterschiedlichen Schilfflächen lieferten, waren Rückschlüsse auf die Verhältnisse im gesamten Schilfgürtel nur bedingt möglich, da fast alle Untersuchungen nur in kleinen und nicht repräsentativen Probestellen durchgeführt wurden. Die Gründung des Nationalparks „Neusiedler See - Seewinkel“ im Herbst 1993 bot daher die erste Gelegenheit, ein umfassendes Monitoring-Programm für Schilfvögel auf einer größeren, repräsentativen Fläche durchzuführen.

Diese hier vorgestellte, in den Jahren 1994 und 1995 durchgeführte Studie hatte vor allem Untersuchungen zur Verbreitung, zum Bestand und zur Habitatwahl der in der Naturzone des Nationalparks „Neusiedler See-Seewinkel“ brütenden Vogelarten zum Inhalt. Die folgenden Fragen und Ziele standen dabei im Vordergrund:

- Eine Erstellung quantitativer Verbreitungskarten für ausgewählte Arten. Bearbeitet wurden (mit Ausnahme von Bartmeise und Schilfrohrsänger) alle Singvögel sowie unter den Nicht-Singvögeln Zwergtaucher, Rohrdommel, Zwergrohrdommel, Rohrweihe, Wasserralle und Kleines Sumpfhuhn. Die übrigen Arten wurden zwar als Vergleichsbasis für spätere Untersuchungen miterfaßt, über ihren Status können allerdings aus methodischen Gründen nur qualitative Aussagen getroffen werden.
- Erarbeitung vergleichbarer Erhebungsmethoden für alle Arten, die in Zukunft ein regelmäßiges Bestandsmonitoring ermöglichen sollen.
- Dokumentation des Ist-Zustandes als Vergleichsbasis für spätere Untersuchungen.
- Entwicklung einer Methode, die für Kleinvögel eine Bestandhochrechnung auf die Fläche des gesamten Schilfgürtels zuläßt.
- Untersuchungen zur Habitatwahl aller Arten.
- Eine erste ökologische Untersuchung der Moorente (*Aythya nyroca*).
- Versuch einer ökologischen Bewertung des Untersuchungsgebietes anhand der Vogelarten.
- Prognosen für die zukünftige Entwicklung der Naturzone in bezug auf ihren Wert für die Avifauna.

Da die Arbeiten flächendeckend über einen Großteil der Naturzone durchgeführt wurden, erforderte fast jeder dieser Punkte die Entwicklung spezieller, zum Teil neuartiger oder modifizierter Forschungsmethoden. Die Ergebnisse dieser Studie bilden die unseres Wissens erste flächendeckende ökologische Untersuchung der gesamten Vogelwelt eines großflächigen Schilfgebietes.

2. Untersuchungsgebiet

Als Untersuchungsgebiet wurde ein 14,2 km² großer Teil des Schilfgürtels im Südosten des Sees zwischen dem Seebad Illmitz und der ungarischen Grenze ausgewählt (Abb. 1, 2). Die Untersuchungsfläche liegt zur Gänze im Bereich des Nationalparks „Neusiedler See - Seewinkel“, ca. 80 % der Fläche entfallen dabei auf die Naturzone, 20% auf die Bewahrungszone Sandeck-Neudegg. Die vorgelagerte Große Schilfinsel wurde nur im Osten und Süden randlich erfaßt und ansonsten ebenso wie 11 weitere kleinere Inseln der Naturzone nicht bearbeitet.

Überschwemmt, zumeist reine Bestände des Schilfrohrs (*Phragmites communis*) dominieren den überwiegenden Teil der Fläche, während der schmalblättrige Rohrkolben (*Typha angustifolia*) nur sehr lokal an den Rändern oder in kleinen Buchten größerer Blänken zu finden ist und niemals größere Reinbestände im Untersuchungsgebiet bildet. In den landseitigen Bereichen des Teilgebietes „Darscho“ (siehe Abb. 2) wird das Schilfrohr zunehmend von Schneidebinse (*Cladium mariscus*), Rohrkolben (*Typha angustifolia*) und Kleinseggen (*Carex riparia*, *C. acutiformis*) verdrängt und ersetzt, hier bildet sich eine ca. 100 bis 500 m breite Zone gemischter, seicht überfluteter und niederwüchsiger Verlandungsvegetation. Die Blänken sind in unterschiedlichem Ausmaß mit submerser Vegetation bedeckt, wobei Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*), Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Armleuchteralgen (*Chara ceratophylla*) zu den häufigsten Arten zählen.

Die Vegetationshöhe liegt in den meisten Teilen des Untersuchungsgebietes im Mittel zwischen 2,6 und 2,8 m (Mittelwerte der Meßpunkte zwischen 1,7 und 3,2 m), am Seewall sowie entlang von Kanälen werden mittlere Höhen bis zu 3,2 m und ganz vereinzelt maximal bis zu 4 m erreicht.

Die mittleren Halmdicken des Schilfs liegen zwischen 4 und 4,6 mm, die vitalen Schilfstengel am Seewall weisen einen mittleren Durchmesser von 5,2 mm auf. Die geringsten mittleren Höhen und Halmdicken (2,3 m bzw. 3,8 mm) weist die Mischvegetation im Gebiet „Darscho“ auf. Junge, diesjährige Schilfhalme machen im Untersuchungsgebiet im Mittel 31-43 % der gesamten stehenden Halme aus, lediglich der zentrale Bereich fällt durch viel niedrigere Werte auf.

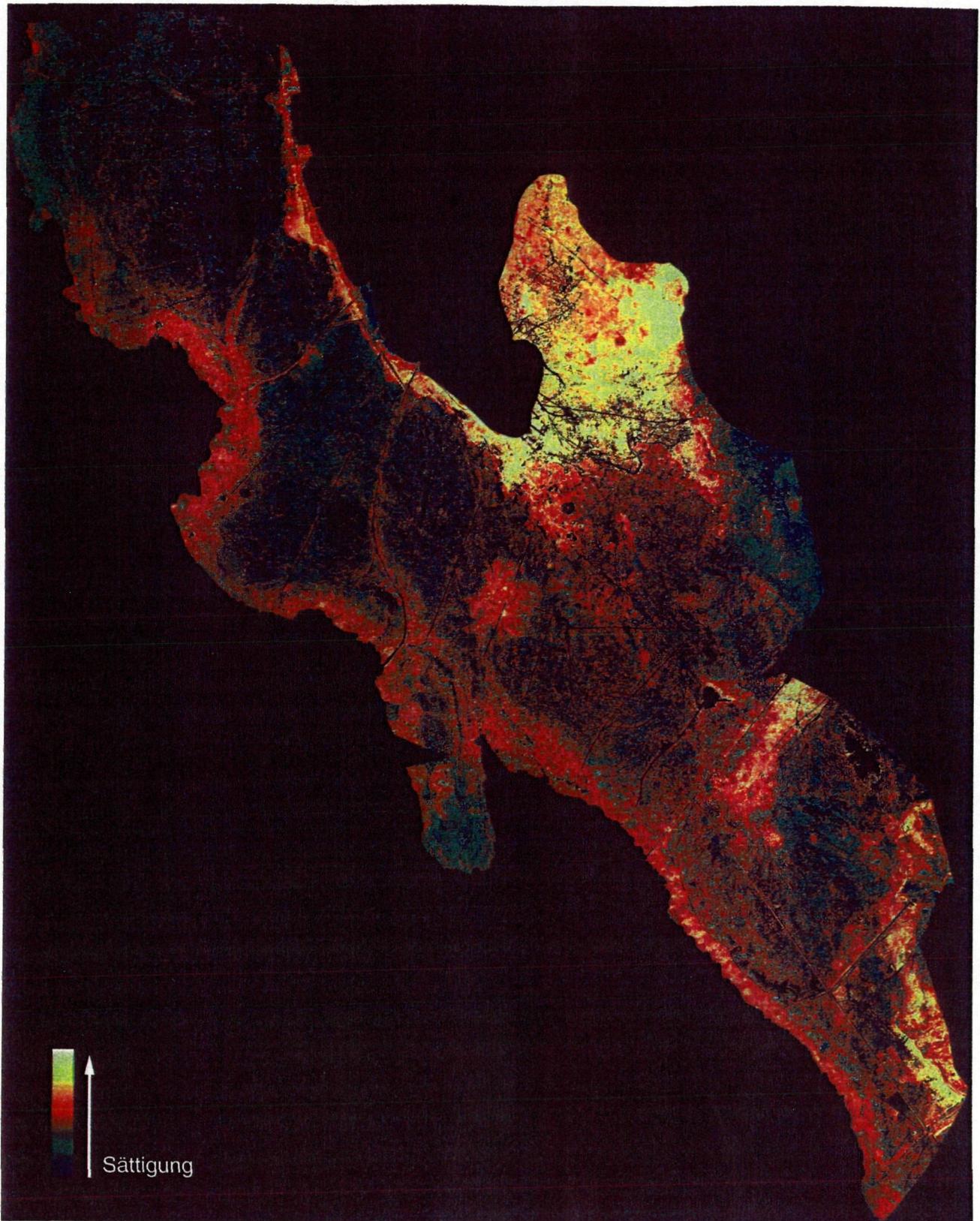


Abb. 1: Falschfarbenbild des Untersuchungsgebietes. Zunehmender Grad der Sättigung entspricht einer Zunahme in der Vitalität des Schilfbestandes.

Nahezu das gesamte Untersuchungsgebiet ist von zahlreichen kleineren und größeren offenen Wasserflächen durchsetzt (Abb. 1), wobei besonders der Nordteil bis zum Sandeck mit 36-40 % einen überdurchschnittlich hohen Anteil an Wasserflächen und größeren Blänken aufweist, die südlichen und südöstlichen Teile mit 6-8 % Wasseranteil hingegen deutlich weniger Blänken aufweisen. Zahlreiche Kanäle und Dämme, die überwiegend durch die früher intensive Schilfwirtschaft entstanden sind und zum

Teil bis in jüngste Zeit durch die Fischerei erhalten wurden, gliedern das Gebiet zusätzlich.

Die mittlere Wassertiefe an den Zählpunkten (gemessen im Juli 1995) schwankt im Gebiet zwischen 23 und 63 cm, die gemessenen Maximal- und Minimalwerte liegen zwischen 9 und 93 cm.

In der äußeren Randzone des Schilfgürtels, angrenzend an die freie Wasserfläche, entstand durch Anlandung ein teilweise nur wenige Meter, in anderen Bereichen aber mehr

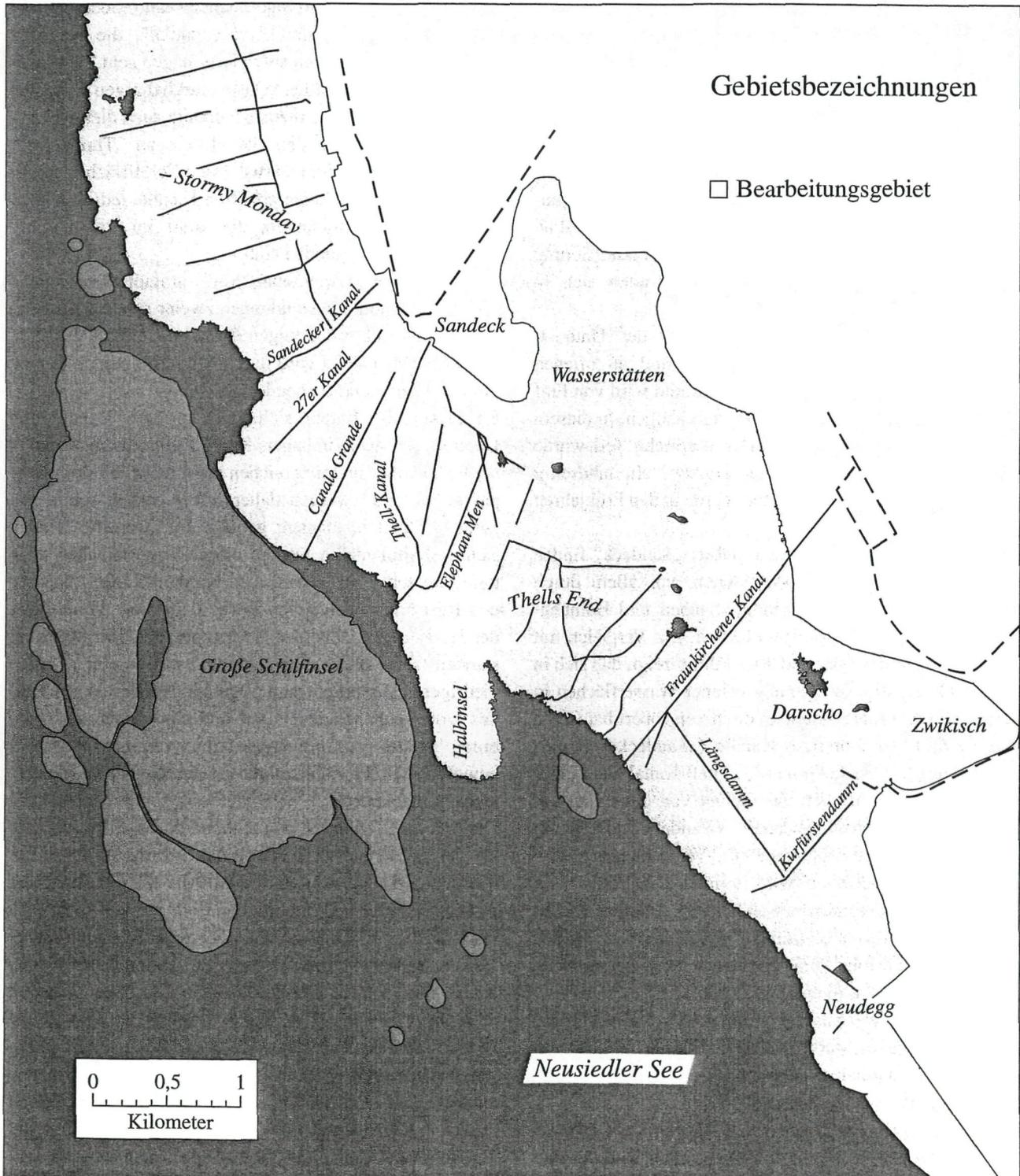


Abb. 2: Karte des Untersuchungsgebiets mit den im Text verwendeten Bezeichnungen für Teilgebiete, Kanäle und Dämme.

als 100 m breiter „Seewall“. Dieser „Seewall“ wies von Mai-Juli 1995 zumeist eine Wassertiefe von nur 10-20 cm auf und grenzt wahrscheinlich in Perioden niedrigeren Wasserstandes den Schilfgürtel recht effektiv vom offenen Wasserkörper ab. Die Schilfbestände am Seerand unterscheiden sich deutlich von den übrigen Bereichen, sind wesentlich vitaler und höherwüchsiger und weisen daher auch höhere Halmdicken auf. Einige Vogelarten wie z.B. der Drosselrohrsänger (siehe Kapitel 4.6.) bleiben im Untersuchungsgebiet vorwiegend auf diesen Bereich beschränkt.

Zur besseren Übersicht wurde das Untersuchungsgebiet in neun Teilbereiche untergliedert (Abb. 2). Einzelne Ortsbezeichnungen wurden der Österreichischen Karte 1:50.000, andere dem lokalen Sprachgebrauch entnommen, der Großteil wurde aber von den Autoren selbst kreiert. Vegetationsparameter (z.B. mittlere Schilfhöhe und -dichte, mittlere Halmdicke, Stärke der Knickschicht, Anteil junger Halme) sowie andere strukturelle Faktoren (Anteil an offenem Wasser, Wassertiefe), die zur Charakterisierung der Teilgebiete herangezogen werden, finden sich in Tabelle 2.

„Stormy Monday“, der nördlichste Teil des Untersuchungsgebietes, weist den höchsten Anteil an offenen Wasserflächen und großen Blänken auf und wird von fünf ost-westlich verlaufenden Kanälen durchzogen. In diesem Gebiet liegen 13 Zählpunkte. Der nördliche Teil wurde noch 1995 durch Berufsfischer genutzt, ein landseitig gelegener schmaler Schilfstreifen wurde in den Frühjahren 1994 und 1995 geschnitten.

Auch im südlich angrenzenden Gebiet „Sandeck“ finden sich zahlreiche offene Wasserflächen, vor allem durch Schnittschäden verursachte Stoppellachen und Bomben-trichtern ähnliche, kreisartige Flächen. Ein Vergleich mit Luftbildern aus den 60er und 80er Jahren zeigt, daß sich in diesem Gebiet die Ausdehnung offener Wasserflächen in den letzten drei Jahrzehnten deutlich vergrößert hat (siehe Kapitel 6.1). Fünf breitere Kanäle („Sandecker Kanal“, „27er Kanal“, „Canale Grande“, „Thell-Kanal“ und „Elephant Man“) durchziehen das Gebiet von der Land- zur Seeseite, zwei davon („Canale Grande“ und „Thell-Kanal“) haben auch heute noch eine Verbindung zur offenen Seefläche, letzterer wird von Berufsfischern zur Anfahrt zu den am äußeren Schilfrand befindlichen Reusenanlagen benutzt und zum Teil auch befischt. In den übrigen Teilen erfolgt keine fischereiliche Nutzung mehr. Auf den Bereich entfallen 16 Zählpunkte.

Die „Halbinsel“ weist nahezu keine größeren Blänken und durchwegs höheres, starkhalmiges Schilf auf. Viele Bereiche sind nur randlich zugänglich. Hier liegen drei Zählpunkte, davon zwei am Seerand.

Das Gebiet „Tells End“ wird von mehreren Kanälen netzartig durchzogen, weist aber nur mehr einen Zugang zum See auf. Teile dieser Kanäle sind im Gegensatz zu den Verhältnissen in den nördlichen Gebietsteilen im Zuwachsen begriffen oder bereits verschwunden. Der nordöstliche

Bereich dieses Teilgebiets zeichnete sich im Frühjahr 1995 durch sehr geringe Wassertiefen (20-40 cm) sowie einen schottrigen Untergrund ohne Schlammauflage, wie er sonst nirgendwo gefunden wurde, aus. Die Fischerei wurde hier offensichtlich in den Jahren 1994 und 1995 nicht mehr ausgeübt. Es gibt sieben Zählpunkte im Gebiet. Die „Wasserstätten“ liegen größtenteils außerhalb der Naturzone; das Schilf wird etwa zur Hälfte alljährlich geschnitten. Die hier großflächig ausgeübte Schilfnutzung macht den Nordteil dieses im Nationalpark gelegenen Teilgebietes für Schilfvögel nahezu unbesiedelbar. Im ungenutzten Südteil der „Wasserstätten“, die nur sehr wenige größere Blänken aufweisen, liegen acht Zählpunkte. Die an vielen Stellen relativ starkhalmigen Schilfbestände weisen auf eine rezente Nutzung auch dieser Bereiche hin, während in den südlichsten, an „Thells End“ angrenzenden Teilen niederwüchsige Schilfflächen dominieren. Es gibt hier keine größeren Kanäle, lediglich ältere, schmale Traktorspuren, die wohl im Rahmen der Schilfnutzung entstanden sind.

Das Teilgebiet „Längskanal-Nord“ umfaßt überwiegend den Seewall und die Mündungen zweier größerer Kanäle. Hier finden sich mit wenigen Ausnahmen keine größeren Blänken. Das Gebiet wird durch neun Zählpunkte (davon zwei Seerandpunkte) abgedeckt.

Im „Darscho“ finden sich zwei größere Kanäle und Dämme („Frauenkirchener Kanal“ und „Längskanal“), beide sind aber in Teilbereichen nicht mehr mit dem Boot passierbar und werden daher offensichtlich schon seit geraumer Zeit nicht mehr genutzt. Im „Darscho“ finden sich verhältnismäßig wenige offene Wasserflächen, eine tiefe und sehr große Blänke im Nordteil dürfte hingegen den Rest einer ehemaligen Lacke darstellen. Weite Teile der landseitigen Zone des Gebiets werden von Mischbeständen (siehe oben) eingenommen, weisen eine deutlich niedrigere Wassertiefe und Vegetationshöhe als der Rest des Untersuchungsgebiets auf und sind daher auch von einer anders zusammengesetzten Vogelgemeinschaft bewohnt. Mit 12 Zählpunkten ist das Gebiet vergleichsweise gut abgedeckt.

Das Gebiet „Zwikisch“ wurde kaum begangen, auch steht für diesen Bereich kein auswertbares Infrarotluftbild zur Verfügung. Dieser Abschnitt wurde daher im Rahmen der Punkttaxierungen nicht berücksichtigt.

Das „Neudegg“ wird von einem bereits zu Beginn dieses Jahrhunderts errichteten, langgestreckten Damm und Kanal durchzogen, der das Gebiet vom See teilweise abtrennt. Das Gebiet ist durch wenige, zumeist kleine Blänken charakterisiert, es wurden auch keine älteren Spuren fischereilicher oder schilfwirtschaftlicher Nutzung entdeckt. Im Nordteil findet sich ein ca. 8-10 m breiter Damm („Kurfürstendamm“) der bis in jüngste Zeit der Jagdausübung diente, der zugehörige Kanal ist stark verschlammte und seeseitig bereits verschwunden.

Tabelle 2: Ergebnisse der Habitatmessungen für 8 Teilbereiche des Untersuchungsgebiets und den Seewall. Zur Methode der Messungen siehe Kapitel 5. WT = Wassertiefe, KS = Knickschicht, VD50 = Vegetationsdichte in 50 cm Höhe, VD100 = Vegetationsdichte in 1 m Höhe, %jung = Anteil diesjähriger Halme, VH = Vegetationshöhe, HD = Halmdicke, W = Anteil von offenem Wasser in Metern auf einer Strecke von 200 m, Ü = Übergänge Schilf/Wasser auf einer Strecke von 200 m. Für jedes Teilgebiet sind die Mittelwerte, Maxima und Minima der jeweils im Gebiet liegenden Zählpunkte angegeben.

		WT	KS	VD50	VD100	% jung	VH	HD	W	Ü
		(cm)					(m)	(mm)	(m)	
Stormy Monday	Mittel	63.64	34.17	53.31	42.57	31.58	2.71	3.97	36.07	24
	max.	89.44	64.67	70.89	57.78	77.41	3.12	4.52	63.75	41
	min.	41.67	12.22	39.44	34.44	22.96	2.07	3.37	3.00	5
Sandeck	Mittel	38.46	45.00	68.54	57.89	32.33	2.80	4.62	40.15	35
	max.	57.22	99.67	77.78	73.33	46.67	3.01	5.27	78.25	55
	min.	24.44	22.56	54.44	43.33	21.11	2.66	3.99	4.50	6.
Halbinsel	Mittel	41.11	56.89	70.00	49.44	39.63	2.56	4.53	13.00	20
Wasserstätten	Mittel	25.14	41.01	63.24	49.97	39.49	2.77	4.39	24.47	28
	max.	31.11	61.78	75.89	62.22	47.04	3.03	4.83	36.00	49
	min.	20.00	14.78	48.33	37.78	26.67	2.37	4.11	1.50	4
Thells' End	Mittel	56.00	51.36	57.56	52.16	25.63	2.86	4.32	31.96	33
	max.	74.44	76.11	66.11	64.11	32.22	2.99	4.77	47.50	51
	min.	45.56	29.78	38.89	38.89	21.85	2.63	4.00	12.85	16
Längskanal Nord	Mittel	46.37	44.75	63.17	49.60	39.37	2.61	4.33	14.31	22
	max.	73.33	87.33	74.44	56.67	51.85	2.79	4.94	26.20	49
	min.	24.67	16.56	50.00	38.89	31.48	2.51	3.80	1.75	2
Darscho	Mittel	22.89	16.54	66.49	42.84	40.45	2.23	3.84	8.25	11
	max.	45.56	50.89	87.78	55.56	56.30	2.59	4.27	22.75	35
	min.	9.44	2.67	46.11	30.00	26.67	1.74	3.01	0.00	0
Neudegg	Mittel	39.03	25.06	63.19	49.86	30.93	2.77	4.34	6.23	8
	max.	52.22	42.22	68.89	52.78	38.52	2.90	4.46	8.35	14
	min.	23.89	9.56	51.67	44.44	24.81	2.58	4.25	3.40	4
Seerand	Mittel	38.51	64.96	56.17	47.12	43.53	3.04	5.16	1.38	2
	max.	92.78	140.2	67.00	59.44	48.15	3.21	5.58	2.25	6
	min.	11.11	12.00	45.89	36.11	30.37	2.83	4.58	0.00	0

Da das Untersuchungsgebiet seit 1993 zum Großteil im Bereich der Naturzone des Nationalparks „Neusiedler See-Seewinkel“ liegt, ist eine wirtschaftliche Nutzung theoretisch nicht gestattet. Zusätzlich ist das Gebiet für Besucher gesperrt und ganz allgemein für Gebietsunkundige kaum zugänglich. Menschliche Störungen beschränken sich daher derzeit (1995) randlich auf die Schilfernte und die Berufsfischerei, die aber nur mehr an wenigen Stellen (nördlicher „Stormy Monday“, „Thell-Kanal“ sowie Seerandzone zwischen „Sandecker Kanal“ und „Frauenkirchener Kanal“) ausgeübt wird. Unterlagen über Art, Umfang

und Intensität der früheren Nutzung des Untersuchungsgebietes liegen nicht vor; ältere Luftbilder und zahlreiche Spuren früherer Nutzung zeigen aber, daß in großen Teilen der Fläche intensive Schilfnutzung ausgeübt wurde. Dieser Schilfschnitt erstreckte sich nach Aussagen Einheimischer bis auf die Große Schilfinsel und endete in den späten 60er Jahren. Heutzutage besteht die gesamte Naturzone aus seit mindestens 20-25 Jahren nicht mehr geschnittenen Altschilfbeständen, dies zeigen auch die fast überall im Gebiet hohen Werte für geknickte Halme.

3. Methoden

3.1. Gebietserkundung, Transport, Kartengrundlagen

Ein derartig umfangreiches Projekt mit verschiedenartigen Fragestellungen in einem großflächigen, schwer zugänglichen Untersuchungsgebiet erfordert erstens die Entwicklung einer umfangreichen Logistik und zweitens die Mitwirkung eines größeren Teams an Mitarbeitern und Mitarbeiterinnen.

1994 mußte die Feldarbeit aus organisatorischen Problemen auf die Erfassung des Rohrdommel-Bestandes zwischen Ende März und Mitte Juni und eine Rohrweihen-zählung Mitte Juli beschränkt bleiben, zusätzlich fanden umfangreiche Gebietserkundungen statt und es wurden überblicksmäßig Daten zum Vorkommen einiger Arten (Zwergtaucher, Zwergrohrdommel, Drosselrohrsänger) gesammelt.

1995 sammelten wir einen Großteil der hier ausgewerteten Daten zwischen Mitte März und Ende August, wobei 1-2, zumeist aber 3-4 BeobachterInnen ständig im Gebiet anwesend waren. Die Zeitspannen der einzelnen Teiluntersuchungen sind in den Unterkapiteln angegeben, ebenso werden dort die angewandten Methoden diskutiert. Die meisten Untersuchungen erfolgten zwischen der Morgendämmerung und der Mittagszeit, fallweise wurden auch Exkursionen am Spätnachmittag bis nach Sonnenuntergang unternommen. Neben den 4 HauptbearbeiterInnen waren bis zu 6 weitere Personen mit der Datenerhebung beschäftigt.

Die Wettersituation im Hauptuntersuchungsjahr 1995 stellte sich sehr unterschiedlich dar: bis Ende März war das Wetter frühlingshaft und mild, dies wurde Ende März durch den Einbruch polarer Kaltluft jäh unterbrochen. Bis zur Monatsmitte herrschten dann eher winterliche Bedingungen mit zum Teil schweren Stürmen, die auch die Feldarbeit wesentlich erschwerten. Ab 18. April bis Ende Mai präsentierte sich das Wetter dann, abgesehen von einigen unvermeidlichen Schlechtwettereinbrüchen, warm und sonnig, sodaß die Feldarbeit ungehindert fortschreiten konnte. In den ersten Junitagen brachen dann schwere Unwetter aus, die bis zur Monatsmitte unterdurchschnittliche Temperaturen und starke Winde nach sich zogen. Ab Mitte Juni bis Ende August herrschte mit kurzen Unterbrechungen hochsommerliches, warmes Wetter mit optimalen Arbeitsbedingungen. Zusammengefaßt verzögerten die beiden Schlechtwetterphasen Anfang April und Anfang Juni zwar den Ablauf, doch konnte das geplante Arbeitsprogramm in den übrigen Zeiträumen weitgehend verwirklicht werden.

Der Zugang zum Untersuchungsgebiet erfolgte primär über die zahlreichen Dämme und Kanäle. Dabei erfaßten wir den südlichen Teil des Untersuchungsgebietes („Frauenkirchener Kanal“, „Darscho“, „Längskanal“) sowie die „Wasserstätten“ ausschließlich zu Fuß, für die restlichen Bereiche standen drei Boote zur Verfügung. Ein Boot

befuhr ausschließlich den Bereich „Stormy Monday“ eingesetzt, zwei weitere waren landseitig im Bereich „Thell-Kanal“ stationiert. Von hier aus konnten die Teilgebiete „Sandeck“, „Halbinsel“ und „Thells End“, die über ausgedehnte und befahrbare Kanalsysteme verfügen, bearbeitet werden. Ebenfalls per Boot wurde der gesamte seeseitige Schilfrand bearbeitet. Weitere Bootdistanzen bewältigten wir mit Hilfe von Elektromotoren, kürzere durch den Einsatz von Stakstangen. Die zu Fuß an einem Morgen und Vormittag zurückgelegten Distanzen lagen dabei zwischen 4 und 8 km, per Elektroboot wurden Strecken bis zu 30 km abgefahren.

Flächendeckende Bestandserfassungen erfolgten bisweilen zu Fuß von Dämmen aus, zumeist aber per Boot, wobei alle befahrbaren Kanäle und Blänken genutzt wurden. Um die zum Teil mitten im dichten Schilf gelegenen Taxierungspunkte zu erreichen, mußten hingegen öfters größere Strecken querschilflein zu Fuß zurückgelegt werden.

Zur Orientierung im unübersichtlichen Gelände waren Kopien der Österreichischen Luftbildkarte 1:5.000 unerlässlich, auf denen auch kleinste Blänken von ca. 2 m Durchmesser erkennbar waren. Größere, strukturlose Flächen wurden mit Hilfe eines Kompasses überwunden. Trotz des sehr schwierigen Geländes und Warnungen Einheimischer verirrte sich dank des ausgezeichneten Kartenmaterials nicht ein(e) einzige(r) BearbeiterIn für längere Zeit.

3.2. Erfassungsmethoden

Zur Erfassung der einzelnen Arten setzten wir jeweils spezifische Methoden ein, die in den Artbearbeitungen (Kapitel 4) genauer dargestellt sind.

Zur repräsentativen Erfassung der Kleinvögel wurden Punkttaxierungen an zufällig ausgewählten Zählpunkten im gesamten Gebiet eingesetzt; nach Ende der Brutzeit wurden an diesen Punkten detaillierte Vegetationsmessungen durchgeführt (Details siehe Kapitel 5).

Mit Hilfe von im Sommer 1994 aufgenommenen Infrarot-Luftbildern wurden für das gesamte Gebiet ausgewählte Strukturparameter bestimmt (siehe Kapitel 5).

3.3. Danksagungen

Zahlreiche Personen waren an der Durchführung dieses Projektes beteiligt und ermöglichten alle zusammen erst das Gelingen dieses Vorhabens: in erster Linie sollen diejenigen erwähnt werden, die im Rahmen der Punkttaxierungen oft schweißtreibende Märsche in den ungemütlichen Morgenstunden mit geschulterten Alu-Stehleitern auf sich nahmen, dabei von Gelsen gepeinigt wurden oder vor plötzlich aufziehenden Gewittern unverrichteter Dinge die Flucht ergreifen mußten. Neben den Autoren waren dies Sonia Kleindorfer, Alexander Schuster und Anita Gamauf. Birgit Fessl ermöglichte es uns durch ihre Vergleichszählungen am Westufer, den Wert der Punkttaxierungen für eine Bestandshochrechnung einzuschätzen. Nicht minder

hart (oder sogar noch ärger) kamen diejenigen dran, die mit uns im Hochsommer unter verschärften Bedingungen die Vegetationsmessungen durchführten: Markus Schmalwieser, Christoph Schauer und Birgit Fessl bestanden diese Aufgabe für fortgeschrittene Masochisten zusammen mit den Autoren. Speziell beim Moorenten-Projekt wurden wir vom Wildfowl & Wetlands Trust in Slimbridge unterstützt, der Richard Hearn und Sharmila Choudhury für jeweils 2 Wochen die Mitarbeit im Freiland ermöglichte. Die zeitaufwendige Auswertung der an den Freßpunkten der Enten gesammelten Benthosproben übernahm Brigitte Auer. Bei Vergleichsuntersuchungen auf ungarischer Seite unterstützte uns Attila Pellingner vom Nationalpark. An der Bestandsaufnahme der Rohrweihe waren 1995 Monika Preleuthner und Anita Gamauf, 1994 Christoph Schauer beteiligt, an der Rohrdommel-Zählung im Jahr 1994 Johannes Frühauf. Markus Schmalwieser schuf in seiner Doppelfunktion als Lyriker und Zoologe speziell für diesen Bericht das einleitende Gedicht. Die Biologische Station Illmitz beherbergte eine in diesem Ausmaß vorher noch nicht dagewesene Zahl an „Vogelleuten“ und schuf damit ausgezeichnete Arbeitsbedingungen. Besonders zu erwähnen ist auch die gute Zusammenarbeit mit den Mitarbeitern des Nationalparks „Neusiedler See - Seewinkel“, besonders Kurt Kirchberger, Franz Haider und Viktor Reinprecht sowie den verschiedenen Gebietsbetreuern. Den Herren Thell senior und junior, den in unserem Untersuchungsgebiet tätigen Berufsfischern, sei für zahlreiche nützliche Informationen und fallweise auch Hilfen (z.B. Abschleppen des Bootes) gedankt. Ebenso danken wir Günther Ebenspanger für den Transport der Boote vom Hersteller nach Illmitz. Das gesamte Forschungsprojekt wurde vom Nationalpark „Neusiedler See - Seewinkel“ und damit aus Mitteln des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie finanziert. Allen Genannten an dieser Stelle für ihre Mitwirkung einen herzlichen Dank. Hoffentlich hat's trotz aller Härten allen hier Erwähnten auch soviel Spaß wie uns gemacht!

4. Bestand und Verbreitung einzelner Arten

Im folgenden Kapitel werden 7 Arten behandelt, deren Bestand im Untersuchungsgebiet vollständig erfasst werden konnte. Für jede Art werden einleitend allgemeine Angaben zur Lebensraumwahl, zur Nahrung und zum bisherigen Wissensstand im Neusiedler See-Gebiet präsentiert, gefolgt von den Ergebnissen der Bestandsaufnahme, einer Verbreitungskarte, Angaben zur Habitatwahl und einer kurzen Diskussion der Ergebnisse. Für zwei Arten liegt umfangreiches Datenmaterial über verschiedene Aspekte vor: während für die Rohrdommel vorwiegend die neu entwickelte Zählmethode und die Ergebnisse der Bestandserfassung diskutiert werden (weiteres Datenmaterial zur Phänologie und Rufaktivität wird separat ausgewertet), bringt das ausführliche Moorenten-Kapitel eine

detaillierte Auswertung der ersten ökologischen Freilandstudie über diese Art, die im Rahmen dieses Projektes durchgeführt wurde. Umfang und Rahmen dieses Kapitels übersteigen daher die anderen Artbearbeitungen wesentlich und umfassen Angaben zu Bestandssituation, Habitatwahl, Nahrungsangebot und Verhalten der Art.

4.1. Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*)

Diese kleinste mitteleuropäische Taucherart brüdet in 10-13 Unterarten in weiten Teilen Europas, Afrikas und Südasiens bis nach Indonesien. Zur Brutzeit sind die Vögel vor allem an stehenden Binnengewässern zu finden, wobei das Spektrum in Mitteleuropa von sehr kleinen Schottergruben und Teichen über eu- und oligotrophe Flachseen bis zu stärker bewachsenen Altarmen reicht.

Zur Brutzeit ernährt sich die Art vorwiegend von Wasserinsekten und deren Larven, daneben werden auch Wasserschnecken, Wasserasseln, Flohkrebse sowie Amphibienlarven erbeutet; Fische spielen hingegen bei der überwiegenden Zahl der Brutpaare (zumindest zur Brutzeit) keine oder eine nur ganz untergeordnete Rolle (Bandorf 1970, Cramp & Simmons 1977).

In Österreich brüdet der Zwergtaucher verbreitet in den Verlandungszonen von Teichen, Kleingewässern und größeren Seen außerhalb der Alpen, in den Alpentälern hingegen nur vereinzelt. Das Neusiedler See-Gebiet beherbergt dabei den mit Abstand größten Brutbestand Österreichs, wobei an den Lacken des Seewinkels in den 80er Jahren nur 10-20 Paare brüteten und der Löwenanteil im Schilfgürtel des Sees vermutet wurde (Dvorak 1994).

Zur Bestandsentwicklung im Neusiedler See-Gebiet liegen nur wenige, zumeist qualitative Angaben vor, die kein einheitliches Bild ergeben: im 19. Jahrhundert wurde die Art von allen Autoren als häufiger Brutvogel angeführt (Zimmermann 1943), in den frühen 40er Jahren hingegen blieb die Häufigkeit unter den Erwartungen, wobei es schien, daß in normalen und wasserreichen Jahren die Lacken gegenüber dem Schilfgürtel bevorzugt waren (Zimmermann 1943). Zu Beginn der 50er Jahre wurde die Art dann als „spärlicher Brutvogel des Sees und mancher Lacken“ bezeichnet (Bauer, Freundl & Lugitsch 1955). Für die Mitte der 60er Jahre schließlich versuchten Festetics & Leisler (1968) eine erste quantitative Schätzung und veranschlagten über 100 Paare für den Seewinkel und ebenso viele für den See. Wie für fast alle anderen brütenden Wasservogelarten bestehen jedoch berechtigte Zweifel an den von Festetics & Leisler (1968) in diversen Arbeiten angegebenen Zahlen: so zählte Bandorf (1970) im Jahr 1966 an den Lacken nur 9 Brutpaare, was in etwa der heutigen Situation entsprechen würde. Alle diese älteren Angaben sind allerdings schon deshalb, weil keine Angaben über Methode, untersuchte Gebiete und Zeitaufwand gemacht wurden, nicht direkt mit den heutigen Erhebungen vergleichbar. In den 80er und frühen 90er Jahren wurden planmäßige und flächendeckende Wasservogel-Bestandserhebungen im Seewinkel durchgeführt, die

einen Brutbestand zwischen 10 und 20 Paaren ergaben (Dvorak 1994). Im Schilfgürtel des Sees wurden in den 80er Jahren einzelne Siedlungsdichteuntersuchungen auf kleineren Flächen von rund 50-200 ha durchgeführt, die lokale Dichten von 2-5 Paaren/km² ergaben, maximal wurden bei Jois 23 Paare/km² festgestellt (M. Dvorak unpubl.).

Diese auf einer Fläche von nur rund 3% des Schilfgürtels gewonnenen Daten ließen, grob hochgerechnet, einen Gesamtbestand zwischen 500 und 1.000 Brutpaaren vermuten. Zumindest in Mittel- und Westeuropa könnte es sich dabei um eine der größten Einzelpopulationen des Zwergtauchers handeln. Angesichts der vielerorts rückläufigen Tendenzen der Art (z.B. Mann, Schmidtke & Brandl 1987, Reichholf 1989), dürfte dem Bestand am Neusiedler See große Bedeutung als Populationsreserve zukommen.

Methode der Bestandsaufnahme

Eine Bestandsaufnahme des Zwergtauchers auf einer größeren Fläche im Schilfgürtel war sowohl zur Bestimmung der großflächigen Verteilung und Makrohabitatwahl als auch für eine genauere Hochrechnung des Gesamtbestandes erforderlich; daher wurde im Rahmen dieses Projektes im Untersuchungsjahr 1995 in der Naturzone des Nationalparks (mit Ausnahme der Großen Schilfinsel) und in einigen umliegenden Flächen eine vollständige Erfassung der Art auf einer Gesamtfläche von 14,2 km² durchgeführt.

