

**Gerald DICK
Michael DVORAK
Alfred GRÜLL
Bernhard KOHLER
Georg RAUER**

In Zusammenarbeit mit der Biologischen Station
Neusiedler See und der Österreichischen
Gesellschaft für Vogelkunde

Reports

UBA-93-086

Ramsar – Gebiet

"Neusiedler See – Seewinkel"

Zwischenbericht

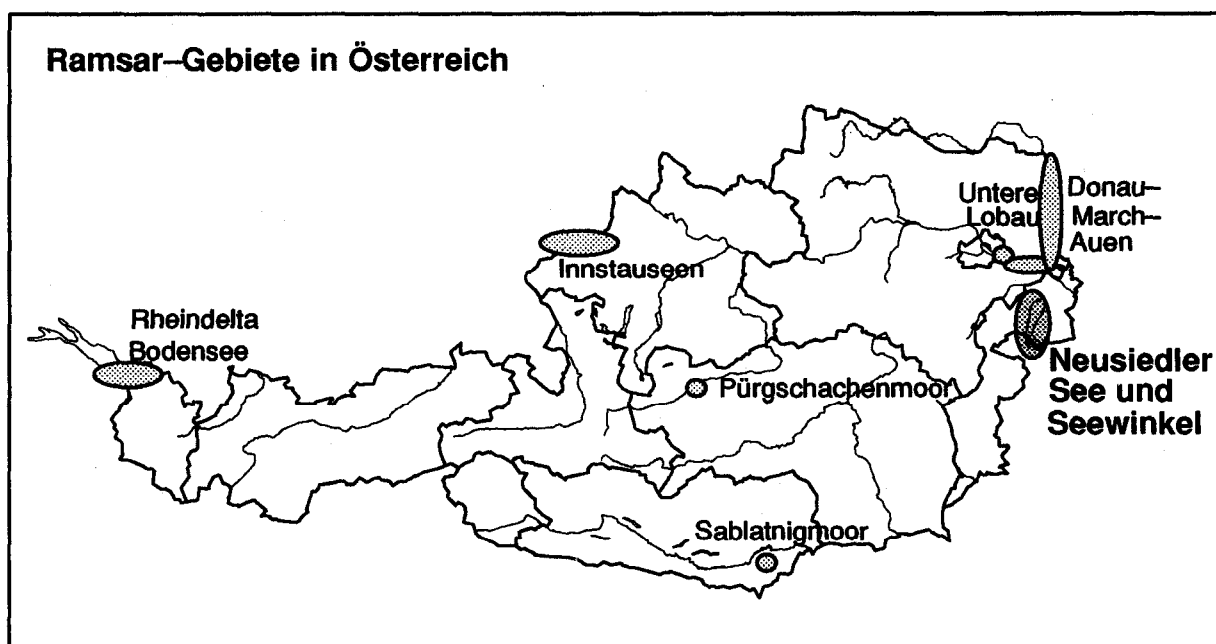
Wien, November 1993

Bundesministerium für Umwelt,
Jugend und Familie



An der Erstellung des Zwischenberichtes wirkten weiters Mag. Brigitte Auer sowie das Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft an der Universität für Bodenkultur (Dr. Rosemarie Parz-Gollner, Mag. Herbert Szinovatz) mit.

Texterstellung, editor. Betreuung: Ch. Pfeiffer



Impressum:

Medieninhaber und Herausgeber: Umweltbundesamt, 1090 Wien, Spittelauer Lände 5
Druck: Riegelnik, Wien

© Umweltbundesamt, Wien, November 1993

Alle Rechte vorbehalten
ISBN 3-85457-143-7

INHALTSVERZEICHNIS

1.	EINLEITUNG	1
2.	SEE UND SCHILFGÜRTEL	4
2.1	Ökologischer Zustand (B. AUER, G. DICK)	4
2.1.1	Kurzcharakteristik	4
2.1.2	Entstehung des Neusiedler Sees	5
2.1.3	Limnologische Eigenschaften	8
2.1.3.1	Hydrologie	8
2.1.3.2	Chemismus	10
2.1.3.3	Nährstoffsituation	11
2.1.3.4	Abiotische Parameter	14
2.1.4	Lebensgemeinschaften	17
2.1.4.1	Phytoplankton	17
2.1.4.2	Zooplankton	18
2.1.4.3	Fische	20
2.1.4.4	Makrophyten	26
2.1.4.5	Schilf	28
2.2	Schilfvögel (A. GRÜLL)	36
2.2.1	Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees im Lichte seiner europäischen Bedeutung für den Vogelschutz	36
2.2.2	Schilf ist nicht gleich Schilf: Der Rohr- wald als Lebensraum für Vögel	41
2.2.3	Die großen Koloniebrüter: Reiher und Löffler	43
2.2.3.1	Bestandsentwicklung	46
2.2.3.2	Bestandsverteilung	50
2.2.3.3	Ökologische Faktoren	52

2.3	Grundsätzliche Überlegungen zum Schutz des Schilfgürtels (A. GRÜLL)	66
2.3.1	Problemstellung	66
2.3.2	Aus der Sicht der IUCN-Kriterien für Nationalparks	66
2.3.3	Aus der Sicht der RAMSAR-Konvention	68
2.3.4	Begleitende Forschung	71
 3.	 FEUCHTWIESEN (B. KOHLER, G. RAUER)	 89
3.1	Das "Wiesenvogelphänomen"	89
3.2	Wiesenlimikolen im Neusiedler See-Gebiet	94
3.2.1	Die Arten und ihre historische Bestands- entwicklung	94
3.2.2	Die aktuelle Situation von Kiebitz, Ufer- schnepfe und Rotschenkel im Seewinkel	102
3.3	Managementempfehlungen für die Wiesen- limikolenbrutplätze des RAMSAR-Gebietes Neusiedler See - Seewinkel	112
 4.	 WASSERWILDJAGD UND NATIONALPARK (R. PARZ-GOLLNER, H. SZINOVATZ)	 119
4.1	Geschichte	119
4.2	Entwicklung des Jagd- und Naturschutzrech- tes im Burgenland	123
4.3	Jagdmethoden und Jagdpraktiken	127
4.4	Aktuelle Situation des Gänsedurchzuges und die Jagdstrecken	133
4.5	Konflikte und Lösungsvorschläge	141

ANHANG I:	Ideenkatalog zum Schutz des Ramsar-Gebietes Neusiedler See	156
ANHANG II:	Richtlinien für die Erstellung eines umfassenden Managementplanes für Ramsar-Gebiete und andere Feuchtgebiete	160

1. EINLEITUNG

Das Ramsar-Abkommen wurde 1971 in Ramsar (Iran) zum Schutz von Feuchtgebieten, insbesondere als Lebensraum für Wasser- und Watvögel abgeschlossen. Österreich ist diesem Abkommen mit Wirkung vom 12. April 1983 beigetreten. Jede Vertragspartei ist verpflichtet, zumindest ein Gebiet zur Aufnahme in die Liste der international bedeutenden Feuchtgebiete zu nennen. Ferner besteht dadurch die Verpflichtung zum Schutz und zur Betreuung dieser Gebiete. Über Veränderungen des ökologischen Zustandes ist das internationale Sekretariat, das "Ramsar Büro", laufend zu informieren (Näheres dazu s. Ramsar-Bericht 1).

Zugleich mit dem Beitritt Österreichs wurden fünf Ramsar-Gebiete genannt:

1. Neusiedler See und Lacken des Seewinkels
2. Donau-March-Auen
3. Untere Lobau
4. Stauseen am Unteren Inn
5. Rheindelta - Bodensee

Im Jahre 1991 wurde als sechstes international bedeutendes Gebiet das Pürgschachen Moor in der Steiermark und 1992 das Sablatnig Moor in Kärnten als siebentes Gebiet dieser Schutzbestimmungen der Ramsar-Konvention ausgewiesen.

Im Rahmen der von internationaler Seite angestrebten "begleitenden Kontrolle" dieser Gebiete liegt als erster Beitrag Österreichs der Ramsar-Bericht "Rheindelta/Marchauen" (1990) vom Umweltbundesamt vor. In der Folge dieser Zustandsberichte wird 1993, gerade rechtzeitig zum Themenschwerpunkt des Bundesministeriums für Umwelt, Jugend und Familie "Schutz der Feuchtgebiete", der Bericht über die Stauseen am Unteren Inn erscheinen.

Das Ramsar-Gebiet Neusiedler See - Seewinkel, das seit Jänner 1993 zusätzlich den Schutz eines Nationalparks "genießt", ist derzeit Gegenstand eines dritten Berichtes, der 1994 fertiggestellt sein wird. Zum aktuellen Anlaß des Jahres zum Schutz der Feuchtgebiete sollen aber hier schon erste Teilergebnisse präsentiert werden; sie sind als vorläufige "Zwischenbilanz" zu verstehen und können noch keinen Anspruch auf Vollständigkeit erheben.

Dem Auftrag für die gesamte Serie entsprechend, werden für die wichtigen Lebensräume der Wasservögel in diesen Gebieten fachlich fundiert, aber trotzdem allgemein verständlich, die historische Entwicklung und der ökologische Zustand skizziert und die Bestandssituation wassergebundener Vogelarten mit Berücksichtigung der internationalen Bedeutung eingehender dargestellt und beurteilt. Auf dieser Grundlage aufbauend soll versucht werden, Prognosen für die zukünftige Entwicklung zu stellen und die wesentlichen Probleme aufzuzeigen. Forderungen für ein Schutzkonzept zur langfristigen Sicherung der internationalen Bedeutung dieses Feuchtgebietes werden das Diskussionskapitel abschließen.

Der derzeitige Bearbeitungsstand stellte die Autoren bei der Zusammenstellung dieses Zwischenberichtes zunächst vor das Problem einer vorläufigen Themenauswahl. Der vorliegende Zwischenbericht soll erstens für einzelne Lebensräume bzw. Fragestellungen schon möglichst abgerundete Darstellungen liefern und zweitens auch den aktuellen Anforderungen, vor allem im Hinblick auf die Errichtung des Nationalparks Neusiedler See, Rechnung tragen:

Das Kernstück dieses Nationalparks (nach den neuen Begriffsbestimmungen die "Naturzone") ist der See mit seinen riesigen Schilfwäldern. Ihm soll daher auch der gesamte erste Teil gewidmet sein.

Wegen ihrer besonderen Bedeutung für den europäischen Vogelschutz werden zunächst nur die Schilfvögel herausgegriffen. Dabei wird anhand eines Beispiels der Frage nachgegangen, wie weit hier die Realisierung der internationalen IUCN-Kriterien für die Naturzone ("keine menschliche Nutzung") mit den Interessen des Wasservogelschutzes zu vereinbaren ist. Als Gegenpol dazu behandelt das dritte Kapitel die Limikolen, die an einen charakteristischen Kulturlandschaftsteil gebunden sind: die Feuchtwiesen und Hutweiden des Seewinkels, deren Eigenart und Bedeutung für gefährdete Wiesenvögel langfristig auf jeden Fall nur über sorgfältig geplante und kontrollierte Pflegeprogramme zu erhalten sind. Hier geht es also vor allem um das "Wie" menschlicher Eingriffe. Wegen seiner Aktualität im Zusammenhang mit der derzeitigen Regelung der Jagd im Nationalparkgebiet Lange Lacke wurde als "Vorgriff" auf eine ausführlichere Diskussion zum Schutz der Gänse und Schwimmvögel auch schon das Kapitel über die Wasserwildjagd einbezogen.

Die Autoren der vogelkundlichen Beiträge sind nun seit etwa zehn Jahren am Neusiedler See mit Bestandserhebungen und ökologischen Untersuchungen befaßt.

Ein großer Teil der erhobenen Daten ist jedoch noch nicht publiziert. Zu einzelnen Arten- und Biotopschutzfragen liegen überdies zahlreiche Gutachten, Konzepte, Manuskripte usw. vor, die ebenfalls auf eine themenübergreifende Auswertung warten. Der Ramsar-Bericht 3 gibt den Autoren daher auch die Gelegenheit, dieses umfangreiche Material aus dem Archiv der Biologischen Station Neusiedler See zu sichten und gemeinsam mit den bereits veröffentlichten Arbeiten zu einer aktuellen, interdisziplinären Gesamtschau zusammenzuführen.

2. SEE UND SCHILFGÜRTEL

2.1 Ökologischer Zustand (B. AUER, G. DICK)

2.1.1 Kurzcharakteristik

Der Neusiedler See liegt in einer großen, flachen Pfanne von etwa 320 km², wovon allerdings etwa 180 km² von einem breiten Schilfgürtel eingenommen werden. Die geringe Wassertiefe von nur durchschnittlich 1,10 m und die große Ausdehnung der Wasserfläche (Länge etwa 36 km, maximale Breite 12 km) führen bei Wind zur intensiven Durchmischung bis zum Grund und damit zur Trübung des Sees. Der Einfluß des pannonischen Klimas läßt die Wassertemperaturen im Sommer bis über 30 °C ansteigen, während das Zufrieren im Winter erst gegen Ende Dezember zu erwarten ist. Die besonderen hydrologischen Verhältnisse bedingen sowohl jahreszeitlich als auch langfristig periodische Wasserstandsschwankungen. Ebenfalls charakteristisch für den Neusiedler See ist sein erhöhter Salzgehalt, der vor allem auf Soda (Natriumkarbonat) zurückzuführen ist und zur Entwicklung einer typischen Fauna und Flora führt.

Die zunehmende Nutzung als Erholungsgebiet, der Ausbau der Landwirtschaft und die Intensivierung der Fischerei in den letzten zwanzig Jahren führten zur vermehrten Belastung dieses Gewässers. Zugleich traten Veränderungen der Algen- und Zooplanktongemeinschaft ein und die Makrophyten, die bis dahin weite Teile des Sees besiedelt hatten, verschwanden. Zudem wies auch die Fischfauna starke Veränderungen auf. Welche Zusammenhänge zwischen den einzelnen Lebensgemeinschaften bestehen und in welcher Weise die genannten Faktoren wirksam werden, soll im folgenden beschrieben werden.

2.1.2 Entstehung des Neusiedler Sees

Die Geschichte des Neusiedler Sees beginnt vor etwa 20 Millionen Jahren, als die Alpen und die Karpaten, eine bis dahin durchgehende Gebirgskette, durch einen tektonischen Einbruch getrennt wurden. Dadurch entstand die Ungarische Tiefebene. Mächtige Schotterablagerungen aus den Alpen begruben das abgesunkene Land unter sich. Nach weiteren Absenkungen überflutete im Tertiär die Paratethys aus dem Osten kommend das gesamte Gebiet. Teile des Leithagebirges und des Ruster Höhenzuges ragten damals als Inseln aus dem Meer. An ihren Hängen entwickelten sich, begünstigt durch das damals herrschende tropische Klima, mächtige Korallenriffe. Sie sollten später das Baumaterial für viele Bauten der Wiener Ringstraße liefern. Dieser "Leithakalk" besteht aus Schalen und Hartteilen von Korallen, Muscheln, Schnecken und vielen anderen Meeresbewohnern.

Nach dem Rückzug der Paratethys entwickelte sich im ehemaligen Meeresbecken, vor etwa 11 Millionen Jahren, ein Brackwassersee, der bis zu 4.000 m mächtige Ablagerungen hinterließ. Gegen Ende des Tertiärs kam es vor etwa 2,5 Millionen Jahren durch tektonische Bewegungen entlang einer Bruchzone durch weitere Absenkungen zur Bildung des Pannonischen Beckens.

Aufgrund des hohen Salzgehaltes nahm man lange Zeit an, daß der Neusiedler See den Rest dieses tertiären Meeres darstellt. Gegen diese Theorie spricht einerseits die chemische Zusammensetzung des Salzes, die sich auffällig von der des Meerwassers unterscheidet, andererseits das Fehlen von Übergangssedimenten zwischen der Paratethys und dem heutigen See.

Während der Eiszeit befand sich das ganze Gebiet im Einflußbereich der Donau, die zunächst auf der Parndorfer Platte und später im Seewinkel große Schottermengen ablagerte. Eine lange anerkannte Theorie (HASSINGER 1905 in LÖFFLER 1979) sah

daher im Neusiedler See den Rest einer Donauschlinge. Genauere Untersuchungen haben allerdings ergeben, daß die Schotterablagerungen in nordöstlicher Richtung zum See hin abnehmen und im Seebecken selbst völlig fehlen (RIEDL 1965). Daher kann dieses Gebiet nicht in unmittelbarer Donaunähe gelegen haben und nicht direkt aus dem Donaubett entstanden sein.

Vielmehr gilt, daß die heutige Seewanne vor etwa 20.000 Jahren durch mehrere tektonische Einbrüche und Senkungsvorgänge gebildet wurde. So lag das Seebecken zunächst weiter südöstlich, im Gebiet des Hanság, der Nord- und Ostteil des heutigen Beckens senkte sich erst später. Neben der Existenz von tektonischen Brüchen im südlichen Seeteil (KÜPPER 1957) untermauern Funde von Muschelkrebsen (Ostracoden) in etwa 12.000 Jahren alten Sedimenten des Hanság diese Entstehungstheorie (BOBEK, LÖFFLER & SCHULTZE 1976).

Die Entwicklung des Neusiedler Sees in historischer Zeit läßt sich aufgrund zahlreicher Angaben in Urkunden und Reisebeschreibungen recht gut rekonstruieren. Der See ist durch extreme Wasserstandsschwankungen und sich stark ändernde Ausdehnung gekennzeichnet. Es wechselten Zeiten, in denen der See völlig austrocknete, mit Hochwasserperioden, als ganze Ortschaften überschwemmt wurden. Allein seit dem 18. Jahrhundert ist der See viermal ausgetrocknet, zuletzt 1864 bis 1870 (Abb. 1, Pegel 1600 bis 1976). Während solcher Trockenperioden wurde das Seebecken immer wieder landwirtschaftlich genutzt, wobei sich der salzreiche Boden allerdings als recht unfruchtbar erwies.

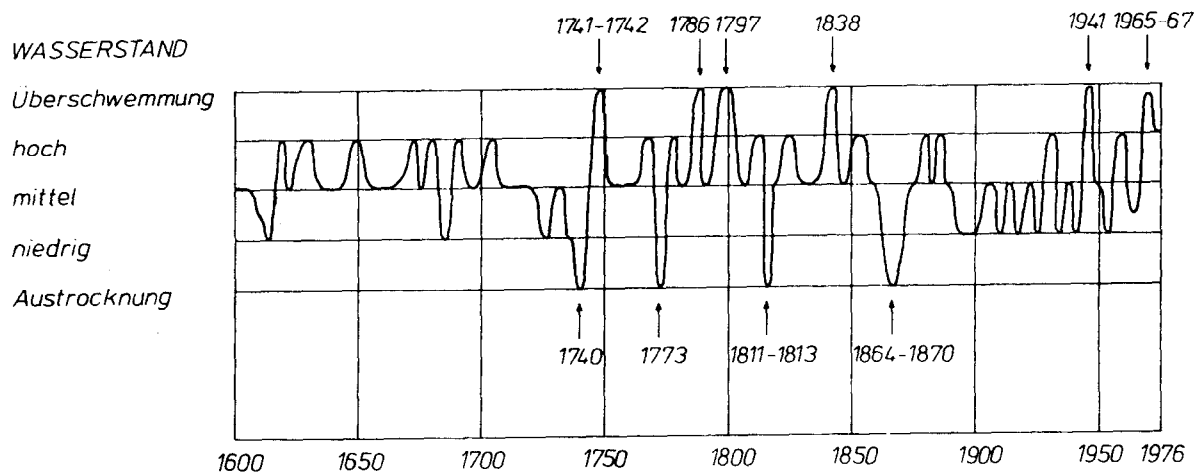


Abb. 1: Die Wasserstandsschwankungen des Neusiedler Sees von 1600 bis 1976 (aus: A Fertő-Taj 1976)

Dennoch gab es ernsthafte Bestrebungen zur Trockenlegung des Neusiedler Sees. Der Hanság, noch im 16. Jahrhundert ein Teil des Sees, war im Laufe der Zeit über mehrere Kanäle entwässert worden und bestand im 18. und 19. Jahrhundert nur noch aus sumpfigem Gelände. Heute liegt er weitgehend trocken. Um den See selbst zu entwässern, wurde in den Jahren 1908 bis 1910 der Einserkanal im südöstlichen Teil in der Nähe von Mekszikopuszta in Ungarn angelegt. Es folgte ein rapider Rückgang des Wassers, der dazu führte, daß der See während des Katastrophenwinters 1928/29 in weiten Teilen bis zum Grund durchfror. Um ähnliche Ereignisse in Zukunft zu verhindern, wurde zur Regelung des Abflusses im Jahr 1930 eine Schleuse am Einserkanal errichtet, deren Bedienung jedoch keinen Richtlinien unterworfen war.

Erst 1965 einigte sich eine österreichisch-ungarische Kommission auf den Erlaß einer Bedienungsvorschrift, die den aktuellen Pegelstand und die Niederschläge der letzten drei Jahre berücksichtigen sollte. Ziel dieser Regelung war die Stabilisierung des Wasserstandes auf einem festgelegten Niveau von 115,4 m ü. A., gleichbedeutend mit einer Anhebung des mittleren Pegelstandes um etwa 40 cm (Abb. 2, Pegel 1951 bis 1973).

Dieser relativ hohe und konstante Wasserstand betrifft das gesamte Ökosystem Neusiedler See. Er wirkt sich unter anderem auf die Salzkonzentration und damit indirekt auf die Tier- und Pflanzenwelt, aber auch auf das Schilfwachstum und die Fischfauna aus.

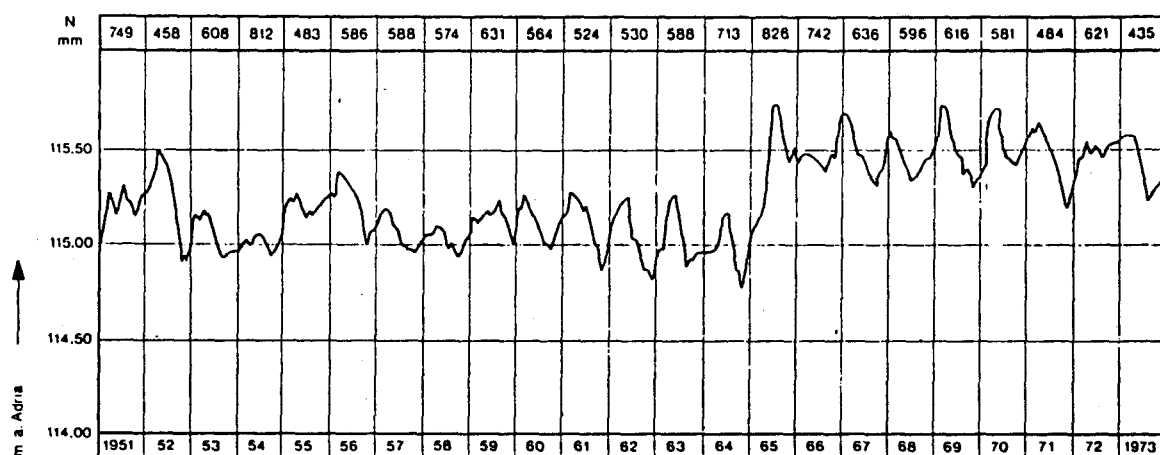


Abb. 2: Schwankungen des Wasserstandes (monatlicher Durchschnitt, 1951 bis 1973) (nach KOPF 1974)

2.1.3 Limnologische Eigenschaften

2.1.3.1 Hydrologie

Der Wasserhaushalt des Neusiedler Sees wird vorwiegend von klimatischen Faktoren (Niederschlag und Verdunstung) gesteuert. Diese besonderen hydrologischen Eigenschaften lassen sich auf klimatische und morphometrische Gegebenheiten zurückführen. Die Seewanne bildet eine flache Senke zwischen dem Leithagebirge und dem Seewinkel, dem westlichsten Ausläufer der Kleinen Ungarischen Tiefebene. Das relativ kleine

Einzugsgebiet von nur etwa 1.000 km² - das entspricht etwa der dreifachen Seefläche - liefert keine bedeutenden Zuflüsse. Auch der Zustrom aus dem Grundwasser ist aufgrund der geringen Niederschlagsmengen (580 mm pro Jahr) sehr schwach und entgegen früheren Annahmen für den Wasserhaushalt fast bedeutungslos.

Eingehende Untersuchungen (BARANYI et al. 1992) haben gezeigt, daß das Transportvermögen der grundwasserführenden Schichten und damit die Strömungen in Richtung See äußerst gering sind und nur ein kleiner Teil tatsächlich den See erreicht.

Des weiteren ist die Verdunstung infolge der geringen Distanz vom Grundwasser zur Bodenoberfläche vor allem im Sommer sehr hoch. Die Wulka, die das Leitha- und das Rosaliengebirge entwässert, trägt mit anderen kleineren Zuflüssen nur etwa ein Fünftel zur Wasserbilanz des Neusiedler Sees bei.

Vielmehr wird der Wasserhaushalt des Sees von meteorologischen Einflüssen gesteuert (REITINGER & SCHMALFUSS 1992). Der Niederschlag auf die Seefläche macht etwa 78 % des Wassereintrages aus; die Verluste durch Verdunstung erreichen 90 % an der Gesamtbilanz. Beide Faktoren stehen in engem Zusammenhang mit Jahreszeit und klimatischen Verhältnissen und bedingen dadurch regelmäßige saisonale Wasserstandsschwankungen.

Der im Frühling noch hohe Wasserspiegel sinkt im Laufe des Sommers durch die hohe Verdunstung. Dabei ist neben dem Wasserverlust von der freien Seefläche (Evaporation) die Verdunstung der Pflanzen (Transpiration) im Bereich des Schilfgürtels von großer Bedeutung. Die relativ geringen Niederschläge können die Verluste an die Atmosphäre nicht wettmachen, weshalb der Seepegel am Ende des Sommers seinen jährlichen Tiefststand erreicht. Im Herbst nimmt die Verdunstungsrate aufgrund der kühleren Temperaturen ab, und die zunehmenden Regenfälle führen zur Hebung des Wasserstandes. In der Jahressumme übertreffen jedoch die Verluste durch Verdunstung stets die Einträge über die Niederschläge. Dies führt zu einer scheinbaren negativen Wasserbilanz, einem typischen Merkmal arider Regionen.

Der ursprünglich abflußlose See besitzt heute mit dem auf ungarischem Gebiet liegenden Einserkanal einen künstlichen Abfluß, der zwar nur 10 % zur Gesamtbilanz beiträgt, aber für die Stabilität des Seespiegels von großer Bedeutung ist. Durch die Schleusenregelung 1965 wurde es möglich, den Wasserstand auf einem konstanten Niveau zu halten. Die Auswirkungen dieser Maßnahme werden in diesem Buch noch öfter zur Sprache kommen.

Mit den bisher bekannten Messungen kann eine Wasserbilanz für den Neusiedler See (nach BARANYI et al. 1992) aufgestellt werden (Angaben in Mio. m³/Jahr):

$$\begin{array}{ccccccccc} 183,6 & + & 46,7 & + & 3,7 & = & 209,5 & + & 24,5 \\ N_S & & Z_O & & Z_U & & V_S & & A_O \end{array}$$

N_S = Niederschlag auf die Wasserfläche

Z_O = oberirdische Zuflüsse

Z_U = unterirdische Zuflüsse

V_S = Verdunstung von der Seefläche

A_O = oberirdischer Abfluß

2.1.3.2 Chemismus

Eine weitere Besonderheit des Neusiedler Sees ist der hohe Salzgehalt, der heute etwa 1 g/l erreicht. Im Vergleich dazu liegen die Konzentrationen zum Beispiel im Mondsee bei 0,2 g/l, im Meerwasser hingegen bei 30 g/l. Während im Meer der Hauptanteil des Salzes von Steinsalz (Natriumchlorid) gebildet wird, besteht das Salz des Neusiedler Sees aus Soda (Natriumkarbonat) und zu geringeren Teilen aus Glaubersalz (Natriumsulfat). In "normalen" Süßwasserseen hingegen dominieren Kalzium- und Magnesiumverbindungen.