Bedingt durch die enorme Größe und relative Unzugänglichkeit des Gebiets (siehe Kapitel 2) konnten nicht alle Bereiche gleichmäßig erfaßt werden. Zwischen Ende März und Ende Juni (Schwerpunkt zwischen Mitte April und Mitte Mai) wurden alle befahr- oder begehbaren Kanäle, Blänken und Dämme mindestens 1 x, zumeist aber 3-5 x kontrolliert und sämtliche akustischen und optischen Registrierungen direkt im Feld auf kopierte Kartenausschnitte der Luftbildkarte 1:5.000 eingetragen. In besonders dicht besiedelten Bereichen und entlang von Dämmen setzten wir überdies eine Klangattrappe ein. Zwergtaucher äußern vorwiegend zwischen April und Juni auffällige, unter guten Bedingungen mehrere 100 m weit hörbare Trillerreihen; zumeist rufen beide Paarpartner gleichzeitig, was eine Beurteilung der Reviersituation erleichtert. Die vorliegende Kartierung in den weitgehend unübersichtlichen Schilfbeständen des Neusiedler Sees wird durch dieses Verhalten erst ermöglicht und basiert daher zu über 95% auf Hörnachweisen trillernder Vögel. Während im nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets fast sämtliche Bereiche mindestens 3 x weitgehend flächendeckend erfaßt wurden, blieben vor allem in den Bereichen „Wasserstätten“, „Darscho“ und Zwikisch kleinere Erfassungslücken, die zusammen allerdings weniger als 100 ha ausmachen und überwiegend eher ungeeignete Habitate (geringe Wassertiefe, wenig offene Wasserflächen) betreffen. In den dicht besiedelten Bereichen wurde die Abgrenzung der einzelnen Paare zueinander

und die Ausweisung der Reviere anhand simultaner Registrierungen innerhalb kurzer Zeiträume vorgenommen, da hier auch nur kleinräumige Ortswechsel eine Auswertung durch die gesteigerte Gefahr von Doppelzählungen erschweren. In den dünner besiedelten Bereichen wurden auch Feststellungen an verschiedenen Tagen, sofern sie mindestens 200 m auseinander lagen, verschiedenen Paaren zugeordnet. Um die Erfassung weiter zu vervollständigen, wurden in Einzelfällen in schlechter erfaßten Gebieten auch weiter entfernte Registrierungen im Rahmen der morgendlichen Punkttaxierungen ausgewertet und gegebenenfalls unter den oben genannten Bedingungen als Reviere gewertet. Wiederholte Zählungen in Teilbereichen zeigten, daß die Zählergebnisse von Anfang April bis Mitte/Ende Mai zwischen den einzelnen Begehungen nur gering (unter 25 %) schwankten. Bei Zählungen ab Anfang Juni mußte allerdings aufgrund der nachlassenden spontanen Rufaktivität mit einzelnen nicht erfaßten Paaren gerechnet werden. Diese Fehlerquelle dürfte aber zu vernachlässigen sein, da sämtliche erfaßten Teilbereiche bis Ende Mai mindestens 1 x kontrolliert waren. Aus dem oben genannten Grund nehmen wir weiters an, daß auch in den nur einmal gezählten Bereichen nur wenige Paare übersehen wurden. Der Einsatz der Klangattrappe erwies sich nur unter optimalen Witterungsbedingungen (und auch dann nicht immer) als effektiv, vor allem in den sehr dicht besiedelten Bereichen stimulierten die spontan rufenden Paare zumeist auch die benachbarten Revierinhaber zu Rufreihen, die eine verlässliche Lokalisierung und Trennung der Reviere ermöglichten. Einzelpaare in sehr dünn besiedelten Schilfbeständen ohne Hörkontakt zu anderen Paaren waren hingegen am besten mittels der Klangattrappe auffindig zu machen.

Trotz verschiedener Einschränkungen und möglicher Fehlerquellen aufgrund der ungleichen Erfassungsintensität gehen wir davon aus, daß die 1995 durchgeführte Kartierung ein zuverlässiges Bild sowohl der Verbreitung als auch der Bestandssituation des Zwergtauchers liefert.

Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte

Im gesamten, 14,2 km² großen Untersuchungsgebiet zählten wir 141 Zwergtaucher-Revier ge zählt. Die Verbreitungskarte (Abb. 3) zeigt eine in den nördlichen und mittleren Teilen relativ flächendeckende Verbreitung, wobei sich aber deutliche Schwerpunkte in bestimmten Gebieten (z.B. „Stormy Monday“, zwischen „Thells End“ und Elephant Man) abzeichnen. Südlich des Frauenkirchener Kanals finden sich hingegen nur einzelne Reviere, in der Seerandzone fehlt der Zwergtaucher überhaupt.

In den drei am besten besiedelten Teilgebieten werden großflächige Siedlungsdichten von 11,7-18,2 Revieren/km² erreicht, während die anderen Bereiche alle nur eher schütter besiedelt sind und jeweils deutlich unter 10 Revieren/km² bleiben (Tabelle 3). In den kleinflächig besten Teilen des „Stormy Monday“ brüten hingegen bis zu 80 Paare/km²!

Tabelle 3: Bestand und Siedlungsdichte des Zwergtauchers (*Tachybaptus ruficollis*) in den acht Teilgebieten des Untersuchungsgebietes.

Teilgebiet	Fläche (ha)	Anzahl Reviere	Siedlungsdichte/km ²
Stormy Monday	285,6	52	18,2
Sandeck	255,2	30	11,7
Wasserstätten	315,9	15	4,7
Thells End	143,9	24	16,6
Darscho	224	13	5,8
Längsdamm-Nord	45,5	4	8,8
Neudegg-Süd	94,7	3	3,1
Halbinsel	55,2	-	-
Gesamt	1.420	141	10

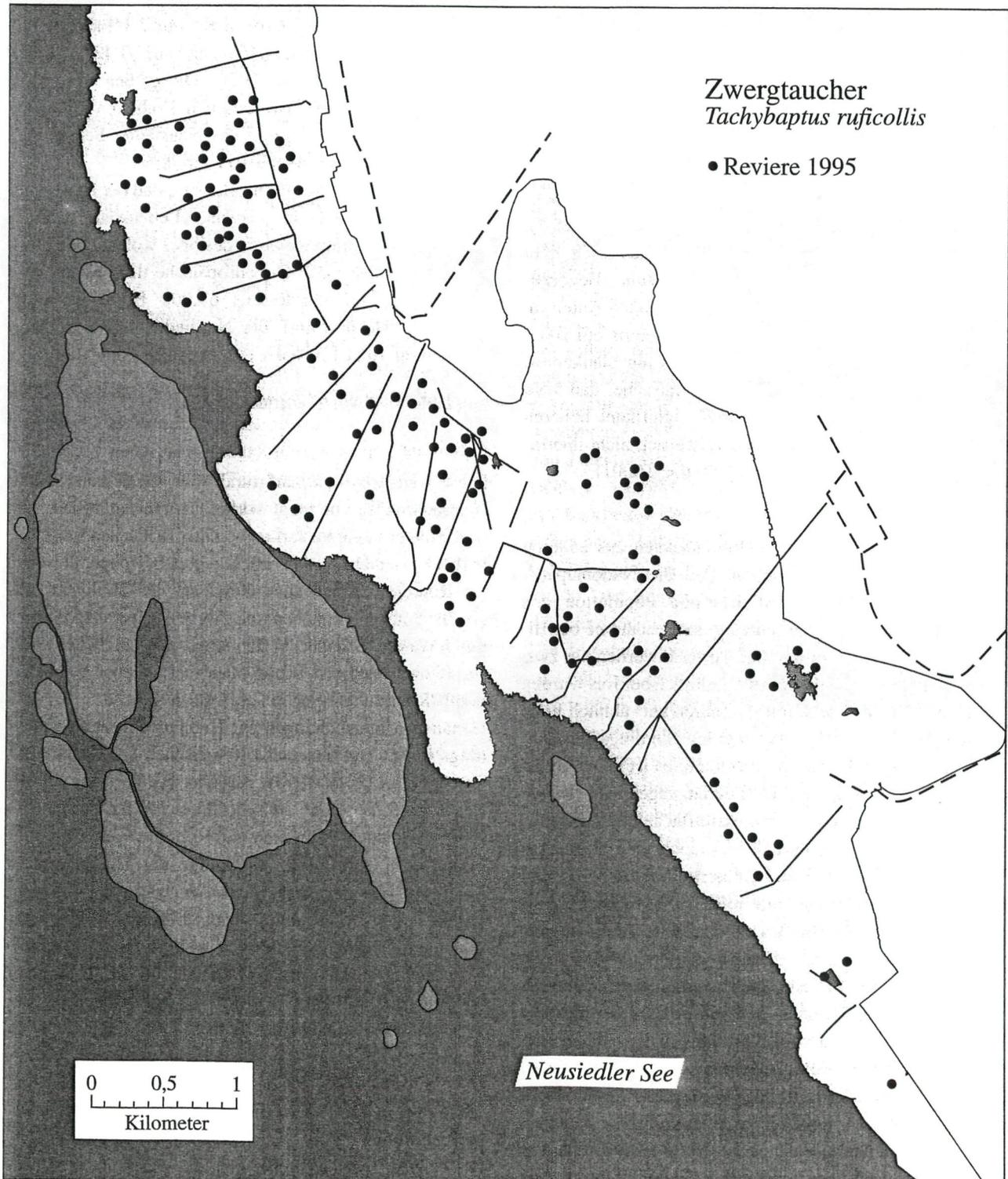


Abb. 3: Verbreitung des Zwergtauchers (*Tachybaptus ruficollis*) im Jahr 1995.

Bedeutung von Habitatstrukturen

Innerhalb der kartierten Zwergtaucher-Reviere konnten aus Zeitmangel keine speziellen Habitatmessungen durchgeführt werden, auch im Bereich der Zählpunkte (siehe Anhang 1) wurden nur wenige Vögel erfaßt, sodaß eine Auswertung dieser Daten ebenfalls nicht möglich war. Der Einfluß von bestimmten Strukturmerkmalen auf die Verbreitung der Art konnte daher nur indirekt über die Auswertung der Infrarotbilder (siehe Kapitel 5) geprüft werden. Dazu wurde das Luftbild mit einem 4 ha-Raster unterlegt und für jedes dieser Raster Sättigung, Wasseranteil und Blänkengrößen (zur Methodik siehe Kapitel 5) sowie die Anzahl der Zwergtaucher-Reviere ermittelt. Zur Auswertung wurden dann die von der Art besetzten Raster mit der gleichen Anzahl zufällig ausgewählter, nicht besetzter Flächen verglichen. Als unabhängige Variablen wurden Sättigungswert und Blänkenanteil der jeweiligen Flächen herangezogen.

Anhand der Sättigung, die in vitalen, stark- und hochwüchsigen Schilfbereichen am höchsten ist (Kapitel 5), ließen sich besetzte und unbesetzte Raster statistisch nicht trennen. Zwergtaucher zeigen demnach keine Bevorzugung jüngerer Schilfbestände mit einem hohen Anteil an grünem Pflanzenmaterial. Da hingegen bereits ein Blick auf die Verbreitungskarte eine Bevorzugung blänkenreicher Bereiche erkennen läßt, ist die Tatsache, daß vom Zwergtaucher besetzte Raster einen signifikant höheren Anteil an offenen Wasserflächen aufweisen, nicht überraschend (t-Test, $t = 6,98$, $n^1 = n^2 = 97$, $p < 0,0001$).

Diskussion

Vergleiche mit den wenigen Bestandsdaten aus anderen Teilen des Schilfgürtels zeigen, daß die Nationalpark-Naturzone eine ungewöhnlich große Population des Zwergtauchers beherbergt: entlang der Seedämme bei Illmitz, Winden, Breitenbrunn und Purbach wurden nur zwischen 2 und 5 Paare/km² gezählt, lediglich bei Jois wurden auf einer kleinen Fläche mit 23 Paaren/km² ähnlich hohe Zahlen erreicht. Diese Zahlen wurden allerdings nebenbei im Zuge anderer Vorhaben gewonnen, es ist daher wahrscheinlich, daß es sich um Unterschätzungen handelt.

Mit diesen, auf ca. 15 % der Gesamtfläche des Schilfgürtels ermittelten Bestandszahlen ist auch eine Hochrechnung auf den Zwergtaucher-Brutbestand für den 103 km² großen österreichischen Teil möglich. Zu beachten ist dabei allerdings, daß die Bestandsdichte in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels offenbar stark schwankt: hohe Dichten von über 10 Paaren/km² werden nur in blänkenreichen Gebieten erreicht, andernorts liegt der Bestand deutlich niedriger. Da vom Westufer des Sees weder vergleichbare Zählungen für größere Gebiete, noch eine Auswertung der Infrarot-Luftbilder vorliegen, ist eine Hochrechnung mit Unsicherheiten behaftet und sollte daher als vorläufig betrachtet werden. Eine grobe Betrachtung von Luftbildern für den restlichen Teil des Schilfgürtels läßt aber erkennen, daß blänkenreiche Gebiete auch hier einen

in etwa mit der Naturzone vergleichbaren Anteil einnehmen. Eine direkte Hochrechnung der Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet scheint daher gerechtfertigt und ergibt einen Brutbestand von ca. 1.000 Brutpaaren.

Vergleiche mit anderen Gebieten Europas sind kaum möglich, da Bestandsangaben ausschließlich für kleinere Gewässer vorliegen. An Kleingewässern von rund 1 ha Größe brüten ohne weiteres mehrere Paare (Bandorf 1970), so konnten z.B. in der Oststeiermark in einer nur 1,3 ha großen Schottergrube bis zu 7 Paare gezählt werden (Sackl 1982). Andererseits nimmt die Bestandsdichte mit der Gewässergröße ab: auf 6-10 ha großen Gewässern brüteten in Schleswig-Holstein im Schnitt 2,1 Paare/10 ha, 10-20 ha große wiesen 1,34/10 ha und auf 20-42 ha großen nur 0,55/10 ha auf (Scholl 1974). Die größeren besiedelten Seen weisen hier also lediglich Dichten von 5 Paaren/km² auf, der Schilfgürtel des Neusiedler Sees hingegen im großflächigen Mittel 10 Paare/km².

Bereits dieser einfache Vergleich zeigt, daß der Neusiedler See für die Art einen sehr geeigneten Lebensraum darstellt und daß die Gesamtpopulation des Sees wohl zu den größten ganz Europas zählt. Der europäische Brutbestand wird gegenwärtig auf mindestens 67.000 Paare geschätzt (Tucker & Heath 1994), der Neusiedler See beherbergt damit allein rund 1,5 % der europäischen Population.

4.2. Rohrdommel (*Botaurus stellaris*)

Einleitung

Diese weitverbreitete, aufgrund ihrer speziellen Habitatansprüche aber nur lokal vorkommende Art brütet quer durch die gesamte Paläarktis von den Britischen Inseln bis in den Fernen Osten. Als Feuchtgebietsbewohner besiedelt die Rohrdommel stehende Gewässer des Tieflandes, die erstens Flachwasserzonen und zweitens eine ausgedehnte, unter Wasser stehende Verlandungszone aus hohen Wasserpflanzen, zumeist Schilf oder viel seltener gemischte Schilf/Rohrkolbenbestände aufweisen müssen.

Genauere Untersuchungen zur Habitatwahl wurden allerdings bisher erst an einer ostenglischen Randpopulation durchgeführt (Tyler 1994): besiedelte Vögel nutzten hier relativ große Streifgebiete von 60 bzw. 70 ha. Positiv korreliert mit dem Vorkommen von Rohrdommeln waren die Größe der Schilffläche, die Länge der Übergangszone Schilf/Wasser, der herbstliche Wasserstand sowie die Dichte junger Schilfhalme, negativ hingegen Vegetationsdichte und Dichte alter Halme, die Höhe der Knickschicht sowie das Vorkommen von Weidenbüschen. In England werden daher offenbar jüngere, mit zahlreichen offenen Wasserflächen durchsetzte Schilfflächen bevorzugt. Es scheint allerdings, daß diese Ergebnisse nur sehr bedingt auf die Verhältnisse auf dem Kontinent übertragbar sind, wo eine derartige Untersuchung bislang noch nicht durchgeführt wurde.

Die Nahrung wird entweder langsam watend oder stehend in seichtem Wasser erbeutet; obwohl die Zusammenset-

zung der Beutetiere lokal und zeitlich wechselt, kommt Fischen oder Fröschen immer die größte Bedeutung zu, mit Wasserinsekten (vorwiegend Käfer und Wasserwanzen) und Kleinsäugetern an zweiter Stelle (Bauer & Glutz 1966, Cramp & Simmons 1977).

Die Große Rohrdommel brütet in Österreich ausschließlich im Schilfgürtel des Neusiedler Sees sowie an einigen stärker verschilften Lacken des angrenzenden Seewinkels (Dvorak, Ranner & Berg 1993). In den früheren faunistischen Werken über das Neusiedler See-Gebiet wird die Art durchwegs als häufiger Brutvogel eingestuft (z.B. Zimmermann 1943), zumindest qualitative Hinweise auf etwaige Bestandsveränderungen fehlen.

Methode der Bestandsaufnahme

Ziel dieser Teiluntersuchung war eine flächendeckende Bestandsaufnahme des gesamten Untersuchungsgebiets mit Hilfe einer neu zu entwickelnden, nachvollziehbaren Methode.

Da die Rohrdommel in ihren unübersichtlichen und unzugänglichen Lebensräumen nur ausnahmsweise direkt zu beobachten ist, können Bestandsaufnahmen nur anhand der über weite Strecken hörbaren Rufe der Männchen durchgeführt werden. Während derartige Zählungen in See- und Teichgebieten mit kleineren Schilfbeständen kaum methodische Probleme aufwerfen, bestehen zusätzliche Fehlerquellen und logistische Schwierigkeiten in großflächigen Röhrichtern wie am Neusiedler See. Da ein Männchen mehrere Rufplätze nutzen kann (Tyler 1994) und diese auch am selben Tag wechselt, besteht die Gefahr von Doppelzählungen und damit einer Überschätzung des Bestandes. Weiters sind rufende Vögel oft weit entfernt und daher schwer genau zu lokalisieren oder von benachbarten Männchen zu unterscheiden. Um repräsentative Siedlungsdichtewerte in weitläufigen Schilfgebieten zu erhalten, müssen möglichst große Flächen untersucht werden; dies bereitet in den meisten Fällen beträchtliche und nur mit großem Aufwand zu lösende logistische Schwierigkeiten.

Im Rahmen umfangreicher Untersuchungen in Südeuropa konnte gezeigt werden, daß die Rufe verschiedener Männchen durch sonographische Analysen anhand bestimmter Parameter individuell unterschieden werden können (McGregor & Byle 1992, Gilbert, McGregor & Tyler 1994). Durch Auswertungen von Tonbandaufnahmen könnten so theoretisch auch in größeren Gebieten Doppelzählungen vermieden werden und dieselben Männchen selbst im nächsten Jahr wiedererkannt werden. Erforderlich ist allerdings, daß man alle oder fast alle rufenden Männchen in ausreichender Qualität auf Tonband aufnimmt; dies ist derzeit sowohl aus zeitlichen als auch aus technischen Gründen aufgrund der relativen Unzugänglichkeit mancher Teile des Schilfgürtels am Neusiedler See nicht möglich.

Es mußte daher in der Feldsaison 1994 eine neue, auf die Erfordernisse unseres Untersuchungsgebietes abgestimm-

te Methode entwickelt und erprobt werden. Es handelt sich dabei um eine Art „natürliche Telemetrie“, wobei die Rufe der Männchen das Signal und die Ohren der Zähler die Empfänger sind. Insgesamt wurden zwischen 27.3. und 27.5.1994 im Rahmen von 28 Zählungen von 54 Punkten aus (Abb. 4) rufende Rohrdommeln geortet. Je Zählung waren zumeist drei Bearbeiter simultan im Einsatz (22 x), je dreimal 2 und 4, wobei die Zähler in einer Entfernung von 300-500 m zueinander standen. Von einem Ort aus wurde in Zeiträumen von 20-30 Minuten jede rufende Rohrdommel so genau wie möglich mit einem Kompaß geortet, Richtung (in Grad), Anzahl der in den Rufreihen verwendeten Elemente und die Zeit notiert, sowie die Entfernung und die Zuverlässigkeit der Ortung (in 3 Klassen) geschätzt. Die Zählungen führten wir nur in den Phasen höherer Rufaktivität, knapp nach Sonnenaufgang (6.00-8.30) und vor und nach Sonnenuntergang (18.30-21.30, jeweils mitteleuropäische Sommerzeit) durch.

Die Standorte und Zahlen der rufenden Rohrdommel-Männchen konnten graphisch ermittelt werden: als erster Schritt wurden alle Peilungsorte auf der Luftbildkarte 1:5.000 eingetragen, digitalisiert und in einen Computer übertragen, dann mit Hilfe eines Grafikprogrammes alle simultanen Dreifachpeilungen (Ortungen von 3 Zählern zur selben Zeit) eingezeichnet und die sich ergebenden Schnittpunkte markiert. Aus der Häufung der Schnittdreiecke wurden die wahrscheinlichen Aufenthaltspunkte abgeleitet. Peilungen mit der besten Ortungsqualität wurden dabei bevorzugt herangezogen. Weiters wurde berücksichtigt, wieviele verschiedene Rohrdommel-Männchen ein Bearbeiter gleichzeitig während einer Zählung registriert hatte. Aufgrund dieser Informationen konnten Doppelzählungen gleicher Männchen soweit als möglich vermieden werden. Nicht gleichzeitige Dreierpeilungen wurden nur dann verwendet, wenn mit hoher Wahrscheinlichkeit feststand, daß es sich um denselben Vogel handelte, was nur dann gegeben war, wenn aus derselben Richtung zweifelsfrei keine andere Rohrdommel während der Zählung gerufen hatte. Zweierpeilungen (Ortungen von 2 Zählern zum selben Zeitpunkt) wurden fallweise als Zusatzinformation und bei sehr nahen Vögeln in die Auswertung miteinbezogen.

Eine Methode der Telemetrie, einen Sender zu lokalisieren, besteht darin, Konfidenzellipsen zu berechnen, die mit 90%iger Wahrscheinlichkeit den tatsächlichen Aufenthaltsort beinhalten (White & Garrott 1990). Die Flächengrößen dieser Ellipsen hängen von der Peilgenauigkeit, der Entfernung des Senders zum Empfänger und der Anzahl der Peilpunkte ab. Ein dramatischer Unterschied ergibt sich zwischen Ortungen von 2 und 3 Punkten. Nimmt man eine geschätzte Peilgenauigkeit von ca. 3° und eine quadratische Fläche von 1 km² so ergibt sich bei zwei optimal postierten Empfängern eine durchschnittliche Konfidenzellipsenfläche von 3,6 ha, bei 3 optimal postierten Empfängern jedoch nur 0,6 ha! Für relativ prä-

zise Ortsbestimmungen sind daher nur Dreierpeilungen oder sehr sendernahe Zweipunktpeilungen verwendbar. Laut Literaturangaben kann ein Signal je nach äußeren Bedingungen mit einer Genauigkeit von 1,5 bis 3° (Klinke 1980) geortet werden. Unsere Peilgenauigkeit testeten wir in Feldversuchen. Dabei wurde ein Baßlautsprecher im Schilfgebiet postiert und eine Tonbandaufnahme einer rufenden Rohrdommel von verschiedenen Richtungen und Entfernungen aus geortet. Bei Entfernungen von 400-1.500 m betrug die Standardabweichung der Peilungen von der tatsächlichen Richtung maximal 3°. Weiters wurden rufende Männchen vom selben Ort aus von verschiedenen Beobachtern gleichzeitig gepeilt. Hier konnten keine systematischen Abweichungen in den Peilungen einzelner Zähler festgestellt werden. Eine deutliche Abhängigkeit der Ortungsgenauigkeit bestand aber von der Intensität des Signals. Peilungen, bei denen das Signal nahe der Hörgrenze lag, wurden daher bei der Auswertung nicht berücksichtigt. Generell sind die Ausbreitungsbedingungen für die niederfrequenten Rufe der Rohrdommel gut, laut Literaturangaben sind sie bis zu 5 km hörbar (Cramp & Simmons 1977). Systematische Abweichungen des Signals im Rahmen unserer Probepeilungen lassen Einflüsse äußerer Bedingungen (offene Wasserflächen, Thermikphänomene, Wind) erkennen. Um diese Fehlerquellen zu minimieren, führten wir unsere Zählungen nur bei optimalen Bedingungen, vor allem bei Windstille und geringem Geräuschpegel durch.

Ergebnisse

Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte

Im Rahmen aller 28 Zählungen konnten insgesamt 1.201 Einzelrufe geortet werden, dabei gelangen 81 zur genaueren Bestimmung der Rufplätze geeignete Dreierpeilungen. Unter optimalen Bedingungen wurden bis zu 6 verschiedene Vögel von einem Peilpunkt aus registriert, wobei sich einzelne Vögel in bis zu 2,5 km Entfernung befanden. Insgesamt konnten die Reviere von 18 verschiedenen rufenden Rohrdommeln lokalisiert werden, wobei 14 auf das eigentliche 14,2 km² große Untersuchungsgebiet entfallen (Abb. 4).

Die Punkte auf der Karte zeigen die am häufigsten verwendeten Rufwarten einzelner Vögel. Für einen Rufer nördlich des Sandecker Kanals liegen zwar Peilungen aus dem April vor, er konnte aber später nicht mehr bestätigt werden und geht daher nicht in den Bestand ein. Rein rechnerisch ergibt sich damit für das Gesamtgebiet eine Siedlungsdichte von genau einem Männchen/km². Auffällig ist jedoch die ungleichmäßige Verteilung der einzelnen Reviere: während 2 Teilgebiete („Stormy Monday“ im Norden und „Darscho“ im Süden) jeweils von 5 rufenden Männchen besiedelt waren (Dichte 2,3 bzw. 1,7 Männ-

chen/km²) wurden im gesamten zentralen Bereich zwischen „Wasserstätten“, Thellkanal und „Frauenkirchener Kanal“ keine Rohrdommel-Revier festgestellt. Teile dieses Gebiets sind nur unter hohem Aufwand zugänglich und konnten daher 1994 noch nicht betreten werden, an den Rändern dieser Fläche befanden sich jedoch genügend Peilpunkte die eine Registrierung von rufenden Männchen ermöglicht hätten. Überraschenderweise wurde wiederholt jeweils ein Männchen im Südteil der großen Schilfinsel bzw. auf einer nur rund 1 ha großen Insel geortet.

Bedeutung von Habitatstrukturen

An den im Rahmen der Bestandserfassung ermittelten Rufplätzen konnten aus zeitlichen und methodischen Gründen Vegetationsstrukturen und andere Habitatparameter nicht erfaßt werden. Eine Auswertung der Infrarotluftbilder ergibt keine Hinweise auf eine Bevorzugung besonders vitaler oder blänkenreicher Bereiche. Auch die Verteilung der Reviere liefert keine Anhaltspunkte, daß bestimmte Gebietsteile bevorzugt werden; rufende Männchen wurden sowohl am land- als auch am seeeitigen Schilfrand sowie auf Schilfinseln festgestellt. Daß die Vegetationsstruktur die großräumige Verteilung der Art beeinflußt, ist aufgrund unserer Daten ebenfalls unwahrscheinlich. Als limitierender Faktor dürfte eher das Nahrungsangebot von Bedeutung sein. Weitergehende Untersuchungen zur Mikrohabitatwahl und Raumnutzung, die eine Klärung der wesentlichen Habitatmerkmale bringen könnten, sind mit der gewählten Methode nicht durchführbar und nur unter Einsatz der Telemetrie möglich.

Diskussion

Interessanterweise konnte 1989 beim Versuch einer Bestandsaufnahme der Rohrdommel am Westufer des Neusiedler Sees zwischen Purbach und Winden (M. Dvorak unpubl.), bei der ausschließlich alleine und von Dämmen aus gearbeitet wurde eine sehr ähnliche Bestandsdichte festgestellt werden: 14 Männchen auf 16 km² ergaben hier eine Dichte von 0,9 Männchen/km². Eine direkte Hochrechnung des Gesamtbestandes im österreichischen Seeteil aus den Ergebnissen der hier vorgestellten Untersuchung auf 14 % der Fläche ergibt rund 100 rufende Männchen und gleicht damit exakt den letzten publizierten Schätzungen (Dvorak *et al.* 1994), basiert aber auf einer ungleich solideren Datenbasis.

Eine andere aktuelle Schätzung von 200-300 Paaren (Grüll 1994) dürfte hingegen nach den jetzt vorliegenden Daten viel zu hoch angesetzt sein.

Zumindest in Mittel- und Westeuropa dürfte der Neusiedler See einen der größten Einzelbestände beherbergen, wie ein Vergleich mit anderen Ländern zeigt (Tabelle 4).

Deutlich häufiger ist die Rohrdommel erst in Osteuropa, wie Bestandsschätzungen für Polen (1.100-1.400 Paare), Rumänien (500-2.000), die Ukraine (4.000-4.300 Paare), Weißrußland (950-1.200) und Rußland (10.000-30.000 Paare) zeigen (Tucker & Heath 1994).

Tabelle 4: Brutbestände der Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) in West- und Mitteleuropa (Daten in Tucker & Heath 1994).

Land	Brutpaare	Land	Brutpaare
Dänemark	57-76	Slowakei	50-150
Großbritannien	16	Österreich	100-150
Belgien	2-13	Ungarn	400-500
Niederlande	150-275	Slowenien	5-10
Frankreich	300-350	Kroatien	30-50
Deutschland	400-600	Italien	20-30
Tschechien	20-30	Spanien	25

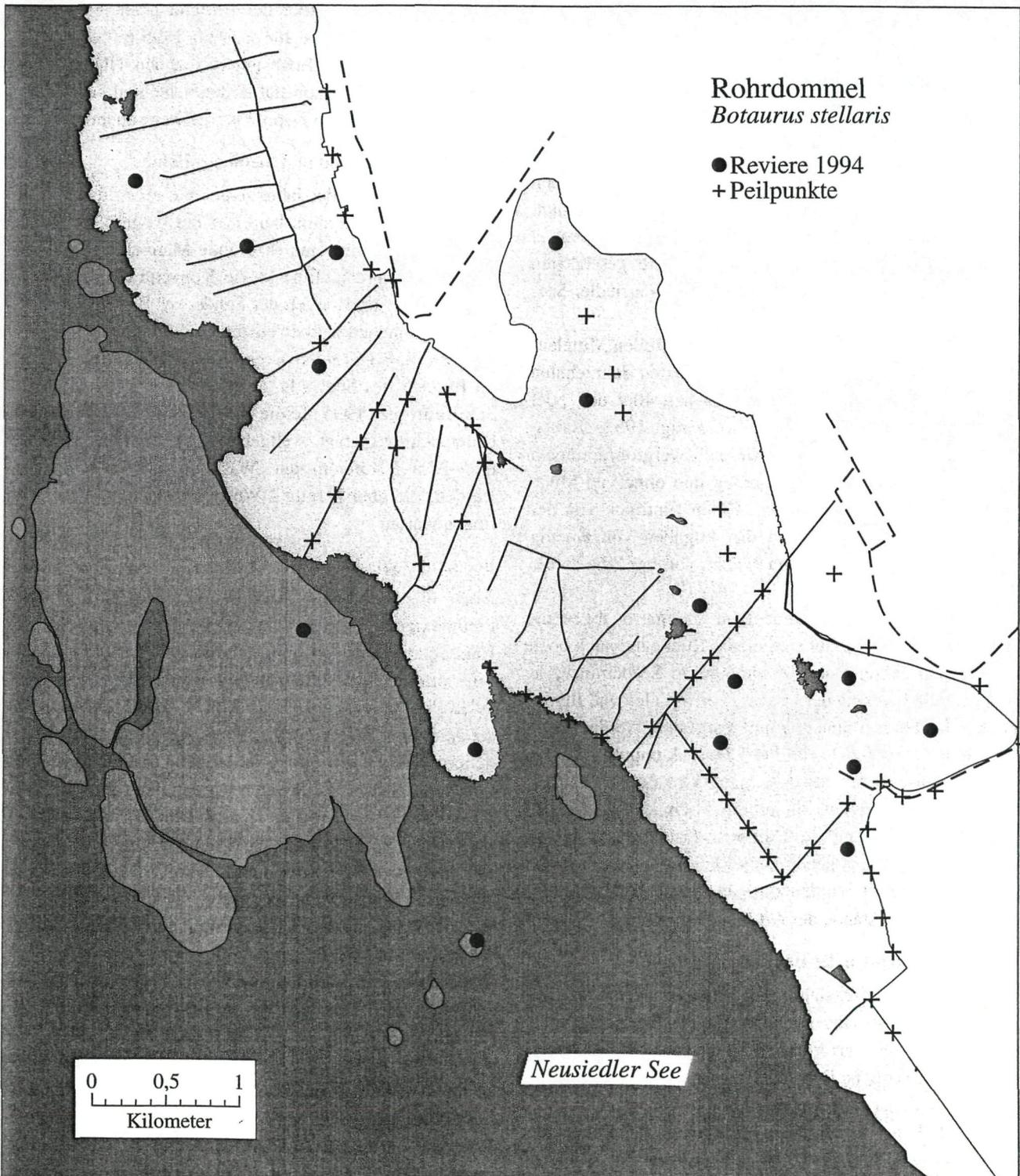


Abb. 4: Verbreitung der Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) im Jahr 1994.

4.3. Zwergrohrdommel (*Ixobrychus minutus*)

Diese kleinste europäische Reiherart besiedelt ein ausge dehntes Verbreitungsgebiet in Europa, Afrika, Mittelasien, Nordindien und Australien. Ähnlich wie die Rohrdommel brütet auch die Zwergrohrdommel an stehenden Gewässern der Niederungen, die einen unter Wasser stehenden Röhrichtgürtel aus Schilf, Rohrkolben und anderer dichter Ufervegetation aufweisen; kleinere Bäume und Büsche, vorwiegend Weiden, sind oftmals eingemischt. Anders als die Rohrdommel besiedelt die Art aber auch kleinflächige oder schmale Verlandungszonen an kleinen Teichen, Schottergruben, Kanälen und Altarmen. Die Zwergrohrdommel ernährt sich vorwiegend von kleinen Fischen unter 10 cm Größe sowie von Fröschen und Wasserinsekten.

Die Zwergrohrdommel brütet in Österreich nur noch sehr lokal an stehenden Gewässern der Niederungen, vereinzelt auch im Hügelland und in alpinen Beckenlagen. In den 80er Jahren wurden 45 Brutplätze in Österreich bekannt, die aber teilweise nicht regelmäßig besetzt sind (Dvorak *et al.* 1994). Gut 2/3 des auf 100-150 Paare geschätzten österreichischen Brutbestandes dürfte im Neusiedler See-Gebiet zu finden sein.

Wie im übrigen Österreich und in weiten Teilen Mitteleuropas hat die Art auch hier in den letzten Jahrzehnten jedoch dramatisch abgenommen. In den 40er und 50er Jahren noch „äußerst häufig“ (Koenig 1952, Bauer, Freundl & Lugitsch 1955), waren Zwergrohrdommeln noch bis ungefähr 1970 regelmäßig und ohne viel Mühe im Schilfgürtel zu beobachten. Einen Eindruck von der damaligen Dichte vermitteln die Angaben von Koenig (1961), der bei Rust auf einer Fläche von nur 2 ha an die 40 Nester fand!

Ab 1970 müssen die Bestände dann schlagartig abgenommen haben. Belegen läßt sich dieser Rückgang auch noch in den 80er Jahren durch Zählungen an Seedämmen, so konnten 1983 entlang der Dämme von Winden und Illmitz noch 3-4 rufende Männchen/km² festgestellt werden, 1989 jedoch nur mehr 0,6-1,3/km² (M. Dvorak unpubl.).

Obwohl diese Daten den Rückgang klar dokumentieren, beziehen sie sich jedoch nur auf einen sehr kleinen Teil der Gesamtfläche entlang von Dämmen. Offen blieb, ob sich in den Bereichen, in denen bisher keine Bestandsaufnahmen durchgeführt wurden (ca. 95 % des Schilfgürtels) noch größere Bestände der Art halten konnten.

Ziele und Methoden der Bestandsaufnahme

Aufgrund der offensichtlichen starken Abnahme des Bestandes schien eine flächendeckende Erfassung eines größeren Gebiets erforderlich, um einerseits Aussagen über die tatsächliche Bestandssituation treffen zu können, andererseits aber auch Daten zu den bevorzugten Habitaten zu erhalten. Aus zeitlichen Gründen konnten in beiden Jahren zwar keine speziellen Erfassungen mit Klangat-trappen durchgeführt werden, doch wurden sämtliche Zwergdommel-Beobachtungen, die im Rahmen der ande-

ren Arbeitsvorhaben gelangen, registriert und so gut wie möglich lokalisiert.

1994 konzentrierten sich die Begehungen vorwiegend auf den nördlichen Teil des Untersuchungsgebiets und endeten Anfang Juni, also noch vor der Zeit der höchsten Rufaktivität (Cempulik 1994), 1995 wurde hingegen das gesamte Gebiet mehrmals flächendeckend zwischen Anfang April und Ende Juli begangen, wobei auch die Monate höchster Rufaktivität (nach Cempulik 1994 Juni und vor allem Juli) abgedeckt wurden. Während im Jahre 1994 bestenfalls 50 % des Untersuchungsgebietes abgedeckt wurden und daher der Bestand auch unterschätzt worden sein könnte, ist für das Jahr 1995 mit einer weitgehend vollständigen Erfassung zu rechnen. Nähere Angaben zur Erfassungsintensität in den verschiedenen Teilbereichen finden sich in Kapitel 4.1. (Zwergtaucher).

Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte

Die Ergebnisse beider Jahre zeigen ein eher düsteres Bild (Abb. 5). 1994 konnten bei einer bei weitem nicht vollständigen Erfassung nur 9 rufende Männchen im Gebiet festgestellt werden. Eine kleine Konzentration fand sich mit 5 Rufern im Bereich der Sandecker Bucht, die restlichen 4 Männchen wurden einzeln und voneinander isoliert festgestellt. 8 von 9 Revieren lagen im seeseitigen Schilf im Bereich des Seewalls, nur ein einziges innerhalb des Schilfgürtels. 1995 fehlte die Zwergrohrdommel im Untersuchungsgebiet weitgehend, es konnten lediglich Ende Mai 2 Rufer in den „Wasserstätten“ nachgewiesen werden, die aber bereits 2 Wochen später nicht mehr zu finden waren.

Bedeutung von Habitatstrukturen

Auch die Zwergrohrdommel konnte im Rahmen der Punkttaxierungen nicht erfaßt werden, weshalb relevante Habitatparameter nur indirekt über eine Auswertung der Infrarotluftbilder erfaßt werden konnten. Dazu wurde um jeden Beobachtungspunkt ein Kreis mit 100 m Durchmesser gelegt in dem gleich wie für die Zählpunkte der Punkttaxierungen (siehe Kapitel 5) Sättigung und Blänkenanteil ermittelt wurden. Diese Daten wurden dann mit derselben Anzahl zufällig ausgewählter, nicht besetzter Kreisflächen verglichen.

In Revieren der Zwergrohrdommel lag der Sättigungswert signifikant höher (Mann-Whitney U-Test, $z = -3,26$, $n_1 = n_2 = 8$, $p < 0,01$) und der Blänkenanteil signifikant niedriger (Mann-Whitney U-Test, $z = 2,05$, $n_1 = n_2 = 8$, $p < 0,05$).

Wie bereits die Verbreitungskarte (Abb. 5) zeigt, lagen 1994 8 von 9 Revieren am seeseitigen Schilfrand, der höhere, starkhalmigere Schilfbestände aufweist. Auch 3 weitere Rufplätze, die 1994 und 1995 erfaßt wurden, lagen in Schilfbeständen mit hohen Sättigungswerten. Da eine hohe Sättigung einen großen Anteil an grüner Pflanzenmasse, also vitale Bestände anzeigt und mit der Vegetationshöhe korreliert (siehe Kapitel 5), ist die Art zumindest im Untersuchungsgebiet offensichtlich auf hohe und daher

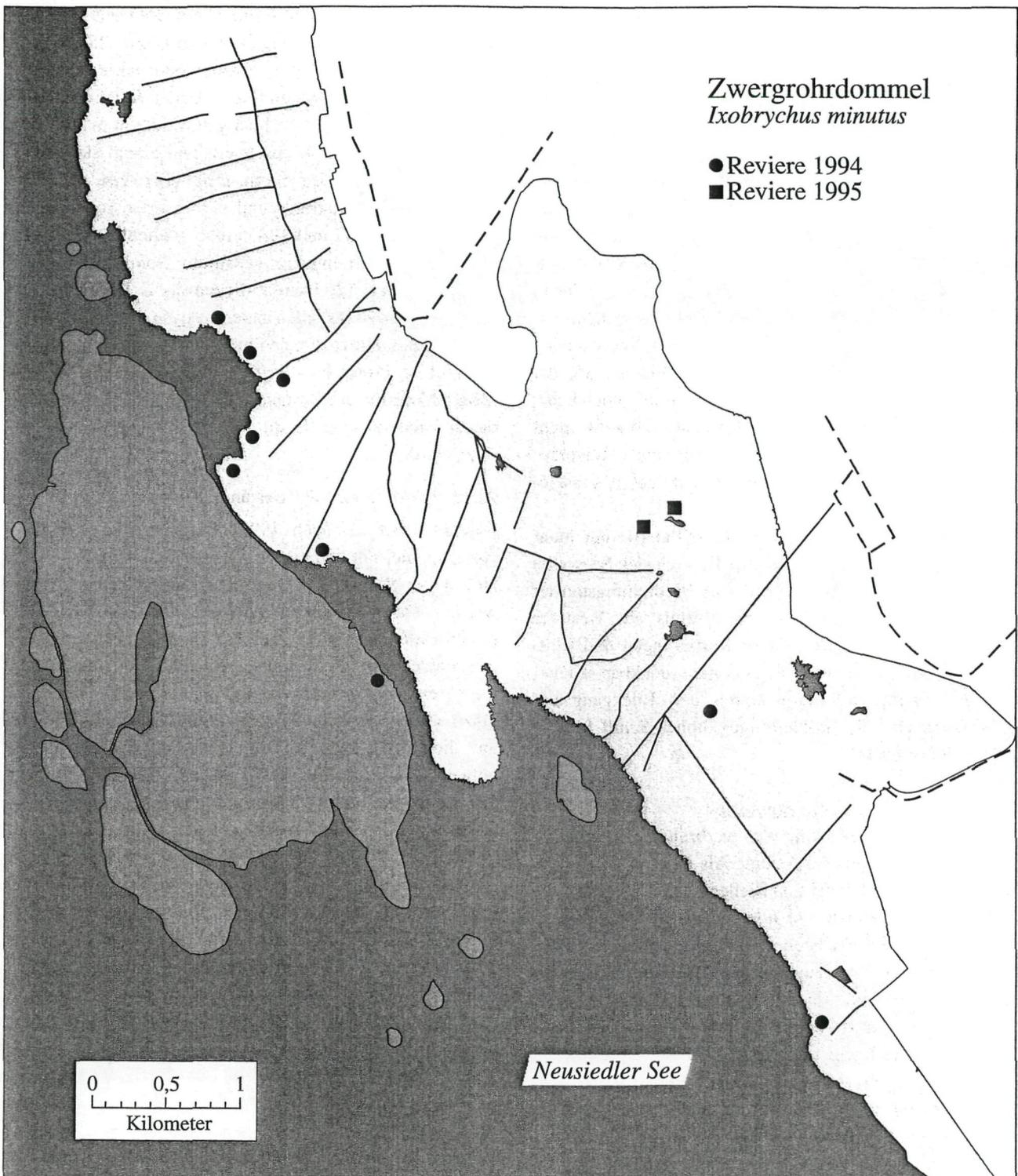


Abb. 5: Verbreitung der Zwergrohrdommel (*Ixobrychus minutus*) in den Jahren 1994 und 1995.

auch starkhalmige Schilfbestände angewiesen; eine Vermeidung offener Wasserflächen kann aus den Daten für das Untersuchungsgebiet hingegen nicht abgeleitet werden, da die Seerandzone aufgrund lokaler Gegebenheiten durchwegs keine größeren Blänken aufweist, diese aber an den anderen Rufplätzen durchaus vorhanden sind.