Die Herkunft des Salzes ist noch nicht völlig geklärt. Bei Bohrungen im Südteil des Sees und des angrenzenden Seewinkels stieß man auf außerordentlich salzreiche Gesteinsschichten und Mineralwässer in zum Teil über 100 m Tiefe (TAUBER 1959). Äußerst interessant sind in diesem Zusammenhang die lokalen Unterschiede des Salzgehaltes im See. Während im Südteil entlang der dort bestehenden Bruchlinien die Ionenkonzentration deutlich höher liegt und von Natrium dominiert wird, ist im Norden weniger salzreiches, von Kalzium und Magnesium beherrschtes Wasser zu finden. Offenbar steigen die salzhaltigen Mineralwässer im Südteil an den Bruchlinien empor und bewirken so den typischen Sodacharakter des Sees (BERGER & NEUHUBER 1979).

Die Salzkonzentration hängt eng mit dem herrschenden Wasserstand zusammen. Bei hohen Pegelständen, wie sie seit 1965 aufgrund der Schleusenregelung auftreten, liegt der Salzgehalt zwischen 1,0 und 1,5 g/l, während er um 1930 bei niedrigerem Seespiegel den zehnfachen Wert (16 g/l) erreichte. Bei hohen Wasserständen überwiegen offenbar die Zuflüsse aus dem Norden, während die salzreichen Wasserzutritte im Süden nicht über ein bestimmtes Ausmaß hinausgehen.

2.1.3.3 Nährstoffsituation

Für den Aufbau organischer Materie und das Wachstum der Pflanzen sind neben Sonnenlicht, Kohlendioxid und Wasser verschiedene Spurenelemente unentbehrlich. Zu den wichtigsten Nährstoffen zählen Phosphor und Stickstoff. Phosphor liegt meist in schwerlöslichen Verbindungen im Boden vor und wird erst durch Verwitterung und Auswaschung für die Pflanzen verfügbar, während Stickstoff in nicht so fest gebundener Form vorhanden und leichter mobilisierbar ist. Daher ist Phosphor der begrenzende Faktor für das Pflanzenwachstum in Gewässern.

Andere Nährstoffe wie Kalium, Kalzium oder Magnesium sind in Gewässern in ausreichender Menge vorhanden und stellen selten einen Minimumfaktor dar.

In den letzten zwanzig Jahren kam es im Neusiedler See zu einer rapiden Zunahme des Phosphor- und Stickstoffgehaltes (Abb. 3). So schnellte der Phosphorgehalt von 45 $\mu\text{g/l}$ im Jahr 1972 auf 150 $\mu\text{g/l}$ im Jahr 1978 hinauf (HERZIG 1990).

Eine der Ursachen ist in der sprunghaften Zunahme des Fremdenverkehrs in den siebziger Jahren zu sehen. Betrug die Zahl der Übernachtungen 1970 rund 500.000, so überschritt sie 1977 bereits die Millionengrenze und liegt heute bei etwa 1,4 Millionen. Infolge des damals noch unzureichenden Ausbaus der Kläranlagen wurde ein beträchtlicher Anteil der Abwässer ungereinigt in den See geleitet.

Eine weitere negative Beeinflussung stellte die Landwirtschaft dar, insbesondere der Weinbau. In den Jahren 1966 bis 1975 erhöhte sich im Raum Neusiedler See die Anbaufläche für Wein von etwa 4.100 ha auf 8.200 ha. Der ebenfalls zunehmende Düngemiteleintrag verursachte über die Erosion zusätzlichen Nährstoffeintrag in den See.

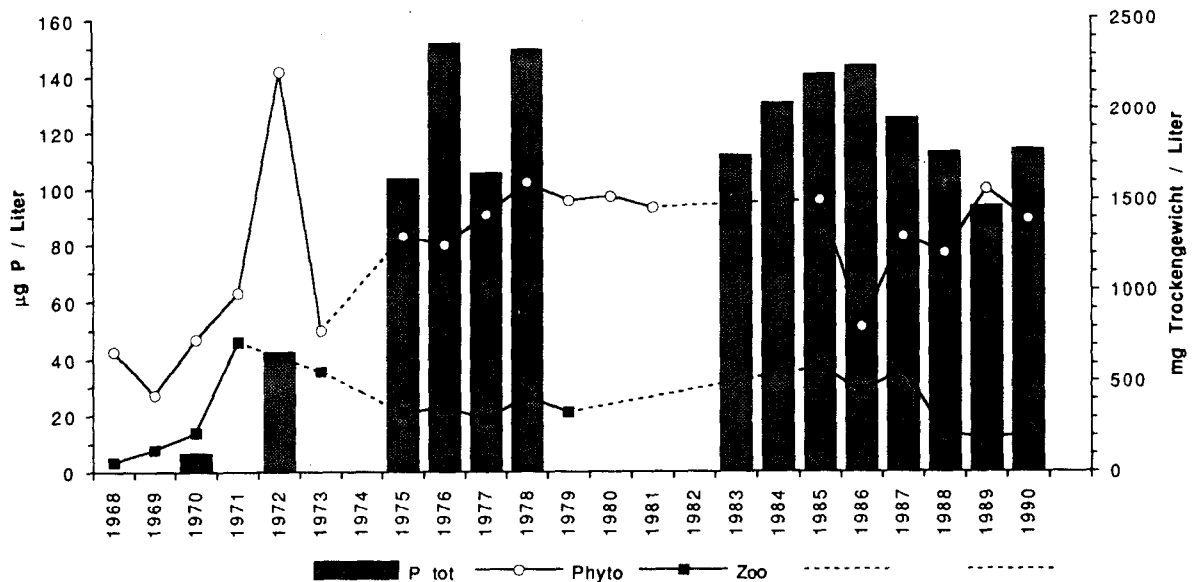


Abb. 3: Entwicklung der Jahresmittel von Gesamtphosphor, Phytoplanktonbiomasse und Zooplanktonbiomasse (nach HERZIG 1990, verändert)

Mit dem Ausbau der Kläranlagen und der Abwasserentsorgung hat sich die Situation inzwischen sehr verbessert. Heute gelangen die Phosphorfrachten vorwiegend über die Wulka (41 Tonnen/Jahr) und die Kläranlagen (13 Tonnen/Jahr) in den See (STALZER & SPATZIERER 1987). Der atmosphärische Eintrag über Niederschläge und Staub ist mit etwa 8 Tonnen/Jahr viel geringer als früher angenommen (MALISSA et al. 1985). Diffuse Quellen wie etwa Oberflächenauswaschung, Eintrag durch Wasservögel, Badebetrieb und ähnliches sind schwer feststellbar und können nur geschätzt werden. Der Gesamteintrag an Phosphor dürfte bei etwa 80 Tonnen pro Jahr liegen und steht einem Austrag von nur etwa 20 bis 30 Tonnen über den Einserkanal, die Fischerei und den Schilfschnitt gegenüber. Das bedeutet, daß jedes Jahr etwa 50 Tonnen Phosphor im See verbleiben.

Warum der Neusiedler See trotz dieser ständigen Belastung heute eine relativ gute Wasserqualität aufweist, ist dem ausgedehnten Schilfgürtel zu verdanken. Dieser fungiert als natürlicher Filter, der die Nährstoffe aus den oberflächlichen Zuflüssen zurückhält. Einerseits sedimentieren die Feststoffe durch die Reduzierung der Strömungsgeschwindigkeit, andererseits werden gelöste Nährstoffe direkt aus dem Wasser über die Wurzeln aufgenommen und in die Pflanzensubstanz eingebaut. Die Nährstoffe werden somit im Schilfbereich deponiert, können aber bei Sauerstoffzehrung wieder freigesetzt werden. Sodann wird der Phosphor rückgelöst und kann dadurch wieder in den offenen See gelangen.

Im allgemeinen führt die Überdüngung eines Gewässers mit Nährstoffen zur vermehrten Algenproduktion. Dieser Vorgang ist unter dem Begriff "Eutrophierung" bekannt. Die Auswirkungen dieser veränderten Nährstoffsituation im Neusiedler See werden im folgenden bei den Lebensgemeinschaften behandelt.

2.1.3.4 Abiotische Parameter

Zum besseren Verständnis der besonderen Lebensbedingungen im Neusiedler See sollen nun einige wesentliche abiotische Parameter behandelt werden.

Die klimatischen Bedingungen wirken sich unmittelbar auf den See aus, der wegen der geringen Tiefe wenig Puffermöglichkeiten hat. So reagiert die Wassertemperatur sehr rasch auf Änderungen der Umgebungstemperatur. Saisonal bedeutet das eine rasche Erwärmung im Frühling und ebenso rasches Abkühlen im Herbst, während der See in den Sommermonaten Temperaturen bis 30 °C erreicht. Tagesperiodisch können Schwankungen bis zu 8 °C auftreten. Diese extremen thermischen Bedingungen stellen hohe Anforderungen an die Tier- und Pflanzenwelt. Dies

insbesondere deshalb, weil aufgrund der geringen Wassertiefe Rückzugsgebiete mit annähernd konstanten Bedingungen, wie sie in tieferen Seen zu finden sind, weitgehend fehlen.

Ein zweiter für den See entscheidender Klimafaktor ist die hohe Windaktivität im Gebiet. Schon geringe Windgeschwindigkeiten reichen aus, um den gesamten Wasserkörper zu durchmischen. Die Ausbildung einer Vertikalschichtung ist daher nur nach mehreren windstillen Tagen oder im Winter unter Eis zu beobachten. Horizontale Unterschiede hingegen sind aufgrund der zum Teil starken Strömungen ständig vorhanden. Da die Hauptwindrichtung bei Nordwest liegt, ist das Ostufer stärker strömungsexponiert als der geschützte Westteil. Windereignisse aus Südost, der zweithäufigsten Windrichtung, erreichen meist nicht so hohe Geschwindigkeiten und Dauer.

Bei länger anhaltendem Wind kommt es durch die Luftdruckunterschiede über verschiedenen Seebereichen zur Ausbildung rhythmischer Schwingungen im Wasserkörper, die durch die geringe Tiefe extrem lange Schwingungsdauer aufweisen (= "seiches"). Während im Bodensee eine Wellenlänge von 56 Minuten zu beobachten ist, sind im Neusiedler See Werte von 20 Stunden keine Seltenheit. Die dabei auftretenden Seespiegelschwankungen betragen bis zu 80 cm. Längere Perioden mit starker Windaktivität aus einer Richtung führen zum Zusammenreiben der Wassermassen in einem Teil des Sees, sodaß bedeutende Pegelunterschiede zwischen dem Nord- und dem Südteil auftreten. Bei niedrigem Wasserstand können sogar ganze Gebiete trockenfallen. So verschwand im Oktober 1929 für fünf Tage das gesamte Wasser aus dem ungarischen Seeteil, verursacht durch "heftigen schirokkoartigen Wind von Süden". Nach dem Nachlassen des Windes füllte sich das trockene Becken innerhalb weniger Stunden wieder auf (VARGA & MIKA 1937).

Mit dem Wind in engem Zusammenhang steht der Gehalt an Trübstoffen im Wasser. Das Sediment des Neusiedler Sees besteht zum überwiegenden Teil aus sehr feinen Tonpartikeln (Quarz, Feldspat, Dolomit < 0,01 mm), die schon bei geringen Turbulenzen aufgewirbelt werden und damit die charakteristische Trübe des Sees verursachen. Die Trübstoffe selbst sind rein anorganisch und keineswegs ein Zeichen für Eutrophierung, im Gegensatz zu tieferen Seen, wo die "Trübe" von Unmengen kleiner Algen herrührt und sehr wohl auf erhöhtes Nährstoffangebot zurückzuführen ist.

Im Neusiedler See kommt den Trübstoffen große Bedeutung für den Nährstoffhaushalt des Sees zu, da sich vor allem der für das Algenwachstum wichtige Phosphor an den Partikeln anlagert. Mit der Verfrachtung von Seewasser gelangen auch die an die Trübeartikel adsorbierten Nährstoffe in den Schilfgürtel, wo sie abgelagert und damit dem offenen See entzogen werden. Dieser Funktion des Schilfgürtels als "Nährstofffalle" verdankt der See seine immer noch relativ gute Wasserqualität.

Mit dem Trübstoffgehalt verschlechtert sich das für die Algen wichtige Lichtklima. Bei den geringen Sichttiefen von 8 bis 80 cm steht ihnen eine nur wenige Dezimeter starke Wasserschicht zur Photosynthese zur Verfügung. Im Vergleich dazu erreicht der Mondsee eine durchschnittliche Sichttiefe von 4 m, der Lunzer Untersee sogar 9 m.

Der hohe Trübstoffgehalt, der bei starker Windtätigkeit bis zu 500 mg/l betragen kann, führt zur starken Beeinträchtigung des Zooplanktons. Besonders im Frühling können Schlechtwetterperioden, in denen heftige Stürme in Verbindung mit niedrigen Temperaturen auftreten, zu starken Verlusten beim Plankton führen. Inwieweit auch Fische, vor allem frischgeschlüpfte Jungfische, davon betroffen sind, ist noch unklar.

2.1.4 Lebensgemeinschaften

2.1.4.1 Phytoplankton

Der freie Wasserraum wird von meist einzelligen pflanzlichen Organismen besiedelt, die in ihrer Gesamtheit als Phytoplankton bezeichnet werden. Verschiedene Einrichtungen wie das Einlagern von Öltropfen oder die Ausbildung einer Gallerthülle verlangsamen das Absinken und erleichtern den Algen das Schweben im Wasser. Wie alle Pflanzen können sie Photosynthese betreiben, das heißt mit Hilfe des Sonnenlichts aus Kohlendioxid, Wasser und Nährsalzen organische Stoffe aufbauen.

Im Neusiedler See wird die Photosynthese durch das trübebedingte schlechte Lichtklima stark beeinträchtigt und kann nur in den obersten 30 bis 40 Zentimetern effizient betrieben werden. Durch die windinduzierten Wasserturbulenzen gelangen die Algen allerdings immer wieder in diese lichtbegünstigte Oberflächenschicht. Daher ist die Produktivität des pflanzlichen Planktons nicht so gering, wie man bei den gegebenen Lichtverhältnissen vermuten könnte (DOKULIL 1979). Die Biomasse liegt jedoch deutlich unter den Werten von vergleichbaren Gewässern mit ähnlich hohen Nährstoffkonzentrationen (DOKULIL 1984). Die besonderen Licht- und Strömungsverhältnisse im Neusiedler See führen zu einer Phytoplanktonzusammensetzung, die jener größerer Flüsse mit ähnlichen Turbulenzen- und Trübeverhältnissen, etwa dem Unterlauf der Donau, ähnelt. Meist dominieren große, schwere Kieselalgen (Diatomeen) mit den Gattungen *Suriella* und *Campylodiscus* und größere Grünalgen (Chlorophyceen) mit *Pediastrum duplex*, die in einem ruhigen Gewässer rasch zu Boden sinken würden, hier aber durch die ständigen Turbulenzen in Schwebelage gehalten werden.

Seit etwa 1970 ist eine Veränderung in der Algenzusammensetzung zu bemerken. Die bis dahin dominierenden Diatomeen wurden von Grünalgen zurückgedrängt, und gleichzeitig setzte eine rapide Vermehrung von Blaualgen (Cyanophyceen) ein, die ab 1977 zu Algenblüten in einigen Uferbereichen des Sees führte. Eine Ursache für diese Veränderungen lag im Anstieg der Nährstoffkonzentrationen, die die Entwicklung der anspruchsvolleren Grünalgen begünstigte. Das Verschwinden der mächtigen Makrophytenbestände bewirkte zusätzlich ein verstärktes Freisetzen von Trübstoffen im See und führte damit zu einer für die empfindlicheren Kieselalgen dramatischen Verschlechterung der Lichtverhältnisse.

In jüngster Zeit stellt sich jedoch langsam die Phytoplanktongemeinschaft wieder ein, die in den fünfziger Jahren von Ruttner-Kolisko (aus DOKULIL & PADISÁK, in Druck) beschrieben wurde. Auf welche Weise die verschiedenen Faktoren im Neusiedler See auf die Entwicklung des Phytoplanktons wirken, bedarf allerdings noch weiterer Untersuchungen.

2.1.4.2 Zooplankton

In ähnlicher Weise wie das Phytoplankton besiedeln auch tierische Kleinstlebewesen den freien Wasserkörper. Neben verschiedenen Schwebemechanismen besitzen sie begrenzte Fähigkeiten zur aktiven Fortbewegung, die allerdings im Vergleich zu den Strömungen im Wasserkörper unbedeutend sind. Im Neusiedler See verursachen die heftigen Wasserbewegungen nicht nur kilometerweite Verdriftungen der Planktontiere, sondern in Extremfällen auch schwere, mechanische Beschädigungen durch die Trübeartikel. Die wichtigsten Gruppen, aus denen sich das Zooplankton zusammensetzt, sind Einzeller (Protozoa), Rädertiere (Rotatoria) und Kleinkrebse (Crustacea), darunter vor allem Ruderfußkrebse (Copepoda) und Wasserflöhe (Cladocera).

Alle im Neusiedler See vorkommenden Arten zeichnen sich durch hohe Salztoleranz aus. Die häufigste Art, *Arctodiaptomus spinosus*, aus der Gruppe der Ruderfußkrebse ist sogar ein echter Sodaspezialist, der außer im Seewinkel und in Ungarn nur noch aus Alkaligewässern der Türkei und des Iran bekannt ist. Diese Art kann einen Salzgehalt bis zu 50 g/l bei voller Reproduktionsfähigkeit ertragen.

Als weniger salztolerant erweist sich die zweitwichtigste Art, *Diaphanosoma mongolianum*, eine Wasserflohart, die in Osteuropa weit verbreitet ist. Im Gegensatz zu dem sich zweigeschlechtlich vermehrenden *Arctodiaptomus* vermehrt sich *Diaphanosoma* den Sommer über mittels unbefruchteter Eier.

Diese Strategie der Fortpflanzung, die sogenannte Parthenogenese oder Jungfernzeugung, ist bei den Cladoceren der Regelfall. Erst im Herbst führt das Auftreten von Männchen zu befruchteten Eiern, die als sogenannte Dauereier den Winter in einem Ruhestadium überdauern. Im folgenden Frühjahr ab einer Temperatur von 7 °C beginnen aus diesen Eiern ausschließlich weibliche Jungtiere zu schlüpfen. Das Auftreten dieser Art ist auf die warme Jahreszeit beschränkt, im Winter kommt keine *Diaphanosoma* im Freiwasser vor.

Im Gegensatz zu den beiden bisher genannten Arten, die sich von Algen und Detritus ernähren, gehört *Leptodora kindti* zu den räuberischen Cladoceren. Sie erbeutet mit ihren langen Fangarmen hauptsächlich Rädertiere und kleinere Exemplare von *Diaphanosoma*, *Arctodiaptomus* hingegen wird nur selten gefressen (HERZIG & AUER 1990). Dieser Räuber ist erst seit 1977 im Neusiedler See bekannt und wurde wahrscheinlich durch Wasservögel eingeschleppt.

Die Rädertiere (Rotatoria) sind im Freiwasser mit mindestens zwölf Arten vertreten, wovon allerdings nur fünf Arten abundant vertreten sind. Die Artenvielfalt ist im Schilfb-

reich, auf Makrophyten und am Sediment aber weitaus größer. Als eine charakteristische Art des Neusiedler Sees ist *Rhinalglena fertöensis* zu nennen, die sonst nur aus Salzgewässern Deutschlands und der Slowakei bekannt ist. Ihr Auftreten ist auf die kalte Jahreszeit beschränkt, während der sie bis zu 90 % der Rotatorienfauna ausmacht.

Wie schon beschrieben, führte die Eutrophierung Anfang der siebziger Jahre zu Veränderungen in der Zusammensetzung des Phytoplankton. Die damit verbundene Verbesserung der Ernährungssituation wirkte sich positiv auf den Bestand des Zooplanktons aus. In den Jahren 1968 bis 1973 stieg im Sommer die Individuendichte von *Arctodiaptomus* von 34 Ind./l auf 244 Ind./l und bei *Diaphanosoma* von 8 Ind./l auf 72 Ind./l an (HERZIG 1979). Heute liegen die Dichten wieder deutlich niedriger (80 Ind./l bzw. 60 Ind./l), erreichen aber nicht mehr die Werte der sechziger Jahre.

Neben dieser quantitativen Zunahme ist auch eine qualitative Veränderung der Zooplanktongemeinschaft festzustellen, die sich unter anderem in der Reduktion der Artenzahlen widerspiegelt. Während 1951 und 1968 bei den Rädertieren noch zwölf Arten eine wichtige Rolle spielten, so sind es heute nur noch drei bis fünf Arten. Andere Kleinkrebse neben den beiden dominierenden Arten zeigen ebenfalls rückläufige Tendenz. Die Bestandszunahme einiger weniger Arten bei gleichzeitiger Reduktion der Artenzahl ist eine typische Folgeerscheinung der Eutrophierung.

2.1.4.3 Fische

Der Fischbestand des Neusiedler Sees war durch die ständigen Fluktuationen des Wasserstandes, der Salinität und des Schilfgürtels immer starken Veränderungen ausgesetzt. Insbesondere vor 1965, dem Beginn der Schleusenregelung, konnten

schon kurzfristige Klimaschwankungen katastrophale Auswirkungen auf die Fischfauna haben. Das am besten dokumentierte Beispiel dazu stammt aus dem Jahre 1928, als der Südteil des Sees bis zum Grund durchfror und dort beinahe der gesamte Fischbestand vernichtet wurde (VARGA & MIKA 1937).

In den folgenden Jahrzehnten veränderte sich das Artenspektrum des Sees einerseits durch Zuwanderung aus dem Einserkanal und dem Raab-Rabnitz-System und andererseits durch Besatzmaßnahmen von seiten der Berufsfischer (HACKER & MEISRIEMLER 1974). Seit 1950 werden Zuchtformen des Karpfens in größeren Mengen eingesetzt, und 1958 erfolgte erstmals der Besatz mit Glasaalen. Aufgrund der extrem guten Wachstumsleistung des Aals im Neusiedler See intensivierte man in den sechziger Jahren die Bewirtschaftung mit dieser standortfremden Fischart. Heute ist der Aal mit über 90%-Anteil am Jahresgesamtfang der wirtschaftlich mit Abstand wichtigste Fisch (WAIDBACHER 1985).

Das Vorkommen des Aals (*Anguilla anguilla*) reicht vom offenen See bis in die Kanäle und Schilflacken hinein, wo die höchsten Dichten erreicht werden (5 Ind./m²). Seine Nahrung besteht hauptsächlich aus Asseln, Schnecken und Wasserinsekten, nur Aale über 50 cm Körperlänge ernähren sich von Fischen.

In den letzten zwei Jahrzehnten ist viel über den Einfluß des Aals auf die Ökologie des Neusiedler Sees diskutiert worden (WAIDBACHER 1984, THELL 1990, HERZIG 1990). Tatsache ist, daß seit dem vermehrten Besatz 1975 mit 4 Millionen Glasaalen pro Jahr die Fangzahlen von Hecht, Zander, Schleie und Karausche drastisch zurückgegangen sind (Abb. 4). Weiters sind einige Kleinfischarten wie zum Beispiel das Moderlieschen, der Schlammpeitzger oder der Steinbeisser verschwunden.

Die räuberische Lebensweise größerer Aale war am Verschwinden der Kleinfische zumindest mitbeteiligt. HACKER & MEISRIEMLER (1974) bezeichnen zum Beispiel den Schlammpeitzger (*Misgurnus fossilis*) als wichtige Beute für den Aal. Auch an der Zanderbrut können diese Räuber empfindliche Schäden verursachen, wie aus holländischen Seen bekannt ist (LAMMENS & VISSER 1989).

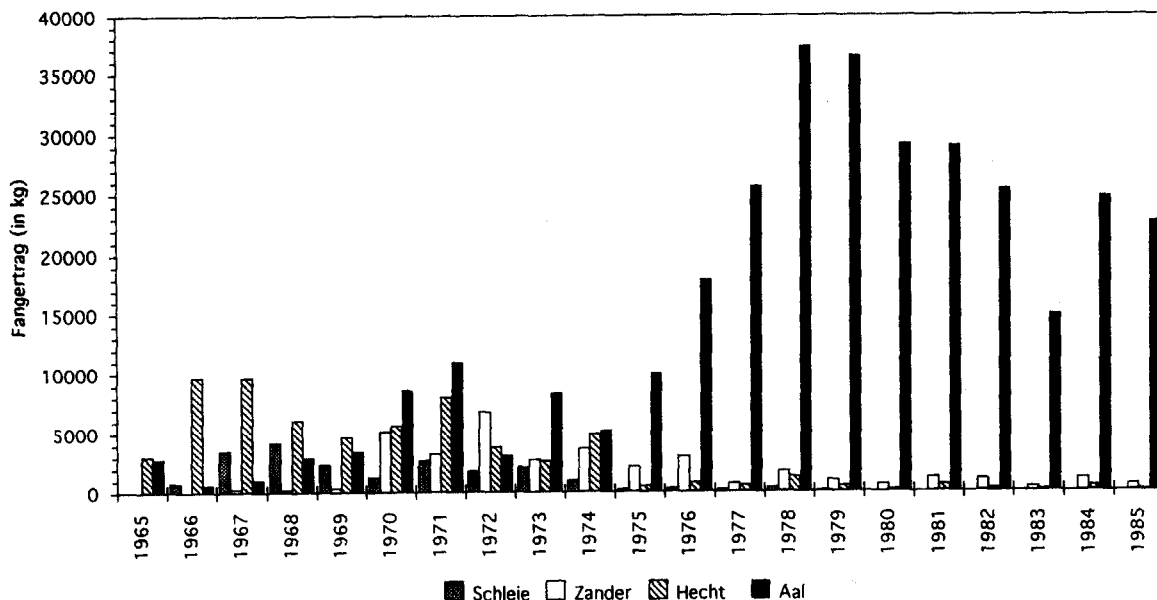


Abb. 4: Ungarische Jahresfänge von 1965 bis 1985

So waren im Neusiedler See Besatzmaßnahmen mit Brütlingen von Zander und Hecht erfolglos, erst das Einbringen vorgestreckter - für den Aal zu großer - Fische brachte den erwünschten Erfolg. Aus Direktbeobachtungen ist auch bekannt, daß der Aal Laichprodukte anderer Arten frißt (WAIDBACHER 1984). Das läßt auf eine Beeinträchtigung des Zander- und Hechtbestandes durch den Aal schließen.

Heute erreichen nur wenige Aale eine Länge über 50 cm, Angaben von Berufsfischern zufolge lagen jedoch früher die Durchschnittsmaße bei 55 cm (250 bis 300 g). Offensichtlich führten stark überhöhte Bestandsdichten (2.000 bis 10.000 kg/ha) zu einer populationsinternen Wachstumsregulation. Laut KLEINBRETELER et al. (1990) ist ab 60 kg/ha kein effizientes Wachstum mehr möglich. Daher spielt heute der Einfluß über den Räuberdruck keine wichtige Rolle mehr, die starke Nahrungskonkurrenz des Aals (HACKER & MEISRIEMLER 1975) im Übergangsbereich Schilf - See zu anderen Arten wie Karpfen, Karausche und Schleie (*Tinca tinca*) bleibt jedoch bestehen und nimmt sogar noch zu.