Diskussion

Die Ergebnisse aus dem Untersuchungsgebiet bestätigen das seltene Auftreten der Art auch in größeren Schilfbereichen. Bezogen auf das 14,2 km² große Untersuchungsgebiet ergeben die 8 1994 kartierten Reviere (eines lag auf der Großen Schilfinsel) eine großflächige Dichte von 0,6 Revieren/km².

Auf den österreichischen Teil des Schilfgürtels hochgerechnet würde sich damit ein Gesamtbestand von nur 60 Brutpaaren ergeben. Diese Zahl ist, solange keine großräumigen Untersuchungen vom Westufer des Sees vorliegen, sicherlich als vorläufig zu betrachten, doch sprechen alle bislang aus den letzten 15 Jahren vorliegenden Daten für einen derart geringen Bestand.

Unerklärlich ist der Einbruch im Jahr 1995, als die Art im Untersuchungsgebiet weitgehend fehlte. Faktoren im Gebiet selbst sind dabei auszuschließen, da sich weder Wasserstand und Wetter, noch die Vegetationsstruktur in beiden Jahren wesentlich voneinander unterschieden.

Einen ersten Hinweis auf die für die Art limitierenden Habitatfaktoren liefert der Befund, daß die Art wie der Drosselrohrsänger am Neusiedler See ausschließlich hohe, starkhalmige Schilfbestände besiedelt. Obwohl nicht durch Habitatmessungen belegt, wurde diese Bevorzugung auch in allen anderen Teilen des Schilfgürtels festgestellt (M. Dvorak unpubl.).

Das Untersuchungsgebiet bietet daher der Art nur mehr sehr kleinflächig (vorwiegend im Bereich des Seewalls) geeignete Habitate; inwieweit dieses Verbreitungsmuster auch für andere Teile des Schilfgürtels am Westufer zutrifft, kann nur durch weitere Kartierungen und Luftbildanalysen geklärt werden. Durchaus denkbar scheint, daß die Zwergrohrdommel durch den Rückgang der Schilfwirtschaft, die starkhalmiges, hohes Schilf fördert, negativ betroffen ist.

4.4. Rohrweihe (*Circus aeruginosus*)

Das Brutgebiet dieser sehr weit verbreiteten Art umfaßt große Teile Europas und Asiens. Als Brutvogel der Verlandungszonen stehender und fließender Gewässer legt die Rohrweihe ihre Horste vor allem in Schilfbeständen an, wobei jeweils die höchsten, dichtesten, permanent überfluteten Bereiche bevorzugt werden. Die Größe der Schilffläche scheint eher von untergeordneter Bedeutung zu sein, da auch kleinste Parzellen von 1.000 m² angenommen werden; vielmehr muß der unmittelbare Brutbereich frei von Störungen sein. In Ermangelung geeigneter Verlandungszonen brüten Rohrweihen in Agrarlandschaften, zunehmend auch in Getreidefeldern.

Die Nahrungssuche erfolgt überwiegend im angrenzenden, offenen Kulturland, wobei speziell am Neusiedler See im Frühjahr auch Schilfflächen eine größere Rolle spielen. Die Hauptbeutetiere sind Kleinsäuger (in erster Linie Feldmäuse) sowie Kleinvögel und Jungvögel größerer Arten.

Die Rohrweihe brütet in Österreich lokal in den Feuchtgebietsresten des Nordens und Ostens, wobei es in den letzten 10-15 Jahren zu einer sehr deutlichen Arealausweitung und einer damit verbundenen Zunahme gekommen ist (Dvorak, Ranner & Berg 1993).

Der mit Abstand größte österreichische Bestand findet sich im Schilfgürtel des Neusiedler Sees: Bis zur jagdlichen Schonung ab 1977 dürfte der Rohrweihenbestand

durch direkte Verfolgung limitiert gewesen sein. Die beiden verfügbaren Schätzungen (80-100 bzw. 25-27 Brutpaare) für die frühen 50er und späten 60er Jahre (K. Bauer, B. Leisler & G. Spitzer in Glutz, Bauer & Bezzel 1971) sprechen für einen mit der heutigen Situation in etwa vergleichbaren Bestand in den 50ern und einem stark reduzierten Bestand in den 60ern, möglicherweise als Folge veränderter Jagdpraktiken und verbesserter Schußwaffen (Grüll 1994). 1982 und 1983 ergab schließlich eine erste umfassende Zählung im gesamten Schilfgürtel einen Bestand von ca. 120 Paaren. (Sezemsky & Ripfel 1985). Im Gegensatz zu fast allen anderen Arten des Schilfgürtels ergibt sich damit zusammen mit den Untersuchungen von Gamauf & Preleuthner (1996) aus dem Jahr 1991 die Möglichkeit für ein Bestandsmonitoring, das im Rahmen dieser Untersuchung für die Jahre 1994 und 1995 fortgesetzt wurde.

Ziele und Methoden der Bestandsaufnahme

Sowohl 1994 als auch 1995 sollten für das Untersuchungsgebiet mit den bisherigen Bestandserfassungen am Neusiedler See vergleichbare Bestandszahlen gesammelt werden. Da in beiden Jahren die Untersuchungsschwerpunkte auf anderen Themenbereichen lagen, wurde zur Bestandserfassung eine zeitsparende Methode eingesetzt, die bereits von Sezemsky & Ripfel (1985) anwandten.

Dazu wurden in beiden Jahren von 4 erhöhten Punkten aus, die einen Überblick über das gesamte Untersuchungsgebiet gewährten, die Standorte von Gruppen flügger Jungvögel ermittelt. In beiden Jahren erfolgte die Zählung an zwei aufeinanderfolgenden Tagen Mitte Juli. Dabei wurden von 1-2 Personen mit Hilfe von Fernrohren (20-60fache Vergrößerung) beutetragende adulte Rohrweihen, die aus dem Kulturland einflogen, solange verfolgt, bis sie den Standort der Jungvögel erreicht hatten. Abhängig vom Alter fliegen die Jungvögel den Altvögeln kürzere oder längere Strecken entgegen um das Futter zu erhalten und sind so auch aus größeren Distanzen unschwer zu beobachten.

Die Standorte der flügenden Jungvögel wurden mittels Kompaß bestimmt, die Entfernung entweder geschätzt oder unter Zuhilfenahme auffälliger Landmarken (Kanäle, Blänken und Pfähle) ermittelt. Der Rohrweihen-Bestand eines größeren Gebietes kann mit Hilfe dieser Methode bereits nach 4-5 Stunden vollständig erfaßt werden.

Zu beachten ist beim Einsatz dieser Methode, daß erstens der für die Bestandsermittlung geeignete Zeitraum auf wenige Tage beschränkt ist und zweitens nur erfolgreiche Brutpaare erfaßt werden können. Überdies funktioniert die Methode nur dann, wenn das Brutgeschehen einigermaßen synchron abläuft.

Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte

1994 wurden im Untersuchungsgebiet 16 erfolgreiche Brutpaare festgestellt, 1995 hingegen 29 (Abb. 6, 7). In beiden Jahren waren die Standorte der flügenden Jungvögel

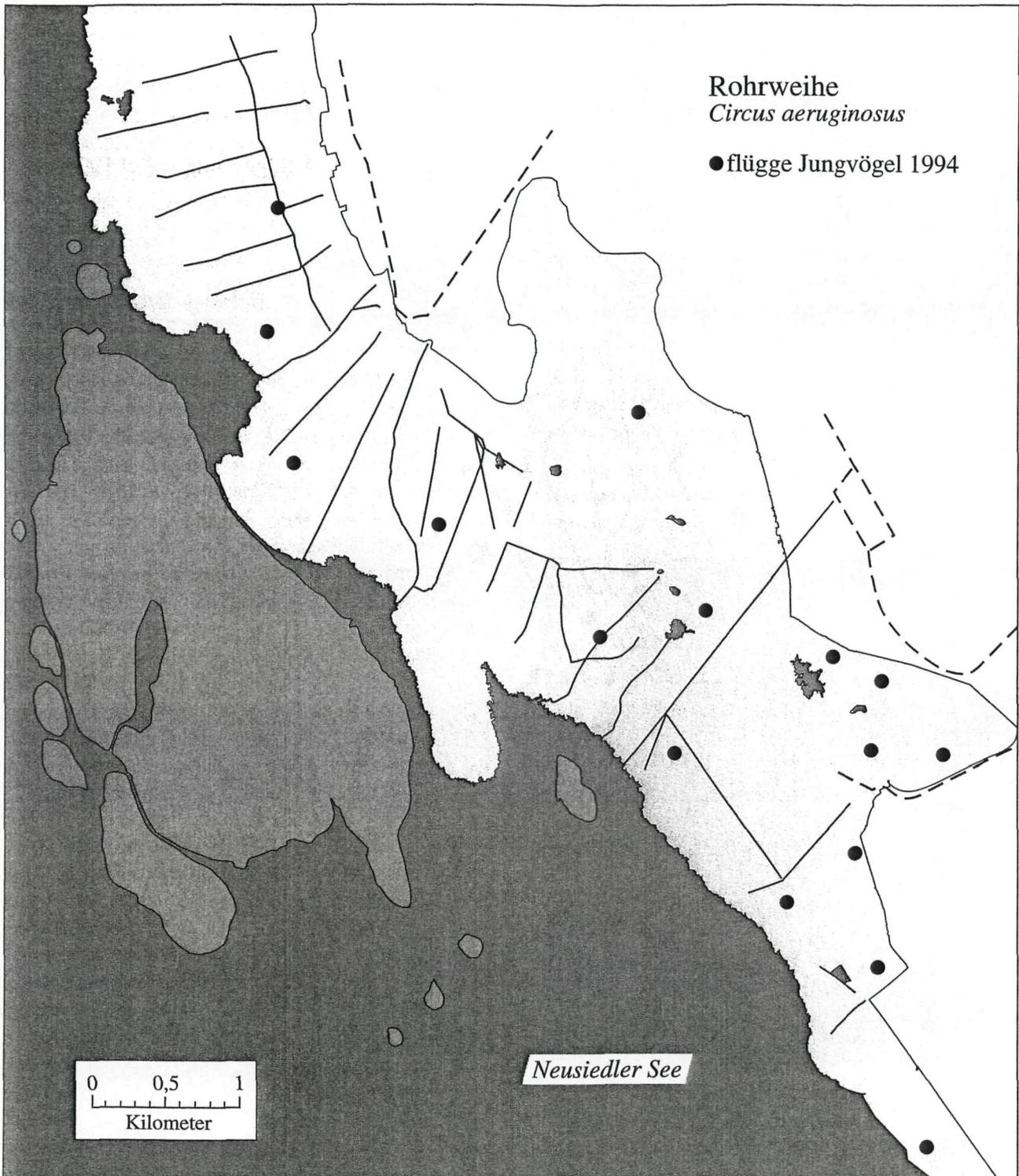


Abb. 6: Erfolgreiche Brutpaare der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Jahr 1994.

gleichmäßig über das gesamte Gebiet verteilt, eine Bevorzugung oder Vermeidung einzelner Bereiche konnte nicht festgestellt werden. 1994 wurden 6 Jungvogelgruppen im Südteil des Gebiets landseitig an den Rändern des Schilfgürtels in den Bereichen „Darscho“, Zwikisch und Neudegg festgestellt. Ausnahmslos handelte es sich dabei um bereits sehr gut fliegende Vögel, die wahrscheinlich von den ursprünglichen Nistplätzen bereits abgewandert waren und die aus dem angrenzenden Kulturland heranfliegen-

den Elterntiere hart an der Schilf/Land-Grenze erwarteten. 1995 wurden im südlichen Teil des Untersuchungsgebietes (südlich des Frauenkirchener Kanals) in etwa gleich viele Bruten festgestellt, im zentralen Teil hingegen 16 im Vergleich zu nur 5 im Jahr 1994. Auch im nördlichen Bereich („Stormy Monday“) waren es 1995 5 Jungvogelgruppen, 1994 hingegen nur 2. Die Siedlungsdichte lag 1994 bei 1,1 erfolgreichen Paaren/km², 1995 bei 2,1/km².

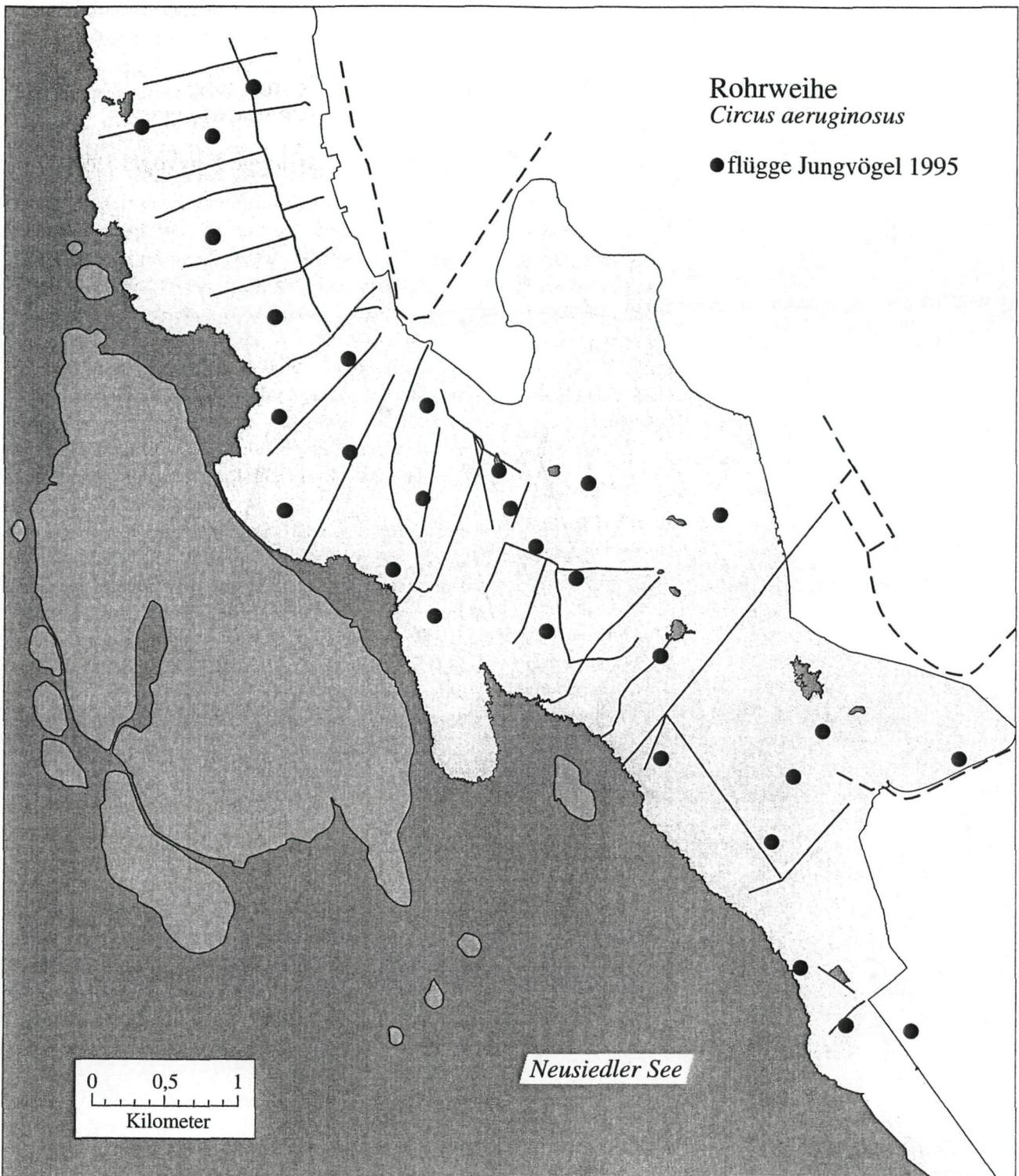


Abb. 7: Erfolgreiche Brutpaare der Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Jahr 1995.

Diskussion

Sezemsy & Ripfel (1985) stellten 1982 im Untersuchungsgebiet im Vergleich zu anderen Teilen des Schilfgürtels hohe relative Dichten fest. Ganz allgemein dürften die Siedlungsdichten brütender Paare am Westufer der Sees niedriger sein als am Ostufer: 1983 wurden z.B. auf einer Probefläche zwischen den Seedämmen Winden und Breitenbrunn am Westufer 3,7 erfolgreiche Paare/km²

ermittelt, im Bereich der Zitzmannsdorfer Wiesen am Ostufer hingegen auf einer deutlich kleineren Fläche 10,4 erfolgreiche Paare/km² (Sezemsy & Ripfel 1985). Im Vergleich dazu liegen die Bestandszahlen für das Jahr 1994, aber auch für 1995 deutlich niedriger. Das Untersuchungsgebiet weist daher zwar relativ hohe Brutdichten der Rohrweihe auf, doch bleiben die Zahlen unter denen der besten Gebiete am West- und Ostufer des Sees.

1991 stellten Gamauf & Preleuthner (1996) im Untersuchungsgebiet (mit Ausnahme des südlichen Teils des Neudeggs) 9 erfolgreiche und 15 erfolglose Paare fest; im selben Gebiet brüteten 1994 14 und 1995 26 Paare erfolgreich. Diese, mit vergleichbarer Methode erhobenen Daten zeigen, daß der Bruterfolg der Art jährlich offensichtlich in sehr weiten Grenzen schwankt. Eine ausschließliche Kontrolle des Bruterfolges dürfte daher für ein Bestandsmonitoring der Rohrweihe am Neusiedler See ungeeignet sein.

4.5. Moorente (*Aythya nyroca*)

Einleitung

Die Moorente zählt zu denjenigen drei Brutvogelarten Österreichs (die beiden anderen sind Großtrappe und Wachtelkönig), die derzeit als weltweit bedroht eingestuft werden (Collar, Crosby & Stattersfield 1994). Obwohl die Art ein weitläufiges Verbreitungsgebiet im südlichen Eurasien besiedelt, das sich vom Mittelmeergebiet bis nach China erstreckt, haben die Zahlen in den letzten Jahrzehnten in vielen Teilen des Areal dramatisch abgenommen. So wurde etwa der Bestand der ehemaligen Sowjetunion um 1970 noch auf 140.000 Brutpaare geschätzt, ging aber bis 1984 auf nur 5.200 Paare zurück (Monval & Pirot 1989).

Der Weltbestand wird aktuell auf nur mehr 75.000 Brutpaare geschätzt (Collar, Crosby & Stattersfield 1994), davon entfallen mindestens 11.000 Paare auf Europa (Tucker & Heath 1994). Zählungen in den Überwinterungsgebieten lassen sogar auf einen Bestand von nur mehr 59.000 Individuen schließen, allerdings ist dabei zu berücksichtigen, daß die Bestände nur schwer vollständig zu erfassen sind und daher leicht unterschätzt werden können (Green 1992).

Moorenten brüten an seichten stehenden Gewässern mit gut ausgeprägten Verlandungszonen, charakteristische Biotope in Europa sind etwa größere Flußdeltas, flache Steppenseen mit ausgedehnten Röhrichtbeständen, Altarme an Tieflandflüssen sowie ganz besonders auch eutrophe Fischteiche. Feuchtgebietszerstörung und der hohe Jagddruck (in Asien) werden als Hauptursachen für den weitverbreiteten Rückgang der Art genannt.

Nach den Angaben in Handbüchern und Monographien ernährt sich die Moorente sowohl von tierischer Nahrung als auch von Pflanzenmaterial, immer wird jedoch betont, daß die vegetarische Komponente überwiegt (Bauer & Glutz 1969, Cramp & Simmons 1977).

Ökologie und Verhalten der Moorente sind nur unzureichend bekannt, umfangreichere Freilandstudien wurden bislang, wohl bedingt durch die versteckte Lebensweise, schwer zugängliche Habitate und die allgemeine Seltenheit der Art nicht durchgeführt. Vor allem fehlen direkt für Schutzbestrebungen relevante Daten zur Habitat- und Raumnutzung, zur Populationsdynamik und zur Nahrungswahl. Auch die tatsächlichen Brutbestände in

bestimmten Gebieten sind in fast allen Teilen des Verbreitungsgebiets nur unzureichend bekannt.

Da aufgrund früherer Veröffentlichungen und zahlreicher Beobachtungsdaten vermutet werden konnte, daß der Schilfgürtel des Neusiedler Sees eine größere Population der Moorente beherbergt, wurde im Frühjahr und Sommer 1995 in Zusammenarbeit mit dem Wildfowl and Wetlands Trust (Slimbridge, UK) eine erste ökologische Freilandstudie durchgeführt, die in erster Linie basale Daten zur Biologie der Art bereitstellen sollte.

Die folgenden Ziele und Fragen standen dabei im Vordergrund:

- Eine Bestandserhebung in der Naturzone des Nationalparks. Dazu mußte angesichts der Ausdehnung und Unübersichtlichkeit des Schilfgürtels eine neue Zählmethode entwickelt werden.
- Eine Untersuchung der Habitatwahl, mit der Frage welche Vegetationsstrukturen und abiotischen Faktoren das Vorkommen der Art bestimmen.
- Untersuchungen zur Nahrungswahl. Da keine direkten Magenanalysen durchgeführt werden konnten, stand die Erfassung des Nahrungsangebotes an den Nahrungsplätzen im Vordergrund.
- Zusätzlich sollten auch noch Beobachtungen zum Nahrungs- und Sozialverhalten gesammelt werden.

Situation in Österreich und im Neusiedler See-Gebiet

Regelmäßige Brutvorkommen der Moorente in Österreich beschränken sich derzeit auf den Schilfgürtel des Neusiedler Sees, nur mehr unregelmäßig dürfte die Art hingegen an den Lacken des angrenzenden Seewinkels brüten; als Ausnahmen sind hingegen Bruten in anderen Gebieten zu werten, wie sie z.B. in den 80er Jahren aus dem Wald- und Mühlviertel bekannt wurden (Dvorak, Ranner & Berg 1993).

Die Bestandsentwicklung im Gebiet ist anhand der Literatur nur schwer nachzuvollziehen: im vorigen Jahrhundert war die Art jedenfalls häufig, wie alle damaligen Beobachter übereinstimmend feststellten (Zimmermann 1943). In den späten 30er und frühen 40er Jahren dürfte die Moorente hingegen im Lackengebiet als Brutvogel gefehlt haben (Seitz 1942, Zimmermann 1943) und lediglich im Schilfgürtel des Sees gebrütet haben (Zimmermann 1943). Bereits 10 Jahre später wurde die Art allerdings wieder als „ziemlich häufiger Brutvogel“ bezeichnet, Brutzeitbeobachtungen gelangen sowohl im Schilfgürtel des Sees als auch an den Lacken (Bauer, Freundl & Lugitsch 1955). Mitte der 60er Jahre schätzten dann Festetics & Leisler (1968) den Brutbestand der Lacken auf 50 Paare, denjenigen des Sees auf etwas weniger. Beide Angaben sind aufgrund der vorliegenden unveröffentlichten Beobachtungsdaten allerdings nicht nachvollziehbar und sollten daher bloß als Hinweis gelten, daß die Art in beiden Gebieten in einiger Zahl brütete. In den darauffolgenden 20 Jahren, bis

1985, ist die Art dann aus dem Lackengebiet weitgehend verschwunden. Wie eine Auswertung von Zufallsbeobachtungen zeigte, fiel der Bestand besonders in den Jahren nach 1977 soweit, daß ab 1985 nur mehr Einzelbeobachtungen gelangen (Dvorak 1994). Die aus dem Schilfgürtel vorliegenden Zufallsbeobachtungen zeigten nur, daß die Moorente hier regelmäßig und in wahrscheinlich größerer Zahl brütet, Hinweise auf die Bestandsentwicklung ließen sich aus diesen Daten nicht ableiten.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet umfaßte die Naturzone (ohne die Große Schilfinself) und die angrenzenden Bewahrungszonen des Nationalparks „Neusiedler See - Seewinkel“, insgesamt eine Fläche von 14,2 km². Ergänzende Beobachtungen erfolgten auch im Lackengebiet, vor allem am Herensee. Die Untersuchungen begannen Mitte April, also zur Ankunftszeit der Art im Gebiet, und dauerten bis Mitte August. Im ersten Monat waren ständig 2 BeobachterInnen im Gebiet, später führte hauptsächlich eine Person die Untersuchung durch.

Bestandserfassung

Die Unübersichtlichkeit des Schilfgürtels sowie seine Ausdehnung machen zusammen mit der versteckten Lebensweise der Art Bestandserfassungen durch Direktbeobachtungen auf der Wasserfläche unmöglich. Daher mußte für die spezielle Situation eine eigene Zählmethode entwickelt werden. Durch ganztägige Beobachtungen von Mitte April bis Mitte Mai konnte festgestellt werden, daß die Flugaktivität der Enten im Laufe des Tages zwei Maxima zeigt. Das erste Maxima liegt ca. im Zeitraum von ein bis drei Stunden nach Sonnenaufgang, ein zweites in der Abenddämmerung. Aufgrund dieser Beobachtungen und der besseren Sichtverhältnisse am Morgen führten wir daher zwischen Anfang Mai und Mitte Juli drei zweistündige Zählungen fliegender Enten am frühen Morgen durch. Fünf Personen verteilten sich dabei auf erhöhten Punkten (Aussichtsturm im Sandeck, ein Jagdhochstand am Rand des „Stormy Monday“, zwei Leitern im Schilf, ein künstlicher Erdhügel nahe des Seebades Illmitz) um einen Teil des Untersuchungsgebietes (Abb. 8). Dieser Teil umfaßte mit ca 5,4 km² rund 38 % des 14,2 km² großen Untersuchungsgebietes. Die Zähler notierten die Uhrzeit von Beobachtungen aller fliegenden und auf der Wasserfläche ruhenden Wasservögel sowie deren Flugrichtung mittels Kompaß. Durch einen Vergleich dieser simultan erhobenen Beobachtungen konnten Doppelzählungen weitgehend ausgeschlossen werden und eine Mindestanzahl ermittelt werden. In Ergänzung zu diesen standardisierten Zählungen kontrollierten die MitarbeiterInnen im Juni und Juli alle zugänglichen Kanäle sowie die größeren Blänken speziell auf das Vorkommen von Moorenten hin. Zusätzlich protokollierten die Mitarbeiter jede Moorenten-Beobachtung, die im Rahmen anderer Vorhaben gelang.

Habitatmessungen (siehe Kapitel 5)

An 23 Punkten, an denen die Moorenten einmal oder mehrmals hintereinander tauchend zu beobachten waren (Nahrungspunkte), erfolgte die Messung der fünf Habitatparameter: Wasser- und Sichttiefe, Jungschilf- und Blänkenanteil und der Sauerstoffgehalt des Wassers. Wasser- und Sichttiefe wurde mit einer Seccischeibe erfaßt, der Jungschilfanteil wurde an drei Punkten am Blänkenrand aus dem Verhältnis von abgestorbenen zu jungen Schilfhalmern ermittelt. Der Blänkenanteil wurde aus den Luftbildern ermittelt. Variable war der prozentuale Anteil von Blänken, die breiter als 1,4 m waren und sich im Umkreis von 50 m vom Sichtungspunkt der Ente befanden. Die Messung des Sauerstoffgehalt des Wassers erfolgte in Prozent mit einem Oximeter zwischen 11 und 16 Uhr. Diese Habitatparameter an den Nahrungspunkten wurden mit Daten von zufällig ausgewählten Kontrollpunkten verglichen. Die Kontrollpunkte stimmten mit den Zählpunkten der Punkttaxierung überein.

Nahrungsangebot

Um Hinweise zur Nahrungswahl der Moorente am Neusiedler See zu bekommen, erfaßten wir das Nahrungsangebot an Stellen, an denen Moorenten tauchend zu beobachten waren. Diese Messungen wurden dann mit zufällig gewählten Kontrollpunkten innerhalb des Untersuchungsgebietes verglichen.

Die Kriterien waren: das Vorkommen submerser Wasserpflanzen und Algen, die Häufigkeit des Zooplanktons sowie die Dichte von Arthropoden und Mollusken im Benthos. Die Abundanzschätzung benthischer Algen und submerser Wasserpflanzen erfolgte in drei Kategorien: 0 = kein Vorkommen, 1 = vereinzelt, 2 = häufig. Die Häufigkeit submerser Pflanzen wurde im Umkreis von 5 m vom beobachteten Freßpunkt geschätzt. Die Entnahme benthischer Algen geschah gemeinsam mit den Benthosproben an drei Stellen. Diese Proben wurden zu einer Sammelprobe zusammengefaßt.

Die Probenahme erfolgte mit einem Gilson-Corer (Plexiglasröhre mit einem Durchmesser von 6 cm und einer Höhe von 60 cm). Die beprobte Fläche betrug damit 28,27 cm². An jedem Probenpunkt entnahmen wir 3 Proben möglichst nahe an der beobachteten Freßstelle; das überstehende Wasser wurde jeweils durch ein 300 µm Sieb abgossen und die obersten 3 cm des Sediments entnommen. Die drei Proben wurden ebenfalls zu einer Sammelprobe zusammengefaßt. Die Fixierung der Zooplanktonproben erfolgte sofort in 4 % Formaldehyd, die Benthosproben blieben unbehandelt.

Die Planktonproben wurde mittels eines Siebsatzes in 2 Fraktionen geteilt (500 - 1.000 µm bzw. > 1.000 µm) und getrennt ausgezählt. Nach Vermessung von je 50 Individuen konnte über Längen-Gewichts-Regression (Wais 1994) für jede Art und jede Größenklasse ein mittleres Trockengewicht ermittelt werden.

Die Benthosproben wurden durch ein Netz mit 500 μm Maschenweite gesiebt und lebend ausgezählt. Alle Individuen wurden vermessen (Totallänge) und über Längen-Gewichts-Regressionen (Wais 1994) in Trockengewicht

umgerechnet. Sowohl beim Benthos als auch beim Plankton beziehen sich alle Ergebnisse auf Trockengewicht pro Quadratmeter.

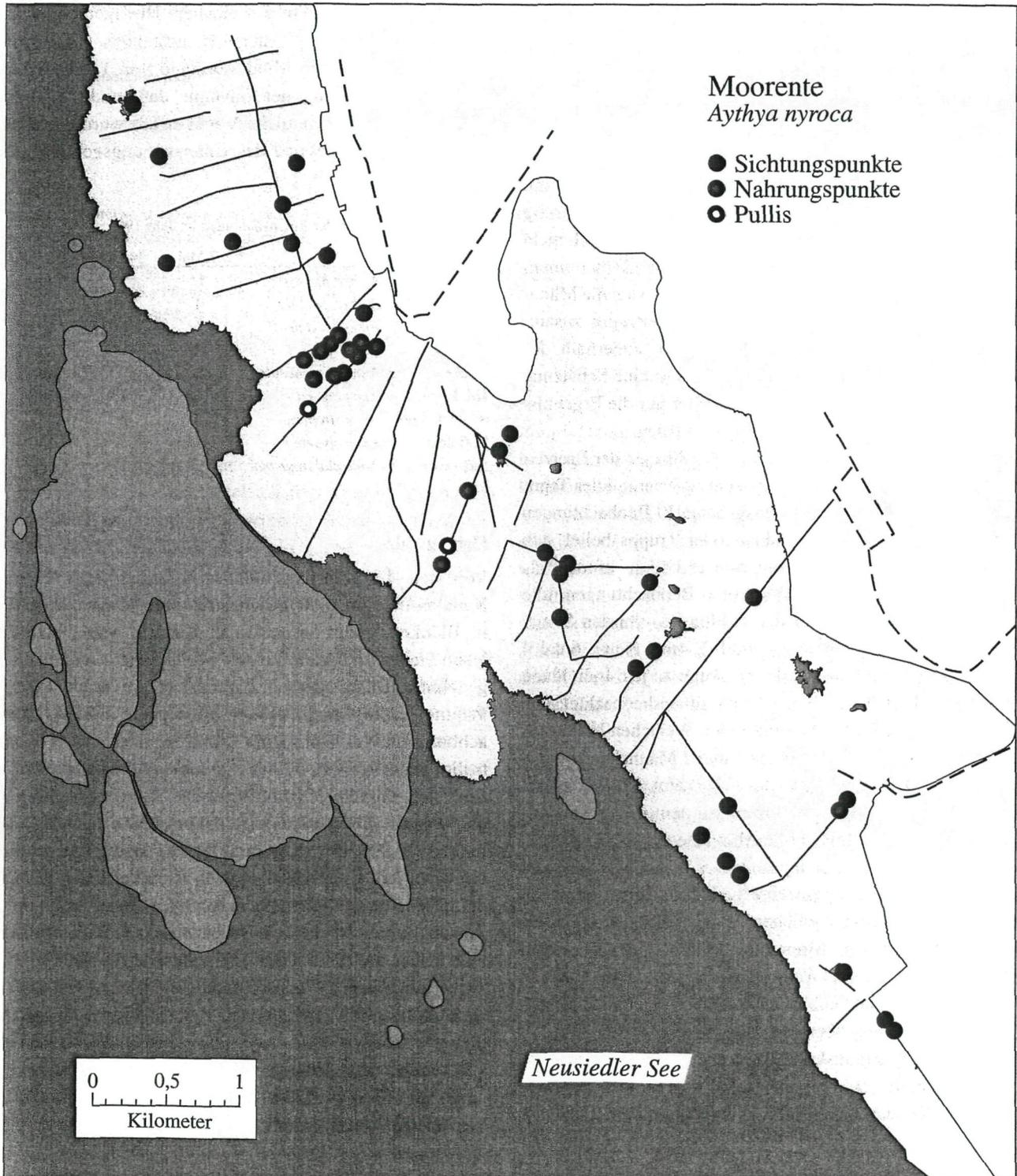


Abb. 8: Verbreitung der Moorente (*Aythya nyroca*) im Jahr 1995.

Ergebnisse

Die erste Zählung, Anfang Mai, fiel in die Vorbrutzeit, die beiden anderen in die Brutzeit. Das Maximum mit 14 Exemplaren wurde beim ersten Termin erfaßt (Tabelle 5), was sich damit erklärt, daß die Vögel zu diesem Zeitpunkt noch nicht die Brutplätze bezogen haben und daher sowohl Männchen als auch Weibchen erfaßt werden können. Zusätzlich ist in dieser Phase mit Sicherheit auch eine vermehrte Flugaktivität durch Verfolgungsflüge der Männchen zu erwarten. Die zwei weiteren Zähltermine Mitte Juni und Mitte Juli ergaben hingegen mit 6 bzw. 4 Vögeln deutlich niedrigere Zahlen. Beide Zählungen fallen bereits in die Brutzeit der Art, wobei zu erwarten ist, daß die Mehrzahl der Weibchen zu diesem Zeitpunkt mit der Bebrütung der Gelege bzw. der Jungenföhrung beschäftigt ist und daher durch unsere Methode auch nicht erfäßbar sind. Das abweichende Muster der Schwimmenarten-Arten erklärt sich aus der Tatsache, daß sich die Männchen dieser Arten ab Ende Mai zu Mauertrupps zusammenschließen, an denen sicherlich auch außerhalb des Gebiets brütende Vögel beteiligt sind. Für eine Schätzung des Moorenten-Bestandes können daher nur die Ergebnisse der ersten Zählung herangezogen werden.

Fliegende Moorenten legten in beiden Phasen der Brutzeit sowohl bei den Morgenflügen als auch während des Tages weite Strecken zurück: von insgesamt 20 Beobachtungen überfliegender Einzelindividuen oder Trupps belief sich die geschätzte Strecke in immerhin 16 Fällen auf mehr als 5 km. Bei insgesamt 76 Moorenten-Beobachtungen (alle Beobachtungen inklusive der Zählungen) wurden 25mal ein einzelnes Individuum, 29mal 2, 4mal 3 und 6mal 4 Vögel gesichtet; 2mal wurde ein Trupp zu je 6 Individuen und einmal ein Trupp von 18 Individuen beobachtet. Die beiden Gruppen mit jungeföhrnden Weibchen bestanden aus maximal jeweils 3 Weibchen und 2 Männchen sowie 8 bzw. 4 Pulli (Tabelle 8). Bei insgesamt 59 Individuen konnte das Geschlecht bestimmt werden: in der Vorbrutzeit lag das Verhältnis bei 30 Männchen zu 18 Weibchen, im gesamten Untersuchungszeitraum bei 34 Männchen zu 25 Weibchen; das Geschlechterverhältnis betrug demnach in der Vorbrutzeit 1 Weibchen auf 1,7 Männchen. Einzelbeobachtungen von Moorenten während der gesamten Feldsaison, die von Wasserflächen aufflogen, landeten oder schwimmend beobachtet wurden, zeigen eine gleichmäßige Verteilung über das ganze Gebiet (Abbildung 8). In diese Verbreitungskarte wurden nur jene Beobachtungen eingezeichnet, die genau lokalisiert werden konnten. Im Rahmen der Untersuchung wurde in zwei Saisonen

regelmäßig die offene Wasserfläche des Sees befahren, dabei gelang jedoch nicht eine einzige Beobachtung. Die Ergebnisse der Zählungen ermöglichen eine erste, vorläufige Bestandsschätzung für das Untersuchungsgebiet: im Bereich der 5,4 km² großen Probefläche wurden Anfang Mai maximal 14 Individuen gezählt; gemäß dem ermittelten Geschlechterverhältnis entspricht diese Zahl einem Bestand von mindestens 5 Weibchen. Hochgerechnet auf die Gesamtfläche des Untersuchungsgebiets (14,2 km²) ergibt sich daraus ein Mindestbestand von 13 Weibchen oder Brutpaaren; unter der Annahme, daß bei der Zählung Anfang Mai nicht sämtliche Vögel erfaßt wurden, schätzen wir den Brutbestand des Untersuchungsgebietes auf 15-20 Paare.

Tabelle 5: Ergebnisse der Entenzählungen im Jahr 1995.

		7.Mai	24. Juni	26.Juli
Moorente	<i>Aythya nyroca</i>	14	6	4
Reiherente	<i>Aythya fuligula</i>	1	0	0
Tafelente	<i>Aythya ferina</i>	6	3	0
Kolbenente	<i>Netta rufina</i>	45	7	0
Knäkente	<i>Anas querquedula</i>	5	1	9
Krickente	<i>Anas crecca</i>	0	13	9
Schnatterente	<i>Anas strepera</i>	7	26	7
Löffelente	<i>Anas clypeata</i>	2	4	0
Stockente	<i>Anas platyrhynchos</i>	51	79	50

Habitatwahl

Von den 17 Nahrungspunkten befanden sich 12 an Kanälen oder kanalähnlichen Strukturen, die restlichen 5 in Blänken. Nahrungspunkte in Kanälen waren nur an jenen Stellen zu finden, die eine Verbindung zu einem ausgedehnten Blänkensystem hatten. Der univariate Mann-Whitney U-Test zeigt, daß die Wassertiefe an den Beobachtungspunkten signifikant größer ist als an den Kontrollpunkten (Tabelle 6). Die Sichttiefe reichte an den meisten Meßpunkten bis zum Grund und war daher stark mit der Wassertiefe korreliert (Rangkorrelation nach Spearman, $r^s = 0,903$, $n = 38$, $p < 0,001$). Der signifikant größeren Sichttiefe an den Meßpunkten ist daher keine gesonderte Bedeutung beizumessen. Auch der Anteil an offenen Wasserflächen ist an den Beobachtungspunkten signifikant höher als an den Kontrollpunkten (Tabelle 6). Der Anteil an offenen Wasserflächen ist mit der Wassertiefe signifikant positiv korreliert (Rangkorrelation nach Spearman $r^s = 0,392$, $n = 37$, $p < 0,05$). Die Punkte mit Entenvorkommen unterscheiden sich in Bezug auf Jungschilfanteil und Sauerstoffgehalt des Wassers nicht signifikant von den Kontrollpunkten (Tabelle 6).