Als eine Besatzmaßnahme mit nachhaltiger Wirkung für das Ökosystem des Sees erwies sich das Einsetzen von Graskarpfen (*Ctenopharyngodon idella*) in den siebziger Jahren. Diese pflanzenfressenden Fische trugen ganz entscheidend zum Verschwinden des bis dahin mächtig entwickelten Makrophytengürtels bei. Sie ernähren sich mit Vorliebe von weichen, untergetaucht wachsenden Wasserpflanzen, wie sie mit dem Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) in reichen Beständen vorhanden waren. Bei Nahrungsmangel nehmen diese exzessiven Pflanzenfresser sogar Schilf als Futter an. Neben diesem Aspekt tragen die Graskarpfen durch extrem hohe Umsatzraten und schlechte Verwertung des Futters zur Nährstoffbelastung des Sees bei. Pro Kilogramm Körpergewicht müssen 60 kg Nahrung aufgenommen werden (JUNGWIRTH 1979). Die nicht genutzten Nährstoffe werden in gelöster, für die Algen leicht verwertbarer Form wieder ins Wasser abgegeben und fördern auf diesem Weg das Algenwachstum.

Neben den Besatzmaßnahmen führte die Eutrophierung in den siebziger Jahren zu Änderungen der Fischgemeinschaft. Mit dem verbesserten Nahrungsangebot war eine Zunahme der wirtschaftlich ungenutzten Weißfische festzustellen.

Den Freiwasserraum bewohnen Sichling (*Pelecus cultratus*) und Laube (*Alburnus alburnus*), zwei Arten, die von der Planktonzunahme besonders profitiert haben. Der Sichling ist ein ausgesprochener Planktonspezialist und zieht in lockeren Schwärmen über den See. Nur im Frühsommer schließen sie sich zum Laichen zu engeren Verbänden zusammen. Hingegen ist die Laube in ihren Lebensraumansprüchen flexibler und tritt auch in Ufernähe in großen Dichten auf. Als Nahrung spielt neben dem Plankton auch der Anflug auf die Wasseroberfläche (treibende Insekten) eine große Rolle.

Am Schilfrand liegen die Lebensräume von mehr substratorientierten Arten wie Brachse, Güster und Giebel. Brachse (*Abramis brama*) und Güster (*Blicca björkna*) sind benthivor und ernähren sich vorwiegend von im oder am Sediment lebenden Insektenlarven, Kleinkrebsen und Algen, die relativ unselektiv durch Aufsaugen des Bodens aufgenommen werden. Auch der Bestand dieser benthivoren Fischarten hat parallel zu dem steigenden Nahrungsangebot zugenommen. Der aus Asien stammende Giebel (*Carassius auratus gibelio*) hat sich in den letzten Jahrzehnten über Europa ausgebreitet, begünstigt durch die besondere Art der Fortpflanzung. Er benötigt zur Fortpflanzung keine Männchen der eigenen Art, sondern nur Samenzellen einer beliebigen Art, die durch das Eindringen in die Eizelle den Anstoß zur Eientwicklung geben. Es findet jedoch keine Verschmelzung der Zellkerne statt, sodaß sich aus den Eiern nur weibliche Giebel entwickeln. Diese Fortpflanzungsstrategie und die hohe Toleranz gegenüber Sauerstoffmangel ermöglichen dem Giebel rasche Ausbreitung und führen zusehends zur Verdrängung der heimischen Karausche (*Carassius carassius*).

Ebenfalls von Bodentieren ernährt sich der im offenen See lebende Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*), der äußerst selektiv große Zuckmückenlarven (Chironomiden) frißt. Der kleinwüchsige Fisch (< 8 cm) ist extrem bodengebunden und eine wichtige Beute für den Zander.

Diejenigen Fischarten, die auf Makrophyten als Unterstände oder Nahrungsquelle angewiesen sind, haben sich in die reich bewachsenen Schilfkanäle und Schilflacken zurückgezogen. Die Rotfeder (*Scardinius erythrophthalmus*) ernährt sich sowohl von den Pflanzen selbst als auch von den darauf lebenden wirbellosen Tieren und benötigt den dichten Bewuchs als Schutz vor Raubfischen. Auch das Rotaugen (Rutilus rutilus) findet als Allesfresser in diesen Bereichen ausreichend Nahrung. Beide Arten haben in den letzten Jahren mit der zunehmenden Ausbreitung der Makrophyten auch im offenen See wieder zugenommen. Ebenfalls stark im Zunehmen begriffen ist der Sonnenbarsch (*Lepomis gibbosus*), eine über Aquarianer aus Nordamerika eingeschleppte Fischart, die sich in Europa rasch etablieren konnte. Durch sein aggressives Verhalten bei der Verteidigung seines Reviers und die sehr effektive Nutzung der Nahrungsressourcen stellt er eine starke Konkurrenz für einheimische Fischarten dar.

Die Schilfkanäle sind auch die letzten Rückzugsgebiete für den Hecht (*Esox lucius*), der zu Anfang dieses Jahrhunderts ein wichtiger wirtschaftlich genutzter Fisch war. Die natürliche Vermehrung ist heute durch den Verlust der Feuchtwiesen am Seerand, die als Laichgründe dienten, sehr eingeschränkt. Früher konnten zur Laichzeit auf den flachen, überfluteten Wiesen Dutzende Hechte mit der Hand gefangen werden. Mit dem Verschwinden des Makrophytengürtels gingen auch wichtige Jagdreviere und Unterstandsmöglichkeiten für den Hecht verloren, der als optischer Räuber auf gute Sichtverhältnisse angewiesen ist.

Dem Zander (*Stizostedion lucioperca*) hingegen bereitet das trübe Wasser nur wenige Probleme, da er vorwiegend nachts und mehr mit dem Geruchssinn als mit dem Auge jagt. Seiner Beute, vor allem Kaulbarschen und kleinen Zandern, spürt er am Schilfrand und im offenen See nach. Das Laichen erfolgt an geschützten Stellen mit hartem Untergrund, die durch Fächeln

mit den Brustflossen von Sediment freigehalten werden. Der Zanderbestand ist starken Schwankungen unterworfen und erst in den letzten Jahren, wahrscheinlich durch zunehmenden Besatz, im Steigen begriffen.

Der Wildkarpfen (*Cyprinus carpio*), bis 1917 der wichtigste Wirtschaftsfisch, ist durch die niedrigen Wasserstände der folgenden Jahre stark zurückgegangen. Er lebt am Übergangsbereich Schilf - See und ernährt sich vorwiegend von Sedimentbewohnern. Die natürliche Reproduktion ist durch das Fehlen der überschwemmten Wiesen, der bevorzugten Laichgebiete, heute stark beeinträchtigt. So wandern die Karpfen zum Laichen in flache, offene Stellen im Schilfgürtel, wo leider die Gefahr des Austrocknens während des Sommers sehr hoch ist. Viele Jungtiere erreichen oft den freien See nicht mehr und vertrocknen. Seit 1950 erfolgt der Besatz mit Spiegelkarpfen, einer schnellerwüchsigen Zuchtform des Wildkarpfens, der sich im Neusiedler See allerdings nicht fortpflanzt.

2.1.4.4 Makrophyten

Bis 1971 war im Neusiedler See ein sehr breiter, dem Schilf vorgelagerter Makrophytengürtel vorhanden. Der vorwiegend von Kamm-Laichkraut (*Potamogeton pectinatus*) und in geringerem Ausmaß vom Tausendblatt (*Myriophyllum spicatum*) gebildete Bestand erreichte seine größte Ausdehnung am Nord- und Westufer (bis zu 3 km), während am stärker windexponierten Ostufer nur ein schmaler, schwach bewachsener Streifen ausgebildet war.

Daneben waren auch noch kleine Bestände von Hornkraut (*Ceratophyllum demersum*), Nixkraut (*Najas marina*) und Armleuchteralgen (*Chara ceratophylla*) vor allem in Schilfnähe zu finden. Der fleischfressende Wasserschlauch (*Utricularia vulgaris*) kommt nur im Schilfgürtel selbst vor.

Das Wachstum des Laichkrautes erfolgt durch vegetative Vermehrung ausgehend von einzelnen Individuen kreisförmig nach außen. Durch das Absterben der Pflanzen in der Mitte entstehen sogenannte "Hexenringe", die einen Durchmesser bis zu 70 m (im Durchschnitt 15 bis 20 m) erreichen können. Die Ursache für das Absterben der zentralen Teile liegt möglicherweise in der Beeinträchtigung der Photosynthese durch gegenseitige Beschattung und vermehrte Sedimentation im zentralen, strömungsberuhigten Bereich (VARGA 1931). LÖFFLER (1974) vermutet auch schlechtere Wachstumsbedingungen durch die Erschöpfung der Nährstoffe im Zentrum der Hexenringe.

Ihre ökologische Bedeutung liegt in der Bildung von Strukturen auf der sonst einheitlichen Wasserfläche. Durch die Reduktion der Wasserturbulenzen wirkt der Makrophytengürtel als Sedimentationsfalle, in der die im Wasser befindlichen Trübstoffe und die daran gebundenen Nährstoffe abgelagert und somit dem See vorübergehend entzogen werden. Für viele Fischarten (z. B. Rotaugen, Brachse, Zander) sind die Laichkräuter, wie der Name schon sagt, wichtige Zonen zur Fortpflanzung.

Weiters erweisen sie sich aufgrund der gut entwickelten benthischen und periphytischen Fauna als ausgezeichnetes Nahrungshabitat. Auch für den Hecht bilden die relativ klaren, reich strukturierten Bestände ein ideales Jagdrevier.

Zu Beginn der siebziger Jahre verschlechterten sich durch die zunehmende Algendichte die Wachstumsbedingungen der Makrophyten. Besonders die sprunghafte Zunahme an Aufwuchsalgen führte zur Verschlechterung des Lichtklimas und zu mechanischen Belastungen der Triebe, außerdem verschärfte sich die Konkurrenz um die Nährstoffe.

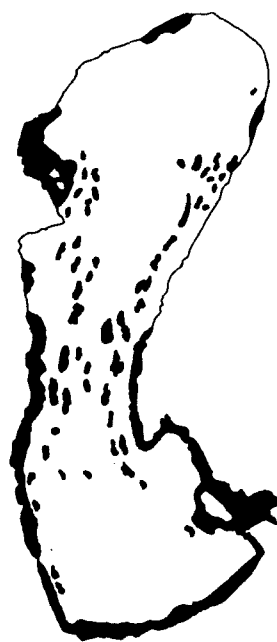
Zur weitgehenden Vernichtung des Makrophytengürtels kam es erst durch den Besatz mit Graskarpfen in den Jahren 1971 bis 1975. Nur in wenigen Buchten und Kanälen konnten sich einzelne Makrophytenbestände halten. Die Schwierigkeiten beim Wie-

derfang dieser Fische führten dazu, daß sie nicht aus dem See entfernt werden konnten und bis heute ein neuerliches Aufkommen des Bewuchses verhindert haben. Erst in den letzten Jahren (seit etwa 1985), nachdem die Graskarpfen ihre Altersgrenze erreicht haben und aussterben, beginnt der Makrophytenbestand sich langsam zu erholen.

2.1.4.5 Schilf

Mit einer Ausdehnung von 180 km² besitzt der Neusiedler See heute die größte geschlossene Schilfffläche in Mitteleuropa, ähnliche Dimensionen findet man nur noch im Donaudelta und bei einigen asiatischen Seen. Die Entstehung der Schilfffläche ist allerdings erst ein Ergebnis einer Entwicklung dieses Jahrhunderts. Noch um die vergangene Jahrhundertwende bestand der Schilfgürtel nur aus einem schmalen Ufersaum und breitete sich erst seit etwa 1935 rapide aus (Abb. 5). Das starke Wachstum veranlaßte KOPF (1967) zur Prognose, daß der gesamte See bis zum Jahr 2120 zugewachsen sein würde. Diese Voraussage wird sich nicht bewahrheiten, da sich nach der Seespiegelhebung 1965 die Ausbreitung zumindest seeseitig verlangsamt hat. In Richtung Land jedoch schreitet das Schilfwachstum nach der weitgehenden Einstellung der Weidewirtschaft ungehemmt fort (CSAPLOVICS 1984).

Der Schilfgürtel bildet auf weiten Flächen eine natürliche Monokultur aus *Phragmites australis*, dem Schilfrohr, das im flachen See optimale Wachstumsbedingungen vorfindet. Nur auf trockenen Standorten muß es oft anderen Pflanzen wie Seggen (*Carex*), Simsen (*Juncus*) oder Süßgräsern weichen. Freie Stellen im Röhricht, wie sie nach einem Schilfschnitt entstehen können, werden oft vom Rohrkolben (*Typha angustifolia*) besiedelt, der sich auf Dauer jedoch nicht gegen das Schilf behaupten kann. Auf offenen Wasserstellen bilden sich oft große Bestände des Wasserschlauchs (*Utricularia vulgaris*), die ohne Wurzeln auf dem Wasser treiben.



1872



1901



1957



1967

Abb. 5: Entstehung des Schilfgürtels

Einer der Gründe für den "Erfolg" des Schilfs ist seine enorm hohe Wachstumsleistung: In nur sechs Wochen erreicht es eine Höhe von über zwei Metern, bevor es Blütenstände und Blätter austreibt. Es kann die Sonnenenergie etwa dreimal so gut nutzen wie andere Pflanzen und ist in seiner Produktivität nur mit Kulturpflanzen wie Reis oder Zuckerrohr vergleichbar. Ein wichtiger Bestandteil der Schilfpflanze ist der unterirdisch wachsende Teil des Sprosses, das sogenannte Rhizom, das aus hohlen, mehrere Zentimeter dicken, schlauchartigen Hohlräumen besteht. Es bildet bis in etwa einem halben Meter Tiefe ein dicht verfilztes Geflecht, aus dem jedes Jahr die frischen Schilfhalme austreiben. Im Spätsommer und Herbst werden dort die Nährstoffe gespeichert. Die Verbreitung des Schilfs erfolgt weitgehend auf vegetativem (ungeschlechtlichem) Weg über Ausläufer des Rhizoms, die generative (geschlechtliche) Vermehrung hat nur auf trockenen Standorten gewisse Bedeutung.

Das Schilf bleibt vor allem im tieferen Wasser (bis 2 Meter) über lange Zeiträume konkurrenzstärkste und fast einzige Pflanzenart. Unter menschlich bedingten Einflüssen jedoch, bei starker Eutrophierung und Wegfallen ausreichender Pegelschwankungen kann unter Umständen sehr rasch Auflandung durch Anreicherung von Schilftorf und in der Folge das Aufkommen stickstoffliebender Landpflanzen (z. B. Hollunder) einsetzen. Von der Landseite her werden Schilfröhrichte im Süßwasserbereich in der Regel langsam von Weichholzgesellschaften und Großseggenriede ersetzt, die über verschiedene Vorwaldstadien (am Neusiedler See vor allem Verlandungsgebüsche der Aschweide *Salix cinerea*) zum Erlenbruchwald überleiten. Auf den leicht salzigen und eutrophierten Böden des Neusiedler Sees hingegen kann Schilf gerade hier sehr beständig über alle anderen Pflanzengesellschaften dominieren (E. KÖLLNER pers. Mitt.).

Diese Situation (seeseitige Auflandung und beginnende Verbuschung und landseitige Verschilfung) beginnt sich auch für die Verlandung des Neusiedler Sees abzuzeichnen.

Trotz der Dominanz einer einzigen Art ist der Schilfgürtel keineswegs so monoton, wie es den Anschein erwecken könnte. Bestände mit verschiedenen Altersstufen und Sukzessionsstadien bilden ein reichhaltiges Mosaik aus eng nebeneinander liegenden, sehr unterschiedlichen Lebensräumen. Zahlreiche Schilfkanäle oder sogenannte Schluchten durchziehen die Schilfflächen, dichte Jungschilfbestände wechseln mit überaltertem, umgebrochenem Altschilf ab. Dazwischen entstehen oft freie, mit Wasserschlaucho bewachsene Schilflacken und Blänken. Es sind im wesentlichen vier Faktoren, die den Lebensraum Schilf für Wasserorganismen prägen: die große Menge an Pflanzenmaterial, der hohe Nährstoffgehalt und die stark schwankenden Sauerstoff- und Wasserstandsbedingungen. Die Pflanzen selbst bieten den Schilfbewohnern einen sehr vielfältigen Lebensraum und eine reichhaltige Nahrungsgrundlage. Neben den beim Abbau des Schilfs umgesetzten Nährstoffen gelangen große Nährstoffmengen über oberirdische Zuflüsse, Niederschläge und trübstoffbeladenes Seewasser in den Schilfgürtel. Diese Einträge und die Funktion des Schilfs als Filter und Ablagerungsort wurde schon zuvor beschrieben.

Durch die hohe biologische Aktivität bei der Zersetzung der Pflanzenabfälle besteht ein sehr hoher Sauerstoffbedarf, der nur zum Teil durch die Produktion seitens der Algen und Makrophyten gedeckt werden kann. Besonders während der Nacht, in der ja keine Photosynthese möglich ist, fällt der Sauerstoffgehalt im Wasser rapide ab. Auf diese Weise entstehen tagesperiodische Schwankungen mit Sauerstoffmangel in der Nacht und hoher Sättigung während des Tages. Das Schilf kann diese sauerstofflosen (anaeroben) Perioden durch den Transport von Luft durch die hohlen Rhizome überstehen. Im Sediment selbst führt der Sauerstoffmangel meist schon in einigen Zentimetern Tiefe zur Bildung von Faulschlamm und Methangas.

Saisonal betrachtet herrschen im Frühling noch gute Verhältnisse mit hohem Wasserstand und guter Sauerstoffversorgung. Im Sommer ist durch die vermehrte Aktivität bei der Zersetzung des Schilfs eine Abnahme des Sauerstoffgehaltes bei gleichzeitigem Rückgang des Wasserstandes zu bemerken, und ab dem Spätsommer herrschen in weiten Bereichen anaerobe Bedingungen vor. Diese ausgeprägte Saisonalität entwickelt sich durch die jahreszeitlichen Schwankungen des Seespiegels und die internen Umsetzungen und stellt ein natürliches, den Schilfbereich prägendes Charakteristikum dar. In diesem abwechslungsreichen Lebensraum findet man im Gegensatz zum offenen See eine außerordentliche Artenvielfalt, die die reichen Vegetationsstrukturen und das Gewirr von Wurzeln und abgestorbenem Pflanzenmaterial in verschiedenster Weise besiedeln und nutzen (Abb. 6). Direkt auf den Schilfhalmern und Makrophyten leben festsitzende Aufwuchsalgen (vor allem Diatomeen), einzellige Glockentierchen (Vorticella) und Rädertiere (Rotatoria). Mit etwas Glück findet man auch bis zu 1 cm große Süßwasserpolyphen (Hydra) oder Badeschwämme (Spongilla lacustris). Eine Vielzahl von Formen bewegt sich kriechend oder kletternd in der Vegetation: Auf ihren Cilien laufende Wimpertierchen (Ciliaten), raupenähnliche Rädertiere und kletternde Wasserflöhe (Chydoriden) gesellen sich zu den langsam kriechenden Schnecken und Würmern. Die Larven von Eintagsfliegen (Ephemeroptera), Libellen (Odonata) und Wasserkäfern schwimmen frei im Wasser, suchen aber immer wieder Unterschlupf zwischen den Pflanzen.

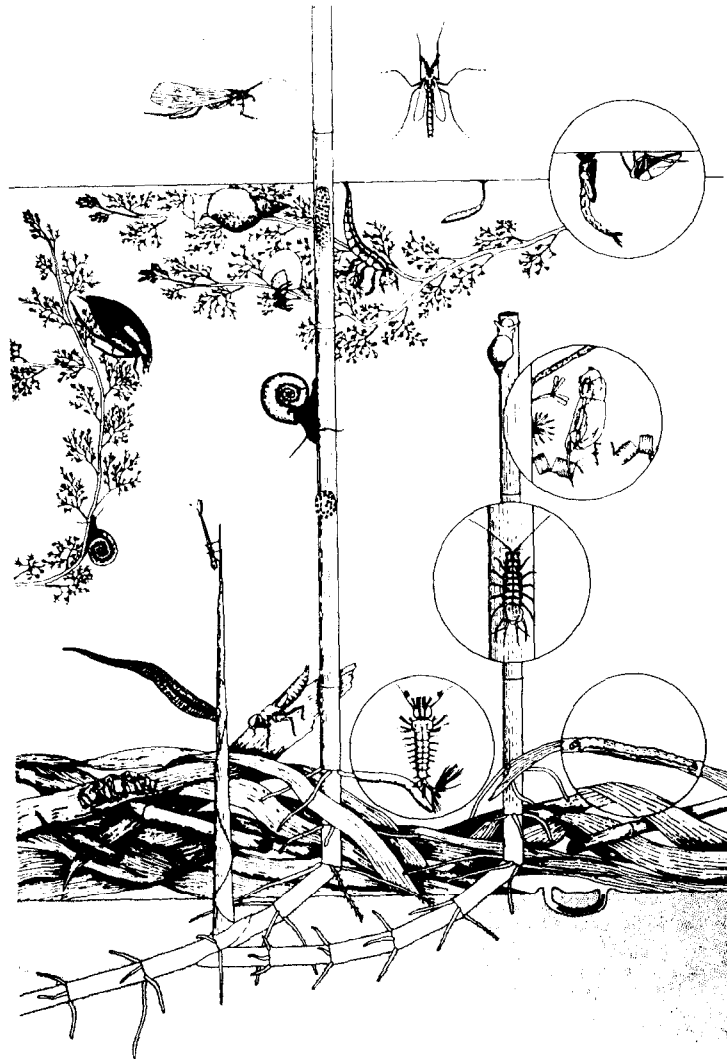


Abb. 6: Lebensgemeinschaft im Wasser des Schilfgürtels

Die Lebensgrundlage für die meisten hier lebenden Tiere liefert das Schilf. Die abgestorbenen, im Wasser liegenden Pflanzenteile werden zunächst von verschiedenen Primärkonsumenten gefressen, die das Futter jedoch nur sehr schlecht verwerten und einen Großteil des Materials unverdaut, aber gut zerkleinert wieder ausscheiden. Tatsächlich ernähren sie sich weniger von der Pflanze selbst als vielmehr von den sich darauf entwickelnden Bakterien und Pilzen.

Diese mechanische Bearbeitung fördert wiederum die Besiedelung mit Mikroorganismen, die das Material weiter aufschließen und für andere Tiere nutzbar machen. Besonders effiziente Zerkleinerer sind die Larven von Köcherfliegen (Trichoptera), die die Pflanzenteile nicht nur zur Ernährung, sondern auch zum Bau ihrer Gehäuse benutzen. Wasserschnecken schaben mit ihrer "Radula", einer mit Zähnchen besetzten Zungenplatte, die Pflanzenoberfläche ab und reißen damit die äußerste Schichte auf. Stärker zersetztes Material (Detritus) wird zum Beispiel von Wasserasseln (*Asellus aquaticus*) und Zuckmückenlarven (Chironomidae) als Nahrung aufgenommen.

Die Abgeschlossenheit des Schilfgürtels und die mangelnde Dynamik des Wasseraustausches mit dem See ist seit der Vermessung von CSAPLOVICS (1989) verständlich. Die Auflandung am Schilf-See-Rand führte zu Schlammwallstrukturen mit Niveauunterschieden von bis zu 0,40 m. Demzufolge bewirken Wasserstände tiefer als 115,0 m das Trockenfallen sämtlicher Schilfbereiche des Sees. Die an Sauerstoffarmut leidenden Bereiche sind somit für Fische nur in den Randbereichen besiedelbar. Amphibien (z. B. Wasserfrosch, Rotbauchunke) hingegen sind in diesen Zonen weit verbreitet. Erste Markierungsversuche an Wasserfröschen (*Rana lessonae* und *R. esculenta*) brachten ausgedehnte, bis zu 15 km weite Wanderungen zum Winterquartier zwischen Österreich und dem ungarischen Seeteil zutage. Die Frage, warum solche Wanderungen überhaupt unternommen werden bzw. warum nur Teile der Populationen so weit wandern, ist noch unbeantwortet (TUNNER 1992). Die für diese Bereiche so wichtige Dynamik des Wasserstandes wurde durch die Errichtung des Einserkanals stark beschnitten. Es fehlen vor allem die ausgeprägten Hochwässer, die größere Mengen von "frischem" Seewasser in den Schilfgürtel bringen könnten. Ein weiteres Problem stellt die zunehmende Verlandung vor allem in älteren Schilfbeständen dar, die durch die geringe Abbauleistung unter anaeroben Bedingungen und die hohe Sedimentationsrate begünstigt wird.

Sie stellt zum Teil eine durchaus natürliche Sukzession dar, wird aber durch anthropogene Eingriffe wie die Regulierung beschleunigt.

Die mit der Fertigstellung der neuen Schleusenanlage geplante Anhebung des Seespiegels (1993) wird wahrscheinlich eine Verbesserung mit sich bringen, genaue Prognosen sind aber nicht möglich. Um einen vermehrten Wasseraustausch zwischen offenem See und Schilfgürtel zu ermöglichen, sollte das zum Teil noch bestehende System der Schilfkanäle wiederhergestellt bzw. ausgebaut werden.

Die Schilfbewirtschaftung kann als Pflegemaßnahme durchaus positiv bewertet werden, sofern Erntemethoden und die Flächenauswahl abgestimmt sind (zu den Vogelschutzaspekten s. Kap. 2.3). Im Zuge der Eutrophierung ist der sogenannte "Grünschnitt" als Methode zur Entfernung von Nährstoffen aus dem Gewässer ins Gespräch gekommen. Während beim traditionellen Winterschnitt nur die abgestorbenen Halme geerntet werden, erfolgt beim Grünschnitt die Ernte der vollausgetriebenen Pflanzen im Sommer. Zu dieser Zeit befindet sich der Großteil der Nährstoffe in den oberirdischen Teilen und wird somit dem System entzogen.

Das Sediment enthält aber unter den vorherrschenden anaeroben Bedingungen große Mengen Phosphor und Stickstoff, die beim Erntevorgang aufgewirbelt und freigesetzt werden. Dadurch gelangen wesentlich mehr Nährstoffe wieder in den See als durch die Ernte des Schilfs entfernt werden können. Weiters können die sehr druckempfindlichen Rhizome bei der Ernte durch die schweren Maschinen beschädigt werden, sodaß mit Produktionsausfällen von drei bis vier Jahren auf den befahrenen Stellen zu rechnen ist. Schließlich ist der Zeitpunkt der Ernte problematisch, da die maximale Nährstoffansammlung in den oberirdischen Organen bereits im Mai erfolgt, zu dieser Zeit eine Ernte aber aus Naturschutzgründen nicht möglich ist. Vor allem die Vogelwelt wird durch jeglichen Schnitt während der Vegetationsperiode empfindlich gestört (AGN 1985).

Die negativen Auswirkungen übertreffen also bei weitem den positiven Aspekt. Der Winterschnitt hingegen erfolgt meist über Eis und stellt nur eine geringe Belastung für die Schilfpflanzen dar und kommt daher im Neusiedler See als einzige akzeptable Erntemethode in Frage. Hinsichtlich der Ernteflächen sollte darauf geachtet werden, daß ein mosaikartiges Nebeneinander verschiedener Schilfstrukturen erhalten bzw. geschaffen wird und keine großflächigen, altersmäßigen Einheitsbestände entstehen.

2.2 Schilfvögel (A. GRÜLL)

2.2.1 Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees im Lichte seiner europäischen Bedeutung für den Vogelschutz

Die besondere Bedeutung der riesigen Schilfwälder am Neusiedler See für röhrichtbewohnende Vogelarten innerhalb Europas wird erst bei einem Blick auf die flächenmäßige Gesamtentwicklung dieses Lebensraumes in den letzten ein bis zwei Jahrhunderten deutlich: Der Trockenlegung ausgedehnter Verlandungssümpfe entlang der Flüsse durch die großen Regulierungsprojekte seit Mitte des vorigen Jahrhunderts und den noch immer fortschreitenden Flächenverlusten im Zuge landwirtschaftlicher Meliorationen, ausufernder Bautätigkeit usw. stehen nur geringfügige Zuwächse seit der Jahrhundertwende als Folge von Seespiegelabsenkungen, Flußbegradigungen und der beginnenden Eutrophierung gegenüber.

Nur wenige ausgewählte, besser dokumentierte Beispiele für Teilgebiete sollen diesen europaweiten Schilfchwund veranschaulichen: In Baden-Württemberg gingen Anzahl und Gesamtfläche der Schilfgebiete in den letzten 150 Jahren so stark zurück, daß heute 89 % höchstens 10 ha und nur noch weniger als 1 % mehr als 100 (bis 300) ha messen. Regional machte

dieser Rückgang über 90 % aus. Vielfältigste Nutzungsansprüche an die kleinen Restflächen (v. a. verstärkter Freizeit- und Erholungsdruck) tun ein übriges (HÖLZINGER et al. 1987).

Kaum günstiger stellt sich die Situation in Großbritannien dar, wo ausgedehntere Schilfbestände (über 2 ha) im Laufe dieses Jahrhunderts vor allem durch fortschreitende Verbuschung nach Einstellung traditioneller Nutzung, aber auch als Folge von Entwässerungsmaßnahmen bis auf eine Reliktfläche von insgesamt (!) nur 23 km² in 94 Gebieten zurückgegangen sind (BIBBY & LUNN 1982).

Als weiteres und kaum lösbares Problem treten etwa seit den vierziger Jahren an den meisten europäischen Seen zunehmend alarmierende Schilfsterben in den wasserseitigen Röhrlichtzonen auf, die hauptsächlich auf zu starke Gewässereutrophierung zurückgeführt werden. So gingen am Bodensee - Untersee (OSTENDORP 1987, SCHRÖDER 1987) und an der Berliner Havel (SUKOPP et al. 1975) seit den sechziger Jahren oder in den britischen Norfolk Broadlands seit 1940 nach übereinstimmenden Angaben bis zu 60 % der Schilffflächen verloren (CROOK et al. 1983). An den Schweizer Seen waren Ende der siebziger Jahre insgesamt nur noch 10 % aller früheren Röhrlichte in gutem Zustand (KLÖTZLI 1980). Im Gegensatz dazu weist der Neusiedler See mit 180 km² nicht nur das größte Schilfgebiet Mitteleuropas auf, sondern seit Ende des vorigen Jahrhunderts bis heute auch kontinuierliche Schilffflächenzuwächse.

Überall in Europa zählen daher die ökologisch überaus empfindlichen Verlandungsröhrlichte zu den am stärksten gefährdeten Lebensräumen, nach einem vorläufigen Katalog der Biotoptypen Österreichs zum Beispiel als Lebensraum mit der Gefährdungsstufe 2 (HOLZNER et al. 1989).

Die Auswirkungen dieser bedrohlichen Situation auf die Vogelwelt spiegeln sich in den mitteleuropäischen Roten Listen wider: Von etwa 30 enger an Schilf gebundenen Brutvogelarten gelten mit nur unwesentlichen regionalen Abweichungen 60 bis

70 % als gefährdet, was etwa dem Anteil von Rote Liste-Arten an der gesamten Avifauna entspricht; 9 bzw. 33 % dieser Arten werden auch europaweit als gefährdet eingestuft (Purpur- und Silberreiher, die Rohrdommeln, Löffler, Rohrweihe, Kleines Sumpfhuhn, Blaukehlchen und Mariskensänger; GRIMMET & JONES 1989).

Deutlicher wird die überproportionale Gefährdung von Schilfvögeln zumindest außerhalb der pannonischen Tiefebene, wenn nur die höheren Kategorien 1 bis 3 ohne die potentiell gefährdeten Arten verglichen werden, in die in der BRD 40 % aller Brutvögel, aber immerhin 52 % der Schilfvögel fallen. Zu ganz ähnlichen Ergebnissen führten umfangreiche Analysen von Bestandstrends, nach denen in der BRD und Österreich etwa 40 % aller Röhrichtbewohner negative Entwicklungen aufweisen (BAUER & THIELCKE 1982, BERTHOLD et al. 1986, SPITZENBERGER et al. 1988).

Unter 55 näher untersuchten Brutvögeln in Norddeutschland wird der rückläufige Anteil von 60 % bei den Schilfbrütern nur noch von den Wiesenvögeln übertroffen (FLADE & STEIOF 1988). Als Rückgangsursache geben die Autoren hauptsächlich wasserwirtschaftliche Eingriffe (Gewässerausbau, Grundwasserabsenkung), Zerstörung von Kleingewässern in der Agrarlandschaft, Eutrophierung und Schilfsterven sowie vielfältige Formen der Gewässernutzung an (z. B. BAUER & THIELCKE 1982).

Spitzenreiter mit europaweiten, drastischen und nur teilweise erklärbaren Rückgängen bereits seit dem 19. Jahrhundert sind die Rohrdommeln. Die Gesamtbestände der Großen Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) gingen beispielsweise in Großbritannien noch seit 1970 hauptsächlich aufgrund von Entwässerungen um etwa 70 % zurück (DAY & WILSON 1978, SPENCER 1988) und überschreiten heute in den meisten europäischen Staaten kaum mehr 200 rufende Männchen (DAY 1981). Noch empfindlicher und nur zum Teil mit Habitatverlusten im Brutgebiet zu begründen waren die Einbrüche bei der Zwergdommel (*Ixobrychus minutus*)

seit den sechziger Jahren. Allein in Baden-Württemberg (incl. gesamter Bodensee) schmolz der Bestand von 1969 bis 1980 von fast 300 auf 40 bis 50 Brutpaare mit gleichzeitiger Räumung größerer Arealteile (HÖLZINGER et al. 1987).

Spätestens in den siebziger Jahren, wohl überwiegend als Folge fortschreitender Schilfschädigung und -verluste durch Eutrophierung und Biotopzerstörung, traten auch bei den ersten Schilfsingvögeln besorgniserregende Rückgänge auf. Wegen seiner Bindung an hochwüchsige, wasserseitige Röhrichte am stärksten betroffen ist der Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*), mit Abnahmen in weiten Teilen Mitteleuropas um mehr als 70 % (SIEFKE 1977 und 1988, BERTHOLD et al. 1986, HÖLZINGER et al. 1987, LEISLER 1989). Zur Bedeutung von Schilfröhrichten als "Tankstellen" für durchziehende und überwinternde Vögel informieren sehr ausführlich HÖLZINGER et al. (1987).

Die relativ artenarmen, aber sehr spezialisierten und überall nur lokal verbreiteten Schilfvogelgemeinschaften stellen daher auch bei allen Bemühungen um die Erhaltung von Röhrichten aus der Sicht des Artenschutzes die wichtigste Zielgruppe dar. Da außerdem die komplizierten Wechselwirkungen in Schilfökosystemen noch immer viel zu wenig verstanden sind, wird von seiten des Vogelschutzes zunehmend die Forderung erhoben, Eingriffe (v. a. Wasserstandsmanipulationen, Ausbaggerungen, Brandmanagement, Sommer- und Winterschnitt, Beweidung oder Chemieeinsatz) nur sehr umsichtig und mit Rücksicht auf die Sicherung ausreichend großer Brutpopulationen vorzunehmen (Übersicht bei BURGESS & EVANS 1989; vgl. auch HÖLZINGER et al. 1987 sowie OSTENDORP 1987 für den Bodensee).

Der Schilfgürtel des Neusiedler Sees spielt nun in mancher Hinsicht eine ganz besondere Rolle. Zum einen beherbergt er, aufgrund seiner außerordentlichen Größe, für eine ganze Reihe von Schilfvogelarten die für Mitteleuropa mit Abstand bedeutendsten Populationsanteile und trägt so ganz wesentlich zur

Sicherung ihres Überlebens bei. Diese Funktion läßt sich ebenfalls anhand eines Vergleiches von Roten Listen veranschaulichen:

Tab. 1: Verteilung gefährdeter Schilfvögel auf die einzelnen Gefährdungskategorien (1 bis 4) der Roten Liste in Westdeutschland und Österreich (nur Arten, die in beiden Staaten brüten)

	Schilfvögel gesamt	Schilfvögel gefährdet	Kategorie 1 bis 3	Kategorie 4
BRD-W	23	13 (57 %)	12 (52 %)	1 (4 %)
Österreich	23	15 (65 %)	4 (17 %)	11 (48 %)

In die Kategorien 1 bis 3 (vom Aussterben bedroht bis gefährdet) fallen in der BRD zwölf, in Österreich hingegen nur vier Arten. Alle anderen österreichischen Rote Liste-Arten unter den Schilfvögeln werden zwar wegen ihrer stark beschränkten Areale oder ökologisch empfindlichen Habitate unter den "potentiell gefährdeten" Arten (Kategorie 4) geführt, für die meisten von ihnen stellt aber der Neusiedler See ausreichend große und stabile Brutbestände, sodaß eine aktuelle Gefährdung derzeit nicht gegeben erscheint (BAUER 1989).

Andererseits hat der Neusiedler See mit seiner Lage am äußersten Westrand des Karpatenbeckens gerade noch Anteil an den Arealen mehrerer südöstlicher Faunenelemente mit asiatischer, osteuropäischer und mediterraner Verbreitung und leistet hier einen besonders wichtigen Beitrag zur Erhaltung der Artenvielfalt in der mitteleuropäischen Vogelwelt. Dazu zählen in erster Linie der Silberreiher (*Casmerodius albus*), von den Singvögeln aber auch der Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*) als sogenanntes "turkestanisch-mediterranes" Faunen-

element; beide erreichen am Neusiedler See die Nordwestgrenze ihres Brutareals. Dasselbe gilt überdies für die östliche Rasse der Graugans (*Anser a. rubirostris*).

Aber auch bei Moorente (*Aythya nyroca*) und Kleinem Sumpfhuhn (*Porzana parva*) mit Verbreitungsschwerpunkten in der asiatischen Steppenzone liegt der Neusiedler See am Westrand des geschlossenen Brutgebietes; weiter westlich treten diese Röhrichtbewohner nur noch sehr lokal und vereinzelt in unbeständigen Vorkommen auf.

2.2.2 Schilf ist nicht gleich Schilf: Der Rohrwald als Lebensraum für Vögel

Bevor einzelne Vogelgruppen näher vorgestellt werden, erscheint es geboten, ergänzend zu den allgemein-ökologischen Einführungen Schilf noch einmal kurz aus der "Vogelperspektive" zu betrachten. Nachfolgende Angaben zur ökologischen Anpassung einzelner Arten werden dadurch leichter verständlich. Was kennzeichnet Röhrichtgesellschaften in den Verlandungszonen eutropher Flachseen als Lebensraum für Vögel?

Eine Zusammenfassung der wichtigsten Habitatfaktoren findet sich vor allem bei LEISLER (1981): Zunächst zeigen sie infolge stetig fortschreitender Sukzession in Richtung Verlandung langfristig gesehen Veränderungen ihrer räumlichen Lage (v. a. langsames Vorwachsen in den See). Die einzelnen Gesellschaften und ihre Zonierung in breiten Gürteln bleiben aber, zumindest unter naturnahen Bedingungen, über lange Zeiträume beständig (z. B. IMBODEN 1976). Unter anthropogenen Einflüssen kann die Verlandungsgeschwindigkeit in Abhängigkeit von Nährstoffhaushalt, Wasserversorgung oder natürlicher Erosion allerdings auch beträchtlichen Schwankungen unterliegen (Näheres dazu s. Kap. 2.1). Von ihrer räumlichen Verteilung in der Landschaft und vom Flächenangebot her stellen Schilfgebiete ökologisch gesehen immer mehr oder weniger iso-

lierte Inselbiotope dar. Ein Aspekt, der vor allem im Hinblick auf die Mindestgröße von Restpopulationen bzw. auf die Möglichkeiten einer Wiederbesiedlung sehr wesentlich werden kann.

Schließlich gehören überschwemmte Röhrichte zu den biologisch produktivsten Lebensgemeinschaften der Erde und bieten so Vögeln ein überaus reichhaltiges und kontinuierliches Nahrungsangebot (WHITTAKER 1975).

Auf der anderen Seite stellen Sümpfe aber auch sehr extreme Vogellebensräume dar, mit ganz speziellen Problemen für eine Besiedlung. So zählen sie zu den Habitaten mit den höchsten Brutverlusten durch Räuber, Wasserstandsschwankungen und andere witterungsbedingte Faktoren (für den Neusiedler See s. z. B. HOI & WINKLER 1988). Vergleicht man Schilfröhrichte etwa mit Gehölzformationen, so fällt weiters die relativ geringe vertikale ("Stufigkeit") und horizontale Strukturierung dieser "natürlichen Monokulturen" auf, die räumlich betrachtet auf den ersten Blick kaum unterschiedliche Einnischungsmöglichkeiten bieten. Eine grobe, einigermaßen stabile Zonierung in der Bestandsstruktur ergibt sich wenigstens von der Land- zur Wasserseite entlang des Gradienten zunehmender Feuchtigkeit (IMHOF 1966, WEISSER 1970): niedriges, schütteres Landschilf mit temporärer Flutung und noch stark durchmischt mit Großseggenunterwuchs bzw. Verlandungsgebüsch und Hochstaudenfluren bis hin zu hoch- und starkhalmigen, ganzjährig überfluteten Reinbeständen von Wasserschilf. Schon KOENIG (1952) erkannte aber auch die von dieser Zonierung unabhängige, viel kleinräumiger "verzahnte und verschachtelte", sehr abwechslungsreiche Horizontalstrukturierung innerhalb einzelner Gesellschaften des Rohrwaldes, für die dann LEISLER (1970) eine Dynamik über wenige Jahre belegen konnte.

Diese mosaikartige Feinstruktur der Bestände beruht in erster Linie auf Unterschiede in Halmhöhe, -dichte und -stärke, Ausprägung einer "Knickschicht" aus umgebrochenen Halmen, An-

zahl und Größe schilffreier Rohrlacken oder im Vorkommen von Rohrkolben *Typha angustifolia*, der innerhalb des Schilfgürtels eine nur temporär und lokal auftretende Untergesellschaft bilden kann. In späteren Untersuchungen versuchten mehrere Autoren, diese Strukturtypen in überfluteten Röhrichen mit Hilfe verschiedener Vegetationsmessungen näher zu definieren. Dabei zeigten sich klare Zusammenhänge mit dem Bestandsalter. Um die beachtliche Variabilität der angeführten Strukturmerkmale zu veranschaulichen, ist in Tabelle 2 eine vorläufige Auswahl von Meßergebnissen verschiedener Arbeiten zusammengestellt.

Tab. 2: Verschiedene Strukturparameter in Schilfbeständen des Neusiedler Sees. Vegetationshöhen als Maxima, alle anderen Maße als Mittelwerte mit Standardabweichungen (nach ZWICKER & GRÜLL 1984, HOI 1989 und DVORAK et al. 1993)

Alter Jahre	Höhe cm	Halmdichte pro 0,1 m ²	Halmstärke mm	Knickschicht Halme (< 450)/m	Knickschicht Höhe cm	Lücke pro 100 m	Autor
2	290	-	-	-	-	4,0	Zwicker & Grüll
2-3	390	-	5,9 ± 2,7	11,8 ± 17,0	-	4,4	Dvorak et al
4-7	430	-	-	-	-	14,1	Zwicker & Grüll
< 10 ?	-	22,4 ± 9,6	3,5 ± 0,5	3,5 ± 3,3	4,1 ± 4,9	-	Hoi
> 10	320	-	-	-	-	-	Zwicker & Grüll
> 10	300	-	4,0 ± 1,9	51,1 ± 32,9	-	9,5	Dvorak et al.
> 10	-	53,6 ± 13,6	4,1 ± 0,8	57,1 ± 38,4	35,7 ± 12,5	-	Hoi

2.2.3 Die großen Koloniebrüter: Reiher und Löffler

Stellvertretend für die Schilfbrüter des Neusiedler Sees sollen zunächst nur die großen Schreitvögel behandelt werden, die in mancher Hinsicht ein ideales Beispiel darstellen: Im gesamteuropäischen Vogelschutz nehmen sie von den Schilfvö-

geln zweifellos die wichtigste Stellung ein. Mit europaweit gefährdeten und in Mitteleuropa nur lokal verbreiteten Arten eignet sich die Gruppe besonders gut als Indikator für eine eingehende Dokumentation der internationalen Bedeutung dieses Feuchtlebensraumes.

Reiher und Löffler sind überdies am Neusiedler See schon aus methodischen Gründen (Zählungen aus der Luft) über einen längeren Zeitraum recht vollständig erfaßt und bieten so die Möglichkeit, langfristige Entwicklungen und Reaktionen auf ökologische Veränderungen zu beobachten. Begünstigend wirkt dabei die Bindung an unwegsame, ausreichend geflutete Altschilfzonen, die eine hohe Empfindlichkeit gegenüber Störungen, Nutzungseingriffen, Wasserstandsschwankungen und Verlandungstendenzen erwarten läßt.

Als mobile Koloniebrüter können sie weiters durch großräumige Verlagerungen ihrer Verbreitungsschwerpunkte auch kurzfristige Schwankungen der Habitatqualität in verschiedenen Teilen des Schilfgürtels anzeigen. Alle diese Eigenschaften machen die großen Schreitvögel zu guten Leitarten für den Schilfvogelschutz. Schließlich stehen Reiher und Löffler seit Beginn des Ornitho-Tourismus am Neusiedler See im Rampenlicht der Öffentlichkeit und verdienen auch deshalb erhöhte Aufmerksamkeit.

Ganz bewußt wird daher in diesem Kapitel ausführlicher als bei anderen Artengruppen die historische Entwicklung der Brutbestände und deren Verteilung beleuchtet.

Eine erste Interpretation der vorgestellten Befunde anhand der wenigen verfügbaren ökologischen Referenzdaten im Hinblick auf mögliche Gefährdungsfaktoren soll den Beitrag abrunden und schließlich in die interdisziplinäre Diskussion eines Schutzkonzeptes für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees überleiten.

Am Neusiedler See brüten Silber-, Purpur- und Graureiher sowie von den Ibissen der Löffler. Der Silberreiher (*Casmerodius albus*) ist zwar als Kosmopolit von der gemäßigten bis in die tropische Regenwaldzone weltweit verbreitet, in Europa jedoch nur noch auf ganz wenige Brutplätze in ausgedehnten Schilfwäldern klimatisch günstiger, subkontinentaler Tieflandgewässer des Karpatenbeckens und Balkans beschränkt. Am Neusiedler See erreicht er hier sein nordwestlichstes Vorkommen. In der südlichen Hälfte Europas ursprünglich viel weiter verbreitet war der Purpureiher (*Ardea purpurea*). Sein Areal ist jedoch heute nach der europaweiten, zum Teil drastischen Reduktion größerer Überschwemmungsröhrichte sehr stark aufgesplittert.

Der Neusiedler See zählt in Mittel- und Westeuropa zu den wenigen Brutplätzen, die noch international bedeutende Bestände halten können. Beide Arten gelten daher auch als europaweit gefährdet, während auf der österreichischen Roten Liste wegen anhaltender Rückgänge nur der Purpureiher als "stark gefährdet", der Silberreiher hingegen aufgrund seines großen, langfristig stabilen Neusiedler See-Bestandes nur als "potentiell gefährdet" eingestuft ist. Für den Graureiher (*Ardea cinerea*), mit viel stärkerer Koloniebindung an Waldstandorte, spielt der Neusiedler See heute nur noch eine untergeordnete Rolle. International außerordentlich wichtig ist oder war der Neusiedler See schließlich, zumindest bis Ende der achtziger Jahre, als Brutplatz für den Löffler (*Platalea leucorodia*). Nur wenige weitere europäische Vorkommen in den Niederlanden, Südspanien, Ungarn, Kroatien und Rumänien erlangen ähnliche oder noch größere Bedeutung. Starke, zumindest teilweise wasserstandsabhängige Bestandsschwankungen und offensichtliche Verlagerungen über große Distanzen erschweren eine realistische Einschätzung seiner derzeitigen Situation im Ramsar-Gebiet Neusiedler See beträchtlich. Ebenfalls international gefährdet muß aber dieser große Schreitvogel als einzige Schilfvogelart in Österreich als unmittelbar vom Aussterben bedroht betrachtet werden. Noch stärker ausgeprägt waren

Schwankungen und invasionsartige Brutvorstöße bis zur Trockenperiode Anfang der dreißiger Jahre dieses Jahrhunderts beim Sichler (*Plegadis falcinellus*). Seither spielt das Neusiedler See-Gebiet (wie auch die anderen früheren Brutplätze Mitteleuropas) für diese zweite Ibisart jedoch keine Rolle mehr.

2.2.3.1 Bestandsentwicklung

Voraussetzung für die Ansiedlung größerer Reiher- und Löfflerkolonien am Neusiedler See war zweifellos erst die zunehmende Verschilfung. Nach ersten Hinweisen 1682 für den Silberreiher (STRESEMANN 1925) bzw. 1813 für den Löffler (MAR-SCHALL & PELZELN 1882) sind regelmäßige Bruten erst seit der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts belegt.

Die (teilweise nur sporadischen) Angaben der späteren Autoren lassen dabei erstens starke Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von den Wasserständen und zweitens spätestens ab 1970 periodische Verlagerungen der Kolonien innerhalb des Schilfgürtels erkennen. Methodische Schwierigkeiten (Zählungen aus der Luft erst ab 1932; BERNATZIK 1942) ließen jedoch zunächst keine vollständigen Erfassungen zu, sodaß über die Jahrhundertwende zurückreichende Bestandsangaben nicht möglich sind.

Die mehr qualitativen Einschätzungen damaliger Beobachter lassen nur folgende grobe Skizze zu: Nach der letzten Austrocknung des Sees in den sechziger Jahren des vorigen Jahrhunderts siedeln sich zunächst die Reiher in ganz kleinen Kolonien wieder an (JUKOVITS 1865, FISCHER 1883). Erst bei relativ hohen und mehrjährig stabilen Wasserständen dürfte dann ab den achtziger Jahren eine Zunahme der Reiherbestände und zögernde Wiederansiedlung des Löfflers eingesetzt haben. Dieser erreichte dann allerdings bis 1932 mit etwa 300 Paaren Bestandszahlen, die über den Werten der späteren Jahrzehnte lagen. Purpureiher waren am See damals wesentlich häufiger

als Grau- und Silberreiher (FÄSZL 1883, FOURNES 1886, REISER in TSCHUSI & DALLA-TORRE 1988, DOMBROWSKI 1889). Die Trockenjahre 1933 bis 1934 brachten besonders bei Purpureiher und Löffler sehr starke Bestandseinbrüche und extrem geringe Bruterfolge (BREUER 1934, SEITZ 1935 und 1937, BERNATZIK 1942), die jedoch nach Anstieg des Seespiegels 1935 durch rasche Wiederansiedlungen sofort wieder ausgeglichen werden konnten.

Für 1938 wird der Löfflerbestand bereits wieder auf 100 Paare geschätzt, und für 1940 bis 1941 ist sogar eine sprunghafte Reiherzunahme belegt, wobei vorübergehend der Graureiher häufiger als der Purpureiher gewesen sein könnte (SEITZ 1936, BERNATZIK 1942, ZIMMERMANN 1944, KOENIG 1939). Etwa um 1950 waren dann Brutbestände von (maximal) 150 Paaren Silberreihern, 300 Paaren Purpureihern, 180 Paaren Graureihern und 250 Paaren Löfflern bekannt. Die weitere Entwicklung bis 1992 faßt Tabelle 3 zusammen.

Tab. 3: Bestandsentwicklung (Brutpaare) der Reiher und Löffler im österreichischen Teil des Neusiedler Sees von 1932 bis 1992

Jahr	Silberreiher	Purpureiher	Graureiher	Löffler	Quelle
1932	md. 100	?	?	md. 300	BERNATZIK 1942
1938	?	?	?	ca. 100	KOENIG 1939
1947	?	210-220	?	md. 120	KOENIG 1948
1950-1952	120-140	240-300	180	200-250	BAUER et al. 1955
1960	329	273	93	179	KOENIG 1961
1970-1974	245-370	180-350	10-22	125-255	FESTETICS & LEISLER
1981-1992	152-429	60-107	18-45	0-63	GRÜLL & RANNER

Ein positiver Trend ist für diesen Zeitraum nur für den Silberreiher erkennbar. Auffällig ist der plötzliche Zusammenbruch des Graureiherbestandes auf einen Rest von kaum mehr

als 20 Brutpaaren in nur zwei Jahrzehnten, während Purpurreiher und Löffler ihre Bestände bis in die siebziger Jahre halten konnten, dann aber ebenfalls sehr empfindliche Rückgänge zeigen.

Durch jährliche Erfassungen aller Brutkolonien aus dem Flugzeug am vollständigsten dokumentiert ist die Entwicklung von 1981 bis 1992 (FESTETICS, GRÜLL, LEISLER & RANNER in Vorber.): Nach den letzten beiden Trockenjahren 1978 bis 1979 traten in den achtziger Jahren zweimal niedrige Wasserstände mit teilweisem Trockenfallen des Schilfgürtels auf: von 1983 auf 1984 Absinken der Frühjahrspegel um fast 30 cm und Anstieg ab 1986, und dann noch stärker 1990 bis 1991 (Aprilwasserstände um 40 cm niedriger als 1988).

Mit den Wasserstandsveränderungen positiv korreliert traten Schwankungen des Silberreiherbestandes um 65 % des Höchstwertes auf (Abb. 7). Die plötzlichen Rückgänge (1990 bis 1991 um 240 Paare!) erfolgten in beiden Trockenperioden mit einjähriger Verzögerung, die sukzessive Wiederbesiedlung setzte hingegen sofort nach Wasserstandsanstieg ein. Mit 429 Horstpaa- ren dürfte 1989 zumindest für den genauer kontrollierten Zeitraum das Maximum erreicht worden sein. Die (erst ab 1986 genau erfaßten) Purpurreiherbestände zeigen weniger ausgeprägte Schwankungen, liegen aber mit höchstens 100 Paaren konstant unter den Werten früherer Jahrzehnte (gegenüber 1970 bis 1974 Rückgang um etwa 70 %).