Tabelle 6: Mittelwerte (x) und Streuung (s) der Habitatparameter an Entenpunkten und Kontrollpunkten. Zwischen den beiden Gruppen signifikant unterschiedliche Parameter sind fett gedruckt.

Parameter	Nahrungspunkte	Kontrollpunkte	Irrtumswahrscheinlichkeit (U-Test)
Wassertiefe (cm)	x = 54,7 s = 19,7	x = 41,5 s = 15,5	p = 0,02
Sichttiefe (cm)	x = 52,8 s = 14,4	x = 37,8 s = 13,0	p = 0,003
Alt/Jungschilf	Median 2,7 25%tile 1,7 75%tile 3,8	Median 2,8 25%tile 1,3 75%tile 2,9	P = 0,62
Blänkenanteil	x = 41% s = 22,4	x = 22% s = 17,4	p = 0,01
Sauerstoff (%)	x = 51,7 s = 33,7	x = 67,7 s = 47,6	p = 0,8

Tabelle 7: Mittelwerte (x) und Streuung (s) des Vorkommens (Kategorien: 0 = kein Vorkommen, 1 = vereinzelt, 2 = häufig) submerser Wasserpflanzen und Algen an Enten- und Kontrollpunkten

Parameter	Nahrungspunkte	Kontrollpunkte	Irrtumswahrscheinlichkeit (U-Test)
Submerse Pflanzen (Kategorien 0-6)	x = 0,38 s = 0,50	x = 1,40 s = 1,27	p = 0,012
Algen (Kategorien 0-6)	x = 3,32 s = 2,49	x = 1,18 s = 1,74	p = 0,01

Nahrungsangebot

Algen: Die an den Probenpunkten gefundenen benthischen Algen gehören zu einer Gesellschaft von vornehmlich fädigen Blaualgen (*Oscillatoria princeps*, *Spirulina* sp., *Lyngbya* sp.) und Kieselalgen (*Navicula* sp., *Nitzschia* sp., *Campylodiscus* sp.), die am Sediment aufliegen oder, nachdem sie sich vom Sediment gelöst haben, an der Wasseroberfläche treiben.

Das Vorkommen dieser Algen war an Nahrungspunkten signifikant häufiger als an Kontrollpunkten (Tabelle 7). Die Häufigkeit der Algen an den beobachteten Nahrungspunkten in der Vorbrutzeit (vorhergehende Nahrungspunkte) wurde zur Brutzeit noch einmal gemessen und unterschied sich zu diesem Zeitpunkt nicht signifikant von der Häufigkeit der Algen an den Nahrungspunkten der Brutzeit (aktuelle Nahrungspunkte).

Submerse Wasserpflanzen: An den Probenpunkten wurden Wasserschlauch (*Utricularia australis*), Rauhe Armleuchteralge (*Chara aspera*), Rauhes Hornblatt (*Ceratophyllum demersum*), Ähriges Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Großes Nixkraut (*Najas marina*) festgestellt. An den Rändern der Blänken gab es Vorkommen von Grün (*Cladophora* sp., *Oedogonium* sp.) und Jochalgen (*Spirogyra* sp.). Eine Aufnahme submerser Pflanzen durch die Moorente konnte jedoch nie beobachtet werden.

Das Gesamtvorkommen an submersen Wasserpflanzen war an den Kontrollpunkten signifikant höher als an den Nahrungspunkten (Tabelle 7). *Cladophora* und *Chara* wurden an Punkten mit Enten-Vorkommen nicht gefunden, jedoch an jeweils zwei Kontrollpunkten sowie an verschiedenen Zählpunkten der Punkttaxierungen.

Zooplankton: An den Meßpunkten konnten folgende Arten bzw. systematische Gruppen festgestellt werden: an Kleinkrebsen *Daphnia magna*, *Daphnia pulex*, *Simocephalus* sp., cyclopoide Copepoden (vor allem *Megacyclops viridis* und *Thermocyclops crassus*), calanoide Copepoden (*Arcodiaptomus spinosus* und *A. bacillifer*) sowie *Chaoborus* sp.-Larven.

Das Zooplankton wurde in 2 Klassen unterteilt: Zooplankton > 500 µm und Zooplankton > 1.000 µm. In beiden Klassen gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen Entenpunkten und Kontrollpunkten (siehe Anhang 2).

Arthropoden und Mollusken im Benthos: An den Meßpunkten wurden in den Benthosproben die folgenden Gruppen unterschieden: Chironomiden-Larven (vor allem *Chironomus plumosus* und *Tanytarsus punctipennis*), Ceratopogoniden-Larven, Oligochaeten (vor allem *Tubifex* sp.), Isopoden (*Asellus aquaticus*), Ostracoden, Schnecken (vor allem *Planorbis carinatus*) und andere Insektenlarven (Ephemeropteren, Plecopteren, Tabaniden, Dytisciden) (Abb. 9).

Nahrungspunkte und Kontrollpunkte unterschieden sich nur in bezug auf die Dichte der Chironomidenlarven, deren Vorkommen war an den Nahrungspunkten signifikant größer als an den Kontrollpunkten (Mann-Whitney U-Test, $n_1 = n_2 = 18$, $p = 0,024$).

Dieser Unterschied zwischen Nahrungspunkten und Kontrollpunkten ist sowohl in der Vorbrutzeit (Mann-Whitney U-Test, $n_1 = 6$, $n_2 = 7$, $p = 0,002$) als auch in der Brutzeit statistisch signifikant ($n_1 = n_2 = 12$, $p = 0,006$) (Abb. 10).

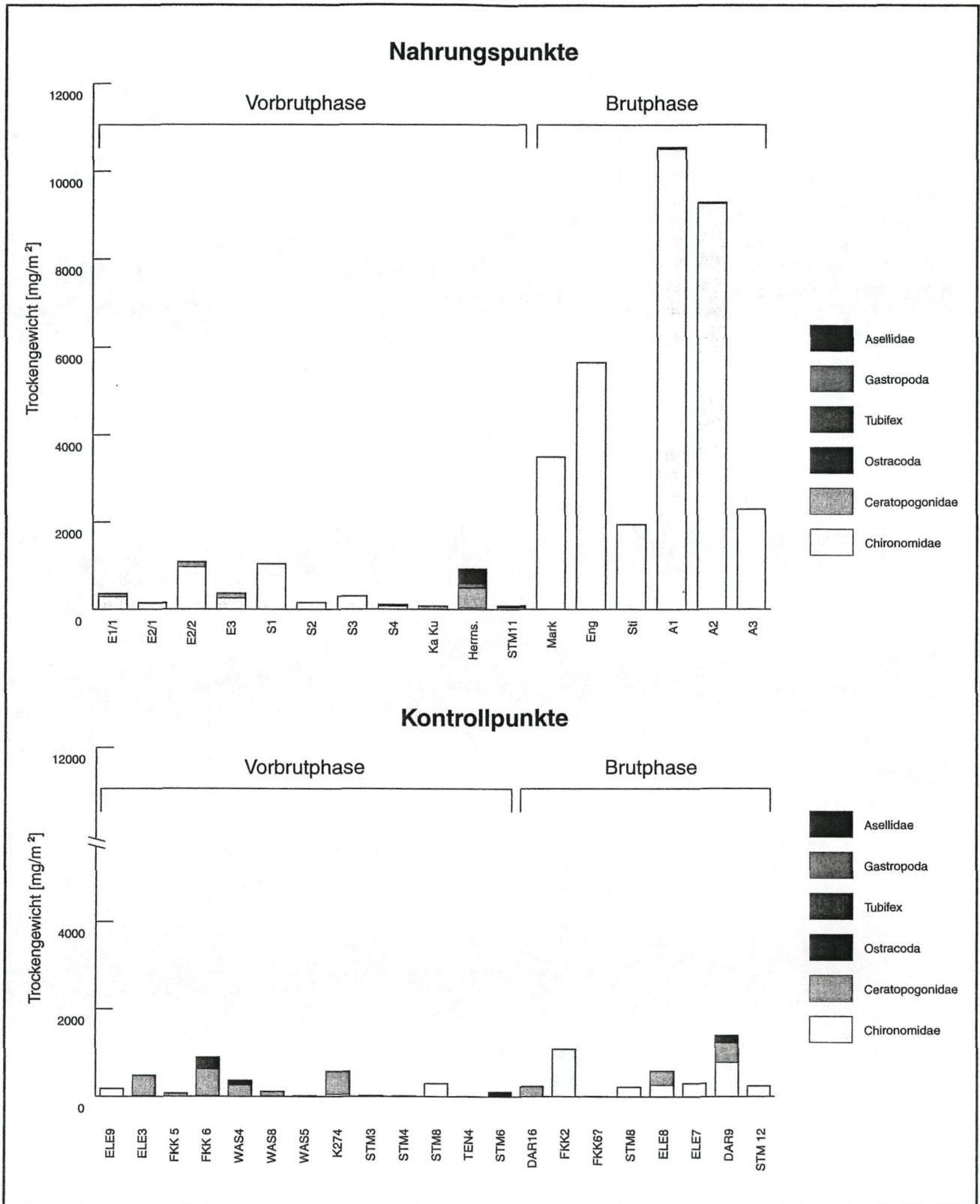


Abb. 9: Tierisches Nahrungsangebot im Benthos an Nahrungs- und Kontrollpunkten (gemessen in Trockengewicht/m²).

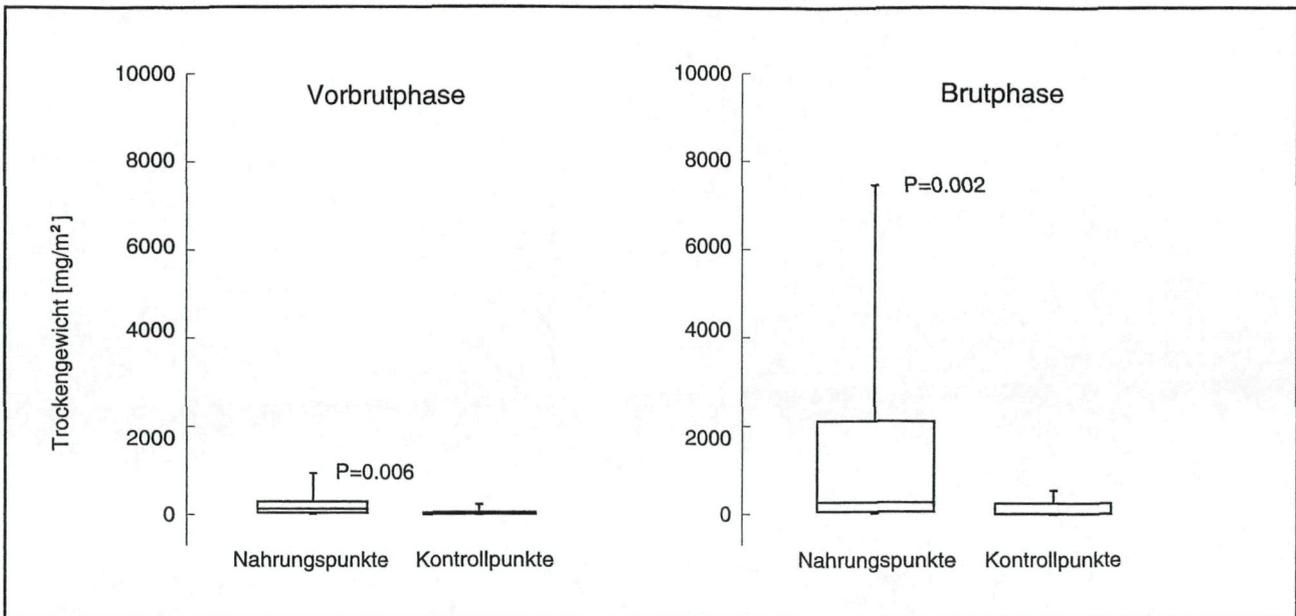


Abb. 10: Chironomidendichten an Nahrungs- und Kontrollpunkten während der Vorbrut- und Brutphase (gemessen in Trockengewicht/m², Mann-Whitney U-Test, Vorbrutzeit: $n_1 = n_2 = 12$, Brutzeit: $n_1 = 6, n_2 = 7$).

Die Häufigkeit der Chironomidenlarven schwankte saisonal: sowohl an den Nahrungspunkten als auch an den Kontrollpunkten war die Abundanz in der Vorbrutzeit signifikant geringer als in der Brutzeit (Mann-Whitney U-Test, Nahrungspunkte: $n_1 = 10, n_2 = 6, p = 0,001$, Kontrollpunkte: $n_1 = 12, n_2 = 7, p = 0,01$) (Abb. 10). Die Nahrungsplätze wurden sowohl in der Vorbrutzeit als auch in der Brutzeit über längere Zeiträume hinweg genutzt; zur Brutzeit fand jedoch ein Wechsel zu anderen, zur Vorbrutzeit nicht genutzten Punkten statt. Sowohl die Häufigkeit der Algen als auch der Chironomidenlarven lag an den Nahrungspunkten signifikant höher als an den Kontrollpunkten. Um zu beurteilen, welcher dieser beiden Faktoren für das Verteilungsmuster der Moorente von Bedeutung ist, wurde (wie bei den Algen) die Dichte der Chironomidenlarven an den Nahrungspunkten der Vorbrutzeit (vorhergehende Nahrungspunkte) zur Brutzeit noch einmal gemessen und mit den Nahrungspunkten der Brutzeit (aktuelle Nahrungspunkte) verglichen: aktuelle Nahrungspunkte wiesen bei diesem Vergleich signifikant höhere Dichten an Chironomidenlarven auf als die vorhergehenden Nahrungspunkte (Mann-Whitney U-Test, $n_1 = n_2 = 8, p = 0,006$) (Abb. 11).

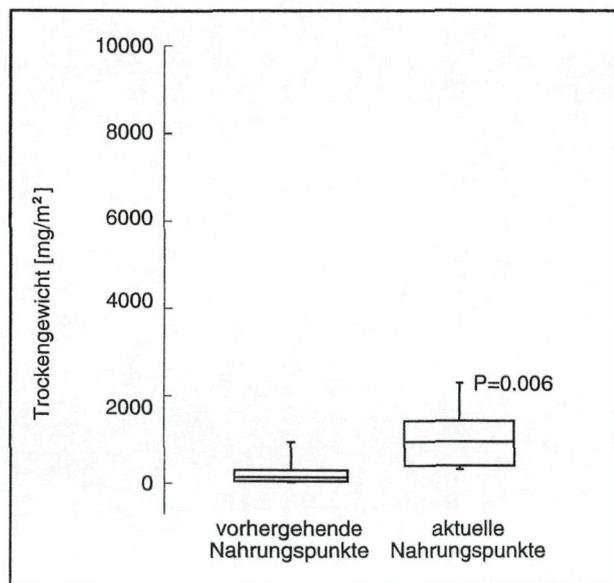


Abb. 11: Chironomidendichten zur Brutzeit an vorhergehenden und aktuellen Nahrungspunkten (gemessen in Trockengewicht/m², Mann-Whitney U-Test, $n_1 = n_2 = 8, p = 0,006$).

Zusammenhang zwischen Habitatmerkmalen und Nahrungsangebot

Nahrungsangebot und Habitatdaten wurden getrennt ausgewertet, weil das Nahrungsangebot saisonal schwankte. Da zu wenige Beobachtungen nahrungssuchender Moorenten gelangen, wurde auf eine multivariate Analyse, getrennt nach Vorbrutzeit und Brutsaison, verzichtet (Vorbrutsaison 11/Brutsaison 6).

Die Dichte der Chironomiden ist positiv mit dem Anteil an offenen Wasserflächen ($r^s = 0,499$, $n = 37$, $p < 0,01$) und der Wassertiefe ($r^s = 0,404$, $n = 38$, $p < 0,01$) korreliert. Das Vorkommen der Algen ist nur mit der Wassertiefe positiv korreliert ($r^s = 0,554$, $n = 38$, $p < 0,01$). Die Häufigkeit submerser Wasserpflanzen war signifikant negativ mit dem Jungschilfanteil korreliert ($r^s = 0,404$, $n = 38$, $p < 0,01$).

Verhaltensbeobachtungen

Von 15. April bis 16. August wurden wiederholt mindestens 15 verschiedene adulte Individuen und 12 Pulli an unterschiedlichen Stellen bei der Nahrungsaufnahme beobachtet. An zwei Stellen, „Sandecker Kanal“ und Elephant Man, konnte je ein jungführendes Weibchen beobachtet werden. In beiden Fällen wurden gleichzeitig in der Nähe schwimmende Männchen beobachtet, dabei interagierte eines der Männchen mehrmals mit dem führenden Männchen in Form von Paarschwimmen.

Tabelle 8: Beobachtungen nahrungssuchender Moorenten im Untersuchungsgebiet.

Datum	Männchen	Weibchen	Pulli	indet.	Ort
15.4.	-	1	-	-	Sandeck
15.4.	1	-	-	-	Kurfürstendamm
7.5.	2	-	-	-	Elderly Pools
10.5.	1	-	-	-	Elderly Pools
1.6.	-	-	-	1	27er Kanal
3.6.	2	2	8	-	27er Kanal
29.6.	1	2	6	-	27er Kanal
8.7.	1	3	6	-	27er Kanal
15.7.	1	-	-	2	27er Kanal
24.7.	2	-	-	2	27er Kanal
24.7.	1	3	1	-	Elephant Man
27.7.	2	2	4	-	Elephant Man

Insgesamt wurden bei mindestens 15 verschiedenen Altvögeln und 12 Pulli 1.400 Nahrungsaufnahmen protokolliert. Bei adulten Tieren überwiegt Tauchen bei der Nahrungsaufnahme gegenüber Formen der Nahrungsaufnahme an der Wasseroberfläche (Seihen, Picken). Gründeln wurde nur in einem künstlich gefluteten Teich mit extrem hohem tierischen Nahrungsangebot auf der ungarischen Seite des Sees beobachtet. Jungvögel suchen hingegen signifikant häufiger ihre Nahrung an der Wasseroberfläche als Altvögel (Abb. 12).

Die Tauchzeiten der adulten Moorenten belaufen sich bei einer durchschnittlichen Wassertiefe von 54,7 cm im Mittel auf 14,5 Sekunden, die Oberflächenzeit liegt durch-

schnittlich bei 6 Sekunden. Männchen tauchen signifikant länger als Weibchen und bleiben zwischen den Tauchgängen signifikant länger an der Wasseroberfläche (Mann-Whitney U-Test, $n_1 = 58$, $n_2 = 67$, $p < 0,0001$) (Abb. 13). Die Tauchdauer ist bei den Jungvögeln signifikant kürzer (Mann-Whitney U-Test, $n_1 = 166$, $n_2 = 219$, $p = 0,017$) und die Aufenthalte sind an der Oberfläche signifikant länger als bei adulten Tieren (Mann-Whitney Two Sample-Test, $n_1 = 109$, $n_2 = 125$, $p = 0,002$, Abb. 13).

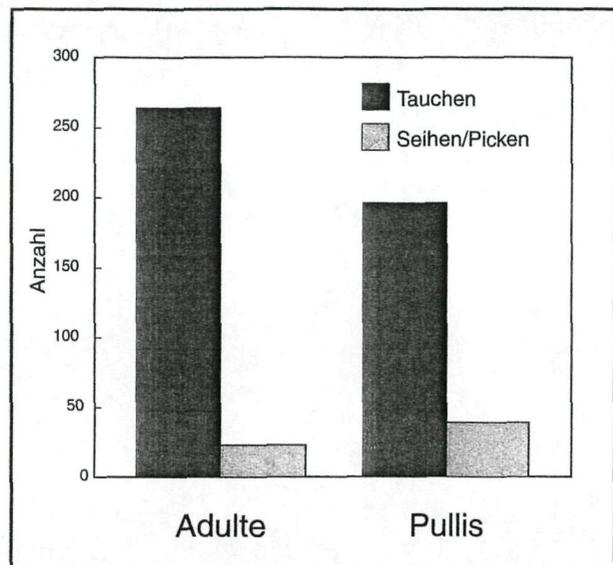


Abb. 12: Anteil von Tauchen und Seihen/Picken bei der Nahrungsaufnahme (gepoolte Daten von 15 Altvögeln und 12 Pulli).

Diskussion

Die spärliche Literatur stimmt in dem Punkt überein, daß die Art zwar omnivor ist, jedoch überwiegend pflanzliche Nahrung aufnimmt (Cramp & Simmons 1977, Bauer und Glutz 1969). Die Angaben stützen sich weitgehend auf die von Sterbetz (1969) durchgeführten Magenanalysen von 100 in allen Monaten des Jahres auf verschiedenen Gewässern gesammelten Moorenten. In dieser Analyse ist die Anzahl der Mägen mit animalischer Nahrung jener mit vegetarischer Nahrung ähnlich (122 versus 135), doch dominieren in der Menge pflanzliche Materialien, vor allem Samen von *Setaria* sp., *Potamogeton* sp., *Polygonum* sp. und *Carex* sp.. An pflanzlichen Resten wurde vor allem *Chara* und *Lemna* gefunden. Unter den in den Mägen gefundenen tierischen Resten waren vor allem Chironomidenlarven, gefolgt von Wasserkäfern und Schneckenresten von Bedeutung.

Die Ergebnisse unserer Untersuchung widersprechen den Befunden über den phytophagen Charakter der Moorente. Das Vorkommen von submersen Wasserpflanzen ist im Untersuchungsgebiet an sich gering. Dennoch ist es überraschend, daß an keinem der Punkte, an denen nahrungs-

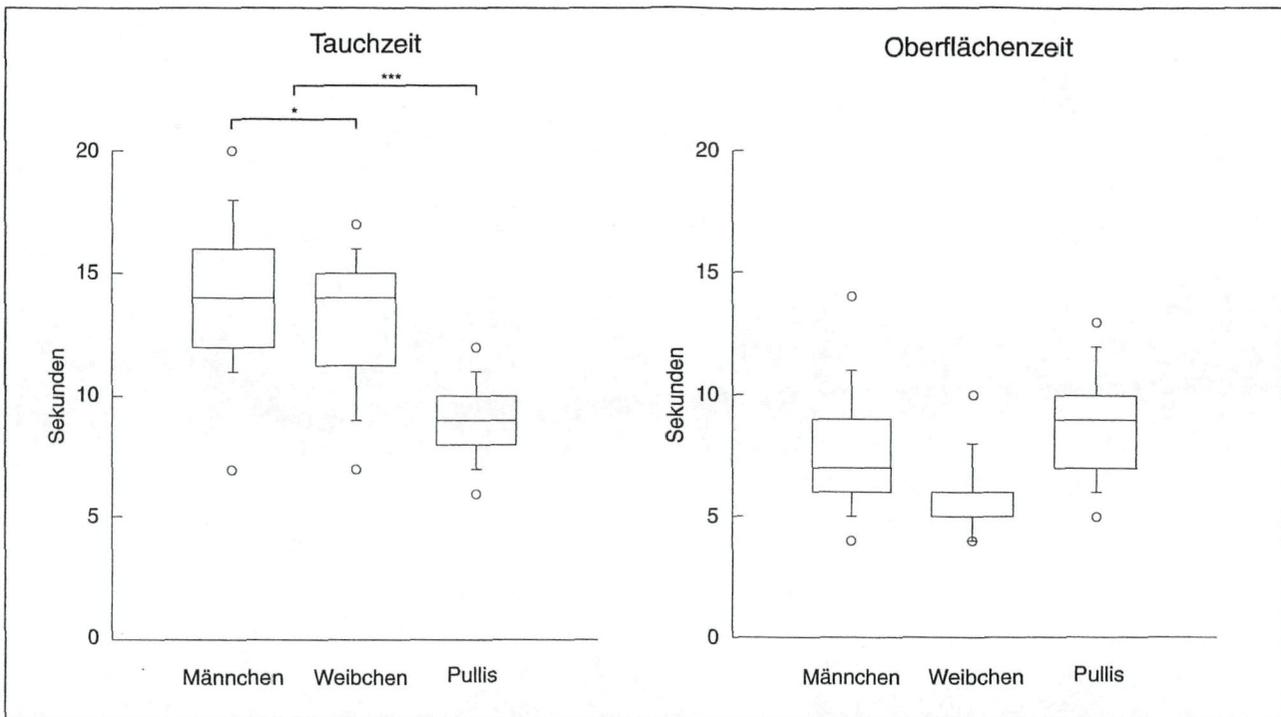


Abb. 13: Mediane, 90%tile und 10%tile, sowie Minima und Maxima der Tauch- und Oberflächenzeiten von 15 Altvögeln und 12 Pulli.

suchende Moorenten beobachtet wurden, ein Vorkommen von submersen Wasserpflanzen festgestellt werden konnte. Ein signifikanter Unterschied zwischen Kontroll- und Nahrungspunkten bestand bezüglich der Dichte der Chironomidenlarven aber auch bei den benthischen Blau- und Kiesalgen. Aus den von Sterbetz (1969) durchgeführten Magenanalysen ergaben sich keine Hinweise, daß letztere für die Ernährung der Moorente von Bedeutung sind. Bei den 1.400 von uns beobachteten Nahrungsaufnahmen waren beim Auftauchen zwar 10mal Algen am Schnabel zu sehen, es ist jedoch nicht möglich zu beurteilen, ob diese gefressen wurden oder nur beim Durchsehen des Schlammes hängen blieben.

Der Wechsel von den Nahrungspunkten der Vorbrutzeit zu den Nahrungspunkten der Brutzeit mit signifikant höheren Chironomiden- jedoch gleichen Algendichten spricht dafür, daß die Chironomidendichte und nicht die Algendichte für die Wahl der Nahrungsplätze von Bedeutung ist. Bei den erhobenen Habitatdaten ist die Wassertiefe und der Anteil der Wasserflächen an den Beobachtungspunkten signifikant größer als an den Kontrollpunkten. Sowohl die größere Wassertiefe als auch der höhere Blänkenanteil kann durch die Lage von 12 der 17 Nahrungspunkte an Kanälen und künstlichen, ausgebaggerten Strukturen erklärt werden. Wie die Abbildungen 1 und 2 zeigen, sind Kanäle im Vergleich zu Blänken vergleichsweise seltene Strukturen im Untersuchungsgebiet. Im Rahmen dieser Studie wurden Blänken und Kanäle gleichermaßen intensiv befahren, somit ist eine Überbewertung der Kanäle unwahrscheinlich. Es ist jedoch nicht auszuschließen, daß

eine Verfälschung durch die Tatsache entstanden ist, daß Moorenten auf Kanälen aus bedeutend größerer Entfernung wahrgenommen werden können. Vögel auf schwer einsehbarer Blänken flüchten hingegen möglicherweise schon bei Herannahen eines Bootes ins Schilf und werden dann nicht wahrgenommen. Der Anteil an offenen Wasserflächen und die Wassertiefe sind signifikant miteinander korreliert, was dadurch erklärt werden kann, daß die gegenüber den Blänken tieferen Kanäle als Wasserfläche gewertet werden.

Die Dichte der Chironomidenlarven ist positiv mit dem Anteil an offener Wasserfläche und der Wassertiefe korreliert: Struktur- und Strömungsverhältnisse der Kanäle begünstigen die Bildung einer dickeren Weichschlamm-schicht, die wiederum das Vorkommen von bestimmten Chironomidenarten, vor allem der Gattung *Chironomus*, begünstigt (McLachlan & Cantrell 1976). Bei diesen Verhältnissen finden auch die epipelischen Algen, eine wichtige Nahrungsquelle für benthische Organismen, ihre besten Wachstumsmöglichkeiten (Wolfram 1993).

Auch bei einer vorwiegend vegetarischen Ernährungsweise ist zu erwarten, daß der Anteil an tierischer Nahrung bei den Juvenilen erheblich höher ist und sich daher der Aufenthaltsort der Enten zur Brutzeit nach dem tierischen Nahrungsangebot richtet. Untersuchungen in Schweden haben gezeigt, daß der Schlupfzeitpunkt von Stock-, Krick- und Spießenten mit der Spitze des Angebots an Chironomiden zusammenfällt (Danell & Sjöberg 1978). Talent, Jarvis & Krapu (1982) zeigten, daß Stockenten ihre Brutplätze abhängig von der Dichte an Chironomi-

denlarven auswählen (bis zu 5.300 Ex./m²). Eine experimentelle Arbeit von Giles (1989) an Reiherentenpulli ergab, daß ihre Effizienz bei der Aufnahme von Chironomidenlarven stark von der Dichte abhängig ist. Im Untersuchungsgebiet lag die Chironomidendichte an jenen Stellen, an denen Pulli tauchend beobachtet werden konnten, zwischen 2.500 und 11.000 Ex./m². In der Vorbrutzeit war die Dichte der Chironomidenlarven hingegen auch an den Freßpunkten relativ gering (ca. 200 Ex./m²), es gab jedoch auch in dieser Phase keine Hinweise auf die Aufnahme von pflanzlicher Nahrung. Die besonders in der Vorbrutzeit beobachteten weiten Flugstrecken könnten ein Hinweis auf eine geklumpfte Verteilung der Nahrung und ein allgemein geringes Nahrungsangebot sein.

Das Fehlen von genaueren Nahrungsanalysen erschwert die Beurteilung, ob die vermutete, vorwiegend tierische Ernährungsweise der Moorente auf die Jahreszeit zurückzuführen ist oder durch das Nahrungsangebot im Untersuchungsgebiet bestimmt wird. Die Magenanalysen von Sterbetz (1969) ermöglichen keine genaue Aussage hierzu, da die Tiere zwar in allen Jahreszeiten gesammelt wurden, die Analyse jahreszeitliche Aspekte jedoch nicht berücksichtigt. Einen indirekten Hinweis gibt die Verteilung der Nahrungserwerbstechniken. Im Untersuchungsgebiet überwiegt Tauchen als Form der Nahrungsaufnahme bei den adulten Tieren. Dies zeigt, daß die Nahrung überwiegend am Gewässergrund aufgenommen wird. In den ebenfalls zur Vorbrut- und Brutzeit untersuchten Gebieten in Griechenland und Ungarn wurden Gründeln und Seihen in über der Hälfte der Nahrungsaufnahmen festgestellt (Sziij 1965, Sterbetz 1969). Dies könnte ein Hinweis darauf sein, daß in diesen Gebieten neben benthischen Organismen auch andere Nahrungsquellen in stärkerem Maße genutzt werden.

Manches deutet darauf hin, daß der Schilfgürtel des Neusiedler Sees in seiner heutigen Form nur einen suboptimalen Lebensraum für die Moorente und Enten generell darstellt. Die Bestandsaufnahmen in unserem Untersuchungsgebiet lassen den Schilfgürtel im Verhältnis zu seiner Größe und im Vergleich mit den angrenzenden Lacken für Enten als relativ bedeutungslos erscheinen. Besonders innerhalb der letzten 20 Jahre kam es durch anthropogene Einflüsse zu einer drastischen Veränderung der ökologischen Verhältnisse des Sees und der angrenzenden Lacken. Eine entscheidende Veränderung war sicher das Verschwinden des mächtig entwickelten Makrophytengürtels durch den in den 70er Jahren durchgeführten Besatz mit Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*). Diese herbivoren Cypriniden vernichteten diesen ein bis eineinhalb Kilometer breiten Gürtel aus Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) und Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) innerhalb weniger Jahre (Schiemer 1979). Aus den von Sterbetz (1969) durchgeführten Magenanalysen geht hervor, daß die Samen von *Potamogeton* eine bedeutende Rolle in der Ernährung der Moorente haben können.

Durch die Vernichtung des Makrophytengürtels wurde jedoch auch zahlreichen Organismen, die submerse Wasserpflanzen als Lebensraum oder Nahrung benötigen (Schnecken, Wasserinsekten), die Lebensgrundlage entzogen (Schiemer 1979, Wolfram 1993). In den 50er Jahren beobachtete man brutverdächtige Moorenten sowohl an den Lacken als auch im Schilfgürtel des Sees regelmäßig (Bauer, Freundl & Lugitsch 1955). Die Art besiedelte im Seewinkel vorwiegend die klaren und vegetationsreichen „Schwarzwasserlacken“. Dieser Lackentyp ist jedoch in den 60er und 70er Jahren stark zurückgegangen (Dick *et al.* 1994). Beides, die Zerstörung des Makrophytengürtels im See und auch das Verschwinden vieler Schwarzwasserlacken könnten wesentlich zum Rückgang der Moorente im Neusiedler See-Gebiet beigetragen haben.

Für den Schilfgürtel lagen bislang aufgrund methodischer Probleme keine Bestandsschätzungen vor, daher ist es auch nicht möglich Aussagen über die Bestandsentwicklung zu treffen. Die in dieser Untersuchung erarbeitete Methode scheint geeignet, um eine Bestandserfassung durchzuführen. Aufgrund der weltweiten Bedrohung dieser Art wäre eine Bestandserhebung für den ganzen Neusiedler See und ein Bestandsmonitoring in den nächsten Jahren notwendig.

Um Hinweise auf die Ursachen des Rückganges zu erhalten ist es notwendig, Grundlagendaten über Habitatansprüche und Nahrungserwerb sowohl im Brut- als auch im Überwinterungsgebiet zu sammeln. Beobachtungen zur Wahl verschiedener Nahrungstechniken in unterschiedlichen Jahreszeiten und Gebieten sowie Kotanalysen von für kurze Zeit gefangenen Tieren könnten weitere wertvolle Hinweise auf die Nahrungswahl der Moorente liefern. Vorversuche zur Entwicklung einer geeigneten Fangmethode wurden im Rahmen dieser Untersuchung durchgeführt, bedürfen jedoch einer Verfeinerung. Dies ist auch notwendig, um Tiere für eine telemetrische Studie - die einzige Möglichkeit, um Daten über Neststandorte, Raumnutzung und -ansprüche zu erlangen - zu fangen.

Die Studie hat gezeigt, daß die Moorenten im Untersuchungsgebiet, vor allem während der Führung der Pulli Kanäle bevorzugen, daher ist ein Offenhalten dieser inneren Schilfstrukturen zu empfehlen.

4.6. Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*)

Das Areal des Rohrschwirls umfaßt Teile Nordafrikas, Süd- und Mitteleuropa sowie das südliche Osteuropa und zieht sich bis Mittelasien. Die Art besiedelt Verlandungszonen stehender Gewässer, die zumindest seicht überschwemmt sein sollten. Geeignete Brutbiotope sind ältere Schilfbestände, die eine Knickschicht aufweisen oder deren Bodenhorizont mit weichblättrigen Pflanzen (Kleinsseggen, Wasserschwaden) bewachsen ist, Rohrkolben-, Schneidried- oder Wasserschwadenbestände sowie mit Schilf und Rohrkolben durchsetzte Großseggenriede (Glutz & Bauer 1991).

Rohrschwirle ernähren sich von Insekten und deren Larven (Libellen, Schmetterlinge, Käfer, Dipteren etc.), bisweilen werden auch Spinnen und Wasserschnecken erbeutet (Glutz & Bauer 1991).

Der Rohrschwirl besiedelt stehende Gewässer in Ostösterreich, im Waldviertel, im Südburgenland und in der Oststeiermark sowie im Klagenfurter Becken soweit sie ausreichend große Verlandungszonen aufweisen. Brutvorkommen innerhalb der Alpen zählen zu den Ausnahmen und sind zumeist nur von wenigen Paaren oder unregelmäßig besetzt (Dvorak, Ranner & Berg 1993). Zwischen 1981 und 1991 wurden in Österreich 71 Brutvorkommen an stehenden Gewässern bekannt, darüberhinaus brütet die Art verbreitet auch an den Altarmen und Augewässern der March-Thaya-Auen. Mit geschätzten 3.000-5.000 Paaren findet sich am Neusiedler See das mit Abstand größte mitteleuropäische Vorkommen, im Seewinkel wurden seit 1981 12 Brutplätze bekannt (Dvorak *et al.* 1994).

Zur Bestandsentwicklung des Rohrschwirls im Neusiedler See-Gebiet liegen keinerlei Hinweise vor. In den 40er und 50er Jahren wird die Art als „häufiger Brutvogel“ eingestuft (Zimmermann 1943, Bauer, Freundl & Lugitsch 1955), für die Jahre ab 1964 stellte Steiner (1970) fest, daß der Rohrschwirl aufgrund der hohen Wasserstände (die das Nistplatzangebot reduzierten) selten geworden sei. Untersuchungen in den Jahren 1983 und 1988 entlang des Seedammes bei Winden am Westufer des Sees zeigten eine wahrscheinlich durch die Einschränkung der Schilfnutzung verursachte Zunahme des Bestandes (M. Dvorak unpubl.).

Methode der Bestandsaufnahme

Der Rohrschwirl-Bestand wurde 1995 von Ende April bis Ende Juni im gesamten Untersuchungsgebiet erfaßt. Es wurde dabei keine spezielle Methode angewandt, sondern jede Beobachtung eines singenden Männchens notiert, die im Rahmen von Bootsfahrten in Blänken und Kanälen, Linientaxierungen entlang der Dämme und An- und Abfahrten zu den Taxierungspunkten gelang. Zusätzlich wurden auch die im Zuge der Punkttaxierungen erhobenen Daten in die Verbreitungskarte eingearbeitet.

Da der Gesang des Rohrschwirls bei guten äußeren Bedingungen mindestens 200-300 m weit zu hören ist, gehen wir davon aus, daß der Bestand weitgehend flächendeckend erfaßt wurde, kleinere Lücken bleiben lediglich im Teilgebiet „Darscho“ sowie möglicherweise in der seeseitigen Zone im Norden des Untersuchungsgebiets. Einige Bereiche wurden nur einmal begangen, sodaß diese Reviere nur auf Einzelregistrierungen beruhen, ansonsten basieren die Territorien auf zumindest 2 Registrierungen. Die Erfassungsintensität in den verschiedenen Teilen des Untersuchungsgebiets wird in Kapitel 4.1. (Zwergtaucher) genauer beschrieben.

Beobachtungen an sehr häufig befahrenen Kanälen sowie an den Taxierungspunkten zeigen, daß zumindest 1995 Revierverlagerungen nur in einem unwesentlichen Aus-

maß stattfanden; in Übereinstimmung mit Befunden vom Westufer des Sees bei Winden (M. Dvorak unpubl.) war hier auch die Gesangsaktivität zumindest in den Monaten Mai und Juni gleichbleibend hoch. Wir gehen daher davon aus, daß diese Bestandserfassung ein realistisches Bild der Verbreitung der Art lieferte.

Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 284 Rohrschwirl-Reviere erfaßt, auf eine Fläche von 14,2 km² umgerechnet ergibt sich eine Siedlungsdichte von genau 20 Revieren/km². Die Verbreitungskarte (Abb. 14) zeigt ein eher uneinheitliches Bild: im an größeren offenen Wasserflächen reichen Nordteil des Gebiets ist der Rohrschwirl sehr selten, während die mit kleineren Blänken durchsetzten zentralen und südlichen Bereiche des Untersuchungsgebietes zum Teil sehr dicht besiedelt sind (Tabelle 9). Auffällig sind auch die lokalen Häufungen in bestimmten Bereichen, wie z.B. an den Mündungen von „Thell-Kanal“ und „Frauenkirchener Kanal“; in beiden Gebieten werden kleinräumig Dichten von 12-14 Revieren auf 10 ha erreicht, in den drei am dichtesten besiedelten Teilgebieten wurden großflächig sogar 4-9 Reviere/10 ha gezählt.

Tabelle 9: Bestand und Siedlungsdichte des Rohrschwirls (*Locustella luscinioides*) in den acht Teilgebieten des Untersuchungsgebietes.

Teilgebiet	Fläche (ha)	Anzahl Reviere	Siedlungsdichte/km ²
Stormy Monday	285,6	20	7,0
Sandeck	255,2	30	11,7
Wasserstätten	315,9	38	12,0
Thells End	143,9	55	38,2
Darscho	224	42	18,7
Längsdamm-Nord	45,5	41	90
Neudegg-Süd	94,7	23	24
Halbinsel	55,2	35	63
Gesamt	1.420	284	20

Bedeutung von Habitatstrukturen

Der Rohrschwirl wurde zwar von den Taxierungspunkten (siehe Anhang 1) aus regelmäßig registriert, doch fielen zu wenige Beobachtungen in den 50 m Radius, sodaß eine Auswertung der am Boden gemessenen Habitatdaten in Bezug auf das Vorkommen des Rohrschwirls nicht möglich war. Eine Analyse der von der Art bevorzugten Strukturparameter mußte daher auf eine grobe Luftbildauswertung im 100 m-Radius um die Punkttaxierungsflächen beschränkt bleiben (statistische Kenndaten in Kapitel 5). Es zeigt sich ein sehr stark negativer Zusammenhang mit dem Anteil an offenen Wasserflächen, sowie ein leicht positiver mit Blänken, die größer als 5,6 m sind und der Sättigung (siehe auch Tabelle 17 in Kapitel 5).

Der Rohrschwirl meidet also offene, wasserreiche Gebiete mit zu lichtem Schilf deutlich, dies erklärt auch das weitgehende Fehlen der Art in den nördlichen Gebietsteilen. Andererseits wird offenbar das Vorhandensein einzelner größerer Blänken durchaus toleriert, wenn nicht sogar

leicht präferiert. Der leicht positive Zusammenhang mit der Sättigung deutet eine Bevorzugung höherer Schilfbestände an, was sich mit den Beobachtungen im Feld deckt: in älteren, niedrigen Beständen singen Rohrschwirle vorwiegend in hochwüchsigen Schilfflächen entlang von Kanälen oder Blänken; umgekehrt werden in den hochwüchsigen und vitalen Beständen der Seerandzone die höchsten Dichten erreicht (Abb. 14).