Am ungünstigsten stellt sich die aktuelle Entwicklung für den Löffler dar: der gegenüber den siebziger Jahren schon um mehr als 50 % reduzierte Bestand von etwa 60 Paaren nimmt ab der ersten Trockenperiode 1985 in zwei Schüben kontinuierlich ab, um im Trockenjahr 1990 vollständig zu erlöschen. Erst der Wasserstandsanstieg 1992 bringt wieder eine Ansiedlung von 13 Paaren. Für den ungarischen Seeteil liegen für die achtziger Jahre zwar keine lückenlosen Erfassungen vor, die Gesamtbe-

stände dürften hier aber beim Löffler 12 und beim Silberreiher im günstigsten Fall (1988) 70 Paare kaum überstiegen haben (L. KÁRPÁTI briefl.).

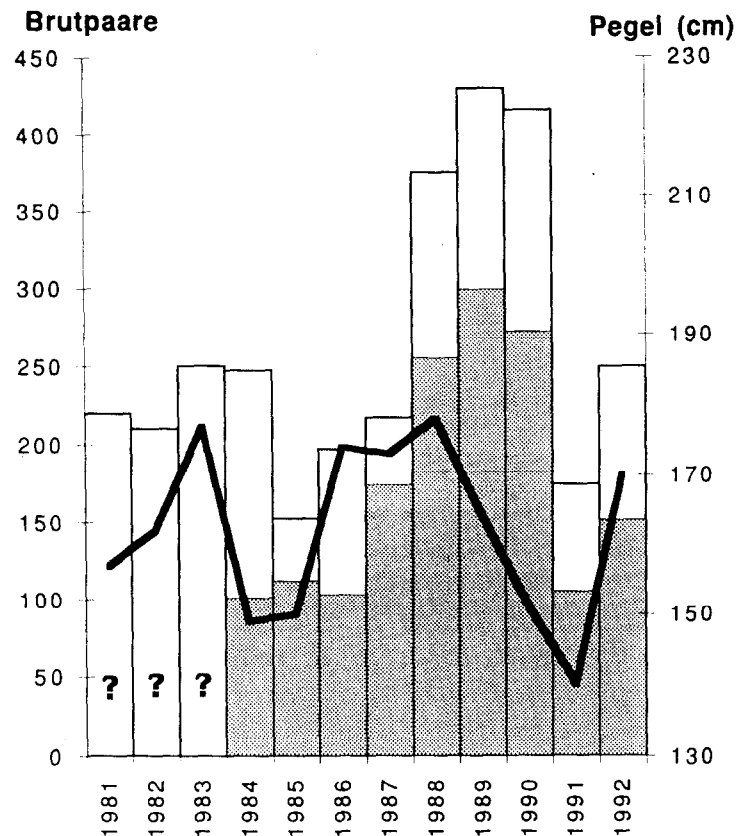


Abb. 7: Silberreiherbestände (Säulen) und Wasserstandsentwicklung am Neusiedler See 1981 bis 1992

Grau: Bestandsanteil im südlichen Seeteil

Kurve: mittlere Aprilwasserstände abgelesen am Pegel Mörbisch (Amt der Burgenländischen Landesregierung, Hydrographischer Dienst)

Bestandsrückgänge traten jeweils ein Jahr nach Pegelständen um 150 cm auf, Zunahmen hingegen gleichzeitig mit dem Wasserstandsanstieg.

2.2.3.2 Bestandsverteilung

Zumindest ein großer Teil des Silberreiher- und möglicherweise auch des Löfflerbestandes brütete nach den vorliegenden Literaturhinweisen in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts im damals überfluteten Hanság, während Purpur- und Graureiher wahrscheinlich auch schon stärker auf den noch viel schmälere Schilfgürtel des übrigen Seegebietes (z. B. bei Apetlon und Neusiedl) verteilt waren (JUKOVITS 1865, FÁSZL 1883, REISER in TSCHUSI & DALLA-TORRE 1888, DOMBROWSKI 1889). Erst nach der großen Hanság-Entwässerung durch den Bau des Einserkanals um die Jahrhundertwende dürfte dann der Bereich Sandeck/Illmitz mit der vorgelagerten Schilfinself sowie mehrere Koloniestandorte in breiteren Abschnitten des Schilfgürtels am West- und Südufer des Sees zunehmend an Bedeutung gewonnen haben, während die ehemaligen Vorkommen im ungarischen Hanság mit Ausnahme einer Baumkolonie des Graureihers von etwa 20 Paaren im Kapuvárer Erlenwald sowie von höchstens 15 Silberreiher- und 30 Purpurreiherpaaren an den größeren verschilften Hanságteichen erloschen sind (T. FÜLÖP briefl.). Die erste Silberreiherkolonie im heutigen Seegebiet befand sich schon Ende des vorigen Jahrhunderts im Bereich Sandeck (FÁSZL 1883, FISCHER 1883, BREUER 1929), eine verstärkte Besiedlung des Süd- und Westufers durch Silberreiher und Löffler ist aber erst für die zwanziger Jahre belegt (BREUER 1930, BERNATZIK 1942).

In den dreißiger Jahren waren dann schon zusätzlich zur großen gemischten Kolonie vor dem Sandeck mehrere Purpurreiherkolonien, drei Graureiherkolonien von je 20 bis 30 Paaren und Löfflerkolonien (v. a. bei Purbach) mit bis zu 300 Horsten am Westufer bekannt (SEITZ 1935 und 1936, STEINFATT 1936, KOENIG 1939, GOETHE 1941, BERNATZIK 1942). Die ersten systematischen Erhebungen zur Kolonieverteilung 1940 bis 1960 ergaben dann schon eine recht konstante, im wesentlichen auch heute noch typische Aufteilung auf den Schwerpunkt große Schilfinself/Sandeck und vier bis fünf größere Kolonien am Westufer zwischen Oggau und Winden.

Dabei dürften beim Purpureiher mehr als zwei Drittel des gesamten Bestandes in Westufer-Kolonien gebrütet haben. Auch die Löffler verteilten sich damals noch, im Gegensatz zu den Verhältnissen in den siebziger und achtziger Jahren, auf mindestens zwei größere Kolonien am Westufer mit maximal 250 Paaren und die Sandeck-Insel mit höchstens 100 Paaren (KOENIG 1952 und 1961, BAUER, FREUNDL & LUGITSCH 1955). Zumindest seit den dreißiger Jahren bis in die Nachkriegszeit bewirkten großflächiges Abbrennen von Altschilf und ständige Brutstörungen (v. a. durch Absammeln der Eier) laufende Kolonieverlagerungen um mehrere 100 m, Ersatzbruten oder sogar die vorübergehende Räumung ganzer Uferabschnitte (z. B. BREUER 1934, SEITZ 1935, KOENIG 1950, PESCHEK in BAUER, FREUNDL & LUGITSCH 1955). Zu einer umfangreicheren Bestandsverlagerung bzw. -konzentration von den fünf Kolonien des Westufers in die südliche Sandeck-Kolonie kam es jedoch erst in der ersten Hälfte der siebziger Jahre (LEISLER 1979).

In den achtziger Jahren dehnte sich das besetzte Schilfareal gegenüber früheren Jahrzehnten wieder deutlich aus, die Bestandsverteilung zeigte allerdings nach wie vor beträchtliche Schwankungen und interessante Unterschiede zwischen den Arten: Während sich die Silberreiher recht gleichmäßig auf mindestens acht Kolonien am Süd- und Westufer verteilen, fehlen Purpureiher gerade im breitesten Schilfabschnitt des Nordwestufers zwischen Winden und Oggau vollständig, besiedeln dafür aber stärker als Silberreiher auch die neu entstandenen Kleinkolonien (bis 35 Paare) in den schmalen Schilfstreifen am Ostufer und bei Mörbisch. Löffler siedelten am Westufer nur noch bis 1984 und in Beständen unter 10 Paaren, ansonsten ausschließlich im Anschluß an die großen Silberreiherkolonien auf der Sandeck-Insel, die überdies als einziger Standort auch von allen drei Reiherarten kontinuierlich besetzt war. Der Anteil der hier brütenden Silberreiher am Gesamtbestand schwankte von 1984 bis 1987 zwischen 40 und 80 %, und lag dann ab 1988 konstant bei 60 bis 70 % (Abb. 7); beim Purpur-

reihher nahm er 1986 bis 1991 kontinuierlich von 17 % auf 55 % zu, und beim Graureihher konzentrieren sich 50 bis 80 % auf die Schilfinfel.

2.2.3.3 Ökologische Faktoren

Der Versuch, Veränderungen in Bestand und Verteilung der Reihher und Löffler am Neusiedler See ökologisch zu interpretieren und mögliche Ursachen bzw. Gefährdungsfaktoren aufzudecken, stößt sofort auf einen gravierenden Mangel an brauchbaren Informationen über Veränderungen der wichtigsten Lebensbedingungen, aber auch über die ökologischen Ansprüche dieser attraktiven Vogelgruppe im Gebiet. Das trifft heute leider fast noch genauso zu, wie zu KOENIGS Zeiten, der diesen Umstand wohl als erster erkannt hat (KOENIG 1960). Dabei sind von den ökologischen Einflußfaktoren nach den bisherigen Kenntnissen vor allem die folgenden in Betracht zu ziehen:

- Wasserstandsschwankungen
- Schilfnutzung
- langfristige Strukturveränderungen im Schilfgürtel
- Veränderungen im Nahrungsangebot
- direkte Verfolgung
- Störungen durch Tourismus

Dazu sind noch Faktoren zu berücksichtigen, die überregional wirken, wie die großräumige Populationsentwicklung oder Verluste in den Rast- und Winterquartieren. In einer knappen Übersicht soll nun geprüft werden, wieweit zu den angeführten Faktorenkomplexen überhaupt Daten zur Verfügung stehen, und wo sich Hinweise auf ökologische Beziehungen mit Populationsveränderungen bei den Schreitvögeln ergeben.

Wohl am auffälligsten und (auch historisch) am besten belegt ist das zeitliche Zusammentreffen von **periodischen Bestandschwankungen** mit den Pegelschwankungen des Sees.

Für Schilfkolonien aller Großreiher und des Löfflers kann aus der Literatur eine obligate Abhängigkeit von ständiger Überflutung während der gesamten Brutzeit abgeleitet werden. So stellte auch MÜLLER (1983) am Neusiedler See in allen von ihr untersuchten Kolonien stets Wassertiefen zwischen 0,5 und 1 m fest. Am besten belegt ist die enge Bindung an überschwemmte Neststandorte für den Purpurreiher, der bei starkem Absinken des Wasserspiegels sogar noch Bruten mit kleinen Jungen verläßt (TOMLINSON 1974).

Mehrere Berichte, vor allem aus dem Neusiedler See-Gebiet, über stark erhöhte Brutverluste bei niedrigen Wasserständen, die neben menschlichem Eierraub auch dem Fuchs zuzuschreiben waren (SEITZ 1937), lassen dabei eine wichtige Rolle des Wassers als Schutzfaktor vor Feinden vermuten. Die erste lückenlose Zählserie für den Silberreiher aus dem letzten Jahrzehnt zeigt vorläufig folgende Zusammenhänge: Die beiden Bestands-einbrüche folgen jeweils im ersten Jahr n a c h einer Brut-saison mit mittlerem Aprilpegelstand um 115,45 m ü. A., die Bestandszunahme hingegen s o f o r t nach Wasserstands-anstieg (Abb. 7). Die direkten Auswirkungen dieser Pegelschwankungen (v. a. um den kritischen Wert) auf die einzelnen Koloniestandorte werden erst nach einer detaillierteren Analyse der Wasserstandsverhältnisse anhand der neuen Bodenprofil-daten von CSAPLOVICS (1989) abzuschätzen sein, wie sie derzeit an der Biologischen Station Illmitz vorbereitet wird. Schon bei Pegelständen um 115,30 m trocknet jedenfalls ein Großteil des Schilfgürtels aus. Auch nach den wenigen älteren Angaben erfolgten starke Bestandsverluste erst nach Trockenfallen des Schilfgürtels bei Seewasserständen von (damals!) etwa 25 cm (z. B. Dezember 1934).

Mehrere Angaben früherer Autoren bestätigen schließlich auch die rasche Wiederansiedlung bei Pegelanstieg (z. B. SEITZ 1935 und 1937). Diese Befunde sowie die populationsdynamischen Verhältnisse bei den großen Schreitvögeln erhärten die

Vermutung von SEITZ, daß die starken Bestandsschwankungen nur zum geringen Teil vom Bruterfolg, sondern hauptsächlich durch Zu- und Abwanderungen über große Entfernungen gesteuert werden (vgl. auch UTSCHIK 1983 für den Graureiher). Für die pan-nonische Gesamtpopulation am besten dokumentiert sind die Verhältnisse beim Löffler: Trotz starker Schwankungen in den verschiedenen Brutgebieten, häufigem Wechsel der Brutplätze und Erlöschen einzelner Kolonien blieb der österreichisch-un-garische Gesamtbestand von 1950 bis 1980 mit fast 500 Paaren nahezu unverändert (MÜLLER 1984). Vergleichbare, großräumige und wasserstandsabhängige Verlagerungen wurden aber auch beim Silberreiher vermutet, so zum Beispiel zwischen Kisbalaton und Neusiedler See (BREUER 1929, WARGA 1938) oder später zwischen Bulgarien und dem Kisbalaton (HANZÁK 1949 bis 1950).

Trotz umfangreicher Beringungsarbeiten (am Neusiedler See von 1947 bis 1982 475 junge Löffler und bis 1972 498 Silberreiher beringt) ist es jedoch nicht gelungen, diese weiträumigen Um-siedlungen durch Ringfunde zu belegen (MÜLLER 1984, ZINK 1976), da Ringablesungen am Brutplatz, wie sie beim Weiß-storch routinemäßig durchgeführt wurden, schwer möglich sind. Die einjährige Verzögerung bei der Abwanderung könnte darauf zurückzuführen sein, daß die im Prinzip ortstreuen Reiher auch bei Habitatverschlechterungen zunächst ihre angestammten Brutplätze aufsuchen und erst nach ungünstigen Erfahrungen (v. a. verminderte Bruterfolge) ein Jahr später umsiedeln. Umgekehrt belegen die sofortigen Wiederansiedlungen die hohe Flexibilität und Potenz, auf lokale Veränderungen innerhalb des Brutareals sehr rasch und großräumig zu reagieren.

Für alle Arten, ganz besonders aber für Löffler und Purpur-reiher könnten sich niedrige Wasserstände aber nicht nur über das Austrocknen ihrer Nistplätze im Schilfgürtel, sondern auch über eine Reduktion des Nahrungsangebotes auswirken. Nach den (mit Ausnahme des Graureihers) spärlichen Untersu-chungen beziehen alle Reiher zumindest zur Brutzeit über die

Hälfte und der Löffler annähernd 100 % der Beutetiere aus aquatischen Biotopen (für den pannonischen Raum v. a. VASVÁRI 1931 und 1954, MÜLLER 1984). Nach der aktuellsten Zusammenfassung von VOISIN (1991) dürfen dabei die drei großen Reiherarten prinzipiell als Fischer gelten, deren ökologische Nischentrennung weniger über die Beutewahl als über die Bevorzugung unterschiedlicher Vegetationsstruktur erfolgt ist: Purpureiher mit einer gewissen Spezialisierung auf Schilfröhrichte in der dichtesten und höchsten Sumpfvegetation, gefolgt vom Silberreiher, der aber auch schon offene Gewässerabschnitte und Landbiotope verstärkt bejagt. Als typischer Generalist ist der Graureiher hingegen von Deckung im Nahrungsraum weitgehend unabhängig und geht am meisten von allen Reihern auch auf offene Agrarflächen. Beim Silberreiher als kontinental-mediterrane Art kommt überdies eine erhöhte Abhängigkeit von sommerwarmem Klima in Frage. Der Löffler schließlich ist mit einer hochspezialisierten Nahrungserwerbstechnik viel enger als die Reiher an großflächige, nahrungsreiche und nicht zu dicht verwachsene Flachwasserzonen gebunden. Trotz der hochrangigen Bedeutung dieser Artengruppe für den Arten- und Naturschutz sind unterschiedliche Nutzung und quantitative Bedeutung einzelner Nahrungshabitate am Neusiedler See noch immer kaum untersucht. Die einzigen systematisch erhobenen Befunde beziehen sich auf den Löffler, für den MÜLLER (1987) demonstrieren konnte, wie sehr die Nutzungsmöglichkeiten an den Lacken wasserstandsabhängig sind.

Noch deutlicher wird diese Abhängigkeit in dynamischen Flußlandschaften wie an der kroatischen Save sichtbar, wo in Hochwasserperioden die ausgedehnten Überschwemmungswiesen, sonst aber Fischteiche die wichtigsten Nahrungsgründe bilden (SCHNEIDER 1989). Aber auch bei den Reihern verschieben sich die genutzten Jagdzonen an Gewässerufern und wechselfeuchten Sumpffflächen mit den jeweiligen Wasserständen, wie es als erster ZIMMERMANN (1944) für den Purpureiher an den landseitigen, damals noch weniger verschilften Röhrichträndern des

Sees beschreibt. Dadurch kann es ebenfalls zu ganz erheblichen Schwankungen im verfügbaren Nahrungsangebot kommen, die nach einer genauen Analyse von Zufallsbeobachtungen aus einem längeren Zeitraum vielleicht besser abzuschätzen sind.

Noch wesentlich schwieriger ist es, **Bestandsverlagerungen** innerhalb des Schilfgürtels mit ökologischen Faktoren in Beziehung zu setzen. Reiher und Löffler brauchen zur Errichtung ihrer Horste neben ausreichender Flutung immer auch mehrjähriges, undurchdringliches Altschilf. Nur der Löffler bevorzugt horstige Altbestände, die durch ein Netz kleiner Rohrlacken, Fahrzeugspuren usw. aufgelockert sind. In der Regel werden größere, zusammenhängende Altschilfflächen besiedelt, in Ausnahmefällen (als Folge hoher Kolonietreue?) aber auch wenige Hektar große Altschilfinseln auf Ernteflächen (MÜLLER 1983, mit Foto). Außerdem liegen die Kolonien, mit Ausnahme der großen Schilfinsel, größtenteils weniger als 500 m vom seeseitigen Schilfrand entfernt. Reiher und Löffler können überdies viele Jahre lang kolonietreu sein (CRAMP 1977), wobei nach siedlungsbiologischen Untersuchungen am Graureiher vor allem mehrjährige Männchen sehr hartnäckig an einmal gewählten Koloniestandorten festhalten und Umsiedlungen hauptsächlich nach Störungen oder gravierenden Umweltveränderungen vorkommen (CREUTZ 1981). Auch für die anderen Arten kann daher zunächst als wahrscheinlich angenommen werden, daß Bestandsverlagerungen in erster Linie mit ökologischen Faktoren in Beziehung stehen.

Einfach zu interpretieren sind die häufigen Umsiedlungen früherer Jahrzehnte als unmittelbare Folge des unkontrollierten Rohrschnittes, der ständig gelegten Rohrbrände (z. T. während der Brutzeit!) und des systematischen Nestraubes für Speisezwecke durch die einheimische Bevölkerung, der offenbar noch bis in die Nachkriegszeit für den Gesamtbruterfolg ausschlaggebend war (SCHENK 1918, SEITZ 1935 und 1937, KOENIG 1949 und 1950, BAUER, FREUNDL & LUGITSCH 1955). Groß angelegte Eier-

diebstähle für kommerzielle Sammlerzwecke kamen vereinzelt sogar bis 1978 vor (Entnahme von mindestens 70 Eiern; Archiv Biologische Station Neusiedler See). In den siebziger Jahren werden dann für den umfangreichen und schon mehrjährigen Rückzug der Reiher und Löffler in den entlegenen südlichen Seeteil zum ersten Mal die Zunahme des Bade- und Bootsbetriebes, die Verhüttelung des Schilfgürtels sowie die Intensivierung der Schilfernte durch neue Techniken verantwortlich gemacht (LEISLER 1979). Über die extrem hohe Störungsempfindlichkeit der großen Schilfbrüter am Nest sind wir vor allem durch die älteren (damals noch weniger vorsichtigen!) Autoren recht gut unterrichtet. So dürften alle Arten selbst nach einmaligen Störungen während des Horstbaues die Kolonie sofort verlassen (KOENIG 1949). Auf längere oder wiederholte Nestbesuche reagieren zumindest Purpurreiher und Löffler auch noch während der Bebrütung und fallweise zur Zeit der Jungenaufzucht sehr empfindlich (BERNATZIK 1942, HANZÁK 1949 bis 1950, TOMLINSON 1975). Schwere Brutverluste können aber auch schon nach dem Abflug der Eltern während einer Störung durch Hitzetod in der prallen Sonne, den verstärkten Räuberdruck (Rohrweihe) oder durch das frühzeitige Verlassen hochstehender Nester entstehen (KOENIG 1952). Eine besondere Gefahr stellen dabei heute nicht mehr wie früher die Bauern und Fischer dar, sondern die vielen Abenteuer-Touristen und Filmemacher, die alle ihre höchstpersönlichen Nestaufnahmen aus dem getarnten Versteck machen wollen.

Trotzdem blieb LEISLERS vermuteter Zusammenhang mit den Umsiedlungen bis heute unbestätigt, da schon die achtziger Jahre bei weiterer Zunahme des Seetourismus eine Wiederbesiedlung aller klassischen Westuferkolonien brachten. Die Schilfbewirtschaftung der letzten Jahrzehnte ist in ihren Auswirkungen wieder deshalb schwer zu beurteilen, da einerseits Brutkolonien meist nicht mehr direkt betroffen sind und andererseits länger zurückreichende Aufzeichnungen über Ausmaß und Lage von Schilfbrand- und -ernteflächen praktisch nicht

existieren. Nach der Momentaufnahme von CSAPLOVICS (1982) führte die Burgenländische Landesregierung erst wieder 1984 bis 1986 entsprechende Kartierungen durch, die lediglich erste Anhaltspunkte geben können: In den trockenen Wintern 1983/84 und 1984/85 gingen sukzessiv mehr als ein Drittel der Altschilfflächen des Westufers durch Großbrände oder Schnitt verloren. In mehreren Fällen war die unmittelbare Umgebung von Kolonien im Umkreis von nur wenigen 100 m betroffen. Der Bestandszusammenbruch 1985 beim Silberreiher bestand dann im wesentlichen in der Räumung dreier großer Westuferkolonien, sodaß der hier brütende Anteil mit nur 26 % zu den geringsten dieses Jahrzehnts zählte. Der viel stärkere Rückgang 1990 bis 1991 bei ganz ähnlicher Wasserstandsentwicklung, aber ohne die großen Flächenbrände, war hingegen von gleichmäßigeren Abnahmen in allen Gebietsteilen begleitet (Abb. 7, s. Seite 49).

Einen weiteren Hinweis gibt der Zusammenhang zwischen der auffälligen Verbreitungslücke beim Purpurreiher und dem Bodenprofil des Schilfgürtels: Die von 1986 bis 1992 ausschließlich von Silberreihern besetzten Kolonien liegen zur Gänze in einer ausgedehnten Senke von Oggau bis Winden, die bei Pegelstand 115,30 m ü. A. gerade noch nicht trockenfällt (CSAPLOVICS 1989) und den breitesten Schilfgürtel aufweist. Mit Ausnahme der großen Schilfinselfel und einer kleinen Halbinsel bei Illmitz liegen alle Purpurreiherkolonien hingegen in Röhrlichtzonen, die bei diesen Wasserständen bereits austrocknen.

Ohne weitere Detailuntersuchungen ist jedoch noch nicht zu entscheiden, ob dieser Verteilungsunterschied auf unterschiedlichen Habitatansprüchen beruht (Purpurreiher in stärker verlandeten Teilen) oder aber auf zwischenartlicher Raumkonkurrenz, die den kleineren Purpurreiher in suboptimale Bereiche abdrängt. Die aktuelle Verteilung eines Jahres wird aber auch durch innerartliches Territorialverhalten an den

Brutplätzen und traditionelle Bindungen an einzelne Standorte beeinflusst: Ab einer bestimmten Bestandsgröße in den besten Gebieten müssen jüngere Neuansiedler oder Zuwanderer in peripherie, oft suboptimale Siedlungsbereiche ausweichen (TOMLINSON 1974, MURTON und POORTER in CRAMP 1977).

Diese Besiedlungsreihenfolge setzt ein Qualitätsgefälle voraus und bewirkt, daß bei Zunahme zunächst die Großkolonien in den besten Teilgebieten aufgefüllt werden, dann erst Neuansiedlungen in weniger günstigen Bereichen erfolgen und die Bestände hier daher stärker schwanken. Aus der Sicht eines möglichst wirksamen Populationsschutzes hat dabei die Erhaltung der großen Kolonien in den Optimalbereichen mit den besten Bruterfolgen eindeutig Vorrang (vgl. CREUTZ 1981 und UTSCHIK 1983 für den Graureiher).

Am Neusiedler See weisen auch ohne nähere Analysen alle bisher vorliegenden Befunde die große Schilfinsel vor dem Sandeck als Vorzugsgebiet aus: Als möglicherweise älteste Seekolonie und einzige Kolonie mit durchgehender Besiedlung durch alle vier Arten in den achtziger Jahren zeigt sie vor allem während der Bestandsschwankungen 1984 bis 1986 kaum Veränderungen der Koloniestärken, dafür aber zur Zeit der sprunghaften Zunahme ab 1987 die stärksten Zuwächse (Abb. 7). Besonders deutlich wird diese Funktion beim Löffler, der sich mit fortschreitender Bestandsverminderung von allen seinen früheren Westufervorkommen auf die Sandeck-Insel zurückgezogen hat und seit 1985 nur noch hier brütet. Eine Korrelation der jährlichen Verlagerungen zwischen West- und Südufer mit den Wasserstandsschwankungen oder jeweiligen Gesamtbeständen ist beim Silberreiher vorläufig nicht erkennbar (Abb. 7).

Da wie bei allen Koloniebrütern Nistplätze in möglichst geringer Entfernung zu ergiebigen Nahrungsquellen bevorzugt werden, funktioniert die Regulation von Dichte und Verteilung aber nicht nur über ökologische Veränderungen an den Brutplätzen, sondern auch über die Verteilung des Nahrungsan-

gebotes im gesamten, oft über 1.000 km² großen Einzugsgebiet (z. B. LACK 1954, FASOLA & BARBIERI 1978, CREUTZ 1981). Wie vor allem MARION (1989) sehr eindrucksvoll für den Graureiher belegen konnte, wird dieser Effekt durch ausgeprägtes Revierverhalten in den Nahrungsgebieten wahrscheinlich noch verstärkt: Reiher können ihre Ressourcen sehr wirkungsvoll monopolisieren, die Zugänglichkeit stark einschränken und so Konkurrenten zur Abwanderung in andere Nahrungsgebiete bzw. in andere Kolonien zwingen. Nach den wenigen Literaturhinweisen dürften die Verhältnisse bei Silber- und Purpureiher ganz ähnlich liegen, während der Löffler an den Freßplätzen keine Territorialität zeigt (HANCOCK & KUSHLAN 1984, MOSER in MARION 1989, POORTER in CRAMP 1977).

Da zur räumlichen Verteilung des Nahrungsangebotes keine Daten zur Verfügung stehen, ist es zum momentanen Zeitpunkt auch noch nicht möglich zu entscheiden, welche der aufgezeigten Faktorenkomplexe (Wasserstand, Schilfbewirtschaftung und Störungsintensität innerhalb des Schilfgürtels auf der einen und Nahrungsangebot im Umland auf der anderen Seite) für die Bestandsverteilung und die Qualität eines Koloniestandortes ausschlaggebend sind.

Bleibt letztlich die schwierigste Frage zu behandeln, welche Faktoren für langfristige Bestandstrends verantwortlich sind. Dieser Frage kommt ja bei allen Überlegungen zum Schutz dieser Artengruppe zweifellos die größte Bedeutung zu. Von der Liste am Beginn des Kapitels fallen gleich mehrere Punkte heraus, die im kritischen Zeitraum entweder keine signifikanten Veränderungen zeigen (Wasserstand, Schilfbewirtschaftung, Störungen) oder seit der Nachkriegszeit sicher nicht mehr relevant sind (direkte Verfolgung). Gravierende Auswirkungen sind daher mit heutigem Wissensstand zumindest nicht nachweisbar.

Übrig bleiben längerfristige Veränderungen in der Struktur der Neststandorte und im Nahrungsangebot sowie überregionale Populationsentwicklungen.

Die starke Abhängigkeit von Wasserstandsschwankungen und Vegetationsstruktur macht Reiher und Löffler besonders empfindlich gegenüber allen Tendenzen der Feuchtgebietsverlandung mit Austrocknung der Biotope und sukzessiver Überleitung zu Landvegetation. Wie in den ökologischen Kapiteln ausgeführt, ist diese Entwicklung für den Schilfgürtel des Sees mittlerweile ausreichend belegt. Wir wissen jedoch noch nicht, wie sich die Auflandung (v. a. an den bevorzugten seeseitigen Schilfrändern) inzwischen auf einzelne Koloniestandorte ausgewirkt hat, und ob sie bereits das Brutplatzangebot zu limitieren beginnt.

Abgesehen von der obligaten Überflutung wirken dabei auch Veränderungen in der Bestandsstruktur entscheidend mit, wie es RADETZKY (in MÜLLER 1983) beim Löffler am Velencersee beobachten konnte: "Überaltertes", nur noch schlecht durchflutetes Schilf in der Zusammenbruchphase wird niedriger und schwachhalmiger und bietet dann nicht mehr die erforderliche Deckung und Tragfähigkeit. Noch früher könnten sich Trockenfallen und Zunahme der Vegetationsdichte nach den vielfältigen Eingriffen in den Wasserhaushalt des gesamten Neusiedler See-Gebietes auf das Nahrungsangebot ungünstig ausgewirkt haben.

Wegen der Anpassung an sehr spezifische Wasserstands- und Vegetationsverhältnisse sind negative Einflüsse dabei in erster Linie beim Purpurreiher, ganz besonders aber beim Löffler zu befürchten. Die besten Anhaltspunkte dafür gibt wieder die Studie von MÜLLER (1987), die gegenüber der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts eine deutliche Schwerpunktverlagerung erkennen läßt.

So spielen die einst riesigen Nahrungsflächen an den Flach-
ufern des Sees, am seeseitigen Rand des Schilfgürtels sowie
auf überschwemmten Wiesen (SEITZ 1937, GOETHE 1941, ZIMMER-
MANN 1944) nach dem raschen Vorrücken des Schilfgürtels und
landwirtschaftlichen Entwässerungsmaßnahmen für Löffler heute
praktisch keine Rolle mehr. Während die Seewinkellacken da-
mals alternierend mit dem Seeufer vor allem bei hohen Wasser-
ständen genutzt wurden, stellen sie jetzt neben dem Netz von
Entwässerungskanälen im Hanság (L. KÁRPÁTI pers. Mitt.) und
einigen Fischteichen das Hauptnahrungsgebiet. Gerade hier ist
aber als Folge von Aussüßung, Verkrautung und Verschilfung
ebenfalls eine empfindliche Reduktion des Nahrungsangebotes
zu befürchten: So könnten zum Beispiel die als Nahrungsgrund-
lage sehr wichtigen Massenentwicklungen der großen Kiemenfuß-
krebse Branchinecta schon mittelfristig durch die Abnahme des
Salzgehaltes in den Lacken verlorengehen. Der hohe Besatz mit
Wirtschaftsfischen im zentralen Lackengebiet bis Anfang der
neunziger Jahre hat hier vielleicht vorübergehend sogar einen
Ersatz geboten. Bei Trockenfallen des Seewinkels bleibt für
den Löffler als letzte Gebietsreserve offenbar nur noch der
ungarische Hanság und die großen Rohrlacken des ungarischen
Seeteiles (s. auch KÁRPÁTI 1982). Das umfangreiche Zahlenma-
terial und die gleichzeitig lückenlose Dokumentation der Bio-
topentwicklung am Kisbalaton gibt ein anschauliches Beispiel
dafür, wie gerade die empfindlichen Ibisse in einer (in die-
sem Fall künstlich beschleunigten) Verlandungssukzession nur
eine ganz bestimmte Phase besiedeln können (Abb. 8). Im Neu-
siedler See-Gebiet hat bereits eine ganz ähnliche Entwicklung
im Hanság stattgefunden, als um die Jahrhundertwende nach der
raschen Entwässerung die Sümpfe trockenfielen und sich fast
der gesamte Bestand schilfbrütender Schreitvögel in das See-
gebiet verlagerte.

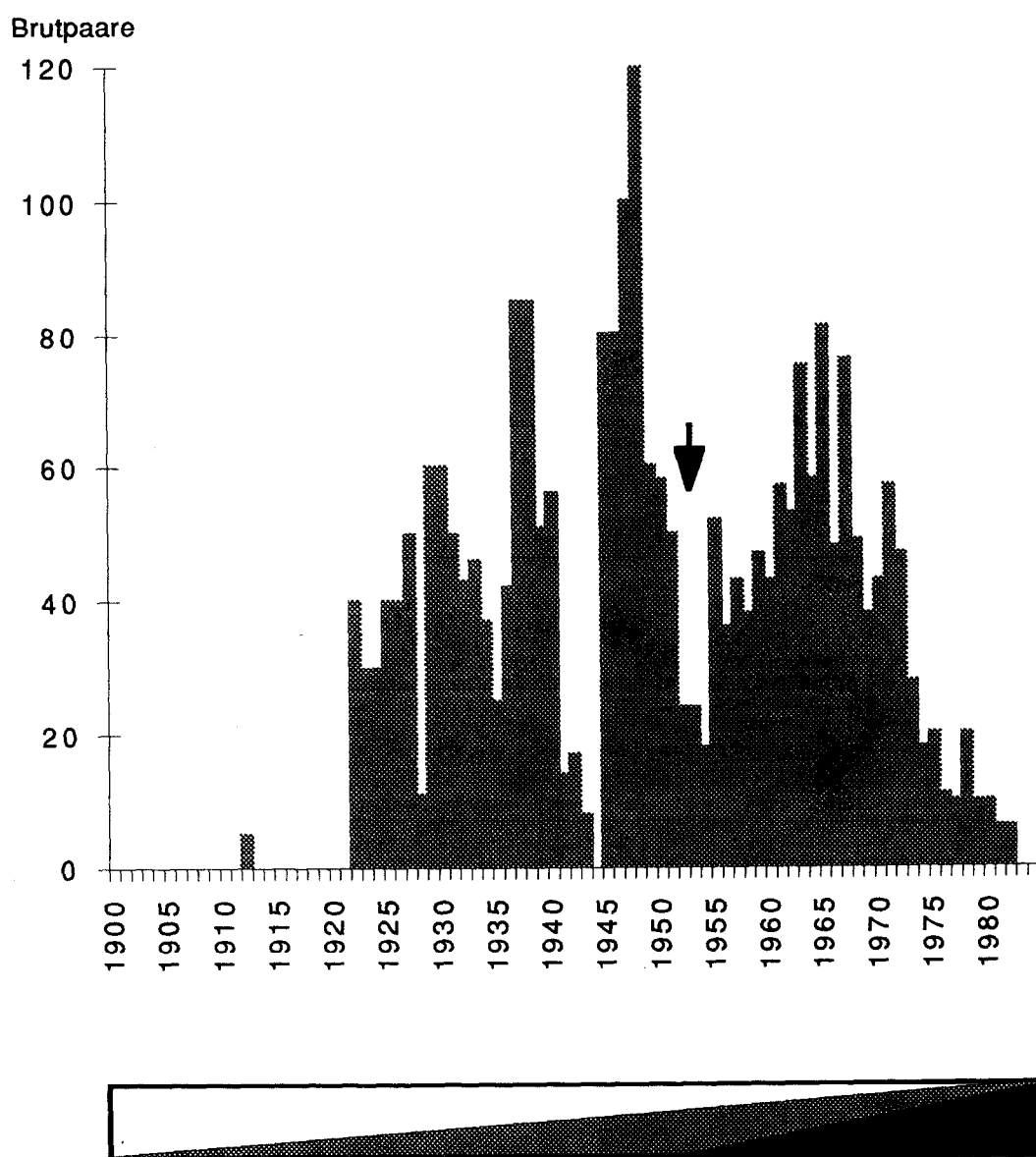


Abb. 8: Bestandsentwicklung des Löfflers am Kisbalaton. Nach Regulierung des Zala-Flusses und Entwässerungsmaßnahmen um die Jahrhundertwende dehnte sich das Sumpfgebiet zunächst aus, war dann aber als Folge der Wasserspiegelabsenkung, Sedimentation und Eutrophierung einer stark beschleunigten Verlandung unterworfen. Der Balken symbolisiert die Expansion der Sumpf- und Röhrichtflächen (grau) sowie die zunehmende Verlandung mit Trockenfallen der Röhrichtzonen (schwarz). Der Pfeil markiert das Erlöschen der Sichlervorkommen 1953 (nach KEVE 1976 und MÜLLER 1987).

Überregionale Entwicklungen als Hauptursache für den Rückgang am Neusiedler See sind hingegen gerade beim Löffler im pannonischen Raum nach den Studien von MÜLLER (1984) und SCHNEIDER (1989) vorläufig noch recht unwahrscheinlich. Aber auch beim Purpurreiher dürften zumindest die westeuropäischen Bestände zwar mit den Regenfällen im westafrikanischen Winterquartier schwanken (HELD 1981), sehr wohl aber durch Habitatverluste im Brutgebiet limitiert sein (MOSER in HANCOCK & KUSHLAN 1984). Es bleibt daher abzuwarten, ob nicht auch am Neusiedler See das Verschwinden des Sichlers und jetzt, knapp sechzig Jahre später, des Löfflers als empfindlichste Zeigerarten bereits das Fortschreiten einer Verlandungssukzession signalisieren, der langfristig auch die Reihervorkommen in der Reihenfolge abnehmender Spezialisierung (Purpurreiher - Silberreiher - Graureiher) zum Opfer fallen könnten.

Vor diesem Hintergrund wird es umso komplizierter, Erklärungen für den wahrscheinlich sogar positiven Trend beim Silberreiher in den letzten beiden Jahrzehnten zu finden. Da wesentliche Erweiterungen des Nistplatzangebotes für diesen Zeitraum auszuschließen sind, kommen als mögliche Faktoren in erster Linie Veränderungen im Nahrungsangebot oder -erwerb sowie überregionale Entwicklungen in Frage. Die nahrungsökologische Situation des Silberreihers am Neusiedler See zur Brutzeit ist im Unterschied zum Löffler noch völlig ungeklärt. Das trifft ganz besonders für die Rolle des Schilfgürtels zu, wo nur systematische Erhebungen aus der Luft quantitative Informationen liefern können. Für andere Schwerpunkte (v. a. locker verschilfte, wechselfeuchte Verlandungswiesen des Sees, aber auch Lacken des Seewinkels) sind gegenüber früheren Angaben von SEITZ (1942) und ZIMMERMANN (1944) ohne eine quantitative Auswertung aller verfügbaren Daten aus den letzten vierzig Jahren noch keine Verschiebungen erkennbar.

Sehr auffällig und für die attraktive Art durch Zufallsbeobachtungen ausreichend belegt ist hingegen das plötzliche Einsetzen einer Überwinterungstradition spätestens nach Mitte

der sechziger Jahre und damit im Zusammenhang (vielleicht als Folge eines landwirtschaftlichen Strukturwandels) die expandierende Nutzung von Getreide-, Mais-, Raps- und Luzerneäckern für den Mäusefang außerhalb der Brutzeit (Archiv Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde). Bis Anfang der achtziger Jahre wuchsen dann die Nachbrutzeit- und Winterkonzentrationen auf Agrarflächen und abgelassenen Fischteichen des ungarischen Hanság-Gebietes auf 300 bis 400 Exemplare an (KÁRPÁTI 1982, T. FÜLÖP briefl.). Hand in Hand mit diesen Entwicklungen und der Zunahme der Brutbestände am Neusiedler See folgten zu Beginn der siebziger Jahre eine deutliche Bestandserholung und Wiederausbreitung in Ungarn (SCHMIDT 1977) und ab Mitte der achtziger Jahre auch ein Anwachsen der Winterbestände an den norditalienischen Küsten (N. BACCETTI briefl.) und verstärkte Vorstöße nach Nordwest (z. B. Bayern; ZACH 1989). Wieweit nun diese neue Überwinterungstradition, zumindest am wichtigsten pannonischen Brutplatz, durch Wegfallen langer Zugwege in den nordafrikanischen Raum die Gesamtmortalität senkt und so Ursache überregionaler Populationszuwächse sein könnte, wird ohne umfangreiche populationsdynamische Untersuchungen mit Vergleich zu früheren Ringfundauswertungen wohl ungeklärt bleiben müssen.

Ebensowenig finden sich vorläufig Hinweise für eine ökologische Erklärung der im Vergleich zu früheren Jahrzehnten noch immer extrem niedrigen Brutbestände des Graureihers, der nach Einstellung der intensiven Verfolgung mittlerweile in ganz Europa wieder eindeutig positive Trends zeigt. Eine nahrungsökologische Interpretation wird besonders durch das Fehlen jeglicher Untersuchungen über zwischenartliche Konkurrenz mit dem etwa gleich großen Silberreiher erschwert, der in Strukturnutzung und Beutewahl ähnlich flexibel ist (VOISIN 1991) und in dieser für ihn wohl optimalen, subkontinental geprägten Steppenlandschaft dem Graureiher überlegen sein könnte.

2.3 Grundsätzliche Überlegungen zum Schutz des Schilfgürtels (A. GRÜLL)

2.3.1 Problemstellung

Die Realisierung des Nationalparks Neusiedler See im Laufe des Jahres 1993 erfordert klare Richtlinien zu Schutz und eventueller Pflege der Naturzone im Schilfgebiet des südlichen Seeteiles. Dabei besteht einerseits die politische Absicht, die IUCN-Kriterien streng zu befolgen, andererseits von wissenschaftlicher Seite die begründete Befürchtung, eine Nicht-Eingriffs-Regelung könnte zu beschleunigter Verlandung und in der Folge zum Verlust aquatischer Ökosysteme führen. Von den vielschichtigen Problemen, die wirtschaftliche Nutzung, Pflege und Wildnisschutz im Schilfgürtel des Neusiedler Sees berühren, soll daher zunächst nur die zentrale Frage herausgegriffen werden: Wie ist die Realisierung der IUCN-Kriterien in diesem für Schilfvögel besonders wertvollen Gebiet mit den Anforderungen der Ramsar-Konvention vereinbar? Vor dem Hintergrund der aufgezeigten ökologischen Entwicklungstendenzen und am Beispiel der vorgestellten Artengruppe soll versucht werden, unmittelbar umsetzbare Lösungsmodelle anzubieten.

2.3.2 Aus der Sicht der IUCN-Kriterien für Nationalparks

Grundsätzlich definieren die IUCN-Kriterien als primäre Zielsetzung eines Nationalparks die Erhaltung bzw. Entwicklung möglichst naturnaher Ökosysteme und nicht den gezielten Schutz bestimmter Pflanzen- und Tierpopulationen; dafür sind eigene Sonderreservate vorgesehen (v. a. Faunen- und Florenreservate; IUCN-Kriterien der "1985 United List of National Parks and Protected Areas").

Managementmaßnahmen sollten sich daher in der Naturzone streng darauf beschränken, Biotopverhältnisse wiederherzustellen, die den Bedingungen in der entsprechenden Naturlandschaft möglichst nahe kommen. Dabei umfaßt das Schutzziel nicht nur statische Zustände (in Verlandungszonen etwa die aquatische Phase), sondern auch Sukzessionsabläufe, soweit sie von natürlichen Prozessen bestimmt sind, die ohne ständige menschliche Eingriffe ablaufen.

Die Autoren der vorliegenden Studie haben daher gemeinsam mit mehreren Schilfvogelexperten (Univ.Do. Dr. Hans Winkler, Dr. Herbert Hoi und Erwin Nemeth, Konrad Lorenz-Institut für Vergleichende Verhaltensforschung der Österreichischen Akademie der Wissenschaften, Mag. Andreas Ranner, Österreichische Gesellschaft für Vogelkunde und Prof. Dr. Bernd Leisler, Vogelwarte Radolfzell/Bodensee) schon im Februar 1992 aus ornithologischer Sicht die Empfehlung abgegeben, die Naturzone des Nationalparks im Südteil des Neusiedler Sees zumindest für das erste Jahrzehnt als Beobachtungsfläche ohne Pflegeeingriffe sich selbst zu überlassen. Diese Empfehlung verabschiedete dann die Jahreshauptversammlung der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde am 3. Mai 1992 als Resolution, die auch an die Burgenländische Landesregierung erging (Vogelschutz in Österreich 7, 1992). Für die Entscheidung waren vor allem folgende Gründe ausschlaggebend: Managementmaßnahmen in der Naturzone sind nur dann vertretbar, wenn die wissenschaftlich begründete Aussicht besteht, daß sie als zeitlich auf wenige Jahre begrenzte Initialmaßnahme eine im Vergleich zum aktuellen Zustand naturnähere Entwicklung einleiten (in diesem Sinne sind z. B. in Waldnationalparks die künstliche Schaffung von Lichtungen zur Einleitung einer naturnahen Bestandssukzession oder auf Inseln die einmalige Entfernung eingeschleppter Pflanzen- oder Tierarten zu verstehen).

Eine dauernde Eliminierung von Pflanzenmasse (z. B. Schilfernte, Schilfbrennen) zur künstlichen Stabilisierung der Biotopentwicklung ist hingegen mit den IUCN-Kriterien nicht vereinbar: Sie bewirken ökologische Verhältnisse, die in Relation zur derzeitigen Entwicklung als naturferner einzustufen wären. Dies gilt im speziellen Fall auch für die nachweisbaren Tendenzen zu anthropogen stark beschleunigter Verlandung. Andererseits reichen die vorliegenden wissenschaftlichen Grundlagen nicht aus, die Auswirkungen befristeter Pflegemaßnahmen (z. B. Schilfschnitt auf wenige Jahre) auf die weitere Entwicklung des Ökosystems abzuschätzen. Zusätzlich komplizierend wirkt dabei die schon für 1994 geplante Anhebung des Seepegels um mindestens 20 cm, die eine Reduktion der jetzt nachweisbaren Verlandungsgeschwindigkeit erhoffen läßt.

2.3.3 Aus der Sicht der RAMSAR-Konvention

Auf den Punkt gebracht bedeutet diese Nicht-Eingriffs-Regelung für den Wasservogelschutz, daß ganz bewußt das Risiko eingegangen wird, einer Verlandung freien Lauf zu lassen, und damit langfristig auch Arten zu verlieren, denen international ein sehr hoher Stellenwert zukommt. Wie sich eine solche Entwicklung auf die großen Schilfbrüter auswirken kann, hat das Beispiel Kisbalaton gezeigt. Besonders hoch erscheint dieses Risiko im Hinblick auf die Bedeutung der großen Schilfinselfinseln als offensichtlich optimaler Rückzugsraum für Schreitvögel, wo gezielte Maßnahmen zur Populationssicherung eigentlich in erster Linie ansetzen sollten. Wir haben gesehen, wie kritisch diese Situation bereits beim Löffler ist, der nur noch im südlichen Seeteil brütet, und dessen Bestand in Österreich vor dem Erlöschen steht.

Hier ist also zunächst ein Widerspruch zu Art 4 Abs 4 der Konvention erkennbar, wo ausdrücklich die Vergrößerung von Wasservogelbeständen im Sinne eines gezielten Biotopmanage-

ments bzw. einer "wohlausgewogenen Nutzung" gefordert wird. Die neueren Definitionen von "wise use" in der Konferenz von Montreux (1990) machen hingegen deutlich, daß das Abkommen andererseits auf die Erhaltung natürlicher Potentiale, Zusammenhänge und Abläufe in Ökosystemen den größten Wert legt. Ein Biotopmanagement nach dieser Definition erscheint überhaupt nur dann vertretbar, wenn sichergestellt ist, daß noch vorhandene natürliche Potentiale dadurch nicht beeinträchtigt werden. Dem Entscheidungsträger wird damit eine Richtlinie gegeben, die aber erst eine sorgfältige Abwägung und gebiets-spezifische Festlegung von Prioritäten erfordert.

Am Neusiedler See besteht nun nach Ansicht der Autoren die Chance, trotz aller Eingriffe der Vergangenheit Teile des Schilfgürtels außer Nutzung zu stellen und so in relativ naturnahe Ökosysteme zurückzuführen.

Die dabei neu entstehenden Biotope können sicher nicht mehr dieselben werden, wie vor der Wasserstandsregulierung und Eutrophierung, sie können aber auf höheren Sukzessionsstufen wieder ein gewisses Maß an "Natürlichkeit" zurückgewinnen: Nährstoffreiche Flachseen sind von Natur aus keine stabilen Systeme; Vorwaldstadien mit zunehmender Verbuschung, auch wenn die Artenzusammensetzung ungestörten Verlandungsgesellschaften nicht mehr genau entspricht, hätte der See daher auch ohne menschliches Zutun erreicht, aber eben erst nach wesentlich längeren Zeiträumen. So laufen auf der Basis anthropogen veränderter Ausgangsbiotope zwar stark modifizierte Entwicklungen ab, die der natürlichen letztendlich aber doch recht nahe kommen können. Und gerade diese Kraft zur Selbstregulation gestörter Ökosysteme ist schließlich das "natürliche Entwicklungspotential", das es nach dem Konzept der "wohlausgewogenen Nutzung" (Empfehlung von Montreux 1990) zu erhalten gilt.

Schon diese knappen Überlegungen sollten klar machen, daß es in Übereinstimmung mit und ergänzend zu den IUCN-Kriterien unbedingt auch im Interesse des Abkommens liegen muß, zumindest auf einer Teilfläche des Schilfgürtels ein solches Naturlandschaftskonzept zu verwirklichen. Durch Aufschließung, Verbauung und wirtschaftliche Nutzung noch am wenigsten gestört, bietet dazu der südliche Seeteil mit der gut geschützten großen Schilfinsel als mögliche "Wildniszone" eindeutig die besten Voraussetzungen. Artenschutzziele wären daher in diesem Gebiet auch nach der Ramsar-Konvention dem langfristigen Biotopschutz unterzuordnen. Hingegen ist mit gebotenem politischen Druck zu fordern, daß hier alle Maßnahmen gesetzt werden, die eine möglichst naturnahe Entwicklung fördern: Neben der Anhebung des Seepegels als wichtigster Schritt zu einer naturnahen Wasserstandsdynamik und der drastischen Reduktion zusätzlicher Nährstoffeinträge gehören dazu Begleitmaßnahmen wie die Öffnung aller den Schilfgürtel querenden, künstlichen Dammstrukturen zur Verbesserung des Wasseraustausches.

Die grundsätzlich geforderte Erhaltung der Feuchtgebiete als aquatische Lebensräume in der Präambel der Konvention sowie die empfohlene Förderung der Wasservogelbestände stellen unserer Meinung nach die zweite große Chance für eine "wohl- ausgewogene Nutzung" der Schilfökosysteme am Neusiedler See dar: Auf dem weitaus größeren Flächenanteil wird die Schilfernte auch weiterhin durchgeführt werden, und auf dieser Fläche sollte es durch ein geschicktes Management gelingen, erstens ausreichend geflutete und vitale Röhrichtbestände über einen möglichst langen Zeitraum zu erhalten und gleichzeitig zweitens durch ein kontinuierliches Angebot ausreichender Altschilfanteile Artenvielfalt und Populationsstärken der Schilfvogelfauna zu sichern.

Klare Richtlinien für eine solche "Doppelstrategie" sind allerdings erst auf Grundlage neuer, noch nicht abgeschlossener Schilfforschungsprojekte und von Erfahrungen aus dem Ausland zu erstellen, und sollen der Endfassung dieser Studie vorbehalten bleiben. Für die hier behandelten, besonders anspruchsvollen Leitarten (Großreiher und Löffler) steht jedoch schon jetzt fest, daß für den Fall weiterer Verlandung langfristig Ausgleichsflächen für die hochrangigen Rückzugsräume des südlichen Seeteils geschaffen werden müssen. Wegen der Breite des Rohrwaldes und der noch relativ günstigen Wasserstandsverhältnisse könnte dafür die ausgedehnte Schilfbucht zwischen Oggau und Winden mit der Wulkamündung das beste Entwicklungspotential bieten.

2.3.4 Begleitende Forschung

Jedes sinnvolle Schilfmanagement ist nur auf Grundlage ausreichender und praxisorientierter Forschung zur laufenden Erfolgskontrolle und Modifizierung der Programme möglich.

Grundsätzlich wären dazu einerseits sehr große Langzeitbeobachtungsflächen einzurichten, auf denen in einem interdisziplinären Monitoring über Jahrzehnte alle wesentlichen Veränderungen im Ökosystem ohne menschliche Eingriffe erfaßt werden. Dafür bietet die Naturzone des Nationalparks im südlichen Seeteil sicher eine einmalige Chance. Andererseits sind umgehend Forschungsprogramme zu initiieren, die sich mit langfristigen Auswirkungen diverser Schilfpflegemaßnahmen auf die weitere Vegetationsentwicklung befassen; nur sie können letztlich einen fundierten Maßnahmenkatalog gegen das Fortschreiten der Verlandung liefern.

Als Grundlage für alle weiteren Forschungsprojekte und Artenschutzkonzepte ist jedoch zu allererst eine aktuelle Zustandserhebung für den gesamten Schilfgürtel durch Falschfarben-Luftaufnahmen nach dem Muster der letzten Befliegung 1978

zu fordern. Ohne genaue Unterlagen über Struktur- und Altersklassenzusammensetzung der Schilfbestände ist es nicht möglich, repräsentative Probeflächen auszuwählen, die Gesamtbestände kleinerer Schilfvogelarten zu schätzen, Bestandsveränderungen zu interpretieren oder einigermaßen abgesicherte Angaben zum Flächenbedarf von Schutzzonen zu machen. Die Wiederholung der Befliegung nach nun mehr als einem Jahrzehnt ließe außerdem wesentliche Schlüsse auf weitere Entwicklungstendenzen erwarten.

LITERATUR

2. SEE UND SCHILFGÜRTEL

2.1.2 Entstehung des Neusiedler Sees

BOBEK M., LÖFFLER H. & E. SCHULTZE (1978)

Neue Daten zur Geschichte des Neusiedler Sees. BFB-Bericht 29: 5-10.

KÜPPER H. (1957)

Erläuterungen zur geologischen Karte von Mattersburg-Deutschkreuz, 1 : 75.000. Geol. B.-A., Wien.

LÖFFLER H. (1979)

Origin and geohistorical evolution. In: H. LÖFFLER (ed.): Neusiedler See, The limnology of a shallow lake in Central Europe. Dr. Junk bv Publ., The Hague Monogr. Biol. 37: 33-42.

RIEDL H. (1965)

Beiträge zur Morphogenese des Seewinkels. Wiss. Arb. Bgld. 32: 5-28.