Diskussion

Die Ergebnisse der Bestandserfassung (284 Reviere) und der Hochrechnung anhand der Infrarot-Luftbilder (612 Reviere) differieren für den Rohrschwirl stark (siehe Kapitel 5). Erfassungslücken sind dafür sicherlich nur zum kleineren Teil verantwortlich zu machen, da in den nicht oder ungenügend kontrollierten Bereichen im besten Fall 30-50 weitere Reviere zu erwarten sind. Da das Untersu-

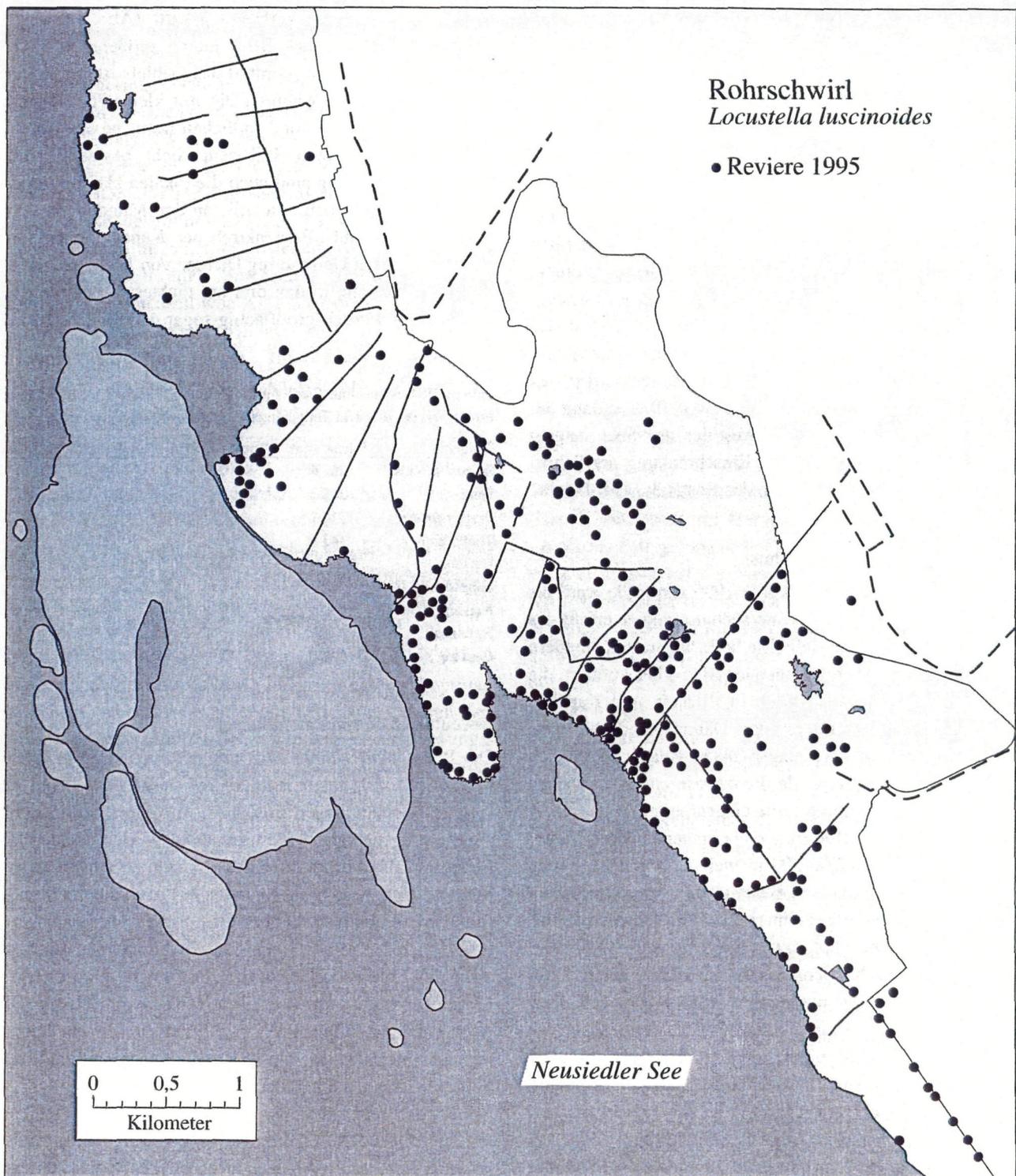


Abb. 14: Verbreitung des Rohrschwirls (*Locustella luscinioides*) im Jahr 1995.

chungsgebiet fast flächendeckend begangen wurde und die Art eine hohe Gesangsaktivität aufweist, ist auszuschließen, daß größere Konzentrationen übersehen wurden. Die Hochrechnung lieferte daher eine zu hohe Schätzung. Die wahrscheinlichste Erklärung bildet die Tatsache, daß die Art am Neusiedler See nur in relativ geringer Dichte brütet und große Aktionsräume nutzt, die unter Umständen bei nahe gelegenen Taxierungspunkten zu Doppelzählungen führten. Durch die großflächig geringe Dichte variieren auch die Zahlen in den für die Hochrechnung ausgewerteten 100 m-Kreisen nur wenig (zumeist 1-2 singende Männchen, hoher Anteil an Nullwerten). Zusätzlich vergrößerten sich durch die notwendige Eliminierung der Nullwerte die Konfidenzgrenzen. Obwohl die Verbreitung durch die Regression ziemlich genau vorausgesagt wurde (Abbildung 20), führten die beiden oben angeführten Faktoren wahrscheinlich zu einer deutlichen Überschätzung im Rahmen der Hochrechnung.

Die aktuelle Bestandschätzung von 3.000-5.000 Paaren für den österreichischen Teil des Schilfgürtels (Dvorak *et al.* 1994) basiert auf Dichtewerten, die in kleineren und nicht repräsentativen Probeflächen gewonnen wurden. Wie bereits in einer früheren Studie gezeigt werden konnte (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993), besiedelt der Rohrschwirl auch sehr verschieden strukturierte Schilfbestände in nur wenig unterschiedlichen Dichten; in 53 Taxierungspunkten in 5 verschiedenen Untersuchungsgebieten am West- und Ostufer des Sees zeigte die Art nach dem Teichrohrsänger die höchste Präsenz und wurde nur in 6 Punkten nicht nachgewiesen. Die Siedlungsdichte in zwei jeweils 5 ha großen Probeflächen betrug z.B. im Altschilf bei Winden 1,8-2,1 Revier/ha, im stärkeren Schilf ohne nennenswerte Knickschichte bei Neusiedl 1,4-1,6 Revier/ha, sie unterschied sich also nicht deutlich (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993).

Wie die Ergebnisse der oben genannten Studie zeigen, ist also von einer relativ gleichmäßigen Verteilung der Art im Schilfgürtel auszugehen, wir betrachten daher den im Untersuchungsgebiet gewonnenen großflächigen Dichtewert von 20 Revieren/km² als repräsentativ für den gesamten Schilfgürtel. Eine direkte Hochrechnung ergibt für den österreichischen Teil auf einer besiedelbaren Fläche von 87 km² (103 km² abzüglich ca. 16 km² Schilfernteflächen, Knoll 1986) einen Bestand von rund 1.750 Brutpaaren.

Bestandsangaben aus großflächigen Schilfgebieten liegen kaum vor. 1992 zählten Aebischer & Antoniazza (1995) am Neuenburger See in der Ostschweiz auf einer 2,9 km² großen Röhrichtfläche 213-233 singende Männchen, was eine durchschnittliche Dichte von 74-81 Revieren/km² ergab. Dieser Wert liegt deutlich höher als am Neusiedler See und wird in unserem Untersuchungsgebiet nur kleinräumig erreicht (Tabelle 9), allerdings wurden am Neuenburger See nur für die Art geeignete Flächen erfaßt.

Überregional kommt dem Rohrschwirl-Bestand des Neusiedler Sees zumindest auf mitteleuropäischer Ebene große Bedeutung als Populationsreserve zu. Der gesamt-

europäische Brutbestand wird auf mindestens 140.000 Paare geschätzt (Tucker & Heath 1994), am Neusiedler See brüten demnach knapp über 1 % der europäischen Population. Verschiedene Untersuchungen (z.B. Leiser 1975 & 1977, Aebischer & Antoniazza 1995) zeigten, daß der Rohrschwirl zwar von der Struktur des oberen Vegetationshorizontes relativ unabhängig ist, aber in Bodennähe eine dichte Schicht horizontaler Elemente (zumeist Bülden weicher Seggen, im Schilf geknickte Halme) benötigt. Frühere Untersuchungen am Neusiedler See ließen vermuten, daß der Rohrschwirl ähnlich dem Kleinen Sumpfhuhn auf Altschilfbestände spezialisiert ist und sogar in fast gänzlich niedergebrochenen Beständen brütet (Zwicker & Grüll 1985, Grüll & Zwicker 1993). Diese Befunde sind nun zumindest für den Neusiedler See insofern zu ergänzen, daß die Art durchaus auch vitalere, stark-halmige Bestände ohne eine nennenswerte Knickschichte in zum Teil hohen Dichten besiedelt. Vollständig gemieden werden lediglich schütterere, aufgelichtete Bereiche mit großflächigen Blänken.

4.7. Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*)

Das Verbreitungsgebiet des Drosselrohrsängers umfaßt den gesamten Südteil der Paläarktis von der Iberischen Halbinsel im Westen bis zu den Japanischen Inseln im Osten. Die Art besiedelt vor allem überschwemmte Schilfröhrichte an stehenden Gewässern aller Art, regelmäßig auch Mischbestände aus Schilf und Rohrkolben, seltener reine Rohrkolbenbestände und nur ausnahmsweise auch andere Verlandungsgesellschaften. Die Größe der Röhrichte spielt keine Rolle, da Drosselrohrsänger auch in sehr kleinen Beständen von nur wenigen 100 m² brüten, sofern in der unmittelbaren Umgebung Sträucher und Bäume ein ausreichendes Insektenangebot liefern. Bevorzugt werden überschwemmte, hochwüchsige und nicht zu dichte Schilfbestände mit starken Halmen besiedelt (Glutz & Bauer 1991).

Als Generalist ist der Drosselrohrsänger hinsichtlich seiner Nahrung weniger spezialisiert als andere Rohrsängerarten und erbeutet größere Arthropoden sowie kleinere Fische und Amphibien (Glutz & Bauer 1991).

In Österreich ist die Art ein lokaler Brutvogel der Ebenen und des Hügellandes, einzelne Vorkommen finden sich auch in inneralpinen Beckenlagen und in größeren Tälern (Dvorak, Ranner & Berg 1993). Zwischen 1981 und 1991 wurden in Österreich Brutvorkommen an 84 Gewässern bekannt, wobei der Neusiedler See den mit Abstand größten Brutbestand beherbergt (Dvorak *et al.* 1994). Der Bestand wurde hier zuletzt auf 7.000-9.000 (Dvorak *et al.* 1994) Paare geschätzt, in allen übrigen Gebieten zusammen brüten 400-500 Paare (Glutz & Bauer 1991).

Obwohl keine vergleichbaren Bestandszahlen bekannt sind, hat der Drosselrohrsänger im Neusiedler See-Gebiet in den letzten Jahrzehnten offensichtlich stark abgenommen: Zimmermann (1943) stuft die Art noch als häufiger

als den Teichrohrsänger ein und zu Beginn der 50er Jahre wird der Drosselrohrsänger als „sehr häufiger Brutvogel“ bezeichnet (Bauer, Freundl & Lugitsch 1955). Böck (1979) schätzt hingegen aufgrund von Fangdaten, daß die Population zu Beginn der 60er Jahre nur mehr 1/3 des Teichrohrsänger-Bestandes ausmacht. Selbst wenn man berücksichtigt, daß Böck (1979) den Brutbestand des Drosselrohrsängers deutlich überschätzt hat, war die Art vor 30-40 Jahren unzweifelhaft wesentlich häufiger als heute.

Siedlungsdichteuntersuchungen wurden bislang vorwiegend am Westufer des Sees entlang von Seedämmen durchgeführt und ergaben kleinflächig sehr hohe Werte. Da Erfassungen für die auf spezielle Strukturen angewiesene Art ohne Kenntnis der Verhältnisse in anderen Bereichen nicht auf den ganzen Schilfgürtel umgelegt werden können, war eine großflächige Erfassung zur Beurteilung der Bestandssituation am Neusiedler See notwendig.

Methode der Bestandserfassung

Der Drosselrohrsänger-Bestand wurde im gesamten Untersuchungsgebiet flächendeckend erhoben, zusätzlich wurde auch ein schmaler Streifen im Ostteil der Großen Schilfinsel erfaßt. Gezählt wurden ausschließlich singende Männchen, wobei die Reviere in fast allen Fällen zwei- oder dreimal bestätigt wurden, in wenigen Fällen aber auch nur eine Beobachtung zur Ausweisung eines Territoriums herangezogen wurde. Die Bestandserfassung wurde vorwiegend zwischen Mitte Mai und Ende Juni 1995 durchgeführt. Am Seerand wurden einerseits spezielle Kartierungsfahrten zur Erfassung des Drosselrohrsängers durchgeführt, andererseits wurden auch Beobachtungen, die während der Anfahrt zu den Taxierungspunkten gelangen, ausgewertet. Innerhalb des Schilfgürtels wurden einerseits sämtliche Beobachtungen während der Punktaxierungen (inklusive An- und Abfahrt) notiert, zusätzlich aber auch entlang der befahrbaren Kanäle und begeharen Dämme spezielle Linientaxierungen durchgeführt. Weiter entfernte Individuen wurden mit einem Kompaß lokalisiert. In dichter besetzten Bereichen wurde bei der Auswertung spezielles Gewicht auf simultane Registrierungen gelegt. Da der Gesang der Art unter günstigen Bedingungen durchaus auch aus 200-300 m Entfernung zu hören ist, dürfte durch die Begehungen der überwiegende Teil des Untersuchungsgebiets abgedeckt worden sein.

Verbreitung, Bestand und Siedlungsdichte

Insgesamt wurden 1995 im Untersuchungsgebiet 75 Reviere auf einer Fläche von 14,2 km² gezählt, dazu kommen noch 18 Reviere am Ostrand der Großen Schilfinsel (Abb. 12). Auf das gesamte Gebiet bezogen, ergibt sich eine mittlere Dichte von 5,4 Revieren/km².

Die Vorkommen des Drosselrohrsängers im Untersuchungsgebiet sind, im Gegensatz zu den meisten anderen Arten, sehr geklumpt verteilt; zumeist finden sich kleinere Männchengruppen von 2-5 Exemplaren, deren Reviere in

Hörweite zueinander liegen. 29 Reviere (39 %) lagen im Bereich des Seewalls, 46 (61 %) innerhalb des Schilfgürtels vorwiegend entlang von Dämmen und an den Rändern von größeren Blänken (Abb. 15). Auf der großen Schilfinsel wurde der Drosselrohrsänger ausschließlich in der Seerandzone festgestellt.

Bedeutung von Habitatstrukturen

Bereits während der Kartierungsarbeiten wurde deutlich, daß die Art erwartungsgemäß ausschließlich in höheren, starkhalmigen Schilfbereichen zu finden ist. Da auch der Drosselrohrsänger im Bereich der Taxierungspunkte nur vereinzelt auftrat, war nur eine Grobanalyse der Habitatfaktoren anhand des Infrarot-Luftbildes möglich. Dazu wurde wie beim Zwergtaucher (siehe Kapitel 4.1) ein 4 ha-Raster über das Untersuchungsgebiet gelegt und in diesen Flächen Sättigungswert und Wasseranteil bestimmt. Vom Drosselrohrsänger besetzte und zufällig ausgewählte unbesetzte Raster wurden dann auf statistische Unterschiede geprüft.

Vergleicht man die Verbreitungskarte des Drosselrohrsängers (Abb. 15) mit der Luftbildkarte (Abb. 1) sieht man bereits deutlich, daß die Art besonders in vitaleren und geschlossenen Teilen des Schilfgürtels vorkommt. Dies bestätigt sich, wenn man die Luftbilder auswertet: die Sättigung ist in den vom Drosselrohrsänger besetzten Flächen signifikant höher (T-Test, $t = 3,45$, $n_1 = n_2 = 48$, $p < 0,001$), der Blänkenanteil ist in den unbesetzten Flächen signifikant niedriger (T-Test, $t = -3,38$, $n_1 = n_2 = 48$, $p < 0,01$). Die Präferenz höherer, starkhalmiger Schilfbestände im Untersuchungsgebiet ist damit auch statistisch gesichert.

Diskussion

Der Drosselrohrsänger ist im Untersuchungsgebiet nur sehr lokal verbreitet und unerwartet selten. Die von der Art benötigten, hohen und starkhalmigen Schilfbestände (Leisler 1981) sind hier nur sehr lokal zu finden und konzentrieren sich auf den seeseitigen Schilfrand, Kanäle und größere Blänken. Diese Bereiche sind für den Drosselrohrsänger sicherlich auch noch zusätzlich attraktiv, da die Länge des wasserseitigen Schilfrandes nach Untersuchungen in Bayern die Revierqualität am stärksten beeinflußt (Leisler 1989). Unklar bleibt hingegen, warum viele prinzipiell geeignet erscheinende Teile des Untersuchungsgebietes am Seewall in beiden Jahren unbesiedelt blieben. Die Verbreitungskarte (Abb. 15) zeigt, daß Drosselrohrsänger-Männchen sich in vielen Fällen nah beieinander ansiedeln und angrenzende, ähnlich strukturierte Bereiche leer bleiben. Denkbar wäre nun, daß der Populationsdruck dieser überall in Mitteleuropa stark rückläufigen Art nicht mehr ausreicht, um auch diese Gebiete aufzufüllen. Eine derartige Hypothese bleibt allerdings ohne vertiefende Untersuchungen Spekulation.

Die Ergebnisse dieser Bestandsaufnahme lassen auch die bisherigen Bestandsschätzungen im österreichischen Schilfgürtel in einem neuen Licht erscheinen. Wären die

Zahlen in der Naturzone repräsentativ für den gesamten Schilfgürtel, läge der Brutbestand nur bei rund 550 Paaren. Demgegenüber gehen die aktuellsten Schätzungen von 8.000 (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993) bzw. 11.000 (Grüll & Zwicker 1993) Brutpaaren aus, wobei diese Zahlen auf kleinräumigen Erhebungen basieren, die teilweise recht hohe Dichten erbrachten: so z.B. 130 Reviere/km² bei Neusiedl (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993) oder 190 Reviere/km² in ca. 5jährigen und 80 Reviere/km² in mindestens 10jährigen Beständen (Grüll & Zwicker 1993).

Zweitens wurden fast alle bisherigen Zählungen entlang von Dämmen durchgeführt, die vom Drosselrohrsänger offenbar bevorzugt besiedelt werden. Beides führte zu einer sehr deutlichen Überschätzung des Brutbestandes. Wenngleich die Situation für den Drosselrohrsänger nicht in allen Teilen des Schilfgürtels derartig ungünstig sein dürfte wie in der Naturzone gehen wir schon aufgrund anderer stichprobenhafter Erhebungen davon aus, daß der Drosselrohrsänger-Bestand weitaus niedriger liegt als bisher angenommen. Indizien für eine nur sehr lückenhafte

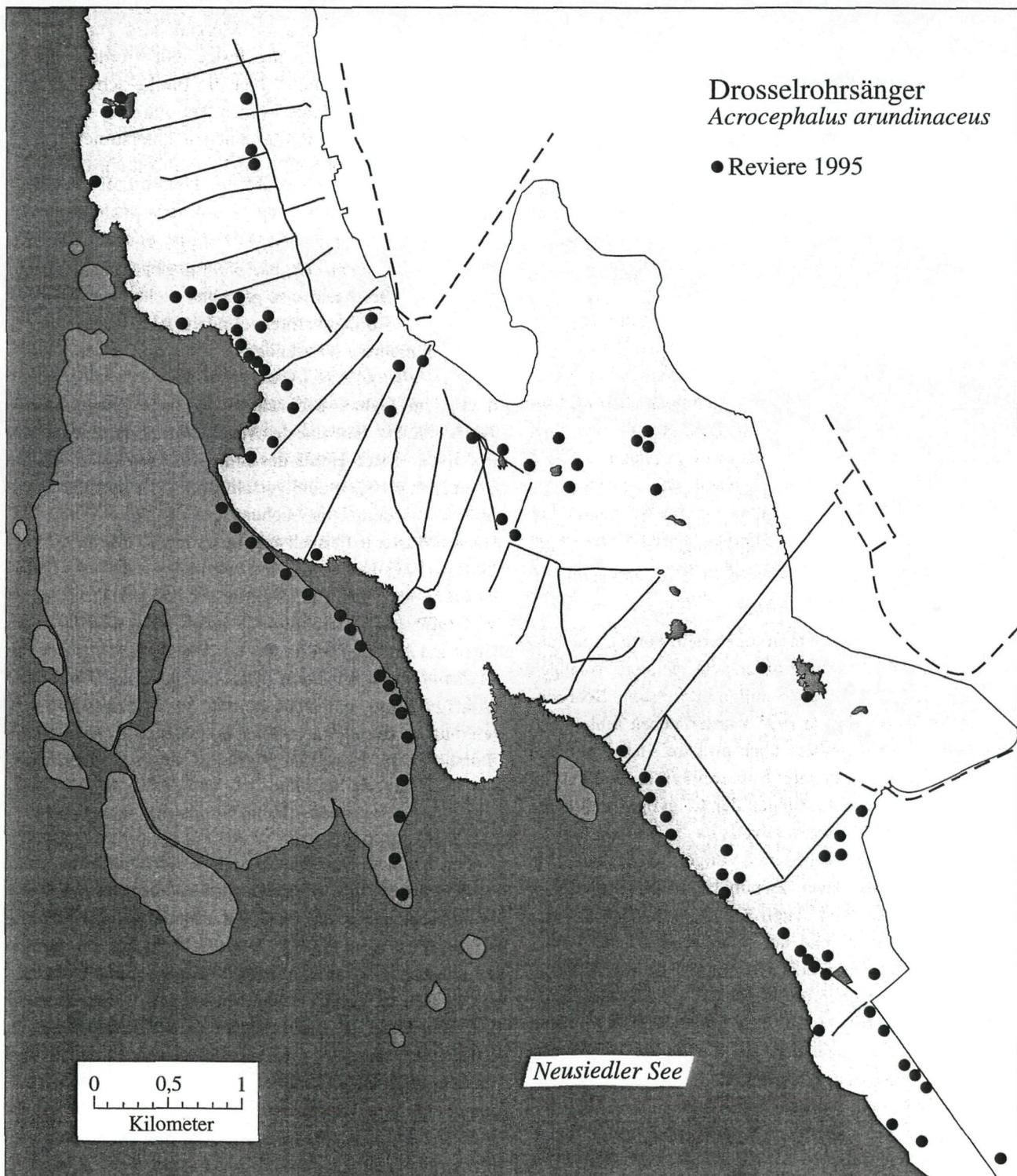


Abb. 15: Verbreitung des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*) im Jahr 1995.

Verbreitung lieferten z.B. Punkttaxierungen in 5 Flächen am West-, Nord- und Ostufer, wo die Art nur in 16 von 53 Punkten festgestellt wurde (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993). Auch wenn man davon ausgeht, daß die übrigen Teile des Schilfgürtels eine doppelt so hohe Dichte als das Untersuchungsgebiet aufweisen, ist mit einem Maximalbestand von höchstens 2.000 Brutpaaren zu rechnen, möglicherweise viel weniger. Stichprobenhafte Zählungen in anderen Bereichen des Schilfgürtels wären für genauere Schätzungen dringend erforderlich.

4.8. Andere Arten

Die Untersuchungen der Jahre 1994 und 1995 konzentrierten sich auf die bisher im Kapitel 4 besprochenen und die im Kapitel 5 behandelten Arten. Dennoch wurden im Rahmen der Feldarbeit auch Daten zum Vorkommen einiger anderer im Untersuchungsgebiet brütender Vogelarten gesammelt, für die allerdings in den meisten Fällen keine quantitative Auswertung möglich war. Im Folgenden sollen diese Beobachtungen kurz zusammengefaßt werden.

Taucher

Neben dem Zwergtaucher brütet auch der Haubentaucher (*Podiceps cristatus*) im Untersuchungsgebiet. Die Art brütet in einzelnen Paaren vor allem im blänkenreichen Nordteil, mindestens 2 Paare fanden sich jedoch auch im zentralen Teil an der Mündung des Thell-Kanals sowie im Bereich der Halbinsel. Brutnachweise gelangen für 2 Paare im „Stormy Monday“. Nach den vorliegenden Beobachtungen dürfte der Brutbestand bei 4-5 Paaren liegen. Der Schwarzhalstaucher (*Podiceps nigricollis*) wurde im Untersuchungsgebiet nicht beobachtet.

Silberreiher (*Casmerodius albus*)

Die koloniebrütenden Schreitvogelarten wurden im Rahmen dieses Projektes nicht untersucht, dennoch gelangen im Verlaufe der Feldarbeiten einige interessante Beobachtungen. In der Brutsaison 1995 wurden neben zahlreichen einzeln fressenden Reiher auch größere Ansammlungen von bis zu mehreren hundert Silberreiher im Schilfgürtel beobachtet. Vor dem Ausfliegen der Jungvögel wurden an vier verschiedenen Morgen jeweils ca. 50-150 kontinuierlich landende und abfliegende Vögel beobachtet. Die genutzten Bereiche lagen zweimal im Gebiet zwischen „Sandecker Kanal“ und „Thell-Kanal“, einmal südlich des Thell-Kanals und einmal am „Längsdamm“ ca. 500 m südlich des Frauenkirchener Kanals. Jedesmal konnten auch Flußseeschwalben mit kleinen Fischen (wahrscheinlich Lauben) dort beobachtet werden. Die größten Ansammlungen wurde in der Nachbrutzeit im August festgestellt, als von einem Kleinflugzeug aus mindestens 365 Silberreiher gezählt wurden. Sie befanden sich alle zwischen „Sandecker Kanal“ und Seestrasse in drei größeren Gruppen. Sowohl aus der Luft wie auch vom Boden aus

konnte beobachtet werden, daß die Individualdistanzen in diesen Ansammlungen bis auf wenige Meter schrumpften. Wiggins (1991) beobachtete in Texas ebenfalls in Gruppen fischende Silberreiher. Er konnte zeigen, daß die Ursache dafür Massenansammlungen von Fischen waren. Ein ähnliches Phänomen wurde beim Seidenreiher in der Camargue festgestellt (Hafner & Britton 1983); Sauerstoffarmut führte dort zu Fischansammlungen an der Oberfläche und das wiederum zu Konzentrationen fischfressender Reiher. So könnten auch Sauerstoffzehrungen im Schilfgürtel die Fische an die Oberfläche zwingen und Silberreiher anlocken. Dazu paßt, daß die in der Brutzeit angetroffenen Reiherschwärme jeweils am Morgen, also zur Zeit der höchsten Sauerstoffzehrung festgestellt wurden. Inwiefern eine „Sauerstofffalle“ hier die Fische schwächt und damit zur leichten Beute werden läßt, muß vorerst dahingestellt bleiben, die Beobachtungen unterstreichen aber die Wichtigkeit des Schilfgürtels als Nahrungsquelle für den Silberreiher.

Entenvögel

Vom Höckerschwan (*Cygnus olor*) liegen Einzelbeobachtungen vor, Brutnachweise gelangen nicht. Die Graugans (*Anser anser*) brütet verbreitet im Untersuchungsgebiet, es gelangen mehrere Nestfunde vor allem im Gebiet „Thell's End“. Die Stockente (*Anas platyrynchos*) wurde relativ häufig im Gebiet beobachtet, mehrmals jungführende Weibchen. Die Kolbenente (*Netta rufina*) erreichte im Mai und in der ersten Hälfte des Juni ähnliche Zahlen wie die Stockente, ab Mitte Juni verschwanden die meisten Vögel jedoch aus dem Untersuchungsgebiet (siehe Tabelle 5). Dieses Muster trifft auch auf alle anderen Teile des Schilfgürtels zu, es ist daher davon auszugehen, daß es sich bei den meisten Vögeln um Nichtbrüter handelt. Daß die Art vereinzelt auch im Schilfgürtel brütet, zeigt allerdings ein Nestfund Anfang Juni im Gebiet „Thell's End“. Tafelente (*Aythya ferina*), Knäkente (*Anas querquedula*), Löffelente (*Anas clypeata*) und Schnatterente (*Anas strepera*) konnten nur vereinzelt im Gebiet beobachtet werden (siehe Tabelle 5), für keine dieser Arten gelangen Brutnachweise.

Rallen

Neben Kleinem Sumpfhuhn und Wasserralle brüten zwei weitere Arten: das Bläßhuhn (*Fulica atra*) ist weit verbreitet und häufig, im Rahmen der Taxierungen wurde die Art an 49 von 74 Punkten festgestellt, insgesamt wurden mindestens 79 Vögel an diesen Punkten gezählt. Geht man davon aus, daß diese Zählungen im 100 m-Radius ca. 2 km² abdecken und rund die Hälfte der Registrierungen Paare repräsentieren, wäre ein Brutbestand von 200-400 Paaren möglich. Viel seltener wurde das Teichhuhn (*Gallinula chloropus*) nachgewiesen, nämlich nur an 10 von 74 Punkten; die Gesamtzahl beträgt 16 rufende Exemplare. Der Brutbestand kann auf 50-100 Paare geschätzt werden.

5. Bestand, Verbreitung und Habitatwahl von Kleinvögeln

5.1. Einleitung und Fragestellung

Wie bereits erwähnt, existieren zwar Arbeiten über die Habitatwahl von Kleinvögeln am Neusiedler See (siehe Kapitel 1), aber wenig war bisher über die Bestandsgrößen und Verteilung der einzelnen Arten auf größeren Flächen bekannt. Die Größe und Unzugänglichkeit des Schilfgürtels beschränkten Erfassungen der Vögel und Messungen von Habitatvariablen vorwiegend auf leichter zugängliche Dämme oder Kanäle (Zwicker & Grüll 1985, Dvorak, Nemeth & Ranner 1993). Die so gewonnenen Daten spiegelten die jeweiligen lokalen Bedingungen wieder und ließen sich nur zu einem unbestimmten Ausmaß auf den gesamten Schilfgürtel umlegen. Fragen zur Verteilung, zum Bestand und zur Habitatwahl von Schilfvögeln und damit zur Beurteilung von Managementfragen im Schilfgürtel können aber nur dann verallgemeinert werden, wenn die erhobenen Daten unabhängig und repräsentativ für das Untersuchungsgebiet erhoben werden.

Im Rahmen dieser Studie konnten erstmals diese grundlegenden statistischen Voraussetzungen erfüllt werden; mit Hilfe von Luftbildern im Maßstab von 1:5.000, zwei Zillen mit Elektromotor, Kompaß und guter Kondition konnte der gesamte Schilfgürtel der Naturzone (ca. 14 km²) befahren bzw. begangen werden. Um die Verteilung einzelner Arten vorauszusagen, wurden Infrarot-Luftbilder analysiert und zu den erhobenen Bodendaten in Beziehung gesetzt. Die Anwendung neuer Methoden stellen Fragen der Datenerfassung und -analyse in den Vordergrund, vor allem: Wie sollen die Vögel gezählt werden? Ist es überhaupt möglich, die Verbreitung einzelner Arten mittels Infrarotbild vorauszusagen? Eignet sich die Methode für ein zukünftiges Monitoring der Schilfvögel?

Erst nach Beantwortung dieser Fragen konnten die eigentlichen ökologischen Probleme behandelt werden. Im Mittelpunkt stehen hier gegenwärtiger Status, Habitatwahl und mögliche zukünftige Entwicklungen einzelner Arten. Das Habitat selbst und der Schilfgürtel aus Sicht des Vogelschutzes werden in Kapitel 7 behandelt.

5.2. Untersuchungsgebiet

Die gesamte Untersuchungsfläche wird in Kapitel 2 vorgestellt. Für die Auswertung der Infrarot-Luftbilder konnte nicht die gesamte Naturzone herangezogen werden, da die Aufnahmen der südlichsten Teile des Schilfgürtels zu stark verzerrt waren. Abzüglich der nicht definierten Bereiche (Land-Schilfzone, Großteil des „Darscho“ und große Blänken) wurden insgesamt 1.270 ha Schilffläche für die Voraussage der Verbreitung der Kleinvögel bearbeitet.

5.3. Methoden

Punkttaxierung

Nur für zwei Singvogelarten (Drosselrohrsänger und Rohrschwirl) war eine Gesamterfassung möglich, die anderen wurden mittels Punkttaxierungen registriert. Für größere Schilfbestände ist dies die geeignetste Methode, da sie die Auswahl vieler unabhängiger Punkte ermöglicht und dadurch gleichzeitig auch effizient Zusammenhänge zwischen Habitatstrukturen und Vogelarten untersucht werden können (Bibby *et al.* 1992). Ein großer Nachteil (vor allem in Waldbiotopen) ist die im Gegensatz zur Liniertaxierung viel schwierigere Ableitung von Siedlungsdichten. Dies ist einerseits auf Probleme bei der Entfernungsschätzung zurückzuführen, andererseits auf die niedrige Anzahl einzelner Arten pro Zählpunkt bei einer Punkttaxierung. Wir versuchten diese Einschränkungen durch folgende Vorgangsweise auszuschalten bzw. zu mildern:

- Die Zählungen erfolgten von einer drei Meter hohen Stehleiter, die BeobachterInnen befanden sich immer oberhalb der Schilffahnen, sie konnten einige Arten nicht nur hören, sondern oft auch beobachten (vor allem Rohrammer und Rohrschwirl, aber auch Teichrohrsänger und Mariskensänger). Die Schätzung der Entfernungen zu verbesserten wir, indem wir in genau 50 m Entfernung vom Zählpunkt eine von der Leiter gut sichtbare Latte mit Markierung aufstellten.

- Pro Zählung wurde von jedem Punkt aus in einem Zeitraum von 10 Minuten jeder Vogel registriert, seine Richtung mit dem Kompaß bestimmt und die Entfernung geschätzt. Die Zählungen erfolgten nur unter optimalen Bedingungen, also möglichst bei Windstille und in den ersten Morgenstunden, bzw. später in der Saison in den letzten Abendstunden. Die Zählungen fanden zwischen 4. April und 19. Juni 1995 statt und fielen in die saisonale Gesangs- oder Rufmaxima möglichst vieler Arten. Jeder Punkt wurde 3-5 mal begangen, für die Auswertung verwendeten wir für die jeweilige Art die Begehung mit den meisten Individuen.

- Sechs Beobachter waren tätig; dies barg natürlich die Gefahr zusätzlicher Fehlerquellen. Daher wurden nur MitarbeiterInnen eingesetzt, die bereits genügend feldornithologische Erfahrung mit Schilfvögeln hatten. Weiters erfolgte vor der eigentlichen Zählung eine Abstimmung der einzelnen Beobachter aufeinander durch eine gemeinsame Zählung von jeweils zwei wechselnden MitarbeiterInnenpaaren. Obwohl anzunehmen ist, daß noch immer Unterschiede durch verschiedene BeobachterInnen auftreten (vor allem bei den meist nicht sichtbaren Rallen), schätzen wir diese Differenzen als gering sein.

- Die Auswahl der Zählpunkte erfolgte zufällig. Wir wählten sie so, daß sich im Umkreis von 50 m mehr als 30% Schilf befand; so wurden Nullzählungen in sehr großen Blänken vermieden. Außerdem mußten die Punkte jeweils mindestens 100 m voneinander entfernt sein.

3 Zonen wurden unterschieden: die Schilf-Landzone (11 Punkte), die durch das Auftreten von anderen Pflanzenarten als Schilf strukturell unterschiedlich war, die unmittelbare Seerandzone, wo 10 Zählpunkte an den Seerand gelegt wurden um mögliche Randeffekte zu entdecken und die eigentliche Schilfzone mit insgesamt 56 Punkten.

Vergleichsuntersuchungen

Als Test unserer Methode führte Birgit Fessl vergleichende Zählungen außerhalb der Naturzone des Nationalparks im Schilfgürtel des Westufers bei Winden durch. Sie erfaßte hier eine 5 ha große, im Rahmen einer Dissertation über den Mariskensänger untersuchte Fläche. Vor allem für den Mariskensänger, aber auch für den Teichrohrsänger ergab sich so ein direkter Vergleich der durch die Punkttaxierung erhobenen Dichten mit den tatsächlichen Verhältnissen in einer farbberingten Population. Weiters erfolgte hier eine Nestersuche nach der Brutsaison, um den absoluten Brutbestand mit den Ergebnissen der Punkttaxierung zu vergleichen.

Habitatmessungen

An allen Zählpunkten wurden in der Nachbrutzeit im Juli und August 1995 verschiedene Habitatmerkmale gemessen. Durch den Mittelpunkt jedes Zählkreises legten wir in Nord-Süd und in Ost-West-Richtung zwei je 100 m lange Meßtransekte. Entlang dieser Transekte erfaßten wir folgende Variable (die ersten 2 nach Bedarf, alle anderen alle 5 m):

Wasseranteil (W) und Übergänge Wasser/Schilf (Ü): der gesamte Wasseranteil entlang des Transekts wurde auf einen halben Meter genau gemessen und zusätzlich alle Übergänge von Schilf zu Wasser notiert.

Wassertiefe 1 und 2 (WT1, WT2): mit einem markierten Stock maßen wir auf 5 cm genau die Wassertiefe im überfluteten Röhricht; einerseits mit Kraftaufwand bis zum tatsächlichen Grund (Wassertiefe 1) und andererseits bis zum Antreffen eines ersten Widerstandes (Wassertiefe 2). Vegetationsdichte in 50 cm, 100 cm und 150 cm Höhe (VD50, VD100, VD150): ein 30 x 30 cm großes Brett, das im Schachbrettmuster in weitere neun 10 x 10 cm große, weiße und schwarze Felder unterteilt war, wurde zur Bestimmung der Vegetationsdichte verwendet. Dabei schätzten wir aus 1 m Entfernung der noch sichtbare Teil des Brettes in 50, 100 und 150 cm Höhe.

Knickschicht (KS): ein Stab mit einem Meter Länge wurde in ca. 50 cm Höhe in das Schilf gehalten. Alle Halme, die einen Winkel von weniger als 45° hatten und unter dem Stab verliefen, wurden gezählt.

Halmdicke (HD): in einem Meter Höhebestimmten wir von 20 Halmen die Halmdicke auf 0,1 mm genau.

Anteil Jungschilf (%JG): 30 Halme wurden nach den Kategorien jung, d.h. diesjährig und alt ausgezählt.

Außerdem schätzten wir zweimal pro Zählpunkt die maximale Vegetationshöhe (VH).

Analyse der Luftbilder

Mit Hilfe von Infrarotbildern konnten für fast das gesamte Untersuchungsgebiet der Wasseranteil, ein Maß für die Blänkengröße und ein der Vitalität der Schilfbestände entsprechender Sättigungswert bestimmt werden. Der Sättigungswert beschreibt den Anteil an Rückstrahlung oberhalb des Infrarot-Bereichs bezogen auf die Gesamtückstrahlung. Chlorophyllhaltige Pflanzenteile sind das wichtigste Element dieser Rückstrahlung. Hohe Sättigungswerte kennzeichnen daher vitalere Bereiche des Schilfgürtels. Wasserflächen mit mehr als 1,4 m Durchmesser waren bei der Berechnung dieses Werts ausgeschlossen.

Dafür wurden die drei verwendeten Luftbilder mit einem Durchlichtscanner gescannt. Anschließend erfolgte die Signalverarbeitung nach unten stehendem Ablaufschema (siehe Anhang 3). Ein Pixel im Scan entsprach dabei ca. 1,4 m in der Natur. Dann wurden die entsprechend manipulierte Bilder zusammenmontiert. Die Entzerrung erfolgte nach der Bildbearbeitung, da der Einfluß durch unterschiedliche Skalierungen der Ergebnisse für geringer erachtet wurde als der Einfluß entsprechender Bearbeitungsschritte auf die Rohdaten. Der maximale Skalierungsunterschied liegt bei unter 5 %. Da die Sättigungswerte durch die Vignettierungen in den Ecken der Luftbilder stark abfielen, sind die betreffenden Bereiche aus der Auswertung ausgenommen. Weiterhin mußte in den Sättigungsdaten ein vertikaler Gradient ausgeglichen werden, der durch den unterschiedlichen Reflexionswinkel zur Sonne entsteht. Der Ausgleichsgradient wurde anhand der Überschneidungsbereiche ermittelt. Er verläuft von +10 an der oberen Kante bis -10 an der unteren Kante. Der reale Gradient wurde linear angenähert.

Der Schilfanteil ergibt sich durch Tontrennung nach der Unschärfmaskierung aus den Rottönen der Luftbilder. Zur Größenklassifizierung wurden die Schwarz-Bereiche um 1, 2, 4, 8, und 16 Pixel reduziert. Durchschnittswerte wurden durch Mittelwertbildung im ha-Raster und im 50 und 100 m Radius um die Probenpunkte ermittelt. Dabei sind Bereiche außerhalb des Schilfgürtels, sowie beim Bestimmen der Sättigung die Nicht-Schilfbereiche ausgenommen.

Analysiert wurden so einerseits die Zählkreise der Punkttaxierungspunkte im 50 und 100 m Radius, andererseits die gesamte Untersuchungsfläche sowohl nach 1 als auch nach 4 ha großen Rastern.