2.1.3.1 Hydrologie

BARANYI S., DEAK J., LIEBE P., MAHLER H., NEPPEL F., PAPESCH W., PINCZÉS J., RAJNER V., RANK D., REITINGER J., SCHMALFUSS R. & T. TAKÁTS (1992)

Wasserhaushaltsstudie für den Neusiedler See mit Hilfe der Geophysik und Geochemie. 1980-1990. Forschungsbericht 16, Inst. f. Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft, TU Wien.

REITINGER J. & R. SCHMALFUSS (1992)

Wasserhaushaltsstudie für den Neusiedler See mit Hilfe der Geophysik und Geochemie: Neue Aspekte zum Seewasserhaushalt. Österr. Wasserwirtsch. 44: 77-82.

2.1.3.2 Chemismus

BERGER F. & F. NEUHUBER (1979)

The hydrochemical problem. In: H. LÖFFLER (ed.): Neusiedler See: The limnology of a shallow lake in Central Europe. Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague-Boston-London: 89-99.

TAUBER A. F. (1959)

Zur Oberflächengeologie des Seewinkels. Wiss. Arb. Bgld. 23: 24-25.

2.1.3.3 Nährstoffsituation

MALISSA H., PUXBAUM H., PIMMINGER M. & A. NIKOPOUR (1985)

Untersuchungen des Nährstoffeintrages in den Neusiedler See aus der Atmosphäre. Wiss. Arb. Bgld., Sonderband 72: 43-89.

STALZER W. & G. SPATZIERER (1987)

Zusammenhang zwischen Feststoff- und Nährstoffbelastung des Neusiedler Sees durch Sedimentverfrachtung. Wiss. Arb. Bgld., Sonderband 77: 93-226.

HERZIG A. (1990)

Zur limnologischen Entwicklung des Neusiedler Sees. AGN Tagungsbericht, Int. Symposium: Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseelandschaften. Bodensee - Neusiedler See - Balaton: 91-98.

2.1.3.4 Abiotische Parameter

VARGA L. & F. MIKA (1937)

Die jüngsten Katastrophen des Neusiedler Sees und ihre Einwirkung auf den Fischbestand des Sees. Arch. Hydrobiol. 31: 527-546.

2.1.4.1 Phytoplankton

DOKULIL M. (1979)

Phytoplankton primary production. In: H. LÖFFLER (ed.): Neusiedler See, The Hague: 233-234.

DOKULIL M. (1984)

Assessment of components controlling phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in a shallow, alkaline, turbid lake (Neusiedler See, Austria). Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 69: 679-727.

DOKULIL M. & J. PADISÀK (in Druck)

Long-term taxonomic response of phytoplankton in a turbid shallow lake. Hydrobiologia.

2.1.4.2 Zooplankton

HERZIG A. (1979)

The zooplankton of the open lake. In: H. LÖFFLER (ed.): Neusiedler See: The limnology of a shallow lake in central Europe. Dr. W. Junk bv Publishers, The Hague-Boston-London: 281-335.

HERZIG A. & B. AUER (1990)

The feeding behaviour of *Leptodora kindti* and its impact on the zooplankton community of Neusiedler See (Austria). Hydrobiologia 198: 107-117.

2.1.4.3 Fische

JUNGWIRTH M. (1979)

Pflanzenfressene Fische - für & wider. Sportfischer 4/79: 19-20.

HACKER R. & P. MEISRIEMLER (1974)

Fische und Fischerei. In: H. LÖFFLER (ed.): Der Neusiedler See, Naturgeschichte eines Steppensees, Verlag Fritz Molden: 105-115.

HERZIG A. (1990)

Zur limnologischen Entwicklung des Neusiedler Sees. AGN Tagungsbericht, Int. Symposium: Schutz und Entwicklung großer mitteleuropäischer Binnenseelandschaften. Bodensee - Neusiedler See - Balaton: 91-98.

KLEIN-BRETELER J. G. P., DEKKER W. & E. H. R. R. LAMMENS (1990)

Growth and production of yellow eels and glass eels in ponds. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 75: 189-205.

LAMMENS E. H. R. R. & J. T. VISSER (1989)

Variability of mouth width in European eel, *Anguilla anguilla*, in relation to varying feeding conditions in three Dutch lakes. Env. Biol. Fish. 26: 63-75.

THELL L. (1990)

Der Aal - seine Nahrung und sein Verhalten zu den anderen Fischarten. Bgld. Fischereiverband, Oggau, 12 pp.

VARGA L. & F. MIKA (1937)

Die jüngsten Katastrophen des Neusiedler Sees und ihre Einwirkung auf den Fischbestand des Sees. Arch. Hydrobiol. 31: 527-546.

WAIDBACHER H. (1984)

Fischereibiologische Untersuchungen am Neusiedler See. Diss. Univ. Wien.

WAIDBACHER H. (1985)

Fischereibiologische Untersuchungen am Neusiedler See unter besonderer Berücksichtigung des Aales. Wiss. Arb. Bgld. Sonderband 72: 467-525.

2.1.4.4 Makrophyten

SCHIEMER F. (1978)

Vegetationsveränderungen im Neusiedler See. Österr. Wasserwirtschaft 30 (11/12): 252-253.

SCHIEMER F. & P. WEISSER (1972)

Zur Verteilung der submersen Makrophyten in der schilffreien Zone des Neusiedler Sees. Sitzungsber. Österr. Akad. Wiss. Math.-Naturwiss. Kl., Abt. I, 180: 87-97.

SIMLINGER D. (1981)

Zur Änderung des Potamogeton-Bestandes im freien Wasser des Neusiedler Sees während der letzten zehn Jahre. Hausarbeit Univ. Wien.

VARGA L. (1931)

Interessante Formationen von Potamogeton pectinatus L. im Fertő-tó (Neusiedler See). Arb. Ung. Biol. Forsch. Inst. (Tihany) 4: 349-355.

2.1.4.5 Schilf

AGN (Hrsg.) (1985)

Forschungsbericht 1981-1984. Wiss. Arb. Bgld. 72, 632 pp.

CSAPLOVICS E. (1984)

Die Kartierung der Schilfgrenzen des Neusiedler Sees. Geogr. Jb. Bgld. 8: 7-21.

CSAPLOVICS E. (1989)

Die geodätische Aufnahme des Bodens des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Bgld. 84, 68 pp.

KOPF F. (1967)

Die Rettung des Neusiedler Sees. Österr. Wasserwirtschaft 19: 139-151.

TUNNER H. G. (1992)

Locomotory behaviour in water frogs from Neusiedler See (Austria, Hungary). 15 km migration of *Rana lessonae* and its hybridogenetic associate *Rana esculenta*. In: Z. KORSOS & I. KISS (ed.): Proc. Sixth Ord. Gen. Meet. S. E. H., Budapest 1991: 449-452.

2.2 Schilfvögel

BAUER K. (1989)

Rote Liste der gefährdeten österreichischen Brutvögel. In: K. Bauer (Hrsg.): Rote Listen der gefährdeten Vögel und Säugetiere Österreichs und Verzeichnisse der in Österreich vorkommenden Arten. Österr. Ges. Vogelkunde, Klagenfurt: 35-42.

BAUER K., FREUNDL H. & R. LUGITSCH (1955)

Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BAUER S. & G. THIELCKE (1982)

Gefährdete Brutvogelarten in der Bundesrepublik Deutschland und im Land Berlin: Bestandsentwicklung, Gefährdungsursachen und Schutzmaßnahmen. Vogelwarte 31: 183-391.

BERNATZIK H. A. (1942)
Vogelparadies. Leipzig.

BERTHOLD P., FLIEGE G., QUERNER U. & H. WINKLER (1986)
Die Bestandsentwicklung von Kleinvögeln in Mitteleuropa: Analyse von Fangzahlen. J. Orn. 127: 397-437.

BIBBY C. J. & J. LUNN (1982)
Conservation of reedbeds and their avifauna in England and Wales. Biol. Cons. 23: 167-186.

BREUER G. (1929)
Die diesjährigen Brutkolonien des Edelreihers am Fertösee. Kócsag 2: 137-138.

BREUER G. (1930)
Vogelmarkierungen der Vogelwarte Herzog Paul Esterhazy des Bundes Ungarischer Ornithologen. Kócsag 3: 48-51.

BREUER G. (1934)
Vogelbeobachtungen am Fertösee. Kócsag 7: 52-56. N. D. Burgess & C. E. Evans (1989): Management case study: The management of reedbeds for birds. RSPB, Bedfordshire.

CRAMP St. (Hrsg.) (1977)
Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa 1. Oxford Univ. Press.

CREUTZ G. (1981)
Graureiher. Die Neue Brehm-Bücheri 530, Ziemsen, Wittenberg Lutherstadt.

CROOK C. E., BOAR R. R. & B. MOSS (1983)
The decline of reedswamp in the Norfolk Broadland: causes, consequences and solutions. Broads Authority 6, School of Environmental Sciences, Univ. East Anglia, Norwich.

CSAPLOVICS E. (1982)

Interpretation von Farbinfrarotbildern. Geowiss. Mitt. 23: 1-178.

CSAPLOVICS E. (1989)

Die geodätische Aufnahme des Bodens des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland 84: 1-68.

DAY J. C. U. (1981)

Status of Bitterns in Europe since 1976. Brit. Birds 74: 10-16.

DAY J. C. U. & J. WILSON (1978)

Breeding Bitterns in Britain. Brit. Birds 71: 285-300.

DOMBROWSKI E. (1889)

Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Sees in Ungarn. Mitth. Orn. Ver. Wien 13: 3-6, 19-22, 39-44, 52-59.

DVORAK M., NEMETH E. & A. RANNER (1993)

Untersuchungen zur Populationsökologie der Evertebraten- und Vogelfauna im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Forschungsprojekt Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See, Endbericht der Arbeitsgruppe Ornithologie über die Projektjahre 1990-1992, Illmitz, 31 S.

FASOLA M. & F. BARBIERI (1978)

Factors affecting the distribution of heronries in northern Italy. Ibis 120: 537-540.

FÁSZL J. (1883)

Die Vögel Soprons. Sopron.

FESTETICS A., GRÜLL A., LEISLER B. & A. RANNER (in Vorber.)

Bestandsentwicklung und Ökologie der Reiher und des Löfflers am Neusiedler See 1970 bis 1992.

FISCHER L. (1883)

Ornithologische Beobachtungen am Neusiedler See. Mitth. Orn. Ver. Wien 7: 75-76, 96-98, 115-118, 141-145.

FLADE M. & K. STEIOF (1988)

Bestandstrends häufiger norddeutscher Brutvögel 1950-1985: Eine Analyse von über 1400 Siedlungsdichte-Untersuchungen. Proc. Int. 100. DO-G Meeting, Curr. Top. Avian Biol., Bonn, 249-260.

FOURNES H. (1886)

Vom Neusiedler See. Mitth. Orn. Ver. Wien 10: 157-162.

GOETHE F. (1941)

Beobachtungen am Neusiedler See und in dem Gebiet der Salzlacken. J. Orn 89: 268-281.

GRIMMET R. F. A. & T. A. JONES (1989)

Important Bird Areas in Europe. ICBP Techn. Publ. No. 9, Cambridge.

HANCOCK J. & J. KUSHLAN (1984)

The herons handbook. Harper & Row, New York.

HANZÁK J. (1949-1950)

Report on the breeding of the Purple Heron, *Ardea purpurea* (L.), and Great White Egret, *Egretta alba* (L.) in Bohemia, 1949. Sylvia 11/12: 85-97.

HELD J. J. den (1981)

Population changes in the Purple Heron in relation to drought in the wintering area. Ardea 69: 185-191.

HOI H. (1989)

Ökologie und Paarungssystem der Bartmeise (*Panurus biarmicus*). Diss. Formal-Naturwiss. Fak. Univ. Wien.

HOI H. & H. WINKLER (1988)

Feinddruck auf Schilfbrüter: Eine experimentelle Untersuchung. J. Orn. 129: 439-447.

HOLZNER W. et al. (1989)

Biototypen in Österreich. Vorarbeiten zu einem Katalog. Umweltbundesamt, Wien.

HÖLZINGER J. et al. (1987)

Die Vögel Baden-Württembergs. Gefährdung und Schutz - Grundlagen, Biotopschutz. Avifauna Bad.-Württ. 1: 1-3.

IMBODEN Ch. (1976)

Leben am Wasser. Basel.

IMHOF G. (1966)

Ökologische Gliederung des Schilfgürtels am Neusiedler See und Übersicht über die Bodenfauna unter produktionsbiologischem Aspekt. Sitzungsber. math.-naturw. Kl., Abt. I, 175: 219-235.

JUKOVITS A. (1865)

Verzeichnis der am Neusiedler See vorkommenden Vögel. Verh. Ver. Naturk. Preßburg 8: 49-54.

KÁRPÁTI L. (1982)

Ökologische Untersuchungen der Vogelwelt um den Neusiedler See (ungar./deutsche Zusammenf.). Erdészeti és Faipari Egyetem Tudományos 1982/1: 111-203.

KEVE A. (1976)

Beiträge zur Vogelwelt des Kisbalaton I. Aquila 82: 49-79.

KLÖTZLI F. (1980)

Unsere Umwelt und wir. Eine Einführung in die Ökologie. Hallwag, Bern/Stuttgart.

KOENIG O. (1939):

Wunderland der wilden Vögel. Gottschammel & Hammer, Wien.

KOENIG O. (1949)

Weg ins Schilf. Ullstein, Wien.

KOENIG O. (1950)

Ornithologische Nachkriegsbeobachtungen am Neusiedler See.
Aquila 51-54, 96-98.

KOENIG O. (1952)

Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedler See-Schilfgürtels. J. Orn. 93: 207-289.

KOENIG O. (1960)

Neue Wege zur Erforschung der Reiherkolonien des Neusiedler Sees. Burgenl. Heimatbl. 22: 15-22.

KOENIG O. (1961)

Das Buch vom Neusiedler See. Wollzeileverlag, Wien.

LACK D. (1954)

The natural regulation of animal numbers. Oxford.

LEISLER B. (1970)

Vergleichende Untersuchungen zur ökologischen und systematischen Stellung des Mariskensängers (*Acrocephalus (Luscinola) melanopogon*, Sylviidae), ausgeführt am Neusiedler See. Diss. phil. Univ. Wien.

LEISLER B. (1979)

Neusiedler See. Reihe Nationalparke 9, Kilda, Greven.

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. Schriftenr. Bayer. Landesamt Umweltsch. 92: 29-36.

MARION L. (1989)

Territorial feeding and colonial breeding are not mutually exclusive: the case of the Grey Heron (*Ardea cinerea*). J. Anim. Ecol. 58: 693-710.

MARSCHALL A. F. & A. PELZELN (1882)

Ornis Vindobonensis. Die Vogelwelt Wiens und seiner Umgebung. Anhang: Die Vögel des Neusiedler Sees. G. P. Fäsy, Wien: 164-182.

MÜLLER Ch. Y. (1983)

Die Bedeutung von Altschilfbeständen für die Löffler und Reiher am Neusiedler See. Egretta 26: 43-46.

MÜLLER Ch. Y. (1984)

Bestandsentwicklung und Zugverhalten der Löffler (*Platalea leucorodia* L.) im österreichisch-ungarischen Raum. Egretta 27: 45-67.

MÜLLER Ch. Y. (1984)

Ethologische und ökologische Untersuchungen an den Löfflern (*Platalea leucorodia* L.) am Neusiedler See; mit Vergleichen zu ungarischen Beständen. Diss. Formal-Naturwiss. Fak. Univ. Wien.

MÜLLER Ch. Y. (1987)

Beiträge zur Fortpflanzung und Jungenaufzucht der Löffler (*Platalea leucorodia* L.) im Neusiedler See-Gebiet. Egretta 30: 13-23.

MÜLLER Ch. Y. (1987)

Biotopveränderungen und ihre Auswirkung auf die Löfflerbestände (*Platalea leucorodia* L.) in Ungarn. Biol. Station Neusiedler See, BFB-Ber. 63: 109-124.

MÜLLER, Ch. Y. (1987)

Nahrungs- und Ruhehabitate des Löfflers *Platalea leucorodia* am Neusiedler See (Österreich). Orn. Beob. 84: 237-245.

OSTENDORP W. (1987)

Die Auswirkungen von Mahd und Brand auf die Uferschilfbestände des Bodensee-Untersees. Natur u. Landschaft 62 (3): 99-102.

SCHENK J. (1918)

Die einstigen und gegenwärtigen Brutkolonien der Edelreiher in Ungarn. Aquila 25/Beilage.

SCHMIDT E. (1977)

Auffallende Zunahme des Silberreihers (*Casmerodius albus*) in Ungarn im Jahre 1976. Egretta 20: 68-70.

SCHNEIDER M. (1988)

Endangered and rare birds in the alluvial wetlands of the Sava River in the Posavina/Croatia. Larus 40: 167-178.

SCHRÖDER R. (1987)

Das Schilfsterben am Bodensee - Untersee. Beobachtungen, Untersuchungen und Gegenmaßnahmen. Archiv Hydrobiol. Suppl. 76 (1/2): 53-99.

SEITZ A. (1935)

Ornithologisches vom Neusiedler See. Kócsag 8: 29-33.

SEITZ A. (1936)

Der Neusiedler See. Naturschutz 17, Neudamm: 59-64.

SEITZ A. (1937)

Beobachtungen in den Reiherkolonien des Neusiedler Sees (Österreich) 1935. Beitr. Fortpfl. Biol. Vögel 13: 13-22.

SEITZ A. (1942)

Die Brutvögel des "Seewinkels". Niederdonau/Natur und Kultur 12.

SIEFKE A. (1977)

Die Bestandsentwicklung der Rohrsänger nach den Beringungsergebnissen 1964 bis 1975. Falke 24: 406-407.

SIEFKE A. (1988)

Zur Bestandsentwicklung der Rohrsänger. Falke 35: 112-115.

SPENCER R. (1988)

Rare breeding birds in the United Kingdom in 1985. Brit. Birds 81: 417-444.

SPITZENBERGER F. (Hrsg.) (1988)

Artenschutz in Österreich. Grüne Reihe BMUJF 8, Wien.

STEINFATT O. (1936)

Vogelkundliche Wanderungen am Neusiedler See. Beitr. Fortpfl. Biol. Vögel 12: 190-194, 225-232.

STRESEMANN E. (1925)

Beiträge zu einer Geschichte der deutschen Vogelkunde. J. Orn. 73: 594-628.

SUKOPP H., MARKSTEIN B. & L. TREPL (1975)

Röhrichte unter intensivem Großstadteinfluß. Beitr. naturkdl. Forsch. Südw.-D. 34: 371-385.

TOMLINSON D. N. S. (1974-1975)

Studies of the Purple Heron, part 1-3. Ostrich 45: 175-181, 209-223; 46: 157-165.

TSCHUSI ZU SCHMIDHOFFEN V. & K. DALLA-TORRE (1888)

Vierter Jahresbericht (1885) des Comités für ornithologische Beobachtungsstationen in Österreich-Ungarn. Ornith. 1888, Wien.

UTSCHIK H. (1983)

Die Brutbestandsentwicklung des Graureihers (*Ardea cinerea*) in Bayern. J. Orn. 124: 233-250.

VASVÁRI M. (1931)

Studien über die Ernährung des Purpureihers (*Ardea purpurea* L.). Aquila 36-37, 267-293.

VASVÁRI M. (1954)

Food ecology of the Common Heron, the Great White Egret and the Little Egret. Aquila 55-58, 32-36.

VOISIN C. (1991)

The herons of Europe. Poyser, London.

WARGA K. (1938)

Phänologische und nidobiologische Daten aus der Kolonie von *Egretta a. alba* (L.) am Kisbalaton. Proc. Int. Orn. Congr. 8: 655-663.

WEISSER P. (1970)

Die Vegetationsverhältnisse des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland 45: 1-83.

WHITTAKER R. H. (1975)

Communities and Ecosystems. Mac Millan, New York.

ZACH P. (1989)

Starker Einflug des Silberreihers (*Egretta alba*) ins Rötelseeweihergebiet bei Cham im Jahre 1988. Jber. OAG Ostbayern 16: 109-112.

ZIMMERMANN R. (1944)

Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes. Ann. Naturhistor. Mus. Wien 54: 1-272.

ZINK G. (1976)

Ringfundergebnisse bei den Silberreiher (Casmerodius albus) des mittleren Donaauraums. Suppl. Ricerche Biol. Selvaggina 7: 823-828.

ZWICKER E. & A. GRÜLL (1984)

Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitlichen Wanderungen bei Schilfsingvögeln am Neusiedler See. Wiss. Arb. Burgenland 72: 413-44.

3. FEUCHTWIESEN (B. KOHLER, G. RAUER)

3.1 Das "Wiesenvogelphänomen"

Wiesen und Weiden sind mit der Viehwirtschaft verbundene Kulturokosysteme. Die Entwicklung der Weiden begann in Mitteleuropa während der Jungsteinzeit, vor mehr als 7500 Jahren, im Zuge der Etablierung der ersten Ackerbauern und Viehzüchter.

Da die Viehwirtschaft zunächst eher eine Form der Waldnutzung war, die auch ihre Wintervorräte (getrocknetes Laub) und die Streu aus den Wäldern bezog, dürften Mähwiesen zur Streu- und Futtergewinnung großflächig erst wesentlich später entstanden sein. Der Beginn ihrer Entwicklung wird (für das insgesamt später besiedelte Norddeutschland) mit etwa 600 v. Chr. datiert, wobei betont wird, daß über lange Zeiträume hinweg kombinierte Mäh- und Weidenutzung gebräuchlicher war, als die reine Mähwirtschaft, die lokal sogar jünger als 200 Jahre ist (VERBÜCHELN 1992).

Die allmähliche Ausbreitung von Äckern, Wiesen und Weiden führte jedenfalls zu einer wesentlichen Vergrößerung des Anteils offenen, mehr oder weniger baumfreien Landes und zur Förderung von Tier- und Pflanzenarten mit entsprechender Habitatwahl. Die neuen Ökosysteme bezogen ihre Artengarnituren aus den schon vorhandenen offenen Bereichen (für Grünlandpflanzen s. z. B. ELLENBERG 1952).

Die Ausgangsbasis für diese Entwicklung schien bislang eher schmal: Es galt als unumstritten, daß Mitteleuropa in vorlandwirtschaftlicher Zeit ein reines Waldland war, in dem nur kleinflächige Sonderstandorte dauerhaft baumfrei blieben (ELLENBERG 1982). Neuerdings wird vermutet, daß offene Landschaftsteile doch viel ausgedehnter gewesen sein könnten, als ursprünglich angenommen.

Die kombinierte Wirkung von herbivoren Großsäugern, periodischen Wildfeuern und Jagdtechniken der Wildbeutergesellschaften (gezielter Einsatz von Feuer zur Jagd und zur Äsungsverbesserung) könnte auch in Mitteleuropa - analog zu den Verhältnissen in Nordamerika - zur Erhaltung offener Landschaft auf potentiell waldfähigen Standorten geführt haben (KAULE 1986, REMMERT 1988). Wie breit auch immer die Ausgangsbasis der Offenlandarten gewesen sein mag: Die Entwicklung und Ausbreitung der Kulturökosysteme hat viele von ihnen durch Jahrtausende hindurch entschieden begünstigt.

Vögel bilden darin keine Ausnahme. Besonders unter den Arten der Feuchtgebiete gibt es viele, die an offene bis sehr offene Bereiche gebunden sind und die als Besiedler von Wiesen und Weiden in Frage kamen. Unterstützend wirkte dabei nicht nur die flächenmäßige Ausweitung geeigneten Habitats, sondern auch die allmähliche, qualitative Veränderung der Kulturökosysteme. Die großteils düngereiche Landwirtschaft führte auf den meisten Flächen durch ständigen Nährstoffentzug zu fortschreitender Aushagerung und zum Absinken der Produktivität. Die Bedingungen in ehemals nährstoffreichen Feuchtstandorten glichen zunehmend denen von natürlicherweise oligotrophen Gebieten (z. B. Hochmooren), auf deren Nutzung eine ganze Reihe von Vogelarten mit borealer Verbreitung spezialisiert ist. Daneben bestanden besser mit Nährstoffen versorgte Standorte weiter, wie zum Beispiel in den Überschwemmungsgebieten der Flüsse, deren Stofftransport mit fortschreitender Entwaldung und Erosion sogar zunahm (KAULE 1986).

Unter den typischen "Wiesenvögeln", wie wir sie heute kennen, spielen Limikolen eine prominente Rolle. In Europa sind es mindestens acht Arten, die Wiesen und Weiden besiedeln: Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Alpenstrandläufer (*Calidris alpina*), Kampfläufer (*Philomachus pugnax*), Bekassine (*Gallinago gallinago*) Großer Brachvogel (*Numenius arquata*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*), Rotschenkel (*Tringa totanus*) und neuerdings auch der Austernfischer (*Haematopus ostralegus*).

Alpenstrandläufer und Austernfischer sind dabei auf küstennahe Gebiete beschränkt - wobei der Austernfischer entlang von Flußtälern mittlerweile auch relativ weit ins Binnenland vordringt. Zumindest im Nordosten Mitteleuropas gehörte früher auch die Doppelschnepfe (*Gallinago media*) zu den Besiedlern magerer Feuchtwiesen. Für die Natronsteppen des Südostens wäre analog der Teichwasserläufer (*Tringa stagnatilis*) zu nennen. Überhaupt gibt es in Küstengebieten, an Binnenlandsalzstandorten und im Umfeld der nördlichen Moorgebiete weitere Arten, die in benachbartes Wiesen- und Weideland ausstrahlen, zumal wenn ihre natürlichen Lebensräume in die extensive Nutzung miteinbezogen und von dieser überformt sind. Beispiele wären der Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*), und der Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*) im Küsten- und Natronsteppenbereich, der Goldregenpfeifer (*Pluvialis apricaria*) und der Regenbrachvogel (*Numenius phaeopus*) im Bereich atlantischer Heiden und borealer Moore.

TOMIALOJC (1987) versuchte die ursprüngliche Limikolenfauna des polnischen Binnenlandes zu rekonstruieren und ihre weitere Entwicklung im Lauf der menschlichen Landnutzungsgeschichte zu skizzieren. Er konnte sich dabei wesentlich auf Untersuchungsergebnisse aus dem Urwaldgebiet von Bialowieza und den vom Menschen sehr wenig beeinflussten Biebzra-Sümpfen in Nordostpolen stützen. Im Offenlandbereich gab es seiner Ansicht nach eine dramatische Verschiebung der Dominanzverhältnisse. Durch Jahrtausende soll hier die Bekassine, als Besiedlerin relativ vegetationsreicher und durchaus auch baumbestandener Sümpfe, die häufigste Art gewesen sein. Andere Arten wie Großer Brachvogel, Kampfläufer und Doppelschnepfe besiedelten ausgedehnte, in den Wald eingesprengte Moorflächen. Eine untergeordnete Rolle spielten dagegen Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel, die in den flußbegleitenden, nährstoffreichen Biebzrasümpfen auch heute noch die flußferneren Torfmoore in geringer Dichte besiedeln, auf anthropogenen Wiesen am Flußufer zugleich aber viel häufiger sind.

Ausgehend von den marginalen Vorkommen gewannen die zuletzt genannten Arten mit der Ausweitung des landwirtschaftlichen Graslandes die Oberhand, sodaß in Polen heute der Kiebitz die Bekassine an Häufigkeit übertrifft.