Statistik

Die statistische Auswertung hatte zwei Ziele, einerseits Abhängigkeiten einzelner Arten von Habitatstrukturen zu zeigen, andererseits eine Voraussage über die Verbreitung einzelner Arten im gesamten Untersuchungsgebiet zu ermöglichen.

Sofern es die Datenstruktur zuläßt, wird die Abhängigkeit der einzelnen Arten von den Habitatmerkmalen mittels einer stufenweisen Regressionsanalyse geprüft. So kann der Zusammenhang der am Boden gemessenen Habitat-

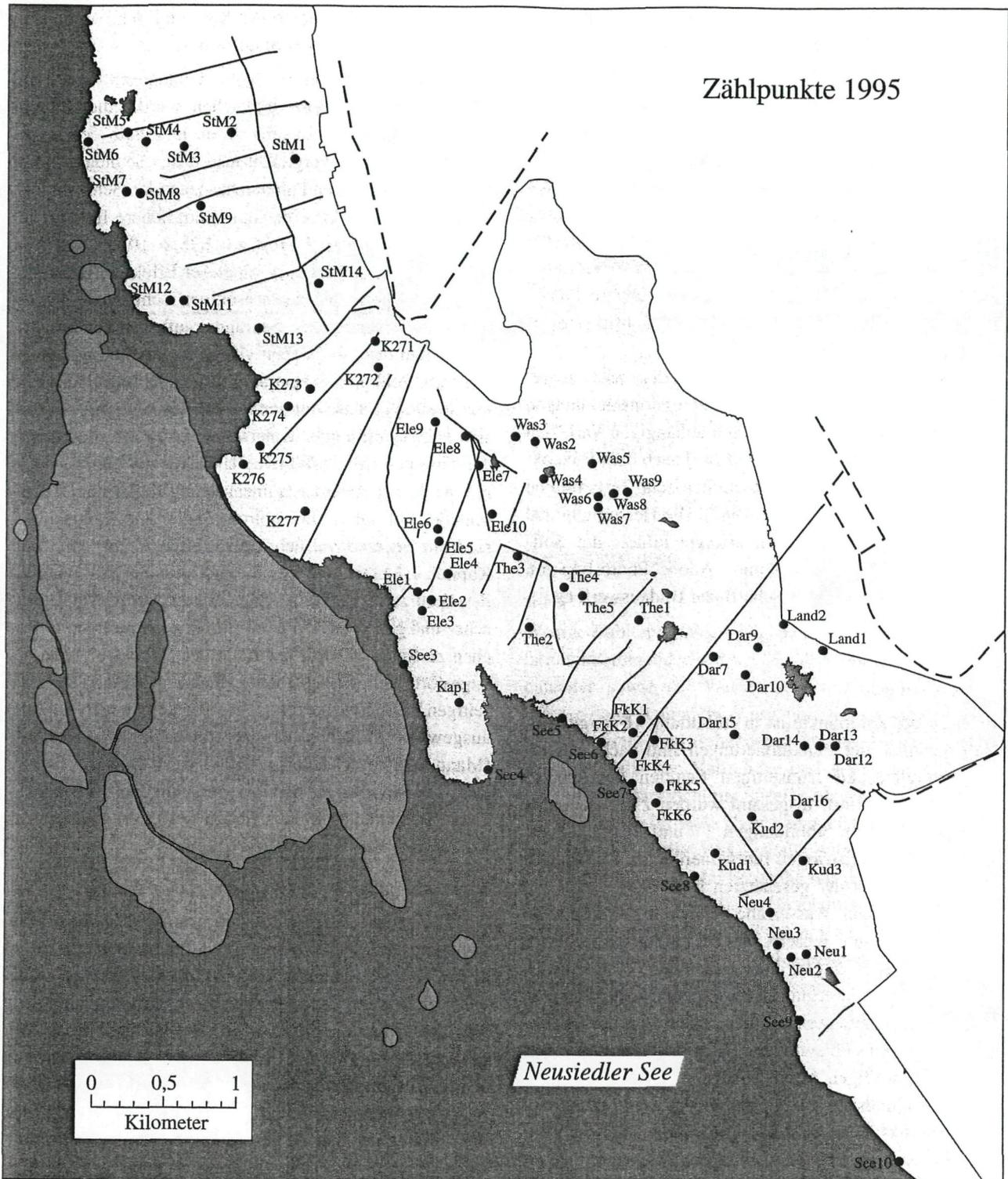


Abb. 16: Lage der Zählpunkte im Untersuchungsgebiet

daten mit den Zählenden im 50 m-Radius und der Zusammenhang zwischen Infrarotdaten und Zählergebnissen im 50 und 100 m-Radius untersucht werden.

Signifikante Regressionsgleichungen, die aufgrund der Infrarotdaten die Häufigkeiten einzelner Arten befriedigend beschreiben, ermöglichen es, die Verteilung dieser Art im gesamten Untersuchungsgebiet vorauszusagen. Die Basis dazu liefern die aus der Luftbildauswertung gewonnenen 1 und 4 ha-Rasterkarten für die betreffenden Variablen. Um eine Schätzung des Gesamtbestandes aller Arten zu erhalten, wird die Summe der hochgerechneten Dichten pro ha gebildet und die 95%igen Konfidenzgrenzen ermittelt.

Die statistische Auswertung erfolgte mit dem Softwarepaket Solo vom BMDP. Bei den Regressionsrechnungen wurden alle nicht normal verteilten abhängigen Variablen mit einem Programm von Krebs (1989) nach dem Boxcox-Verfahren transformiert. Nichtparametrische Tests folgten den Anweisungen von Siegel (1987). Die Herstellung und Berechnung der Rasterkarten erfolgte mittels der Softwareprogramme MS Excel und Adobe Photoshop mit Erweiterung für die wissenschaftliche Bildauswertung.

5.4. Ergebnisse

Punkttaxierungen

Die Lage der Zählpunkte ist in Abbildung 16 dargestellt. Die Ergebnisse der Punkttaxierungen sind nach seeseitigen, zentralen und landseitigen Punkten geordnet in Anhang 1 aufgeführt. Insgesamt wurden 2542 Beobachtungen notiert. Die Abbildungen 17 und 18 zeigen die Häufigkeit der registrierten Individuen einzelner Arten in Abhängigkeit von der geschätzten Entfernung. Während bei Teichrohrsänger, Wasserralle und Kleinem Sumpfhuhn die Registrierungen jenseits von 50 m stark abnehmen, können Mariskensänger, aber vor allem Rohrschwirl, Rohrammer und Zwergtaucher auch über weitere Entfernungen wahrgenommen werden. Diese großen Unterschiede erklären sich zumindestens zum Teil aus dem Verhalten der jeweiligen Arten. So singen die Männchen der Rohrammer meist von den Spitzen der Schilfhalme und sind besonders leicht zu sehen. Dasselbe gilt für die weithin sicht- und hörbaren Männchen des Rohrschwirls, hier verursachen die relativ großen Reviere die geringere Häufigkeit innerhalb des 50 m Radius. Der Mariskensänger wird zwischen 50 und 100 m noch relativ oft beobachtet, beim Teichrohrsänger sinkt der Erfassungsgrad jenseits von 50 m dramatisch. Diese Art zeigt die höchsten Siedlungsdichten, was größere Schwierigkeit beim Zählen verursacht; Individuen, die weiter entfernt sind, werden vor allem wegen der im Vordergrund singenden Artgenossen nicht wahrgenommen. Bei allen Rallenarten zeigt sich ein starker Abfall der Registrierungen ab 50 m, allerdings sind die Schätzungen der Entfernungen für diese, meist nicht sichtbaren Arten mit der relativ größten Unsicherheit behaftet. Zwergtaucher scheinen den Beobachter zu meiden, nur sehr wenige Registrierungen lagen näher als 50 m.

Randstrukturen: Vergleich der See- und der Landpunkte mit dem inneren Teil des Schilfgürtels

Um die Ergebnisse der am Seerand gelegenen Punkte mit den anderen Punkten zu vergleichen, wurden die Gesamtzahlen aller Individuen aller Arten innerhalb des 50 m-Radius verwendet. Vergleicht man diese Abundanzen mit zufällig ausgewählten Punkten des zentralen Schilfgürtels, zeigen die Seepunkte eine signifikant höhere Individuenzahl. (Mann-Whitney U-Test, $z = 2.28$, $p < 0,1$, $n_1 = n_2 = 7$). Eine interessante Frage ist, ob dieser Effekt aufgrund der Vegetationsmerkmale des seeseitigen Schilfs oder einzig und allein wegen des Seerands auftritt (Randeffekt). Wählt man dazu die sieben visuell am ähnlichsten strukturierten Punkte der zentralen Untersuchungsfläche aus und vergleicht diese mit den Punkten am Seerand, so zeigt sich kein signifikanter Unterschied zwischen diesen beiden Gruppen (Mann-Whitney U-Test, $z = -0,79$, n.s., $n_1 = n_2 = 8$). In der Artenzusammensetzung findet man Unterschiede, vor allem Drosselrohrsänger und Rohrschwirl sind am Seerand vermehrt anzutreffen (siehe oben und Kapitel 4.7.). Der massive Schilfschnitt an den Rändern der Naturzone machte es hier äußerst schwierig, „typische“ und geeignete Zählpunkte in den landseitigen Bereichen zu finden. Einzig der Rand des „Darscho“ kann als ungestörte Verlandungszone bezeichnet werden. Die landseitigen Punkte weisen geringere Vogeldichten als zufällig ausgewählte Flächen des zentralen Schilfgürtels auf (Mann-Whitney U-Test, $z = -2,003$, $p < 0,05$, $n_1 = n_2 = 10$). Der Schilfrohrsänger ist fast ausschließlich auf dieses Gebiet beschränkt, weiters finden sich hohe Dichten bei Rohrammer und Wasserralle.

Vergleichszählungen und Nestersuche in Winden

Die Ergebnisse der Punkttaxierungen in Winden waren vor allem für Mariskensänger und Teichrohrsänger interessant. Für die Punkttaxierungsflächen waren aufgrund einer gleichzeitig durchgeführten Dissertation über den Mariskensänger die tatsächlichen Brutbestände dieser Art bekannt. Vor allem beim Mariskensänger zeigte sich ein starker Zusammenhang sowohl relativ ($r^s = 0,97$, $p < 0,05$, $n = 5$) als auch absolut (der Median beträgt jeweils 2 und die Differenzen sind zu gering um sie statistisch abzutesten). Einen schwächeren Zusammenhang zwischen tatsächlichen und gezählten Revieren findet man beim Teichrohrsänger ($r^s = -0,64$, n.s., $n = 5$), hier konnte aber immerhin kein signifikanter Unterschied zwischen beobachteten und tatsächlichen Häufigkeiten festgestellt werden (Wilcoxon-Test, $z = -0,27$, n.s., $n = 5$) (Tabelle 10). Obwohl die Gesamtzahlen zum Teil ähnlich sind, erscheinen die Nestfunde an den einzelnen Punkten im Verhältnis zu den im Rahmen der Punkttaxierungen erfaßten Individuen vollkommen beziehungslos; für keine Art konnte hier ein signifikanter Zusammenhang nachgewiesen werden. Das Alter der Nester ließ sich nicht immer bestimmen und viele Arten bauen mehrere Nester in einer Brutsaison. Vermutlich liegen darin die Ursachen für das Fehlen klarer Zusammenhänge.

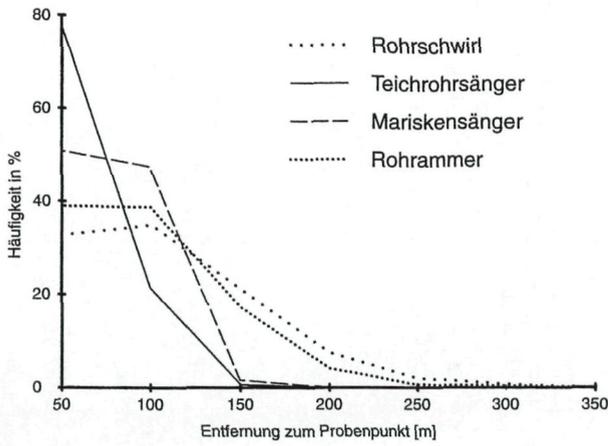


Abb. 17: Häufigkeit von Rohrschwirl, Teichrohrsänger, Mariskensänger und Rohrammer in Abhängigkeit von der Entfernung. Bei jeder Art wird die Häufigkeit in % der tatsächlichen Registrierungen dargestellt.

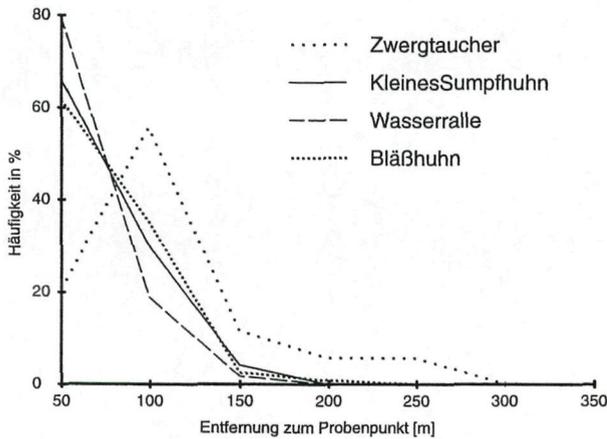


Abb. 18: Häufigkeit von Zwergtaucher, Kleinem Sumpfhuhn, Wasserralle und Bläßhuhn in Abhängigkeit von der Entfernung. Bei jeder Art wird die Häufigkeit in % der tatsächlichen Registrierungen dargestellt.

Tabelle 10: Festgestellte Maximalzahlen registrierter Vögel innerhalb 50 m bei Punkttaxierungen in Winden und die in den jeweiligen Flächen gefundenen Nester. Die Zahlen in Klammer bei Marisken- und Teichrohrsänger bezeichnen die tatsächliche Anzahl der Reviere. MS = Mariskensänger, TS = Teichrohrsänger, RA = Rohrammer, RS = Rohrschwirl, KS = Kleines Sumpfhuhn, WR = Wasserralle.

		MS	TS	RA	RS	KS	WR
Punkt 1	Reviere	3 (3)	3 (3)	0	0	1	4
	Nester	3	3	0		4	0
Punkt 2	Reviere	2 (2)	2.5 (3.5)	0	0	4	3
	Nester	3	1	0		3	0
Punkt 3	Reviere	3 (2.5)	4 (3)	0	0	2	3
	Nester	3	3	2		2	0
Punkt 4	Reviere	2 (2)	3 (3)	0	0	2	3
	Nester	2	3	0		1	0
Punkt 5	Reviere	1.5 (1.5)	3 (3.5)	0	0	2	1.5
	Nester	3	3	0		1	3
Gesamt	Reviere	11.5(11)	15.5(16)	0	0	11	12.5
	Nester	14	13	2	0	11	3

Habitatmessungen

Bodendaten

Wenige Habitatvariablen zeigen eine nennenswerte Korrelation untereinander, nur bei den Vegetationsdichten untereinander sowie bei Wasseranteil und den Übergängen Wasser-Land steigen die Werte über 0,5 (Tabelle 11). Beides ist trivial, überraschender erscheint, daß kein Zusammenhang zwischen Halmdicke und Vegetationshöhe auftrat. Dies erklärt sich aus unserer Meßmethode: während die Halmdicke für viele Halme an genügend Stellen innerhalb eines Zählkreises erfaßt wurde (siehe oben), bestimmten wir die Maximalhöhe nur an zwei Stellen.

Die relativ große statistische Unabhängigkeit der Habitatmerkmale untereinander ließ uns bei der späteren multivariaten Analyse auf eine Variablenreduktion mittels PCA oder ähnlicher Verfahren verzichten.

Tabelle 11: Produkt-Moment Korrelationen der Habitatdaten (n = 51) für das Untersuchungsgebiet ohne See- und Verlandungspunkte (Abkürzungen der Habitatvariablen siehe Kapitel 5.3.).

	WT2	KS	VD50	VD100	VD150	%JG	VH	HD	W	Ü
WT1	0.24	0.02	-0.26	-0.21	-0.30	-0.34	0.15	-0.29	0.29	0.28
WT2		-0.06	0.02	0.11	0.20	-0.14	0.04	-0.08	0.35	0.33
KS			-0.19	-0.27	-0.17	0.29	0.09	0.25	-0.12	-0.05
VD50				0.85	0.69	0.08	-0.26	0.18	0.29	0.34
VD100					0.78	-0.04	-0.11	0.16	0.47	0.37
VD150						0.25	-0.22	0.19	0.34	0.26
%JG							-0.24	0.43	-0.32	-0.18
VH								0.26	-0.14	-0.25
HD									-0.25	-0.14
W										0.76

Luftbilddaten und ihr Zusammenhang zu Bodenmessungen

Sättigung und die Blänkenvariablen sind leicht negativ, Blänkenanteil und Anteil der Blänken mit mehr als 5,6 m Durchmesser sind stark positiv miteinander korreliert (Tabelle 12).

Tabelle 12: Produkt-Moment Korrelation zwischen den Luftbildvariablen.

	Sättigung	Blänkenanteil
Blänkenanteil	-0.27	
Blänken >5.6 m	-0.33	0.67

Vergleicht man die am Boden gewonnenen Messungen mit der Auswertung des Infrarotbildes, so zeigt sich bei der Messung des Wasseranteils ein starker Zusammenhang zwischen dem Wasseranteil der Luftbilder und den am Boden erhobenen Werten für den Blänkenanteil (Tabelle 13). Folgerichtig erklären in einer Regressionsgleichung der Blänkenanteil am Boden 78% der Varianz des Wasseranteils der Luftbilddaten (Tabelle 14).

Tabelle 13: Pearson-Produkt-Moment-Korrelation zwischen Boden- und Luftbilddaten. Die Variablen, die in die jeweiligen Regressionsgleichungen eingehen, sind fett gedruckt.

Bodenvariable	Luftbild: Wasseranteil	Rotsättigung
Wassertiefe 1	0.48	-0.56
Wassertiefe 2	0.41	0.01
Knickschicht	0.06	-0.04
Vegetationsdichte in 50 cm	0.18	0.18
Vegetationsdichte in 100 cm	0.28	0.16
Vegetationsdichte in 150 cm	0.17	0.19
% Jungschilf	-0.39	0.37
Vegetationshöhe	-0.15	0.21
Halmdichte	-0.35	0.46
Wasseranteil	0.88	-0.41
Übergänge Wasser/Schilf	0.73	-0.25

Tabelle 14: Schrittweise Regressionsanalyse. Die abhängigen Variablen sind der Wasseranteil und die Sättigung aus den Infrarot-Luftbildern im 50 m-Radius um den Zählpunkt, die unabhängigen Variablen wurden am Boden gemessen. In den Spalten der Habitatvariablen finden sich die Richtung des Zusammenhangs und das Signifikanzniveau (= Signifikanz der Betagewichte) mit dem die einzelnen Habitatdaten die vorgefundenen Abundanzen der jeweiligen Arten erklären. + bedeutet einen positiven Zusammenhang mit $p < 0.1$, ++ = < 0.01 , +++ = < 0.001 , ++++ = < 0.0001 . Dasselbe gilt in negativer Richtung. WT1 = Wassertiefe 1, VH = Vegetationshöhe, HD = Halmdicke, W = Anteil an offenen Wasserflächen und Ü = Übergänge Wasser/Schilf. Weiters wird der Anteil erklärter Varianz $r^2 \times 100$ und der F-Wert mit zugehörigem Signifikanzniveau angegeben (n = 51).

Luftbildvariable	W	WT 1	VH	Ü	$r^2 \times 100$	F_{49}	p
Wasseranteil	++++				78	136.7	<0.0001
Sättigung	—	—	++	—	54	10.6	0.001

Die Werte für die Rotsättigung korrelieren negativ mit Wasseranteil, Übergänge Wasser/Schilf und Wassertiefe 1, das heißt der eigentlichen Wassertiefe in den Schilfbeständen, positiv nur mit Vegetationshöhe. Da die Sättigungswerte als direktes Maß für den Anteil grüner Pflanzenstruktur und daher als Maß für die Vitalität eines Bestandes gesehen werden können, ist der positive Zusammenhang mit der Vegetationshöhe klar einsichtig. Die negative Abhängigkeit vom Wasseranteil und den Schilf/Wasser-Übergängen erklärt sich einfach dadurch, daß bei einem höheren Blänkenanteil und damit einem aufgelockerten Schilfbestand eine geringere Masse an grünem Pflanzenmaterial anzutreffen ist. Hier ist nochmals darauf hinzuweisen, daß Blänken mit mehr als 1,4 m Durchmesser nicht in den Sättigungswert einfließen (siehe Methoden der Luftbilddatenauswertung) und daher kleinere Wasserflächen hier ausschlaggebend sein müssen.

Der negative Zusammenhang zwischen absoluter Wassertiefe und Sättigung sowie der hohe Erklärungswert dieser Variablen in der zugehörigen Regressionsrechnung (Tabelle 14) erscheinen erklärungsbedürftig; sollte man nicht bei größeren Wassertiefen stärkeres und damit vitaleres Schilf erwarten? Dieser Umstand ist durch die spezifische Topographie unseres Untersuchungsgebietes

bedingt und wurde bereits von Csaplovics (1982) beschrieben: die vitaleren Schilfgebiete liegen seewärts, vermutlich wegen der besseren Nährstoffversorgung, keinesfalls sind aber hier die tiefsten Stellen des Schilfgürtels. Vermutlich durch die Anschwemmung von Seesediment und Schilftorfbildung findet man hier geringere Wassertiefen als im zentralen Teil des Schilfgürtels.

Zusammenhang zwischen Vogel- und Vegetationsdaten

Vergleicht man die Ergebnisse der Regressionsgleichungen für die einzelnen Arten, zeigen sich starke Schwankungen im Erklärungswert durch die jeweiligen Variablen (Tabelle 15). So kann die Häufigkeit des Teichrohrsängers nur innerhalb des 50 m-Radius erklärt werden, wobei hier die Bodendaten wesentlich mehr erklären als die ausgewerteten Infrarotbilder. Ähnlich verhält es sich mit dem Kleinen Sumpfhuhn, auch hier erklären die am Boden gemessenen Daten den größten Teil der Varianz. Die Häufigkeiten der anderen Arten werden besser durch die Infrarotdaten im 100 m-Radius erklärt, bei Rohrschwirl und Rohrammer ermöglichen die geringen Häufigkeiten eine Analyse nur innerhalb des 100 m-Radius.

Tabelle 15: Überblick über die Regressionsanalysen zwischen Vogeldaten und Habitatdaten. Angegeben wird $r^2 \times 100$, das ist der Varianzanteil, der durch die einzelnen Regressionsgleichungen erklärt wird. Ein Stern kennzeichnet Fälle, in denen zu viele Nullwerte bzw. zu geringe Häufigkeiten eine Regressionsanalyse sinnlos machen.

Art	Boden	Luftbild	Luftbild
	(Radius = 50 m)	(Radius = 100 m)	(Radius = 50 m)
Teichrohrsänger	46	0	10
Kleines Sumpfhuhn	42	13	12
Wasserralle	41	49	36
Mariskensänger	31	36	18
Rohrammer	*	23	*
Rohrschwirl	*	34	*

Häufigkeit aller Vögel in Abhängigkeit vom Blänkenanteil

Ein interessanter Zusammenhang ergibt sich zwischen der Häufigkeit aller Individuen und dem Anteil an offenen Wasserflächen. Hier steigt die Individuendichte beim Übergang von geschlossenen in leicht aufgelockerte Gebiete leicht an, sinkt aber ab einem gewissen Blänkenanteil rasch ab (Abb. 19). Am linken Ende der Kurve befinden sich vor allem die Zählpunkte im sehr blänkenreichen Bereich des „Stormy Mondays“.

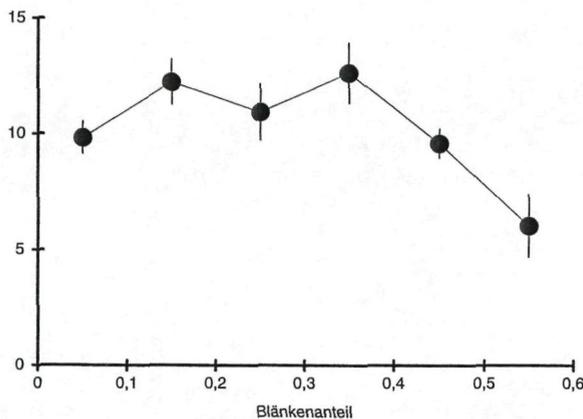


Abb. 19: Abhängigkeit der Vogeldichte vom Anteil an offenem Wasser. Vogeldichte = Summe der festgestellten Individuen aller Arten innerhalb eines 50 m Radius um die Zählpunkte. Insgesamt wurden 56 Kreise verwendet. Blänkenanteil = Anteil an offenem Wasser, 1 = nur Wasser, 0 = nur Schilf.

Habitatwahl der einzelnen Arten

Tabelle 16 zeigt die Ergebnisse der schrittweisen Regressionsrechnung für diejenigen Arten, bei denen eine signifikante Voraussage der festgestellten Vogelabundanzen innerhalb 50 m aus den Habitatvariablen möglich war. So finden sich mehr Teichrohrsänger in eher geschlossenen Schilfbeständen mit höherer Knickschicht und höherer Vegetationsdichte. Der Mariskensänger war häufiger in an Blänken reichen Gebieten mit höherer Wassertiefe zu finden. Die Zahl der gezählten Kleinen Sumpfhühner nimmt ebenfalls mit den Übergängen Schilf/Wasser zu, einen leicht signifikanten positiven Einfluß haben Knickschicht und Halmdicke. Die Abundanzen der Wasserralle dagegen sinken stark mit dem Blänkenanteil, einen leicht positiven Einfluß haben Vegetationsdichte und der % Anteil Jungschilf.

Wie bereits erwähnt, waren die Häufigkeiten für Rohrschwirl und Rohrammer im 50 m Radius zu gering um eine Regression durchzuführen, auch war es nicht möglich, mittels einer Diskriminanzanalyse eine erfolgreiche Trennung in An- und Abwesenheitspunkte durchzuführen. Der Drosselrohrsänger konnte durch die Punkttaxierungen nicht erfaßt werden, wie für den Zwergtaucher wurde hier eine Gesamterfassung durchgeführt. Die Untersuchung der jeweiligen jeweiligen Habitatpräferenzen finden sich in den Kapiteln 4.1 und 4.7.

Tabelle 16: Zusammenfassung der Ergebnisse der schrittweisen Regressionsrechnung für den Zusammenhang zwischen den am Boden gemessenen Habitatmerkmalen und der Häufigkeit der einzelnen Arten innerhalb des 50 m-Radius der Zählkreise. In den Spalten der Habitatvariablen finden sich die Richtung des Zusammenhangs und das Signifikanzniveau (= Signifikanz der Betagewichte) mit dem die einzelnen Habitatdaten die vorgefunden Abundanzen der jeweiligen Arten erklären. + bedeutet einen positiven Zusammenhang mit $p < 0,1$, ++ = $< 0,01$, +++ = $< 0,001$, ++++ = $< 0,0001$; dasselbe gilt in negativer Richtung. $r^2 \times 100$ ist der durch die Habitatvariablen erklärte Varianzanteil der Abundanzen, WT1 = Wassertiefe 1, KS = Knickschicht, VD50 = Vegetationsdichte in 50 cm Höhe, VD100 = Vegetationsdichte in 1 m Höhe, % J = Jungschilfanteil in %, VH = Vegetationshöhe, HD = Halmdicke, W = Blänkenanteil, Ü = Übergänge Wasser/Schilf. Der F-Test ergibt für alle Regressionsgleichungen ein hoch signifikantes Ergebnis ($p < 0,0001$, $n = 51$).

Art	WT1	KS	VD50	VD100	%J	VH	HD	W	Ü	$r^2 \times 100$
Teichrohrsänger	++	++++		+++				---		46
Kleines Sumpfhuhn		+				+			+++	42
Wasserralle			+		+		-	----		41
Mariskensänger	+								+++	31

Zusammenhang Luftbilddaten und Abundanzen einzelner Arten

Die Ergebnisse der Regressionen der Luftbilddaten mit den Häufigkeiten der einzelnen Arten (Tabelle 17) wiederholen zum Teil die Ergebnisse der Analyse mit den Bodendaten. So zeigt sich ein starker positiver Zusammenhang zwischen Wasseranteil und Häufigkeiten von Mariskensänger und Kleinem Sumpfhuhn, negativ wirkt sich der größere Blänkenanteil auf die Häufigkeit von Rohrschwirl, Rohrammer und Wasserralle aus. Der Sättigungs-

grad wirkt sich am stärksten bei der Wasserralle aus, sie tritt in den „vitaleren“ Gebieten häufiger auf, das gleiche gilt für den Rohrschwirl, obwohl hier der Wasseranteil einen größeren Einfluß zeigt. Beim Mariskensänger ist ein negativer Zusammenhang zur Vitalität feststellbar. Die Variable Anteil der Blänken, die einen Durchmesser größer als 5,7 m haben, erklärt nicht viel, wirkt sich aber positiv auf die Berechnung der Verbreitungskarten aus (siehe unten), da sonst der Bestand in Gebieten mit sehr großen Blänken überschätzt wird.

Tabelle 17: Schrittweise Regressionsanalyse mit den festgestellten Häufigkeiten der einzelnen Arten innerhalb von 100 m als abhängige und den Luftbilddaten als unabhängige Variable. Für die in die Regressionsgleichungen aufgenommenen Variablen (Wasseranteil, Anteil der Blänken mit mehr als 1,4 m Durchmesser und Sättigungswert) wird die Richtung und das Signifikanzniveau gezeigt. + bedeutet einen positiven Zusammenhang mit $p = < 0,1$, ++ = $< 0,01$, +++ = $< 0,001$, ++++ = $< 0,0001$; dasselbe gilt in negativer Richtung. Weiters wird der Anteil erklärter Varianz $r^2 \times 100$ und der F-Wert mit zugehörigen Signifikanzniveaus angegeben (n = 44).

Art	Sättigung	Wasseranteil	Bl.>5.6m	$r^2 \times 100$	F_{42}	p
Wasserralle	++++	--		49	18,42	0,0001
Kleines Sumpfhuhn		+		13	6,21	0,017
Mariskensänger	-	++		36	7,67	0,001
Rohrschwirl	+	---	+	34	6,96	0,001
Rohrammer			---	23	13,11	0,0001

Verbreitungskarten

Für die Verbreitungskarten wurden die Regressionsgleichungen auf Basis der Daten für den 100 m-Radius verwendet, ihre statistischen Kennwerte sind in Tabelle 17 angeführt. Bei allen Karten wurde auf die Angabe von genauen Dichtewerten verzichtet, und relative Häufigkeitskategorien gewählt. Bei der Rohrammer, die nicht gleichmäßig übers ganze Gebiet verteilt vorkommt, wurde eine logarithmische Einteilung der Klassen durchgeführt. Bei der Wasserralle und beim Rohrschwirl führen die Nullwerte bei den Zählergebnissen zu negativen Werten in der Vorhersage der Dichte in Gebieten, in denen keine Individuen vorkommen sollen. Diese Werte wurden auf Null gesetzt und ergaben eine eigene Klasse.

Rohrschwirl

Beim Rohrschwirl gab es die Möglichkeit die vorausgesagte Verbreitungskarte mit der Verteilung der tatsächlich kartierten Reviere zu vergleichen. Wie in Abbildung 20 ersichtlich, stimmt diese Hochrechnung recht gut mit den tatsächlichen Verhältnissen überein. Dort wo keine Reviere vorausgesagt wurden, aber Rohrschwirle anwesend waren, befinden sich meist Kanäle, an deren Rändern stärkeres und dichteres Schilf wächst. Diese länglichen Strukturen haben bezogen auf die ausgewerteten ha - Raster eine relativ kleine Fläche, daher ist es nicht verwunderlich, daß hier keine zuverlässigen Voraussagen getroffen werden können. Dies gilt vor allem für den „Thell-Kanal“ aber auch für „Thells End“.

Mariskensänger

Der Mariskensänger (Abb. 21) ist besonders in den blänkenreichen, weniger vitalen Bereichen häufig. Generell

stimmt das Verbreitungsbild mit den beobachteten Verhältnissen überein, nur im Bereich „Stormy Monday“ kommt es wahrscheinlich zu einer Überschätzung der Bestände. Hier sind die Schilfbestände extrem aufgelockert und niedrig. Obwohl eine höhere Anzahl an Blänken mehr Mariskensänger bedeutet, ist hier der Wasseranteil vermutlich schon so groß, daß die Dichte wieder sinkt. Diese nicht lineare Beziehung geht nicht in die Regressionsgleichungen ein und führt daher zur Vorhersage zu hoher Werte.

Kleines Sumpfhuhn

Das Kleine Sumpfhuhn (Abb. 22) ist ähnlich verteilt wie der Mariskensänger und die dort diskutierten Verhältnisse treffen auch bei dieser Art zu. Aufgrund des geringeren Signifikanzniveaus ist die Voraussage beim Kleinen Sumpfhuhn mit größeren Unsicherheiten behaftet.

Wasserralle

Die Wasserralle (Abb. 23) zeigt eine Bevorzugung der vitaleren Bereiche am Seerand. Hier ist noch einmal anzumerken, daß die ganz landseitig gelegenen Bereiche des Schilfgürtels, die ebenfalls hohe Wasserrallen-Dichten aufweisen, nicht in die Luftbilddaten eingegangen.

Rohrammer

Die Rohrammer (Abb. 24) zeigt eine weitgehend flächendeckende Verbreitung über das ganze Untersuchungsgebiet und erreicht am Seerand und im landseitigen Teil des Schilfgürtels die höchsten Dichten.

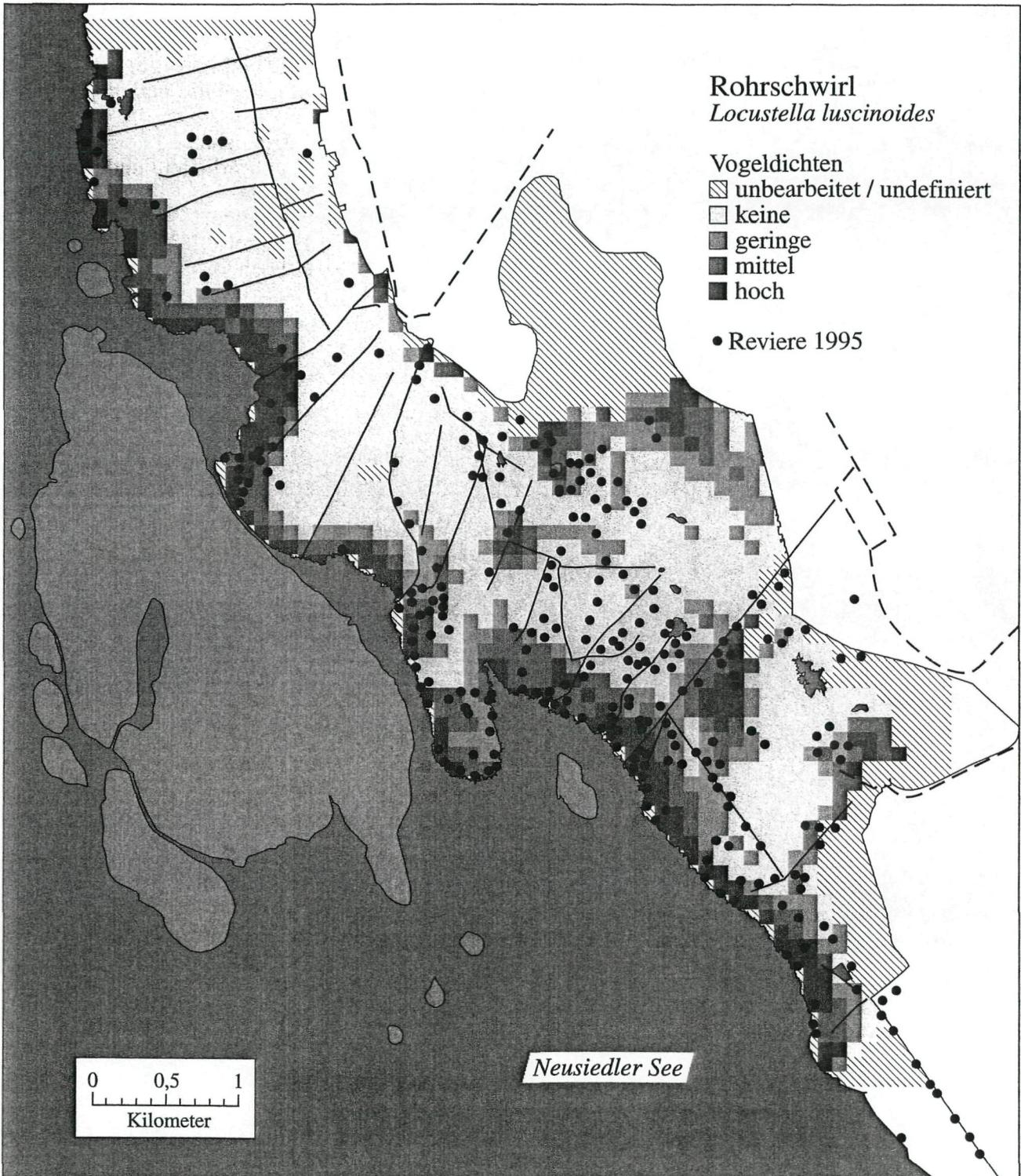


Abb. 20: Vorhergesagte Verbreitung des Rohrschwirls. Die Punkte kennzeichnen die tatsächlich gefundenen singenden Männchen. Die zugehörige Regressionsgleichung mit standardisierten Variablen (z-Werte) lautet:

$$z_{\text{Häufigkeit}} = -0,36 * z_{\text{Wasseranteil}} - 0,34 * z_{\text{Sättigung}} - 0,24 * z_{\text{Blänken >5,6 m}}$$

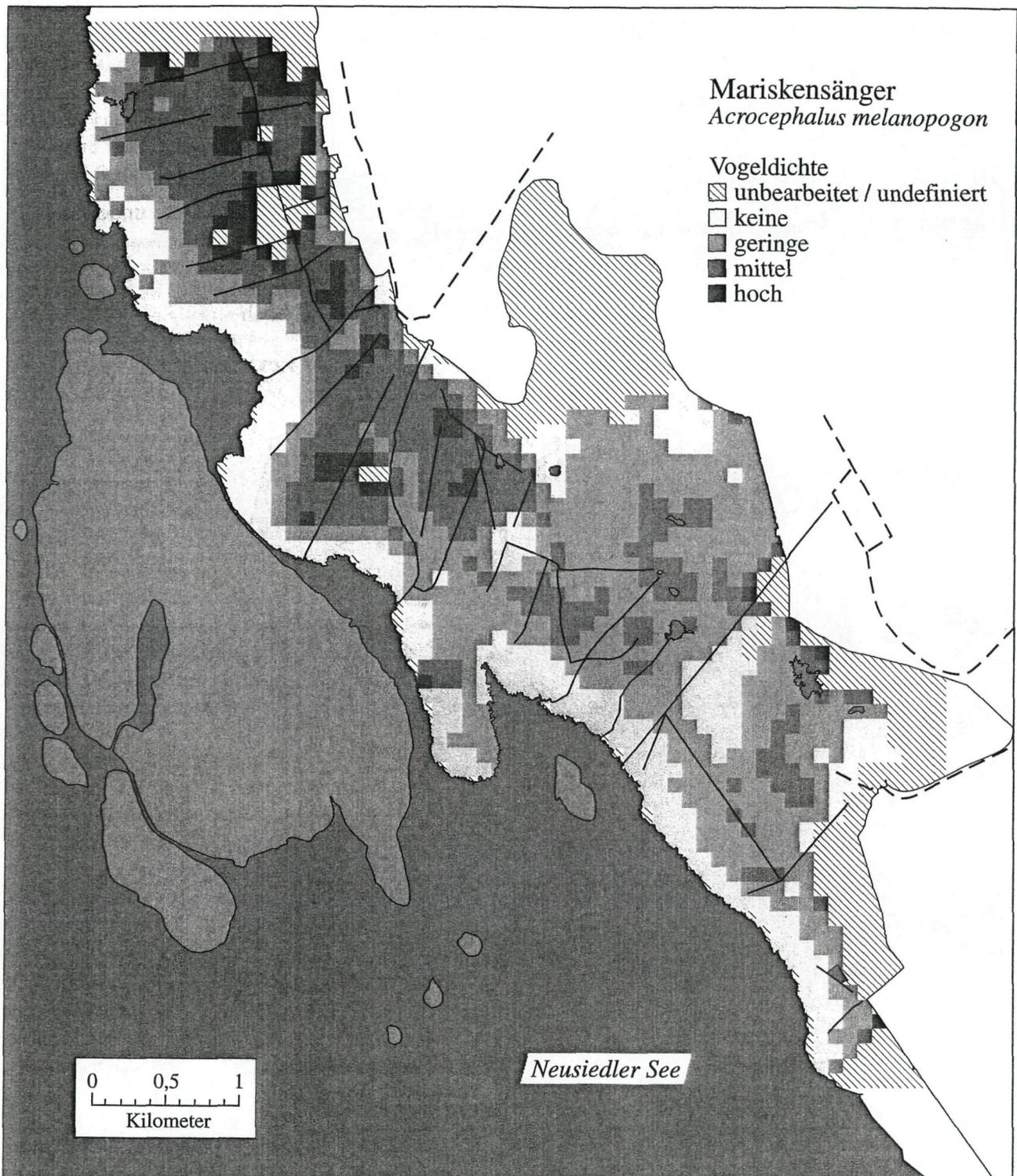


Abb. 21: Vorhergesagte Verbreitung des Mariskensängers. Die zugehörige Regressionsgleichung mit standardisierten Variablen (z-Werte) lautet: $z_{\text{Häufigkeit}} = 0,57 * z_{\text{Wasseranteil}} - 0,34 * z_{\text{Sättigung}} - 0,34 * z_{\text{Blänken >5,6 m}}$

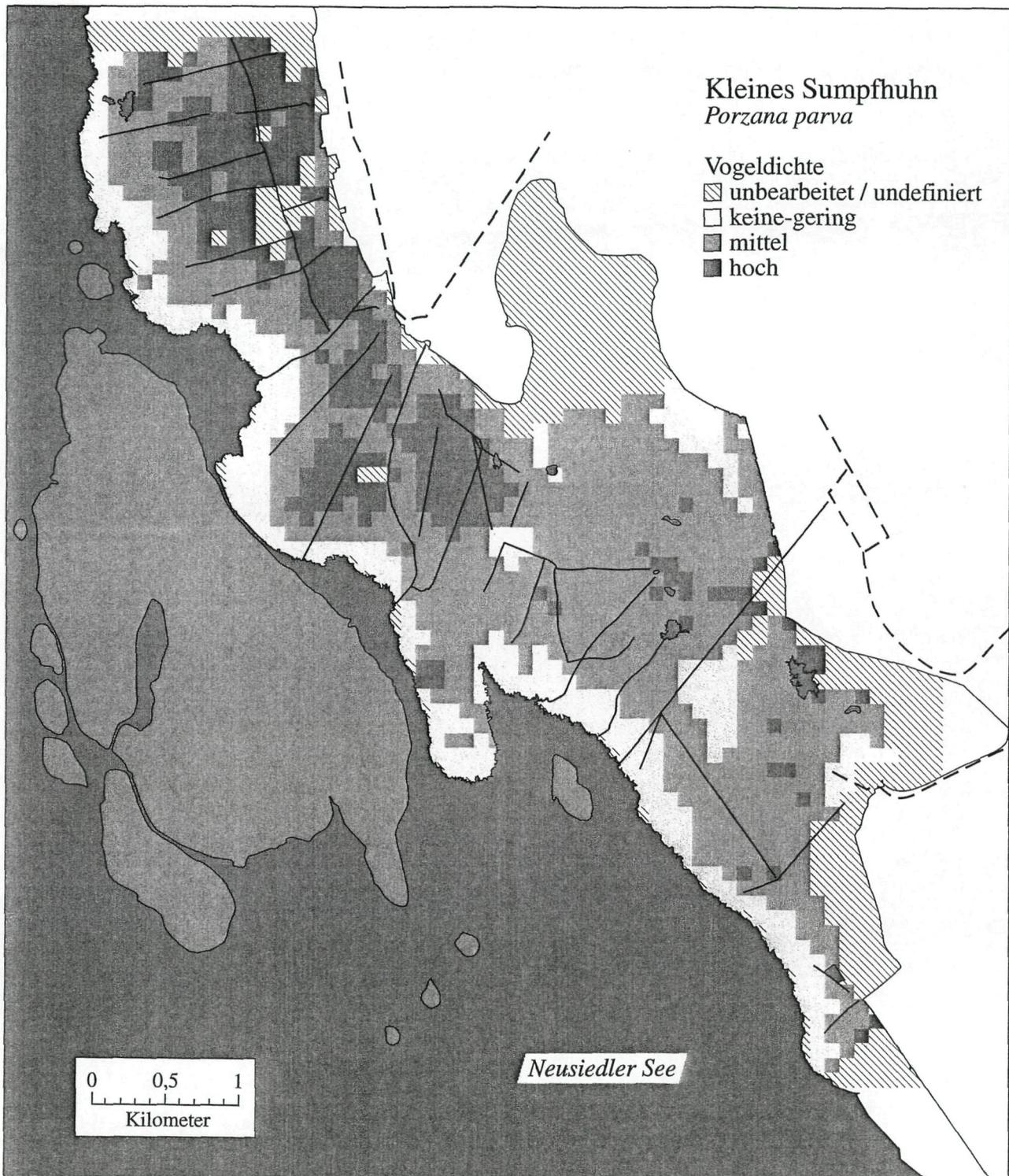


Abb. 22: Vorhergesagte Verbreitung des Kleinen Sumpfhuhns. Die zugehörige Regressionsgleichung mit standardisierten Variablen (z-Werte) lautet: $z_{\text{Häufigkeit}} = 0,36 * z_{\text{Wasseranteil}}$

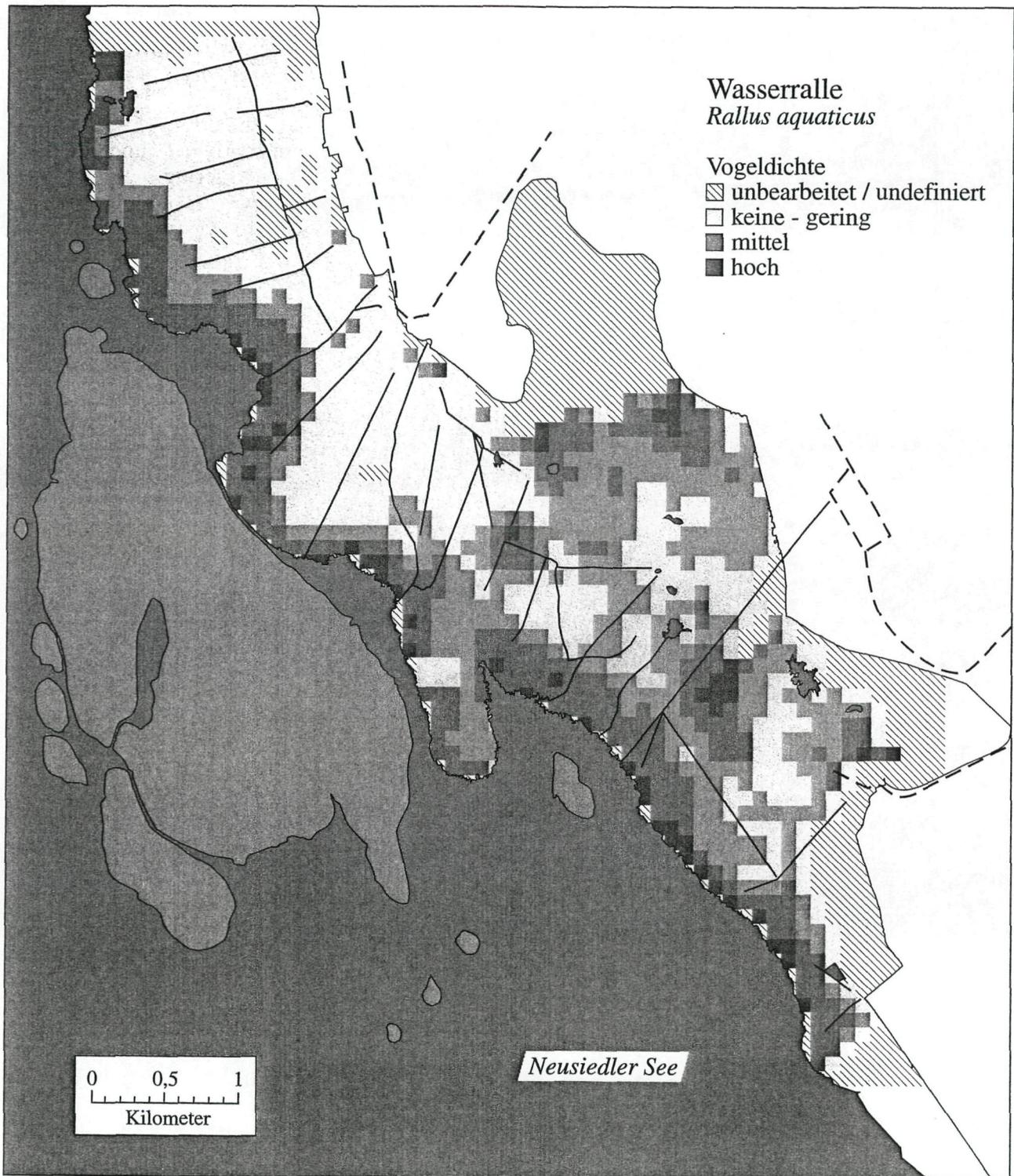


Abb. 23: Vorhergesagte Verbreitung der Wasserralle. Die zugehörige Regressionsgleichung mit standardisierten Variablen (z-Werte) lautet: $z_{\text{Häufigkeit}} = -0,33 \cdot z_{\text{Wasseranteil}} + 0,52 \cdot z_{\text{Sättigung}}$.

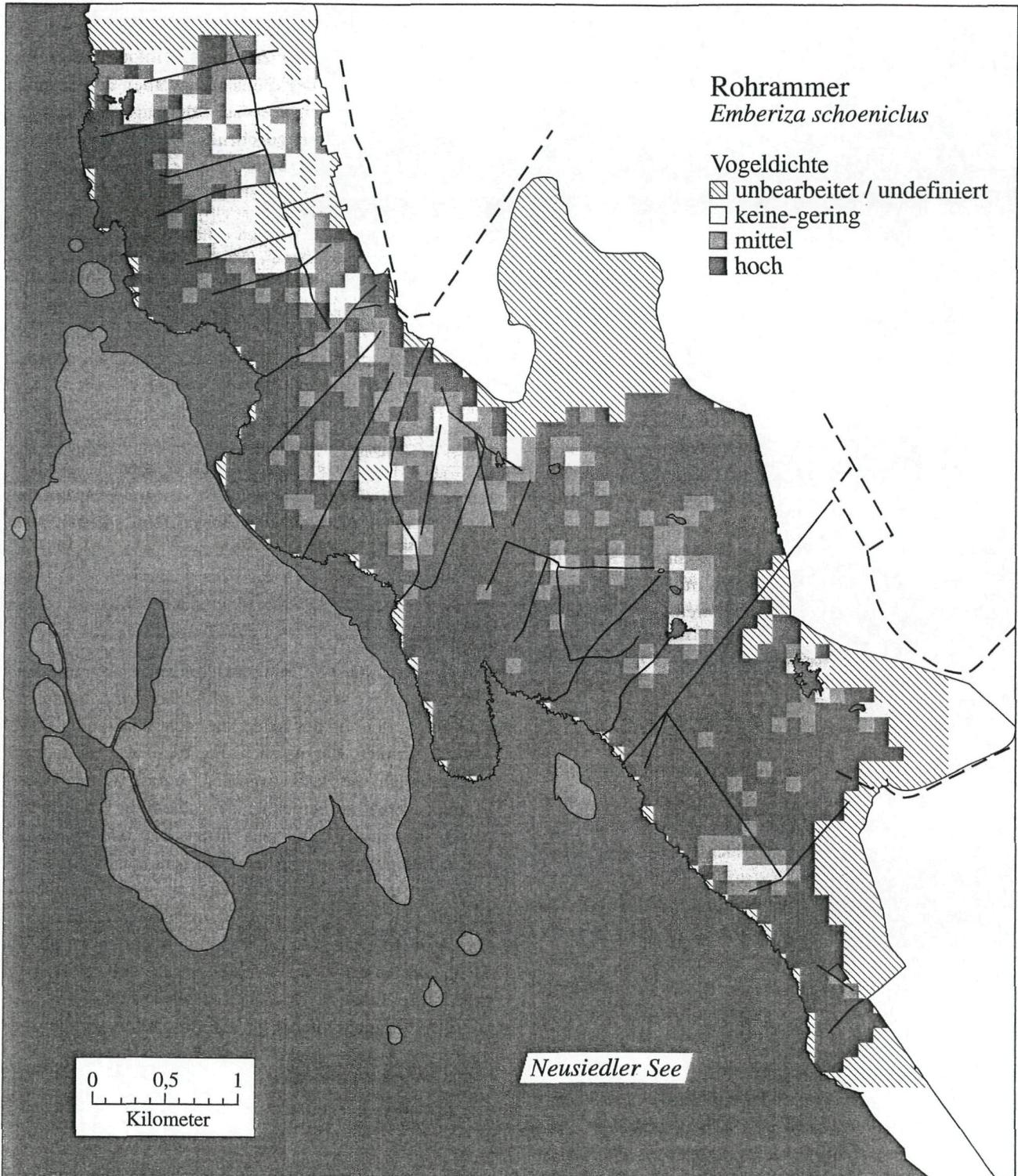


Abb. 24: Verbreitung der Rohrammer. Die zugehörige Regressionsgleichung mit standardisierten Variablen (z-Werte) lautet: $z_{\text{Häufigkeit}} = -0,48 * z_{\text{Blänken >5,6 m}}$

Bestandsgrößen in der Naturzone

Für die Hochrechnung der Bestandsgrößen wurde in einem Raster jedem Hektar des Untersuchungsgebietes die entsprechende Dichte zugeordnet. Generell ist bei jeder Hochrechnung mit einer mehr oder weniger krassen Unterschätzung der tatsächlichen Dichtewerte zu rechnen, obwohl die Situation bei den Rallen ungeklärt bleibt. Wie in Abbildung 17 und 18 ersichtlich, ist vor allem für das Kleine Sumpfhuhn, die Wasserralle und zum Teil auch beim Mariskensänger bei der Verwendung der Daten aus dem 100 m-Radius mit einer groben Unterschätzung zu rechnen. Daher wurden für diese Arten Regressionen auf der Basis der Ergebnisse der Kreise mit 50 m-Radius gerechnet. Diese erklären zwar einen geringeren Varianzanteil als die Regressionen auf der Basis des 100 m-Radius (siehe Tabelle 17), geben aber realistischere Werte für die tatsächliche Bestandsgrößen. Beim Teichrohrsänger findet man nur im 50 m Radius einen schwach signifikanten Zusammenhang. Bei der Wasserralle und beim Rohrschwirl führen die auftretenden Nullwerte zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Bestandsgröße. Hier wurde daher eine Regression ohne Nullwerte gerechnet und dann damit die vorauszusagenden Werte berechnet. Dies führt zwangsläufig zwar zu größeren Konfidenzgrenzen, dürfte aber den tatsächlichen Werten näher kommen. Beim Rohrschwirl führen die geringen Dichten im 100 m-Radius zu einem weniger genauen Ergebnis führen.

Tabelle 18: Geschätzte Bestandsgrößen in Brutpaaren und deren 95% Konfidenzgrenzen für einzelne Vogelarten im Untersuchungsgebiet (insgesamt für 1.270 ha). Alle Werte wurden mittels Regressionsrechnung aus den Infrarotdaten bestimmt. Bei Rohrammer und Rohrschwirl wurden Daten aus dem 100 m-Radius verwendet, bei allen anderen Arten aus dem 50 m- Radius.

Art	Bestand	95% Konfidenzgrenzen
Teichrohrsänger	5014	± 1716
Kleines Sumpfhuhn	2763	± 783
Mariskensänger	1955	± 555
Rohrammer	902	± 183
Wasserralle	695	± 244
Rohrschwirl	612	± 315

Bestandschätzungen für den gesamten Schilfgürtel

Unsere Untersuchungen erlauben eine fundierte Revision bisheriger Bestandsangaben. Die Naturzone gehört zu den an Altschilf und Blänken reichsten Gebieten des Schilfgürtels. Daher ist es nur eingeschränkt möglich, die in unserem Untersuchungsgebiet festgestellten Werte linear auf den gesamten Schilfgürtel hochzurechnen. Bei reinen Altschilfbewohnern wie z.B. Mariskensänger und Kleinem Sumpfhuhn kommt es dabei sicherlich zu leichten Überschätzungen. Genauere Hochrechnungen werden allerdings erst nach Vorliegen einer flächendeckenden Infrarotluftbild-Auswertung möglich sein. Außerdem hat der Schilfschnitt Einfluß auf alle Berechnungen; laut Knoll (1986) wurden Anfang der 80er Jahre ca. 16 km² (rund 15%) des Schilfgürtels geerntet, derzeit dürfte der

Wert darunter liegen. Für Mariskensänger, Rohrschwirl und Kleines Sumpfhuhn sind Jungschilfflächen nicht besiedelbar; Drosselrohrsänger und Rohrammer dagegen erreichen in jüngeren Schilfbeständen besonders hohe Dichten. Die in Tabelle 19 angegebenen Werte versuchen auf diese Gegebenheiten Rücksicht zu nehmen. Für Rohrdommel, Zwergtaucher, Zwergrohrdommel, Moorente, Rohrschwirl und Drosselrohrsänger werden die Grundlagen für die Bestandsangaben außerdem in den jeweiligen Artkapiteln detailliert angegeben.

Tabelle 19: Bestandsangaben in Brutpaaren (bzw. rufenden Männchen bei den Dommeln) für ausgewählte Schilfvogelarten im Schilfgürtel des österreichischen Seeteils im Vergleich zu früheren Angaben; wenn möglich wurden zur Hochrechnung die 95% Konfidenzintervalle aus Tabelle 18 verwendet.

Art	Schätzung in Dvorak et al. 1994	Diese Arbeit
Zwergtaucher	500-1.000	1000
Rohrdommel	ca. 100	100
Zwergrohrdommel	200-300	60
Moorente	-	100-150
Wasserralle	8.000-12.000	2.800-5.800
Kleines Sumpfhuhn	4.000-6.000	12.300-22.000
Rohrschwirl	3.000-5.000	1.750
Mariskensänger	9.000	8.700-15.600
Teichrohrsänger	30.000-60.000	20.500-42.000
Drosselrohrsänger	8.000	maximal 2.000
Rohrammer	-	4.500-6.700

5.5. Diskussion

Die Kombination von Punkttaxierungen, Habitatmessungen und Analyse von Infrarot-Luftbildern ermöglichten es, auch die Verteilung der Arten, die nicht vollständig erfaßt werden konnten, darzustellen. Für diese war es dadurch auch möglich, die Bestandsgrößen für das gesamte Untersuchungsgebiet zu berechnen. Vor allem die Voraussage der Dichten mit Hilfe der aus Infrarot-Luftbildern gewonnenen Meßdaten stellt unseres Wissens ein völlig neues Verfahren dar. Die zwei aus den Luftbildern erhobenen Variablen Rotsättigung und Blänkenanteil erklären die Häufigkeiten einiger Arten zum Teil sogar besser als die 11 am Boden erhobenen Variablen (z.B. bei der Wasserralle, siehe Tabellen 15 & 16)! Eine Ursache dafür liegt sicher in der einheitlichen Struktur des Untersuchungsgebietes; es besteht praktisch nur aus Schilfrohr, selbst größere Rohrkolbenbestände fehlen weitgehend. Die Interpretation der Infrarotbilder wird bei artenreicheren Pflanzengesellschaften ungleich schwieriger, daher wurden auch die gemischten *Cladium/Phragmites*-Bestände des Teilgebietes „Darscho“ nicht untersucht. Außerdem handelt es sich ausschließlich um Altschilfflächen, die zumindest in den letzten Jahren weder durch Brand noch durch Schnitt verändert wurden.

Die Resultate zur Habitatwahl für die einzelnen Arten stimmen weitgehend mit den aus der Literatur bekannten Ergebnissen und früheren Arbeiten (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993) überein. So zeigt sich die Wasserralle als

Bewohner von vitalen Schilfbereichen mit wenig offenen Wasserflächen, während das Kleine Sumpfhuhn vor allem Altschilf mit hohem Blänkenanteil besiedelt. Ebenso bestätigt sich der Mariskensänger als Spezialist des blänkenreichen Altschilfs (Leisler 1981, Dvorak, Nemeth & Ranner 1993). Die Rohrammer besiedelt vor allem see- und landseitige Randstrukturen und meidet offene Wasserstellen. Interessant sind die Ergebnisse für den Rohrschwirl: sie zeigen, daß die Art vitaleres Schilf bevorzugt, Gebiete mit hohem Blänkenanteil meidet; aber die Ränder größerer Blänken (>5,6m) wiederum vermehrt besiedelt (Tabelle 17). Die Randstrukturen von großen Blänken und Kanälen zeigen meist einen schmalen Streifen mit vitalerem Schilf, ein Umstand der für die Habitatwahl der Art wahrscheinlich wichtig ist, aber bei der auf „ha“-Basis erfolgten Infrarot-Luftbildauswertung zu wenig erfaßt wird. Dies bestätigt auch der Vergleich mit der Gesamterfassung. Generell stimmt die vorausgesagte mit der tatsächlichen Verteilung überein, nur entlang von Kanälen wurden zusätzliche Reviere gefunden (Abb. 14). Die Art tritt also selten gemeinsam mit dem Kleinen Sumpfhuhn (Dvorak, Nemeth & Ranner 1993), aber häufig gemeinsam mit der Wasserralle auf. Die Gründe für die Bevorzugung vitalerer Schilfbereiche kann nur durch eine genauere autökologische Untersuchung der Art geklärt werden. Bei allen Interpretationen muß darauf geachtet werden, daß erklärende Variable nicht mit den von der jeweiligen Art wirklich gewählten Habitatstrukturen ident sein müssen (Wiens 1991). Außerdem besteht natürlich immer die Gefahr, gebietsspezifische Eigenheiten für die jeweilige Art zu generalisieren. Unser gesamtes Untersuchungsgebiet besteht beinahe ausschließlich aus langjährig nicht genutztem Altschilf. Vitalität und Blänkenanteil zeigen hier einen starken negativen Zusammenhang (Tabelle 13), daß heißt, die stärksten und kräftigsten Schilfbestände sind auch die geschlossensten, während sich aufgelockerte Bereiche meist durch schwachwüchsiges Schilf auszeichnen; Ausnahmen bilden lediglich die Ränder bestimmter Kanäle. Davon abgesehen, gibt es fast keine Gebiete mit aufgelockertem, aber sehr kräftigem Schilf, wie sie etwa am Westufer des Sees bei intensiver Bewirtschaftung stellenweise flächig zu finden sind. In solchen Bereichen ist auch der Drosselrohrsänger flächig verbreitet, während das Kleine Sumpfhuhn im Gegensatz zum Untersuchungsgebiet solche Bereiche weitgehend meidet. Das Untersuchungsgebiet zeigt räumlich eine mehr oder weniger klare Zonierung. So ist die Wassertiefe in den mittleren, mehr aufgelockerten Bereichen des Schilfgürtels am größten, während sie seeseitig und landseitig wieder abnimmt. In

der Mitte des Schilfgürtels finden sich auch die weniger vitalen Bereiche. So erklärt sich, daß man alle Altschilfspezialisten in Gebieten größerer Wassertiefe findet. Der Drosselrohrsänger dagegen besiedelt hier im Gegensatz zu den vom Westufer stammenden Angaben von Leisler (1981) nicht die tiefsten, sondern in der Regel die seichteren Gebiete.

Da die Ergebnisse der Punkttaxierungen zumindest bei Teich- und Mariskensänger weitgehend mit der Zahl der tatsächlich vorhandenen Reviere übereinstimmen (siehe Vergleichsfläche Winden Kapitel 5.4.), leiten wir aus den Hochrechnungen auch Bestandsschätzungen ab. Die Hochrechnungen der Brutbestände der Naturzone erlauben wiederum für die meisten Arten auch wesentlich fundiertere Bestandsschätzungen für den gesamten österreichischen Teil des Schilfgürtels (siehe Kapitel 5.4.). Bei der Hochrechnung wurde der Rohrschwirl deutlich überschätzt (siehe Kapitel 4.6.), die Ursache liegt wahrscheinlich in der geringen Zahl insgesamt festgestellter Individuen. Da diese Art über weite Entfernungen hinweg festgestellt werden kann, sollte der Erfassungsradius bei zukünftigen Zählungen auf 200 m ausgedehnt werden, um bessere Bestands- und Dichteschätzungen zu bekommen. Die am Boden gemessenen Wasseranteile (Tabelle 14) stimmen mit den aus dem Luftbild gemessenen fast vollkommen überein und haben einen hohen Erklärungswert für das Vorkommen der einzelnen Arten. Andere, am Boden erfaßte Merkmale, wie z.B. die Ausprägung der Knickschicht, zeigten - verglichen zu früheren Arbeiten (z.B. Dvorak, Nemeth & Ranner 1993) - einen unerwartet geringen Zusammenhang zu den Zählenden. Die Ursache liegt in den in unserem Untersuchungsgebiet großflächig auftretenden Schilfbruchflächen. In diesen Gebieten wurde durch Wind oder Schnee in einem der letzten Jahre der gesamte Schilfbestand umgeworfen, wodurch eine im Vergleich zu einer allmählich entstehenden Knickschicht nicht vergleichbare Situation eintrat. Die in solchen Beständen alle in eine Richtung weisenden und sehr dicht liegenden toten Schilfhalme sind aber für Rallen und andere Vögel undurchdringlich und bieten eine qualitativ andere Struktur als eine Knickschicht mit in alle Richtungen weisenden Halmen. Der erklärende Wert der Knickschicht bei der Regressionsanalyse ist daher vorsichtig zu beurteilen, beim Kleinen Sumpfhuhn wäre aber jedenfalls ein stärker positiver Zusammenhang, bei der Wasserralle hingegen eine negative Beziehung zu erwarten. Bei zukünftigen Messungen sollten daher diese Schilfbruchflächen gesondert analysiert werden.

6. Allgemeine Diskussion

6.1. Geschichte, Zustand und Zukunft des Schilfgürtels in der Naturzone

Das Untersuchungsgebiet, größtenteils ident mit der Naturzone des Nationalparks, besteht nach Aufgabe der Schilfnutzung ausschließlich aus Altschilfbeständen (siehe Kapitel 2).

Die Zusammensetzung der Vogelgesellschaften spiegelt dies deutlich wieder: Bewohner starkhalmiger, hoher Schilfbestände (z.B. Drosselrohrsänger), wie sie durch intensive Nutzung (Schnitt, Abbrennen) entstehen können, sind hier nur sehr lokal verbreitet; Altschilfbewohner hingegen wie zum Beispiel Kleines Sumpfhuhn und Mariskensänger erreichen im Untersuchungsgebiet auch großflächig hohe Dichten.

Das Gebiet ist aber dennoch keine ungestörte Wildniszone, die sich unbeeinflusst über einen längeren Zeitraum entwickelt hat, vielmehr sind heute noch die Spuren intensiver Nutzung allgegenwärtig: bis in die 60er Jahre wurde in großen Teilen der heutigen Naturzone Schilf geerntet; vor allem das Teilgebiet Sandeck („Sandecker Kanal“ bis Elephant Man) weist zahlreiche lineare und kreisförmige offene Wasserflächen auf, die im Vergleich mit Luftbil-

dern aus den letzten Jahrzehnten nicht nur nicht kleiner wurden sondern sich sogar ausdehnten. Eine quantitative Untersuchung dieser Prozesse wurde bis jetzt allerdings noch nicht durchgeführt und konnte im Rahmen dieser Arbeit nicht mehr erfolgen; unsere Aussagen stützen sich hier lediglich auf den optischen Vergleich der Luftbilder aus den Jahren 1971, 1979, 1985 und 1992. Der Vergleich von den Aufnahmen 1985 und 1992 (Abb. 25) zeigt eine deutliche Vergrößerung des Blänkensystems im Bereich „Stormy Monday“ (Luftbildaufnahmen 1985 ÖK 108-109 Streifenr. 5/4051 und 1992 ÖK 107 -108 Streifenr. 11/6903). Der Ursprung dieser ausgedehnten Wasserflächen im „Stormy Monday“ liegt offensichtlich in großflächigen Mähschäden. Die langanhaltende Wirkung der intensiven Nutzung läßt sich sehr gut anhand der Luftbilder dokumentieren; so finden sich Fahrspuren nördlich des Sandecker Kanals auf den Aufnahmen des Jahres 1971 (ÖK 77-78 Streifenr. 12/6802) identisch wieder auf Bildern des Jahres 1992 (ÖK 107 -108 Streifenr. 11/6903). Die Ursachen für die Vergrößerung der Blänken in den letzten 10 Jahren ist unbekannt. Bei Anhalten dieser Entwicklung ist zu erwarten, daß sich zumindest die zentralen Teile dieses Teilgebietes längerfristig zu einer einzigen offenen Wasserfläche entwickeln werden.



Abb. 25: Vergleich von Luftbildaufnahmen der Jahre 1985 und 1992. Der abgebildete Bereich befindet sich im „Stormy Monday“; die schwarzen Flächen sind Wasserflächen (1 cm entspricht 125 m).

Umgekehrt kam es landseitig nach der Anhebung des Seespiegels Mitte der 60er Jahre zu einer Ausdehnung der Schilffläche, und zwar in den Bereichen „Wasserstätten“, „Darscho“ und Zwikisch; begünstigt wurde dies sicherlich auch durch die Aufgabe der Weidewirtschaft in diesen Gebieten (Csaplovics 1985).

Ein weiterer für die Entwicklung des Gebietes wichtiger Prozeß ist die Bildung eines Walles am seeseitigen Schilfrand, der durch Ablagerungen von im Seewasser suspendierten Sedimenten entsteht. Dadurch kommt es zu einer weitgehenden Abdämmung der zentralen Schilfbereiche von den Strömungen des freien Seekörpers. Der Seewall und der unmittelbar dahinter liegende Schilfbereich weist

das höchste und stärkste Schilf des gesamten Untersuchungsgebietes auf, was auf eine gute Nährstoffversorgung hinweist. Nach unseren Beobachtungen spricht Vieles dafür, daß es sich bei den skizzierten Phänomenen um mindestens zwei gerichtete Entwicklungen handelt: einerseits kommt es in weiten Teilen zu Auflockerungen, deren Ursachen zumindest teilweise in der früheren Schilfnutzung liegen; andererseits ist seeseitig eine Tendenz zur Verlandung vorhanden, die sich allerdings nicht in einer seewärts gerichteten Ausbreitung des Schilfgürtels niederschlägt, sondern landwärts gerichtet ist.

6.2. Die Situation der einzelnen Vogelarten

Die im Schilfgürtel brütenden Vogelarten sind von diesen Entwicklungen in unterschiedlicher Weise betroffen: allgemein konnte festgestellt werden, daß in sehr blänkenreichen, lockerwüchsigen Schilfbeständen die Dichte aller Arten stark absinkt (Abb. 25). Mit den strukturellen Veränderungen im Schilf, vor allem der großflächigen Ausbreitung der offenen Wasserflächen im Inneren der Schilfzone und den Verschiebungen der Habitatcharakteristika ändert sich die Zusammensetzung der Vogelgemeinschaften. So gibt es Arten, die zu den „Gewinnern“ und solche, die zu den „Verlierern“ zählen. Zwergtaucher, Kleines Sumpfhuhn und Mariskensänger profitieren von der derzeitigen Situation. Die Bestände von Zwergrohrdommel und Drosselrohrsänger dagegen gehen rasant zurück. Rohrschwirl, Teichrohrsänger und Rohrammer dürften von den strukturellen Änderungen nicht in so großem Ausmaß betroffen sein wie die oben erwähnten Arten. Beim derzeitigen Wissensstand können jedoch keine genaueren Prognosen für die einzelnen Arten gemacht werden. Tüpfelsumpfhuhn, Feldschwirl und Schilfrohrsänger, die durch das Vorhandensein einer sich ungestört entwickelnden Verlandungszone profitieren könnten, werden durch die Praxis umfangreicher Schilfnutzung in diesen Zonen unterdrückt.

Auffallend sind die geringen Bestände der Entenvögel im Untersuchungsgebiet. Wir führen das auf das geringe Nahrungsangebot zurück, also auf das Fehlen eines ausreichenden Angebots an Chironomidenlarven und einer nennenswerten Makrophytenvegetation.

7. Empfehlungen für die Naturzone

7.1. Voraussetzung für jedes Monitoring - das Offenhalten von Kanälen

Derzeit besteht die Regelung, daß die in der Naturzone ablaufenden Entwicklungen durch keine direkten Managementeingriffe beeinflusst werden sollen. Gleichzeitig muß die weitere Entwicklung durch ein langfristiges Monitoringprogramm dokumentiert und daraus Managementempfehlungen für andere Schilfgebiete abgeleitet werden. Dafür ist es notwendig, daß das Gebiet in der derzeitigen Form zugänglich bleibt. Die seeseitigen Zugänge zum inneren Blänkensystem des Schilfgürtels wurden bisher zum Teil durch Berufsfischer offengehalten. Ohne solche Eingriffe wachsen die seeseitigen Enden dieser Kanäle durch die Seewallbildung sehr schnell zu, wie es z.B. am Ende des Frauenkirchener Kanals und des Kurfürstendamms bereits geschehen ist. Daher plädieren wir für ein künstliches Offenhalten der noch bestehenden Zugänge zum inneren Teil des Schilfgürtels.

Durch diese Maßnahme wird der innere Schilfgürtel besser durchflutet und wahrscheinlich ist eine positive Auswirkung auf die Fischfauna und zumindest kein negativer Einfluß auf die Schilfvögel zu erwarten. Insofern ist

damit eine kleine Abweichung von der Nichteingriffsregelung in laufende Prozesse gegeben. Die Alternative - nichts zu tun - würde bedeuten, daß **jedes** Monitoring im Schilfgürtel der Naturzone, sei es ornithologisch, limnologisch oder botanisch, in Zukunft unmöglich wäre.

Folgende Bereiche sollten offengehalten bzw. geöffnet werden:

- „Stormy Monday“ ein Zugang im nördlichen Drittel und der „Sandecker Kanal“
- ein Zugang nördlich vom Thellkanal
- „Thell-Kanal“
- Verbindung Thellkanal und Elephant Man
- Zugang zu „Thells End“
- „Frauenkirchener Kanal“ und „Kurfürstendamm“

7.2. Zukünftige Monitoringprogramme

Unsere Forschungsergebnisse zeigen eine Momentaufnahme der Verbreitung der meisten Schilfvogelarten der Naturzone. Der nächste Schritt besteht darin, langfristige Veränderungen und die Dynamik von Entwicklungen zu zeigen.

Strukturerfassung des Schilfgürtels

Grundvoraussetzung dafür ist ein Monitoring der Schilfstruktur selbst. Wie unsere Arbeit zeigt, bieten Infrarotluftbilder eine gute Basis dafür. Eine jährliche Erfassung mit regelmäßiger Auswertung übersteigt allerdings jedes Budget. Einen Ausweg bietet die wesentlich preisgünstigere und sich ständig weiterentwickelnde Satellitenphoto-Technologie. Die von uns getesteten Variablen Rotsättigung und Blänkenanteil bieten eine gute Grundlage für die Analyse, Methoden um Veränderungen zu dokumentieren, müßten noch hinzukommen. Damit könnte die Dynamik der großflächigen Schilfentwicklung auf einer feineren Skala dokumentiert werden. Bisher fehlt allen Prognosen, die die weitere Entwicklung des Schilfgürtels der Naturzone betreffen, eine solide Datenbasis.

Monitoring der einzelnen Vogelarten

Die Strukturerfassung bietet eine gute Voraussetzung für das Monitoring einzelner Vogelarten. Wie wir gezeigt haben, kann man mit der Analyse von Infrarotbildern und repräsentativen Punkttaxierungen ein Verbreitungsbild der meisten Kleinvogelarten entwerfen. In Zukunft würden dazu 40-50 repräsentative Punkte genügen. Dabei kann man auf bisher verwendete Punkte zurückgreifen, einzige Änderung wäre die Erfassung von Rohrschwirl und Rohrammer im Umkreis von 200 m. Die Strukturmessungen am Boden sollten nur den Zusammenhang zwischen Infrarot- und Bodendaten belegen und auf ein Mindestausmaß reduziert werden. Zusammen mit den Punkttaxierungen sollten auch wieder Totalerfassungen von

Drosselrohrsänger und Rohrschwirl, eventuell auch Zwergtaucher und Zwergrohrdommel durchgeführt werden. Der Personal- und Zeitaufwand wäre trotz der vorgeschlagenen Reduktionen noch immer beträchtlich, so wären für ein solches Programm mindestens 3 MitarbeiterInnen notwendig. Daher ist an ein jährliches Monitoring schon aus Kostengründen nicht zu denken und wir schlagen einen 5-jährigen Rhythmus vor.

Eine Art, die sich für ein jährliches oder zumindest 2-jähriges Monitoring anbietet, ist der Drosselrohrsänger. Die Art ist weithin hörbar und zeichnet sich durch hohe Gesangsaktivität aus. Sie ist daher relativ schnell und gut für das gesamte Gebiet zu erfassen. Außerdem ist sie die Zeigerart für kräftige Schilfbestände und scheint sensibel auf Schwankungen des Wasserstandes zu reagieren (Winkler *et al.* 1994). Dazu würden ein bis zwei MitarbeiterInnen ausreichen.

Die Rohrdommel kann nur durch ein eigenes Programm gezählt werden. Drei Mitarbeiter sind notwendig, um verlässliche Peilungen der Rufe durchzuführen. Wir schlagen für die Art ebenfalls einen 3-5jährigen Erfassungsrhythmus vor.

Die Moorente kann durch die bereits erprobten, von mehreren Beobachtern simultan durchgeführten Zählungen

fliegender Individuen relativ gut erfaßt werden. Mit ihr können automatisch alle anderen Enten des Gebietes gezählt werden. 1996 wurde eine Gesamterfassung des Sees durchgeführt. Bevor konkretere Vorschläge für ein zukünftiges Monitoring gemacht werden, sollten die Ergebnisse dieser Zählungen abgewartet werden.

Die Rohrweihe wurde durch unser Projekt sicher nicht hinreichend erfaßt, wir führten nur eine Kontrolle erfolgreicher Bruten durch; zielführender, aber wesentlich zeitaufwendiger ist das Zählen aller brütenden Paare. Derzeit räumen wir der Art keine Priorität ein, sie ist weniger als die anderen Arten an die Struktur des Schilfgürtels als vielmehr an die umgebenden Nahrungsplätze gebunden. Sofern hier nicht andere wichtige Aspekte (z.B. Tourismus, Gamauf & Preleuthner 1996) an Bedeutung gewinnen, ist in den nächsten Jahren keine Zählung notwendig. Die Bartmeise konnte bisher nicht erfaßt werden. Für diese Art sollte versucht werden, eine geeignete Monitoringmethode zu entwickeln.

Der Schilfrohrsänger als typische Art des landseitigen Schilfgürtels kommt in der Naturzone derzeit nur an Dämmen vor und wurde daher kaum erfaßt (siehe unten).

Tabelle 20: Vorschläge für zukünftige Monitoring-Programme für Schilfvögel der Naturzone im Nationalpark „Neusiedler See - Seewinkel“.

Art	Methode	Zeitintervall	Personal	Aufwand
Kleinvogel	Punkttaxierung	3 Jahre	3	hoch
Drosselrohrsänger	Totalerfassung	2 - 3 Jahre	1 - 2	gering
Rohrdommel	Totalerfassung	3 - 5 Jahre	3	mittel
Rohrschwirl	Totalerfassung, gemeinsam mit Punkttaxierung	3 Jahre	3	mittel
Zwergtaucher	Totalerfassung, gemeinsam mit Punkttaxierung	3 Jahre	3	mittel
Rohrweihe	Totalerfassung	5 Jahre	1 - 2	mittel
Moorente	Zählungen fliegender Enten	noch zu bestimmen	4 - 5	gering

7.3. Eingliederung des landseitigen Bereichs des Schilfgürtels in die Naturzone

Es wurde bereits mehrmals darauf hingewiesen, daß die Naturzone keine natürliche Verlandungszone aufweist. Die Grenzen der Naturzone verlaufen zum Teil im überfluteten Schilf. Die außerhalb liegenden Gebiete gehören zu den Bewahrungszonen des Nationalparks und werden derzeit intensiv für Schilfschnitt und als Weide genutzt. Dies hat negative Auswirkungen auf die für den Verlandungsbereich des Schilfgürtels typischen Vogelarten, das sind vor allem Schilfrohrsänger und Tüpfelsumpfhuhn. Eine Ausnahme bildet der weniger intensiv genutzte nördliche Teil des Darschogebietes. Die Beweidung fördert

zwar andere Arten, der Schilfschnitt in diesem Bereich zeigt aber nur negative Effekte. Vor allem in der nördlichen „Wasserstätten“ erfolgt der jährliche Schilfschnitt tief ins überflutete Schilf und verursacht hier schwere Schnittschäden. Noch dazu erweist sich der „Darscho“ als Gebiet mit besonders hoher Dichte an Rohrweihen und Rohrdommeln. Wenn möglich, ist daher eine Eingliederung möglichst großer Bereiche der „Wasserstätten“ und des „Darscho“ in die Naturzone aus Sicht des Vogelschutzes anzustreben. Die Naturzone eines Nationalparks sollte auch eine ökologisch dazugehörnde, natürliche Verlandungszone mit den dort typischen Arten beinhalten.