Das von TOMIALOJC gezeichnete Bild dürfte mit lokalen faunistischen Modifikationen und den eingangs gemachten Einschränkungen bezüglich der durchgehenden Waldbedeckung Mitteleuropas durchaus zu verallgemeinern sein. Die Veränderung der Mengen- und Dominanzverhältnisse ist heute schon soweit gediehen, daß bei einzelnen Wiesenlimikolen fast der gesamte Bestand auf anthropogenen Standorten brütet. Von den 94.700 bis 119.500 Uferschnepfenpaaren Europas leben 82 bis 85 % in den Niederlanden fast ausschließlich in landwirtschaftlichem Grünland (BEINTEMA 1991). Beim Großen Brachvogel nimmt der Anteil wiesenbrütender Paare stetig zu (VAN DEN BERGH 1986).

Zwischen den einzelnen Wiesenlimikolenarten gibt es feine Unterschiede in der Fortpflanzungsbiologie und den Habitaten; sie reagieren deshalb unterschiedlich auf die Veränderung der Bewirtschaftungsintensität von Wiesen und Weiden.

Dies wurde besonders im Verlauf der letzten hundert Jahre deutlich, als der durch Jahrtausende gültige Trend in der Wiesenbewirtschaftung plötzlich umgekehrt wurde: An die Stelle der ersatzlosen Entnahme von Nährstoffen trat nach Erfindung des Kunstdüngers plötzlich die Möglichkeit einer gezielten Rückgabe und damit auch massiver Produktivitätssteigerungen. War bis dahin ertragreiche Wiesenbewirtschaftung nur in den Überschwemmungsgebieten der Flüsse möglich, so konnten auf einmal auch ausgelaugteste Standorte melioriert werden.

Neben der Trendumkehr in der Nährstoffversorgung kam es zu bislang undenkbarren Eingriffen in den Wasserhaushalt (großflächige Trockenlegung, Drainagierung, Fließgewässerregulierung), die einerseits enorme Flächenverluste durch Kulturm-

wandlung auslösten und andererseits einen weiteren Produktivitätsanstieg im verbliebenen Grünland ermöglichten. Düngung und Entwässerung führen zu rascherem und üppigerem Pflanzenwuchs. Sie ermöglichen eine höhere Besatzdichte auf Weiden und eine frühere und häufigere Ernte auf Mähflächen. Das hat für Wiesenlimikolen sowohl negative als auch positive Folgen. Zu ersteren gehören die ungünstigere Vegetationsstruktur, die verminderte Stocherfähigkeit des Bodens, die vermehrten Gelegeverluste durch Viehtritt und maschinelle Bearbeitung, zu den letzteren dagegen die erhöhte Produktivität auch der Beuteorganismen.

Die Wiesenlimikolen können in empfindliche und weniger empfindliche Arten eingeteilt werden, was ihre Reaktion auf Intensivierungsmaßnahmen und deren Folgen angeht. Zu den empfindlichen Arten gehören Alpenstrandläufer, Kampfläufer, Bekassine und Rotschenkel, zu den weniger empfindlichen Kiebitz, Uferschnepfe und Großer Brachvogel (BEINTEMA 1986).

Empfindliche Arten sind deutlich kleiner als weniger empfindliche, zeichnen sich durch geringere Lebenserwartung, höhere Investitionen in die Fortpflanzung, geringere Geburtsgewichte, niedrigere Wachstumsraten, kürzere Entwicklungsdauer, geringeren Nahrungsbedarf und ein geringeres Maß von Honmööthermie der Küken aus (VISSER & BEINTEMA 1991). Bis zu einem gewissen Intensivierungsgrad werden die weniger empfindlichen Arten gefördert: Aufgrund ihrer höheren Lebenserwartung können sie sich beispielsweise einen geringeren jährlichen Fortpflanzungserfolg leisten, als empfindliche Arten; weiters sind ihre Investitionen in die Eiproduktion geringer, sodaß sie bewirtschaftungsbedingte Gelegeverluste leichter durch Nachbruten ausgleichen können.

Ihre Küken sind gegenüber Schlechtwettereinbrüchen weniger empfindlich, was bei der Vorverlegung der Brutzeit, die als zwangsläufige Folge der Intensivierung auftritt (BEINTEMA et

al. 1985), von Vorteil sein kann. Diese Eigenschaften ermöglichen es den weniger empfindlichen Arten, die höhere Produktivität intensivierter Flächen auszunutzen. Allerdings kommt auch für sie einmal der Punkt, an dem die Nachteile den Gewinn überwiegen.

Als Folge der Intensivierung von Wiesen und Weiden gingen im Lauf dieses Jahrhunderts zunächst die Bestände der empfindlichen Arten zurück, während die der weniger empfindlichen je nach dem erreichten Intensivierungsgrad ihre Blütezeit erlebten. Als in den vierziger und fünfziger Jahren die niederländischen Populationen von Kampfläufer und Bekassine bereits stark abnahmen und auch beim Kiebitz bereits Einbußen zu verzeichnen waren, kam es bei der Uferschnepfe zu einem starken Bestandsanstieg. In den sechziger Jahren folgte der Aufstieg des Austernfischers zum Wiesenvogel und im darauffolgenden Jahrzehnt der des Brachvogels (BEINTEMA 1986). Beim Großen Brachvogel gibt es in den Niederlanden die interessante Erscheinung, daß einem kleinen und kümmernden Bestand in naturnahen Habitaten (Mooren, Heiden und Dünengebiete) ein vitaler, rasch wachsender und sich ausbreitender Bestand auf Intensivgrünland gegenübersteht (VAN DEN BERGH 1986, BEINTEMA 1986).

3.2 Wiesenlimikolen im Neusiedler See-Gebiet

3.2.1 Die Arten und ihre historische Bestandsentwicklung

Von den erwähnten "klassischen" Wiesenlimikolen brüten im Neusiedler See-Gebiet Kiebitz, Bekassine, Großer Brachvogel, Uferschnepfe und Rotschenkel. Die letzten Kampfläuferbrutnachweise liegen etwa vierzig Jahre zurück. Ob der Teichwasserläufer, von dem es einen einzigen Brutbeleg gibt, jemals

über den Status eines gelegentlichen Vermehrungsgastes hinausgelangt ist, bleibt fraglich. Im folgenden sollen die spärlichen Angaben früherer Autoren zu den Wiesenlimikolen besprochen und Hinweise auf ihre Bestandsentwicklung im Verlauf der letzten fünfzig bis hundert Jahre gesammelt werden.

Der Kiebitz wird übereinstimmend von allen Autoren als die häufigste Brutlimikole des Gebiets bezeichnet, was leider auch dazu führt, daß meist keine weiteren Bestandsangaben gemacht werden - wohl wegen der Schwierigkeit einer flächigen Erfassung.

Die aufschlußreichsten Bemerkungen zum Kiebitz macht SEITZ (1942), der ihn "neben der Feldlerche als Charaktervogel der pontischen Grasfluren" anspricht und ausführlich eine enge Beziehung zur reichen Koprophagenfauna der Weiden diskutiert. Mit den "pontischen Grasfluren" meint SEITZ offenbar die hochgelegenen, trockeneren und bestenfalls mäßig salzbeeinflussten Teile der Weide, also die typische Hutweide (das *Potentillo-Festucetum pseudovinae* WENDELBERGERS 1950) sowie die lackenwärts anschließende Salzsteppe (*Artemisio-Festucetum pseudovinae*, WENDELBERGER lit. cit.). Er betont zwar, daß die Siedlungsdichte an den feuchteren Stellen der als Viehweide benutzten Flächen merklich höher ist, grenzt aber seine Grasfluren ausdrücklich von den mit Halophyten bestandenen, tonigen Zickböden und Lackenufern ab.

Dieser Punkt verdient deshalb Aufmerksamkeit, weil es die trockeneren und mäßig salzhaltigen Teile der Seewinkler Hutweiden waren, die der Kulturmwandlung zum Opfer fielen.

Tatsächlich bemerkt SEITZ, daß "in großem Maßstab erst nach dem (Ersten) Weltkrieg ausgedehnte Grasfluren in Kulturen umgewandelt" wurden und daß "diese Vorgänge auch jetzt noch nicht abgeschlossen sind". Er sah in der Landschaftsumgestaltung einen wesentlichen Verlust an Lebensraum für den Kie-

bitz, dessen Folgen er sich aber nicht einzuschätzen getraute, da es im gleichen Zeitraum zweimal zu größeren Trockenperioden gekommen war.

ZIMMERMANN (1944) widerspricht der Auffassung von SEITZ ganz entschieden und behauptet, Kiebitznester "am häufigsten in den feuchten, unbeweideten Wiesen, wie sie sich vor allem am Rande der Lacken finden" angetroffen zu haben. Dies klingt deshalb seltsam, weil ZIMMERMANNs Untersuchungszeitraum in eine Hochwasserphase fiel, und nach unseren eigenen Erfahrungen Kiebitze die Nähe der Lackenufer viel eher in Trockenperioden suchen, wie sie gerade SEITZ erlebte. Es ist vielleicht kein Zufall, daß genau an dieser Stelle der Herausgeber des ZIMMERMANNschen Nachlasses anmerkt, daß das Kapitel über den Kiebitz leider nicht mehr vom Autor selbst verfaßt wurde, und daß eine Interpretation seiner diesbezüglichen Tagebuchaufzeichnungen schwierig sei. Wir schließen uns eher der Sichtweise von SEITZ an und halten es deshalb für wahrscheinlich, daß der Kiebitz in diesem Jahrhundert im Seewinkel massive Bestandseinbußen erlitten hat. FESTETICS & LEISLER (1970) vermuten ebenfalls eine Bestandsabnahme nach Flächenverlusten, meinen aber, daß sie durch erfolgreiche Umstellung auf Feldbruten gemildert worden sei. SEITZ und ZIMMERMANN stellen dagegen übereinstimmend fest, daß im Neusiedler See-Gebiet Ackerbruten beim Kiebitz äußerst selten sind. Obwohl wir dazu keine Erhebungen durchgeführt haben, ist dies auch unser Eindruck.

Der Bestandsrückgang dürfte nicht durch Änderungen in der Habitatwahl ausgeglichen worden sein; auch eine Kompensation durch dichtere Besiedlung der Restflächen, die bei einer koloniebrütenden Art immerhin denkbar ist, kommt uns nicht wahrscheinlich vor: Die Vegetationsstruktur der Lackenufer dürfte nach der Nutzungseinstellung gerade für den Kiebitz an Attraktivität verloren haben.

Die Bestandsschätzung von FESTETICS & LEISLER (1970), derzufolge in den sechziger Jahren im Seewinkel inklusive Parndorfer Platte und Hanság weit über 500 Kiebitzpaare gebrütet haben sollen, dürfte zu vorsichtig gewesen sein, wie ein Vergleich mit unseren eigenen Zählungen zeigt (s. u.).

Vom **Kampfläufer** gibt es nur wenige Brutnachweise aus dem Gebiet.

REISER sammelte 1885 vier Einzeleier (aus verschiedenen Gelegen?), KOENIG fand 1935 ein Gelege an der Langen Lacke, ZIMMERMANN ein weiteres 1940 am Illmitzer Zicksee (ZIMMERMANN 1944). Der letzte Nachweis gelang schließlich durch einen Gelegefund 1955 an der Golser Lacke (GAUCKLER 1955).

Da die Nester dieser Art sehr schwer zu finden sind (VERSTRAEL 1987), ist ein häufigeres Brüten des Kampfläufers im Seewinkel nicht auszuschließen. Immerhin hat Ungarn auch heute noch einen Bestand von mindestens acht und zehn Weibchen (PIERSMA 1986). Die besondere Fortpflanzungsstrategie, die eine weite räumliche Trennung von Balz- und Brutgebieten ermöglicht, und die relativ große Bereitschaft zur Besiedlung neuentstandener, günstiger Flächen (VAN RHIJN 1991) läßt angesichts der hohen Anzahl von Frühjahrsdurchzüglern ebenfalls ein häufigeres Auftreten als Brutvogel erwarten. Daß günstiges Habitat für vereinzelte Bruten nicht mehr in ausreichendem Maß vorhanden sein sollte, halten wir für unwahrscheinlich. Eher dürfte es die Lage am Südrand des Areals sein, die zur Spärlichkeit der Nachweise beiträgt.

Auch das lokale Vorkommen der Bekassine liegt schon nahe der südlichen Arealgrenze dieser Art. So dürfte es zu erklären sein, daß trotz reichlich vorhandenen Habitats alle bisherigen Autoren die Bekassine als nur spärlichen Brutvogel einstufen und die Bestandsangaben nie über 10 bis 20 Brutpaare hinausgehen (ZIMMERMANN 1944, SEITZ 1942, BAUER et al. 1955, FESTETICS & LEISLER 1970, GLUTZ et al. 1977). Bekassinen brü-

ten im Neusiedler See-Gebiet in Niedermooren, Pfeifengraswiesen und Seggenrieden, sie scheinen Bereiche mit höherem Salzgehalt zu meiden, sei es nun im Umkreis der Lacken oder in der Verlandungszone des Sees. Ein bekannter Brutplatz fand sich etwa an Quellaustritten im Seevorgelände des Westufers (SEITZ 1942, FESTETICS & LEISLER 1970), also in einem Bereich mit deutlich vermindertem Salzgehalt.

Wenn bislang im Neusiedler See-Gebiet nur wenige Brutnachweise durch Gelegefunde gelangen, so müßte dies noch nicht auf einen geringen Bestand hindeuten, da auch Bekassinennester relativ schwer zu finden sind. Kaum zu übersehen sind dagegen die Ausdrucksflüge der Männchen. Entgegen der früher verbreiteten Ansicht, daß von der Zahl balzfliegender Männchen nicht auf den Brutbestand geschlossen werden kann, fand GREEN (1985) zumindest in dicht besiedelten Gebieten eine gute Übereinstimmung. Daher erscheint uns die relative Seltenheit von Beobachtungen balzender Bekassinen als eine durchaus verlässliche Bestätigung der Bestandsangaben (falls nicht einige Autoren besondere Vorsicht bei ihren Schätzungen walten ließen, wie etwa SEITZ (1942) bezüglich des Westufervorkommens). Auch noch anhand des heutigen Verbreitungsbildes könnte der Feststellung von FESTETICS & LEISLER (1970) zugestimmt werden, wonach "der Brutbestand im großen und ganzen als konstant zu bezeichnen ist". Allerdings waren es in unserem Gebiet gerade die weniger salzhaltigen Feuchtgebiete, die Entwässerungs- und Meliorationsmaßnahmen zum Opfer fielen.

Beispielsweise ist im Seewinkel die Zahl der weniger alkalischen "Schwarzwasserlacken" in weitaus größerem Maß zurückgegangen als die der "weißen" Sodalacken (LÖFFLER 1982). Zumindest potentiell Bruthabitat der Bekassine ist hier im Verlauf der letzten hundert Jahre in beträchtlichem Umfang verlorengegangen.

Gesondert zu sehen ist der Fall des Hanság. Nach allen Landschaftsbeschreibungen müßte er mindestens bis zu Anfang unseres Jahrhunderts, also bis zum Einsetzen großflächiger Trockenlegungsmaßnahmen, ein Bekassinenlebensraum ersten Ranges gewesen sein. Ob die Bekassine hier tatsächlich in der entsprechenden Dichte vorkam, ist nicht sicher. Immerhin schreibt v. FISCHER (1883, zit. in ZIMMERMANN 1944), daß sie häufig im Hanság nistete. Wenn dies tatsächlich der Fall war, kann von einem Konstantbleiben der Bestände bestenfalls für die Zeit nach einem katastrophalen Rückgang gesprochen werden.

Was bei der Bekassine unsicher ist, stellt beim Großen Brachvogel eine traurige Tatsache dar. Im ungarischen Teil des Hanság gab es 1930 einen Brutbestand von 150 bis 200 Paaren (STUNDINKA zit. in FESTETICS & LEISLER 1970), der heute auf einen Bruchteil dieses Wertes zusammengeschmolzen ist. Die Vorkommen im übrigen Neusiedler See-Gebiet waren offensichtlich Ausstrahlungen dieser ansehnlichen Population, wobei der Bestand im österreichischen Teil des Hanság schon Mitte unseres Jahrhunderts auf fünf bis sechs Brutpaare abgesunken war (BAUER et al. 1955). Die ungarischen Daten lassen erahnen, welchen Umfang die Population im vorigen Jahrhundert gehabt haben könnte.

ZIMMERMANN (1944) und SEITZ (1942) hatten keine Brutbelege für den Großen Brachvogel, vermuteten aber Vorkommen genau in den Bereichen, in denen er auch heute noch regelmäßig brütet: auf den Zitzmannsdorfer Wiesen und im Hanság. Auch die sporadischen Bruthinweise im Seewinkel passen zum heutigen Bild, wenn auch im einzelnen die Lokalitäten differieren. Die Beobachtungen späterer Autoren weichen praktisch nicht von diesem Schema ab, die Bestandsangaben bewegen sich jeweils im Bereich von zehn Paaren (BAUER et al. 1955, FESTETICS & LEISLER 1970, GLUTZ et al. 1977).

Der Brachvogelbestand des Neusiedler See-Gebietes scheint seit dem Zusammenbruch der Hanságpopulation in den restlichen Niedermooren auf einem sehr niedrigen Niveau stabil geblieben zu sein (Bestand 1991: Zitzmannsdorfer Wiesen sechs Paare, Hanság fünf Paare; DVORAK & NEMETH 1993, A. REITER & A. SCHUSTER mündl. Mitt.).

Was über die Bestandsentwicklung der Uferschnepfe im Neusiedler See-Gebiet bekannt ist, ergibt ein interessantes, aber nicht leicht zu interpretierendes Bild. Nach GLUTZ et al. (1977) war die Uferschnepfe zu Anfang des 19. Jahrhunderts Brutvogel im Seewinkel, verschwand aber noch vor der Jahrhundertmitte, um dann von REISER 1884 gleich in 50 Brutpaaren in einem nicht näher bezeichneten Gebiet am Nordufer des Sees wiederentdeckt zu werden.

Nach mehreren Gelegefunden in den achtziger Jahren durch FOURNES und REISER (ZIMMERMANN 1944) gelangen die nächsten Brutnachweise erst wieder ab 1935 (ZIMMERMANN 1944, SEITZ 1942). Die Uferschnepfe scheint in den Trockenperioden der dreißiger Jahre nur vereinzelt gebrütet zu haben, in den Hochwasserjahren um 1940 dagegen (lokal?) wieder häufiger: ZIMMERMANN erwähnt für 1941 20 bis 25 Paare auf den Zitzmannsdorfer Wiesen, spricht aber sonst nur von einzelnen Gelegefunden.

Angesichts des sehr auffälligen Warnverhaltens brütender und jungeführender Uferschnepfen ist kaum vorstellbar, daß ihm das Vorhandensein größerer Bestände in den von ihm besuchten Gebieten entgangen ist. Auch BAUER et al. (1955) setzen den Bestand mit kaum über zehn Paaren sehr niedrig an.

FESTETICS & LEISLER (1970) nennen 20 bis 25 Brutpaare für den Seewinkel und Hanság. Die Bestandserhebungen von PROKOP & STAUDINGER für das Handbuch der Vögel Mitteleuropas (GLUTZ et al. 1977) erbrachten 25 bis 40 Paare für 1974/75 sowie 60 bis 70 Paare für 1976, und damit Zahlen, die den heutigen Verhältnissen (s. u.) ähneln.

Nun erhebt sich natürlich die Frage, ob es bei der Uferschnepfe tatsächlich zu einem Bestandsanstieg in den letzten Jahrzehnten gekommen ist. Die Antwort wird einerseits dadurch erschwert, daß die alten Bestandsangaben sich zum Teil auf Trockenjahre beziehen, und daß andererseits die geringe Mobilität der früheren Beobachter zu einem sehr selektiven Gebietsbesuch geführt hat. Es ist auffallend, daß in wasserreichen Jahren der Bestand auf den Zitzmannsdorfer Wiesen durchaus den heutigen Verhältnissen entsprach, und daß die erste flächendeckende Untersuchung von PROKOP und STAUDINGER gleich weitaus höhere Gesamtbestandszahlen lieferte. FESTETICS & LEISLER (1970) betonen, daß es in wichtigen Teilgebieten zu massiven Flächenverlusten für die Uferschnepfe gekommen ist; sie schließen daraus sogar auf eine "kontinuierliche, in jüngster Zeit rasche Abnahme der Bestände".

Selbst wenn diese Aussage eine Überbewertung lokaler Ereignisse gewesen sein sollte, unterstreicht sie doch, daß geeignetes Uferschnepfen-Habitat verloren ging und somit für Bestandsanstiege von daher keine Grundlage auszumachen ist. Nicht auszuschließen ist freilich, daß es qualitative Veränderungen in den übrigen Graslandgebieten gegeben hat, die positiv für die Uferschnepfe waren. Hier wäre zunächst der generelle Rückgang der Beweidung im Seewinkel zu nennen.

Es fällt auf, daß im damals stark beweideten Lange Lacken-Gebiet SEITZ und ZIMMERMANN nur vereinzelt Uferschnepfenbruten registrierten, während hier heute besonders in den unterbeweideten Teilen hohe Dichten erreicht werden. Weiters könnte die - im Seewinkel nur mäßige - Intensivierung der Mähwiesen zu einer erhöhten Tragfähigkeit und damit dichteren Besiedlung der Flächen geführt haben, ähnlich wie eingangs für die Niederlande beschrieben. Die Bestandszuwächse in anderen Teilen Europas könnten zudem einen entsprechenden Siedlungsdruck erzeugt haben. Zum einen sind also eindeutige Hinweise auf eine Zunahme der Uferschnepfenbestände im Neusiedler See-Gebiet aus der Literatur nicht zu gewinnen; zum anderen haben

auch in diesem Gebiet qualitative Veränderungen des Bruthabitats stattgefunden, die sich anderswo positiv auf die Bestände ausgewirkt haben.

Alle bisherigen Beobachter stimmen darin überein, daß der Rotschenkel die zweithäufigste Brutlimikolenart des Neusiedler See-Gebietes ist. Erste Bestandsangaben stammen von FESTETICS & LEISLER (1970), die von 120 Brutpaaren im Seewinkel, einigen wenigen im Hanság und etwa 30 am Westufer des Sees sprechen. Eine unvollständige Zählung durch PROKOP & STAUDINGER erbrachte 1974 und 1975 150 Paare (GLUTZ et al. 1977). In dieser Größenordnung bewegen sich auch die Ergebnisse der neuesten und bislang vollständigsten Bestandserhebungen (s. u.). Daraus kann aber nicht auf ein Gleichbleiben der Bestände geschlossen werden, da FESTETICS & LEISLER (1970) einerseits schon von lokalen Einbußen durch Kulturlandwirtschaft berichten und andererseits Brutgebiete nennen, die heute nicht mehr (Hanság) oder nur von Einzelpaaren besiedelt sind (Westufer, RANNER 1990). Da ihre Angaben zudem offenbar nicht auf flächendeckenden Synchronzählungen beruhen, ist anzunehmen, daß sie den Brutbestand unterschätzt haben. Zieht man den Verlust an Wiesengebieten in Betracht und berücksichtigt man, daß den Rotschenkel auch die Zerstörung von Lacken getroffen haben muß (an die er enger gebunden ist, als die anderen Wiesenlimikolen), so ist ein Rückgang des Gesamtbestandes wohl mehr als wahrscheinlich.

3.2.2 Die aktuelle Situation von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel im Seewinkel

Seit 1986 werden im Seewinkel alljährlich die Brutbestände von Uferschnepfe und Rotschenkel durch Zählung warnender Altvögel zur Zeit der Jungenführung erfaßt; seit 1991 wird auch der Kiebitz mitbearbeitet (KOHLER 1988, RAUER & KOHLER 1990, KOHLER & RAUER 1992, KOHLER & RAUER 1993). Die vollständige

sten Zählungen gelangen 1987, 1988, 1991 und 1992 (Flächen s. Tab. 4). 1986 fehlte ein wesentliches Gebiet, 1989 und 1990 beschränkten sich die Erhebungen auf ca. 1.000 ha Monitoringfläche. Die Zitzmannsdorfer Wiesen wurden 1987, 1989, 1991 und 1992 besucht. Das 140 ha große Trappenschutzgebiet im Hanság wurde ins Zählprogramm nicht aufgenommen. Die Methode der Zählungen wird in KOHLER (1988) sowie KOHLER & RAUER (1992) beschrieben und diskutiert: Ihr Vorteil liegt in der einfachen und großflächigen Anwendbarkeit, sie führt allerdings zu einer Unterschätzung der tatsächlichen Bestandsgröße. Auch dürfen jahresweise Unterschiede in den Ergebnissen nicht kritiklos als Bestandsschwankungen interpretiert werden.

Die Ergebnisse aller Zählungen sind in Tabelle 4 zusammengefaßt.

Tab. 4: Brutbestandserhebungen 1986 bis 1992: Gesamtfläche der erfaßten Wiesengebiete und Anzahl führender Paare (nur sichere Nachweise berücksichtigt) von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel (Werte für die Zitzmannsdorfer Wiesen in Klammer)

	Fläche (ha)	Kiebitz	Uferschnepfe	Rotschenkel
1986	1493		74	147
1987	1816 (+400)		116 (+9)	187 (+6)
1988	1765		37	121
1989	955 (+400)		16 (+16)	56 (+4)
1990	955		24	35
1991	2211 (+400)	302 (+28)	67 (+5)	97 (+4)
1992	2225 (+400)	424 (+31)	106 (+26)	198 (+10)

Die höchsten Bestände wurden durchwegs 1987 und 1992 erreicht. Bei der Uferschnepfe zählten wir 1987 im Seewinkel 116 führende Paare und auf den Zitzmannsdorfer Wiesen weitere 9 Paare - diese allerdings erst nach einem heftigen Kälteeinbruch, der vielen Küken das Leben kostete -, sodaß der Gesamtbestand in diesem Jahr höchstwahrscheinlich über 125 Paaren lag. 1992 betrug der Gesamtbestand 132 Paare, von denen allein 26 auf den Zitzmannsdorfer Wiesen ihre Jungen führten.

Beim Rotschenkel waren es 1987 im Seewinkel 187 Paare und auf den Zitzmannsdorfer Wiesen weitere 6, für die die gleiche Einschränkung gilt wie bei der Uferschnepfe. 1992 wurden insgesamt 196 Paare gezählt, davon 10 auf den Zitzmannsdorfer Wiesen.

Der Kiebitzbestand 1992 belief sich auf 455 führende Paare, davon 31 auf den Zitzmannsdorfer Wiesen.

In den Abbildungen 9 bis 11 sind die gebietsweisen Durchschnittswerte der Zählergebnisse von 1987, 1988, 1991 und 1992 für Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel dargestellt. Damit soll die Bedeutung der einzelnen Gebiete unabhängig von den zum Teil ausgeprägten, jahresweisen Schwankungen veranschaulicht werden. Gebiete, die alljährlich gut besiedelt sind, heben sich in diesen Karten stärker von den unregelmäßig und dünn besiedelten Flächen ab.

Beim Kiebitz (Abb. 9) sind drei Schwerpunkte zu erkennen: Das Lange Lacken-Gebiet, das Arbesthauegebiet und der Illmitzer Zicksee, die im Durchschnitt zusammen 42 % des Bestandes beherbergen. Auch sonst sind viele Gebiete gut besiedelt, darunter auch Lacken, die nur einen schmalen Wiesensaum aufweisen. Es sind oft extreme Sodalacken, wie die Birnbaum- und Ochsenbrunnlacke (Nr. 28 und 30), deren schütterere und kurzgrasige Salzwiesen für den Kiebitz als Brutplatz besonders attraktiv sein dürften, wobei den umliegenden Äckern und den Lacken selbst eine wichtige Rolle als Nahrungsgebiet zukommt.