8. Literatur

- Aebischer, A. & M. Antoniazza, 1995. Verbreitung und Bestandsentwicklung des Rohrschwirls *Locustella luscinioides* in der Schweiz. Orn. Beob. 92: 435-453.
- Bandorf, H., 1970. Der Zwergtaucher. Die Neue Brehm-Bücherei 430. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt. 204 S.
- Bauer, K., H. Freundl & R. Lugitsch., 1955. Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.
- Bauer, K. & U.N. Glutz v. Blotzheim, 1966. Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 1. Akadem. Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 483 S.
- Bauer, K. & U.N. Glutz v. Blotzheim, 1968. Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 2. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 535 S.
- Bibby, C.J., N.D. Burgess & D.A. Hill, 1992. Bird Census Techniques. Academic Press, London. 257 pp.
- Cempulik, P., 1994. Bestandsentwicklung, Brutbiologie und Ökologie der Zwergdommel *Ixobrychus minutus* an Fisch- und Industrieichen Oberschlesiens. Vogelwelt 115: 19-27.
- Bibby, C. & J. Lunn, 1982. Conservation of reedbeds and their avifauna in England and Wales. Biol. Conserv. 23: 167-186.
- Böck, F., 1979. Birds of Neusiedlersee. In: Löffler, H. (Hrsg.). Neusiedlersee: The limnology of a shallow Lake in Central Europe, Monographiae Biologicae 37. W. Junk, Den Haag, 439-474.
- Collar, N. J., M.J. Crosby & A.J. Stattersfield, 1994. Birds to Watch 2. The World List of Threatened Birds. BirdLife Conserv. Ser. No. 4. BirdLife International, Cambridge. 407 pp.
- Cramp, S. & K.E.L. Simmons, 1977. Handbook of the birds of Europe, the Middle East, and North Africa: the Birds of the Western Palearctic. Vol. 1. Oxford University Press, 722 S.
- Csaplovics, E., 1982. Interpretation von Farbinfrarotbildern. Geowiss. Mitt. 23: 1-178.
- Csaplovics, E., 1985. Die land- und seeseitige Ausdehnung des Schilfgürtels des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 631-632.
- Danell, K. & K. Sjöberg, 1978. Habitat selection by breeding ducks in boreal lakes in northern Sweden. Swedish Wildl. Research 10: 161-190.
- Dvorak, M., 1985. Siedlungsdichte und Biotopwahl von Kleinem Sumpfhuhn (*Porzana parva*) und Wasserralle (*Rallus aquaticus*) im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 446-454.
- Dvorak, M., 1994. Schwimmvögel. In: Dick, G., Dvorak, M., Grüll, A., Kohler, B., & Rauer, G. Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See-Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 90-131.
- Dvorak, M., E. Nemeth & A. Ranner, 1993. Projektgruppe Schilf, Arbeitsgruppe Ornithologie. Endbericht über die Projektjahre 1990-1992. Unveröff. Bericht an die Arbeitsgruppe Gesamtkonzept Neusiedler See, Wien. 31 S.
- Dvorak, M., A. Ranner & H.M. Berg, 1993. Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien. 527 S.
- Dvorak, M., I. Winkler, C. Grabmayer & E. Steiner, 1994. Stillgewässer Österreichs als Brutgebiete für Wasservögel. Monographien Band 44. Umweltbundesamt, Wien. 341 S.
- Elzen, R. v. d., 1971. Nahrung und Nahrungswahl der Bartmeise (*Panurus biarmicus*). Diss. Univ. Wien. 125 S.
- Festetics, A. & B. Leisler, 1968. Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedler-See-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund-Reservates Seewinkel (I. Teil: Biogeographie des Gebietes, II. Teil: Schwimmvögel.). Wiss. Arb. Burgenland 44: 387-436.
- Gamauf, A. & M. Preleuthner, 1996. Einfluß des Tourismus auf die Rohrweihe (*Circus aeruginosus*) im Nationalpark „Neusiedler See - Seewinkel“. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 29: 173-193.
- Gilbert, G., P.K. McGregor & G. Tyler, 1994. Vocal individuality as a census tool: practical considerations illustrated by a study of two rare species. J. Field Orn. 65: 335-348.
- Gilles N., 1989. Experiments on substrate choice and feeding efficiency of downy Tufted ducklings *Aythya fuligula*. Wildfowl 40: 74 - 79.
- Glutz v. Blotzheim, U. N. & K. Bauer, 1991. Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 12. AULA Verlag, Wiesbaden. 1460 S.
- Glutz v. Blotzheim, U.N., K. Bauer & E. Bezzel, 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 4. Akadem. Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. 943 S.
- Green, A. 1992. Wildfowl at risk, 1992. Wildfowl 43: 160-184.
- Grüll, A. 1994. Schilfvögel. In: Dick, G., Dvorak, M., Grüll, A., Kohler, B. & Rauer, G. Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See-Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 194-226.
- Grüll, A. & E. Zwicker, 1993. Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichtbestände. Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.Württ. 68: 159-171.
- Hafner, H. & R.H. Britton, 1983. Changes in foraging sites by nesting Little Egrets *Egretta garzetta* L in relation to food supply. Colonial Waterbirds: 24-30.
- Hölzinger, J., 1987. Die Vögel Baden-Württembergs (Avifauna Baden-Württemberg). Band 1 Gefährdung und Schutz, Teil 1 Artenschutzprogramm Baden-Württemberg 722 S.

- Hoi, H., 1988. Ökologie und Paarungssystem der Bartmeise (*Panurus biarmicus*). Diss. Univ. Wien. 103 S.
- Hoi, H., T. Eichler & J. Dittami, 1991. Territorial spacing and interspecific competition in three species of reed warblers. *Oecologia* 87: 443-448.
- Hoi, H. & H. Winkler, 1988. Feinddruck auf Schilfbrüter: Eine experimentelle Untersuchung. *J. Orn.* 129: 439-447.
- Klinke, R., 1980. Physiologie des Hörens. In: Schmid, R.S. (Hrsg.). Grundriß der Sinnesphysiologie. Heidelberg Taschenbücher. 217-247.
- Koenig, O., 1952a. Das Aktionssystem der Bartmeise (*Panurus biarmicus* L.). 1. und 2. Teil. *Österr. Zool. Zeitschr.* 3: 1-38, 247-362.
- Koenig, O. 1952b. Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedlersee-Schilfgürtels. *J. Orn.* 93: 207-289.
- Koenig, O., 1960. Neue Wege zur Erforschung der Reierkolonien des Neusiedlersees. *Burgenländ. Heimatbl.* 22: 15-22.
- Koenig, O., 1961. Über Besiedlungsdichte und Nestfeinde in einem Zwergrohrdommel-Brutgebiet. *Die Pyramide* 9: 23-24.
- Krebs, C.J., 1989. *Ecological Methodology*. Harper & Row, New York. 654 pp.
- Leisler, B., 1970. Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen und systematischen Stellung des Mariskensängers (*Acrocephalus [Luscinola] melanopogon*, Sylviidae) ausgeführt am Neusiedler See. Diss. Univ. Wien. 232 S.
- Leisler, B., 1975. Die Bedeutung der Fußmorphologie für die ökologische Sonderung mitteleuropäischer Rohrsänger (*Acrocephalus*) und Schwirle (*Locustella*). *J. Orn.* 116: 117-153.
- Leisler, B., 1977. Die ökologische Bedeutung der Lokomotion mitteleuropäischer Schwirle (*Locustella*). *Egretta* 20: 1-25.
- Leisler, B., 1979. Neusiedler See. Reihe Nationalparke 9. Kilda Verlag, Greven. 62 S.
- Leisler, B., 1981. Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger (*Acrocephalus*, Sylviinae). I. Habitattrennung. *Vogelwarte* 31: 45-74.
- Leisler, B., 1989. Grundlagen für den Artenschutz des Drosselrohrsängers (*Acrocephalus arundinaceus*): Lebensraumansprüche und mögliche Gefährdungsursachen. Schriftenreihe Bayer. Landesamt für Umweltschutz 92: 29-36.
- Mann, W., K. Schmidte & R. Brandl, 1987. Gibt es einen Bestandsrückgang beim Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis*? *Anz. orn. Ges. Bayern* 26: 229-235.
- McGregor, P. & P. Byle, 1992. Individuality distinctive Bittern booms: potential as a census tool. *Bioacoustics* 4: 93-109.
- McLachlan, A.J. & M.A. Cantrell, 1976. Sediment development and its influence on the distribution and tube structure of *Chironomus plumosus* L. (Chironomidae, Diptera) in a new impoundment. *Freshwater Biol.* 6: 437 - 443.
- Moneval, J.Y. & J.Y. Pirot, 1989. Results of the IRWB International Waterfowl Census 1967-1986. IWRB Special Publication No. 8. IWRB, Slimbridge 145 pp.
- Ostendorp, W., 1987. Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Ufer-Schilfbestände des Bodensee-Untersees. *Natur und Landschaft* 62: 99-102.
- Ostendorp, W., 1989. „Die back“ of reeds in Europe - a critical review of literature. *Aquatic Botany* 35: 5-26.
- Ostendorp, W., 1993. Schilf als Lebensraum. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 173-280.
- Pries, E., 1984. Verlauf, Umfang und Ursachen des Röhrichtrückganges an uckermärkischen Seen und seine Auswirkungen auf Rohrsängerbestände. *Naturschutzarb. Mecklenburg* 27: 3-19, 72-82.
- Ranner, A. & M. Dvorak, 1994. Methods of a marshbird census in the vast reed-belt of Lake Neusiedl. In: Hagemeyer, E.J.M. & Verstrael, T.J. *Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands & SOVON, Beek-Ubbergen*, 227-232.
- Reichholf, J., 1989. Gehört der Zwergtaucher *Tachybaptus ruficollis* in die Rote Liste der gefährdeten Brutvögel Bayerns? *Anz. orn. Ges. Bayern* 27: 275-284.
- Sackl, P., 1982. Ökologie und Brutbiologie einer Population des Zwergtauchers, *Tachybaptus ruficollis*, in der Steiermark. *Egretta* 25: 1-11.
- Samwald, T., 1965. Beitrag zur Beringungstätigkeit an der Österreichischen Vogelwarte in Neusiedl am See. *Wiss. Arb. Burgenland* 34: 241-254.
- Schiemer, F. 1979a. Submerged macrophytes in the open lake. Distribution pattern, production and long term changes. In: Löffler, H. (Hrsg.). *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central Europe. Monographiae Biologicae 37*. W. Junk, Den Haag, 235 - 250
- Schiemer, F., 1979b. The benthic community of the open lake. In: Löffler, H. (Hrsg.). *Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in central Europe. Monographiae Biologicae 37*. W. Junk, Den Haag, 337 - 384.
- Scholl, D., 1974. Zwergtaucher. In: Berndt, R.K. & Drenckhahn, D. *Vogelwelt Schleswig-Holsteins Band 1*, Wachholz-Verlag, Kiel. 107-114.
- Schröder, R., 1987. Das Schilfsterben am Bodensee-Untersee. *Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. Archiv Hydrobiol. Suppl.* 76 (1/2): 53-99.
- Seitz, A., 1942. Die Brutvögel des „Seewinkels“ (der „Burgenländischen Salzsteppe“ am Ostufer des Neusiedlersees, Gau Niederdonau). *Niederdonau/Natur und Kultur* 12. 52 S.

- Sezemsky, R. & J. Ripfel, 1985. Zur Siedlungsdichte der Rohrweihe im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. *Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72*: 455-466.
- Siegel, S., 1987. Nichtparametrische statistische Methoden. Verlag Fachbuchhandlung für Psychologie, Frankfurt. 320 S.
- Spitzer, G., 1972. Jahreszeitliche Aspekte der Biologie der Bartmeise (*Panurus biarmicus*). *J. Orn.* 113: 241-275.
- Steiner, H.M., 1970. Die vom Schema der Passeres abweichende Handschwingenmauser des Rohrschwirls. *J. Orn.* 111: 230-236.
- Sterbetz, I., 1969. Über die Ernährung der Moorente in Ungarn. *Der Falke* 16: 292 - 295.
- Szijas, J., 1965. Zur Ökologie der Tauchenten, 1. Die Vogelwelt 86: 98 - 104.
- Talent, L., G.R. Jarvis & G. Krapu, 1982. Habitat use by Mallard broods in south-central North Dakota. *J. Wildl. Manage.* 46: 629 -635.
- Tucker, G.M. & M.F. Heath, 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge. 600 pp.
- Tyler, G., 1994., Management of Reedbeds for Bitterns and Opportunities for Reedbed Creation. *RSPB Conservation Review* 8: 57-62.
- White, G.C. & R.A. Garrot, 1990. Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data. Academic Press, London. 383 pp.
- Wiens J.A., 1989. The Ecology of Bird Communities. Volume 1. Foundation and Patterns. Cambridge Studies in Ecology. Cambridge University Press, Cambridge, 539 S.
- Wiggins D.A., 1991. Foraging success and aggression in solitary and group-feeding White Egrets *Casmerodius albus*. *Colonial Waterbirds* 14: 176-179.
- Winkler, H., P. Berthold & B. Leisler, 1994. Monitoring of bird populations in the Lake Neusiedl area. *Proc. Internat. Workshop, Linz, Austria, 1993. Stapfia* 31 und *IWRB Spec. Publ.* 30: 29-36.
- Wolfram G., 1993. Untersuchung der benthischen Lebensgemeinschaft des Neusiedlersees. Diss. Univ. Wien 99 S.
- Zimmermann, R., 1943. Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebietes. *Ann. Naturhistor. Mus. Wien* 54: 1-272.
- Zwicker, E. & A. Grüll, 1985. Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitliche Wanderungen bei Schilfsingvögeln am Neusiedler See. *Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72*: 413-445.

Anhang 1

Landseitig gelegene Zählpunkte

	BL50	BLG	DR50	DRG	KS50	KSG	MS50	MSG	RA50	RAG	RS50	RSG
Dar7	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3,5	2	3
Dar12	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Dar13	1	1	0	0	0,5	1	0	0	1	2	0	0
Dar14	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	0,5	1,5
Dar15	0	0,5	0	0	3	3,5	2	4	2	4	1	3
Dar16	0	0	0	0	2	2	1	1	1	2	0	0
Kud3	0,5	1,5	0	0	0	0	0	0	1,5	3	0	0,5
Land1	0	0	0	0	0	0	0	0	3,5	4,5	2	2
Land2	0	0	0	0	0	1	1	2	2	3	1	2
StM1	2	2,5	0	0,5	1	2	2	3	1	1	0	0
Mittelwert	0,32	0,50	0,00	0,05	0,82	1,32	0,64	1,09	1,45	2,45	0,59	1,36

	SR50	SRG	TH50	THG	TS50	TSG	WR50	WRG	ZT50	ZTG	M50
Dar7	1	1	0	0	0,5	1	2	4	0	0	5,5
Dar12	0,5	1	0	0	0,5	1	0	0	0	0	1,5
Dar13	2	2,5	0	0	1	2	0	0	0	0	3
Dar14	2	4	0	0	1,5	2,5	0	0	0	0	3
Dar15	4	6	0	0	5	7	1	1	0	0	12,5
Dar16	3	5	0	0	2	4,5	1,5	2	0	0	6,5
Kud3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
Land1	3,5	5,5	0	0	1	1	1,5	2	0	0	8
Land2	4	5,5	0	0	0	0	0,5	1	0	0	7
StM1	1	2	0	0	2	5	0	0	0	2	4
Mittelwert	1,91	2,95	0,00	0,00	1,64	2,64	0,59	0,91	0,00	0,18	5,55

In der Mitte des Schilfgürtels gelegene Zählpunkte

	BL50	BLG	DR50	DRG	KS50	KSG	MS50	MSG	RA50	RAG	RS50	RSG
Dar9	0	0	0	0	2	2	0	0	2	2	1,5	3
Dar10	0	0	0	0	1,5	2	1	1,5	1	1,5	0	1
Ele1	0,5	1	1	1	0	3	1,5	2,5	0	1	1	3
Ele2	1	1	0	0	3,5	6	0	2	0	1	2	3,5
Ele3	0	0	0	0	0	2	1	2	0	1	2	4
Ele4	1	2,5	0	0	4	5	1	2,5	0	0	1	2
Ele5	1	1	0	0	1,5	2,5	1,5	2,5	0	0	0	1
Ele6	1	1	0	0	3	3,5	1,5	4,5	0	0	0	1,5
Ele7	1	3	0	0	2	3	2	4	0	0	1	2
Ele8	1	1	0	0	2	5	1	2,5	0	1,5	0	1
Ele9	1	2	0	0	2	3	1	2	1	1	0	0
Ele10	1	2	0	0,5	3,5	4,5	1	2	1	1	0	0
FkK1	0	0	0	0	3	5	1,5	3	1	1	2	4
FkK2	0	2	0	0	1,5	3	3,5	4,5	2	3	2	4
FkK3	0	0	0	0	0	0	0	2	0	1	1	3
FkK4	0	0	0	0	2,5	5	1	2	1	1	0	2
FkK5	1	1	0	0	2	2	2	4	1	3,5	1	2,5
FkK6	1	1	0	0	2	3	1	1,5	1	2	1	2
K271	2	4	0	0	2	2,5	1	2	0	0	0,5	1
K272	1,5	2	0	0	3	3,5	1	5	0	0	0	0

Anhang 1, Fortsetzung

In der Mitte des Schilfgürtels gelegene Zählpunkte

	BL50	BLG	DR50	DRG	KS50	KSG	MS50	MSG	RA50	RAG	RS50	RSG
K273	1	1	0	0	2	2	2	2,5	0	0	1	1
K274	0	0	0	1	0	0	0	0	0,5	1,5	0	1,5
K275	0	0,5	0	0,5	0	0	0	0	1,5	4	3	5
K276	0	0	0	0	2	3	0	2	2	5,5	2	4
K277	0,5	1	0	0	3	6	3	5	0	1	1	1
Kap1	1	2	0	0	1	1	0,5	2,5	1	1,5	2	3
Kud1	0,5	1,5	0	1	1,5	2	0	1	0	1	1	2
Kud2	1	1	0	0	3	3	3	4	1	2	0	1
Neu1	0,5	2	0,5	1,5	2	3,5	2	3	2	3,5	0	0
Neu2	1	1	1	2	0	1	0	0,5	0	1,5	0	1
Neu3	0,5	1	0,5	1,5	0	0	0	1	0	1	0	1
Neu4	0,5	1	0	0	1	1	1	2	1	2,5	1	1
StM2	1	2	0	0	0	0	1	3	0,5	1	0	0,5
StM3	3	3	0	0	6	7,5	1	2	1	2,5	1	1
StM4	0	0	0	0	0	3	1,5	3,5	0	0,5	0	0
StM5	1	1,5	0	0,5	2	3	0,5	2,5	0	1	0	0
StM6	0	0	0	0	2	3	1	2,5	2	3	1	3
StM7	1	2	0	0	1	2	1,5	3,5	2	2	1	2
StM8	0	2	0	0	1	2	2	3	0	1	1	2
StM9	0	1	0	0	1	2	2	3	1	1,5	0	0
StM11	0	0	1	2	2	3	2	3	0	2	0	0
StM12	0	0,5	0	0	1	2	0	2	0	2	1	1,5
StM13	1	2	0	0,5	1	2	1	2	1	2	0	0
StM14	1	1	0	0	0	3	4	5	2	2	0	0
The1	0	0	0	0	0,5	1	0	1	2	4,5	0	2
The2	2	2,5	0	0	1	3	3	3	0	2	1	3
The3	1	1	0	0	2	6,5	2	3	0	1,5	0	0
The4	1	1	0	0	3,5	7	2	4	0	1	0	1
The5	1	1	0	0	3,5	7	2	4	0	1,5	0	0
Was2	2	6	0	0	1	1,5	1	1	2	3	1	1,5
Was3	3	3	0	0	0,5	1	0	0	1	1,5	0	2
Was4	0,5	2,5	0	0	0	0	0,5	2	2	2,5	0,5	4
Was5	2	2	0	0	1,5	4	1	2	1	1	0,5	2
Was6	0,5	3	0	0	2	3	0,5	2	2	3	0	0,5
Was7	1	1,5	0	0	2	3	1	2	0	2	0	0
Was8	0	1	0	0	1,5	2,5	1	3	0,5	1	0	0
Was9	1	2	0	0	4	6,5	1	3	1,5	2,5	1	1
Mittelwert	0,78	1,39	0,07	0,21	1,68	2,88	1,19	2,47	0,72	1,66	0,64	1,55

	SR50	SRG	TH50	THG	TS50	TSG	WR50	WRG	ZT50	ZTG	M50
Dar9	2	2	0	0	2,5	3	2	2	0	0	7
Dar10	2	2	0	0	4	5	1	1	0	0	6,5
Ele1	1	2	1	2	5	7	2	4	0	0	10,5
Ele2	0	0	2	2	7	8	2	3	0	0	13
Ele3	0	0	1	2	8	9,5	2,5	5	0	0	13
Ele4	1,5	2	1	2	5,5	7	1	2	0	0	11,5
Ele5	0	0	0	0	2	5	1	1	0	0	5,5
Ele6	0	0	0	0	1,5	4,5	0	0	0	1	5,5
Ele7	0	0	0	0	4	6	0,5	1	0	1,5	8

Anhang 1, Fortsetzung

In der Mitte des Schilfgürtels gelegene Zählpunkte

	SR50	SRG	TH50	THG	TS50	TSG	WR50	WRG	ZT50	ZTG	M50
Ele8	0	0	0	1	3,5	4,5	0,5	2,5	0,5	1,5	7
Ele9	0	0	0	0	2,5	7	0	0	0	1	6
Ele10	0	1	0	0	4	8,5	1	1	0	1	8,5
FkK1	0	0	0	0	7,5	10,5	1	2	0	0	13,5
FkK2	0	0	0	0	4	5	1,5	2,5	0	0	7,5
FkK3	0	0	0	0	3	4	1	2	0	0	4,5
FkK4	0	0	0	0	4,5	5	0	0	0	0	8
FkK5	1	1	0	0	4,5	5	4	4	0	0	11,5
FkK6	0	0	0	0	5	6,5	3	3,5	0	0	10
K271	0	0,5	0	0	3	4	0,5	1	0	1	6
K272	0	0	0	0	4	6	0	0	1	1	8
K273	0	0	0	0	4,5	6,5	0	0	0	1	8,5
K274	0	0	0	0	2	4	2	2	0	0	3
K275	0	0	0	0	5	6,5	1	1	0	0	9
K276	1	2	0	0	6	8	0,5	2	0	0	11
K277	0	0	0	0	3	4	0	0	0	1	9
Kap1	0	0	0	0	4	5,5	1	1	0	0	7,5
Kud1	0	0	0	0	5	6,5	3	4	0	0	10
Kud2	0	0	0	0	3,5	4	1	1	0	0	9
Neu1	1	1	0	0	3	6	1	1,5	0	0	5,5
Neu2	0	0	0	0	5	8	1	2	0	0	6
Neu3	0	0	0	0	4,5	7	2	2	0	0	5
Neu4	0	0	0	0	4	4	2	2	0	0	6,5
StM2	0	0	0	0	1	3	0	0	0	1	2,5
StM3	0	0	1	1	5	8	0	0	0	1	17
StM4	0	0	0	0	1,5	3,5	0	0	1	3	3
StM5	0	0	0	0	3,5	5	0	0	0,5	2	6
StM6	0	0	0	0	3,5	7	0	0	0	0	7,5
StM7	0	0	0	0	3	5,5	1	2	1	1	7
StM8	0	0	0	0	4	6	0	0	0	1,5	5
StM9	0	0	0	0	3	4,5	1	1	1	2	7
StM11	0	0	0	0	2	4	0	0	1	2	6
StM12	0	0	0	0	4	5	0	0	1	2	6
StM13	0	0	0	0	5	6	1	2	0	0	5
StM14	0	0	0	0	2	7	0	0	0	0	9
The1	0	0	0	0	5,5	8	1	1,5	0	0	6,5
The2	0	0	0	1	6,5	8	0	0	0	1	12
The3	0	0	0	0	7	11,5	0	0	0	0	10,5
The4	0	0	0	0	5	8	0	1	0	0	8,5
The5	0	0	0	0	9	10	1	1	0	1	16,5
Was2	0	0	0	1	4	5	3,5	5	0	0	12
Was3	0	0	0	0	4	4,5	2	2,5	0	0	10
Was4	0	0	0	3	4	5	3	4	0	0	10
Was5	0	0	1	1	3	3,5	2	2,5	1	3	9,5
Was6	0	0	0	0	1,5	4,5	1,5	4	0	0	5
Was7	0	0	0	0	2	3	1	2	0	0	5
Was8	0	0	0	0	3,5	4	0	1	0	0	5,5
Was9	0	0	0	0	4	5	1	2	1	1,5	12,5
Mittelwert	0,17	0,24	0,13	0,29	4,04	5,90	1,04	1,56	0,16	0,57	8,17

Anhang 1, Fortsetzung

Am seeseitigen Schilfrand gelegene Zählpunkte

	BL50	BLG	DR50	DRG	KS50	KSG	MS50	MSG	RA50	RAG	RS50	RSG
See3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1,5	2	3
See4	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	2	2,5
See5	0	0	0	0	0	0	0	1	1	2,5	2	3
See6	0	0	0	0	1	1	1	1,5	1	2	1	3,5
See7	0	1	0	2	0	0	0	0	1	3	2	2,5
See8	0	0	1	1	0	0	0	0	2	3	1	1
See9	0	0	0	0	0	0	0	0,5	1	1,5	1	2
See10	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1
Mittelwert	0,00	0,13	0,13	0,38	0,13	0,13	0,13	0,50	1,25	2,31	1,50	2,31

	SR50	SRG	TH50	THG	TS50	TSG	WR50	WRG	ZT50	ZTG	M50
See3	1	1	0	0	3	6	1	1	0	0	5
See4	0	0	0	0	4,5	6	1	1	0	0	7,5
See5	0	0	0	0	4	5,5	0,5	1	0	0	5,5
See6	0	0	0	0	5	7,5	0	0	0	0	8
See7	0	0	0	0	3	4,5	0	0	0	0	5
See8	0	0	0	0	3,5	5	1,5	2	0	0	7,5
See9	0	0	0	0	4	5	1	1	0	0	6,5
See10	0	0	0	0	2,5	3,5	1	1	0	0	3,5
Mittelwert	0,13	0,13	0,00	0,00	3,69	5,38	0,75	0,88	0,00	0,00	6,06

BL	Bläßhuhn	DR	Drosselrohrsänger
KS	Kleines Sumpfhuhn	MS	Mariskensänger
RA	Rohrammer	RS	Rohrschwirl
SR	Schilfrohrsänger	TH	Teichhuhn
TS	Teichrohrsänger	WR	Wasserralle
ZT	Zwergtaucher		

Landseitig gelegene Zählpunkte

	Bodendaten											Luftbilddaten			
	WT1	WT2	KS	VD50	VD100	VD150	%JUNG	VH	HD	W	Ü	Wasser 100	Wasser 50	Sätt. 100	Sätt. 50
Dar7	11,11	10,00	7,56	87,78	45,56	34,44	33,07	2,31	4,19	0,00	0,00	3,14	0,39	63,16	62,60
Dar12	27,00	23,89	7,11	60,56	43,89	48,33	29,26	2,50	3,88	0,00	0,00	3,92	5,49	65,31	65,42
Dar13	32,56	26,11	5,11	46,11	34,44	43,33	28,15	2,28	3,72	2,75	1,00	11,76	16,86	56,70	54,29
Dar14	9,44	7,56	5,89	67,22	37,22	27,00	56,30	1,79	3,01	0,00	0,00	16,47	7,84	53,55	56,84
Dar15	27,22	23,33	2,67	59,22	41,22	23,33	38,89	1,98	3,47	7,75	9,00	32,16	22,35	44,12	44,39
Dar16	27,78	21,11	20,11	67,78	55,56	57,78	26,67	2,47	3,73	7,25	10,00	10,59	8,24	59,03	60,52
Kud3	7,78	0,00	0,00	31,67	24,44	27,22	55,93	2,17	2,91	0,00	0,00	7,45	2,35	68,94	72,29
Land1	11,11	8,89	10,89	68,89	38,89	17,78	53,70	1,86	3,93	0,00	0,00	66,19	67,45	50,00	0,00
Land2	12,22	9,44	2,89	74,44	30,00	22,22	54,80	1,74	4,27	9,25	11,00	46,77	43,53	59,46	0,00
StM1	41,67	29,67	12,22	51,67	45,56	35,00	77,41	2,07	3,37	63,75	36,00	72,16	81,18	33,33	29,55
Mittelwert	23,85	17,07	9,73	62,71	41,22	36,95	44,92	2,15	3,70	10,32	9,82	25,67	24,31	55,30	45,67
Stabw.	14,43	9,60	8,92	14,67	9,36	15,58	15,20	0,27	0,44	18,13	14,21	23,94	26,32	9,63	24,04

In der Mitte des Schilfgürtels gelegene Zählpunkte

	Bodendaten											Luftbilddaten			
	WT1	WT2	KS	VD50	VD100	VD150	%JUNG	VH	HD	W	Ü	Wasser 100	Wasser 50	Sätt 100	Sätt 50
Dar9	26,11	18,89	19,56	66,67	53,33	66,67	51,21	2,59	4,06	22,75	27,00	20,39	21,50	65,17	64,14
Dar10	21,67	16,11	50,89	71,11	53,33	62,22	36,30	2,58	4,20	20,00	27,00	23,53	25,80	53,37	53,48
Ele1	33,89	17,78	99,67	54,44	43,33	47,78	46,67	3,01	5,27	4,50	11,00	10,20	9,02	59,21	60,61
Ele2	24,44	18,89	95,44	71,11	48,89	50,00	43,70	2,81	5,11	8,00	9,00	18,82	15,69	57,56	58,57
Ele3	27,78	20,00	25,11	72,22	58,89	56,67	34,07	2,73	4,69	9,00	6,00	13,33	10,20	57,14	54,75
Ele4	36,11	22,78	34,00	77,78	67,78	66,67	28,52	2,70	4,79	44,00	55,00	23,14	24,71	56,25	56,38
Ele5	41,67	28,44	26,67	72,56	60,56	65,56	26,30	2,80	3,99	49,75	53,00	32,55	38,04	54,44	55,19
Ele6	33,44	28,11	34,22	57,22	53,33	65,00	24,63	2,77	4,03	56,75	39,00	41,18	47,45	52,41	51,15
Ele7	57,22	35,56	38,67	73,67	63,89	68,89	28,70	2,91	4,34	55,50	37,00	40,00	39,22	56,67	57,79
Ele8	41,11	30,00	32,44	64,22	51,11	50,56	21,11	2,69	4,69	53,25	48,00	40,39	43,92	57,33	56,12
Ele9	41,11	21,11	22,56	77,78	73,33	71,11	32,96	2,66	4,58	78,25	45,00	61,96	58,43	51,09	49,00
Ele10	47,78	36,67	41,22	64,44	57,78	57,78	36,67	2,94	4,71	42,50	45,00	16,47	40,00	58,96	58,68
FkK1	73,33	32,22	42,33	66,67	50,00	55,56	51,85	2,59	4,69	21,75	49,00	13,33	13,73	56,16	57,80
FkK2	55,00	23,33	51,11	56,67	38,89	48,89	41,85	2,51	4,84	10,25	22,00	6,27	8,63	56,30	58,62
FkK3	24,67	13,33	16,56	60,00	53,33	60,00	35,56	2,68	4,94	1,75	2,00	3,92	2,35	56,33	54,84
FkK4	54,44	27,78	32,56	74,44	56,67	70,00	40,00	2,51	4,18	22,75	41,00	11,76	11,76	54,71	56,50

Anhang 2, Fortsetzung

In der Mitte des Schilfgürtels gelegene Zählpunkte

	Bodendaten											Luftbilddaten			
	WT1	WT2	KS	VD50	VD100	VD150	%JUNG	VH	HD	W	Ü	Wasser 100	Wasser 50	Sätt 100	Sätt 50
FkK5	38,11	24,67	87,33	63,89	52,78	57,78	31,48	2,56	3,80	26,20	11,00	9,02	11,37	54,11	54,02
FkK6	26,78	17,67	58,89	50,00	40,56	45,56	37,41	2,62	3,82	4,50	12,00	6,27	8,24	55,88	54,94
K271	22,78	18,89	23,44	82,00	70,56	69,44	39,63	2,61	4,64	65,00	30,00	43,14	47,45	44,14	45,93
K272	31,78	24,44	42,11	76,11	72,22	73,89	34,26	2,70	4,10	66,00	23,00	40,39	38,43	46,98	49,02
K273	81,11	16,11	56,22	47,22	47,78	51,67	31,48	2,84	3,95	59,60	42,00	45,49	49,02	42,96	43,65
K274	23,89	20,00	15,22	40,56	31,11	26,11	31,11	2,87	4,24	0,00	0,00	2,35	0,39	58,47	59,06
K275	37,78	23,89	122,44	39,44	37,78	40,56	41,85	2,98	4,69	8,65	5,00	7,45	9,02	57,87	58,87
K276	20,56	15,56	84,33	55,56	42,22	57,78	51,48	2,99	5,67	11,50	3,00	1,97	2,75	57,83	58,30
K277	28,00	22,63	54,78	54,89	45,56	53,33	30,00	2,80	3,84	46,75	29,00	41,57	36,47	45,45	47,37
Kap1	41,11	21,11	56,89	70,00	49,44	58,89	39,63	2,56	4,53	13,00	20,00	6,35	3,92	48,51	51,23
Kud1	52,22	21,78	24,44	70,56	55,00	67,78	37,41	2,79	4,06	13,00	18,00	23,14	18,04	54,12	55,02
Kud2	45,56	22,22	49,22	61,67	37,78	50,00	36,67	2,41	3,80	21,00	35,00	23,00	21,96	51,63	50,76
Neu1	52,22	16,11	9,56	65,00	51,67	47,78	31,85	2,74	4,32	8,35	14,00	13,33	10,98	53,42	52,00
Neu2	23,89	18,89	32,11	68,89	50,56	52,22	24,81	2,90	4,46	3,40	6,00	2,36	5,10	56,45	53,94
Neu3	32,78	15,56	16,33	67,22	52,78	48,89	28,52	2,85	4,34	6,60	4,00	1,63	1,57	56,61	56,97
Neu4	47,22	16,67	42,22	51,67	44,44	55,00	38,52	2,58	4,25	6,55	10,00	8,63	9,02	52,59	53,04
StM2	72,78	18,89	32,67	56,67	38,89	33,89	26,67	2,47	3,75	52,00	30,00	60,39	51,76	38,78	37,29
StM3	89,44	19,44	64,67	58,89	41,67	41,11	26,30	3,10	4,52	50,50	41,00	36,86	34,51	46,79	47,20
StM4	65,56	27,22	13,67	46,67	41,11	43,89	33,33	2,74	3,86	47,25	29,00	39,61	51,76	40,94	38,46
StM5	56,11	24,44	26,78	39,44	37,78	45,00	26,30	2,82	3,90	37,50	18,00	26,27	24,71	39,67	39,04
StM6	71,44	17,22	53,00	51,11	34,44	32,78	29,26	3,02	3,88	3,00	5,00	3,36	0,00	42,86	42,97
StM7	-	-	37,89	-	-	-	22,96	2,46	3,74	33,55	25,00	0,78	42,16	44,59	43,86
StM8	59,44	-	56,33	-	-	-	24,44	2,54	4,41	13,80	18,00	12,94	11,76	45,41	45,25
StM9	67,22	-	22,44	-	-	-	25,19	2,56	3,71	50,05	29,00	49,41	45,10	45,60	44,85
StM11	62,22	19,44	30,89	51,11	43,33	46,11	27,78	3,12	4,26	24,10	16,00	14,51	10,20	53,92	52,65
StM12	50,56	19,44	25,33	70,89	57,78	65,00	27,78	2,92	4,32	21,25	20,00	12,55	9,80	52,49	51,75
The1	48,89	20,00	61,89	56,67	52,22	40,00	25,56	2,78	4,25	12,85	16,00	25,49	19,22	53,55	53,96
The2	74,44	15,56	76,11	60,56	51,11	48,33	32,22	2,63	4,01	47,50	42,00	29,80	30,98	54,86	54,34
The3	45,56	17,78	29,78	66,11	64,11	58,33	26,67	2,99	4,77	18,80	24,00	12,55	12,16	55,00	54,09
The4	57,78	21,11	37,00	38,89	38,89	38,33	21,85	2,97	4,55	35,10	34,00	26,67	25,10	53,80	54,26
The5	53,33	17,78	52,00	65,56	54,44	45,56	21,85	2,90	4,00	45,55	51,00	30,59	35,29	55,75	55,56
Was2	31,11	22,22	46,44	52,22	41,67	49,44	42,96	2,90	4,20	14,00	6,00	6,67	12,94	67,65	68,49
Was3	22,22	22,78	14,78	48,33	40,00	48,33	38,52	3,03	4,43	1,50	4,00	5,49	1,96	73,55	74,00



Anhang 2, Fortsetzung

In der Mitte des Schilfgürtels gelegene Zählpunkte

	Bodendaten											Luftbilddaten			
	WT1	WT2	KS	VD50	VD100	VD150	%JUNG	VH	HD	W	Ü	Wasser 100	Wasser 50	Sätt 100	Sätt 50
Was4	27,22	13,33	34,67	68,89	53,67	56,67	35,93	2,98	4,53	15,75	11,00	10,98	3,53	65,78	66,26
Was5	30,56	16,44	23,89	75,89	62,22	41,67	32,04	2,81	4,17	34,50	32,00	19,22	14,51	61,27	60,37
Was6	20,00	13,89	29,56	60,00	50,00	55,56	46,30	2,37	4,35	25,00	30,00	17,65	9,80	56,46	56,52
Was7	23,89	17,78	61,78	60,56	37,78	42,78	26,67	2,59	4,11	33,25	49,00	17,25	15,69	55,24	53,27
Was8	21,67	15,00	55,22	74,44	60,00	57,78	47,04	2,76	4,50	35,75	48,00	21,96	29,02	55,90	54,80
Was9	24,44	17,22	61,78	65,56	54,44	61,11	46,48	2,72	4,83	36,00	47,00	33,33	35,69	55,69	56,17
Mittelwert	42,77	20,71	43,60	61,56	50,31	52,97	33,71	2,76	4,34	28,27	25,22	21,41	22,22	53,54	53,41
Stdabw.	17,95	5,21	23,47	10,77	9,95	10,49	8,14	0,18	0,41	20,16	15,82	15,47	16,25	7,05	7,32

Am Seerand gelegene Zählpunkte

	Bodendaten											Luftbilddaten			
	WT1	WT2	KS	VD50	VD100	VD150	%JUNG	VH	HD	W	Ü	Wasser 100	Wasser 50	Sätt 100	Sätt 50
See3	92,78	18,89	101,44	55,00	36,11	51,67	43,70	2,92	5,19	2,00	2,00	2,31	2,26	61,18	62,69
See4	48,33	15,00	56,11	55,56	39,44	52,22	42,96	2,83	4,58	2,00	2,00	2,83	0,81	47,06	47,93
See5	22,22	7,11	83,67	45,89	41,67	69,44	44,44	3,14	5,17	1,00	1,00	5,59	1,86	56,62	56,52
See6	45,00	15,56	140,22	52,22	45,56	60,56	48,15	3,21	5,02	1,00	1,00	0,00	0,00	58,59	58,33
See7	43,33	10,33	76,00	66,99	52,00	67,78	45,19	3,21	5,58	0,00	0,00	1,23	0,53	61,59	61,78
See8	11,11	4,78	36,11	51,67	48,33	67,78	47,53	3,14	5,16	2,25	6,00	0,79	1,57	62,02	58,65
See9	15,56	6,67	12,00	67,00	59,44	71,67	45,93	2,91	5,06	1,00	1,00	3,08	4,67	51,94	49,07
See10	29,78	15,78	14,11	55,00	54,44	57,78	30,37	2,92	5,48	1,75	3,00	-	-	-	-
Mittelwert	38,51	11,76	64,96	56,17	47,12	62,36	43,53	3,04	5,16	1,38	2,00	2,26	1,67	57,00	56,43
Stdabw.	24,31	4,88	41,49	6,88	7,44	7,39	5,25	0,14	0,28	0,71	1,73	1,71	1,43	5,22	5,38

Anhang 3: Elektronische Bildauswertung

Die drei verwendeten Luftbilder (Nr. 100, 72 und 70) wurden mit einem Durchlichtscanner gescannt. Anschließend erfolgte die Signalverarbeitung nach untenstehendem Ablaufschema in Adobe Photoshop am Macintosh. 1 Pixel im Scan entsprach dabei ca. 1,4 m in der Natur. Anschließend wurden die entsprechend manipulierten Einzelbilder entzerrt und zusammenmontiert. Die Entzerrung erfolgte nach der Bildbearbeitung, da der Einfluß durch unterschiedliche Skalierungen der Ergebnisse für geringer erachtet wurde als der Einfluß entsprechender Bearbeitungsschritte auf die Rohdaten. Der maximale Skalierungsunterschied liegt unter 5%.

Da die Sättigungsdaten durch Vignettierungen in den Ecken der Luftbilder stark abfielen, wurden die betreffenden Bereiche von der Auswertung ausgenommen.

Weiterhin wurde in den Sättigungsdaten ein vertikaler Gradient ausgeglichen, der durch den unterschiedlichen Reflektionswinkel zur Sonne entsteht. Der Ausgleichsgradient wurde anhand der Überschneidungsbereiche ermittelt. Er verläuft von +10 an der oberen Kante bis -10 an der unteren Kante. Der Gradient wurde linear angenähert. Der Schilfanteil wurde durch Tontrennung (Parameter 18) nach einer Unschärfmaskierung (Parameter 500, 1.5, 10) aus den Rottönen der Luftbilder gewonnen. Zur Größenklassifizierung wurden die Schwarz-Bereiche um 1, 2, 4, 8 und 16 Pixel reduziert (erodiert). Durchschnittswerte wurden durch Mittelwertbildung im „ha“-Raster und im 50 und 100 m Radius um die Probenpunkte ermittelt. Dabei wurden Bereiche außerhalb des Schilfgürtels sowie bei der Sättigungsbestimmung die Nicht-Schilfbereiche ausgenommen.

Ablaufschema der Verarbeitungsschritte zur Bestimmung von Sättigung & Schilfanteil:

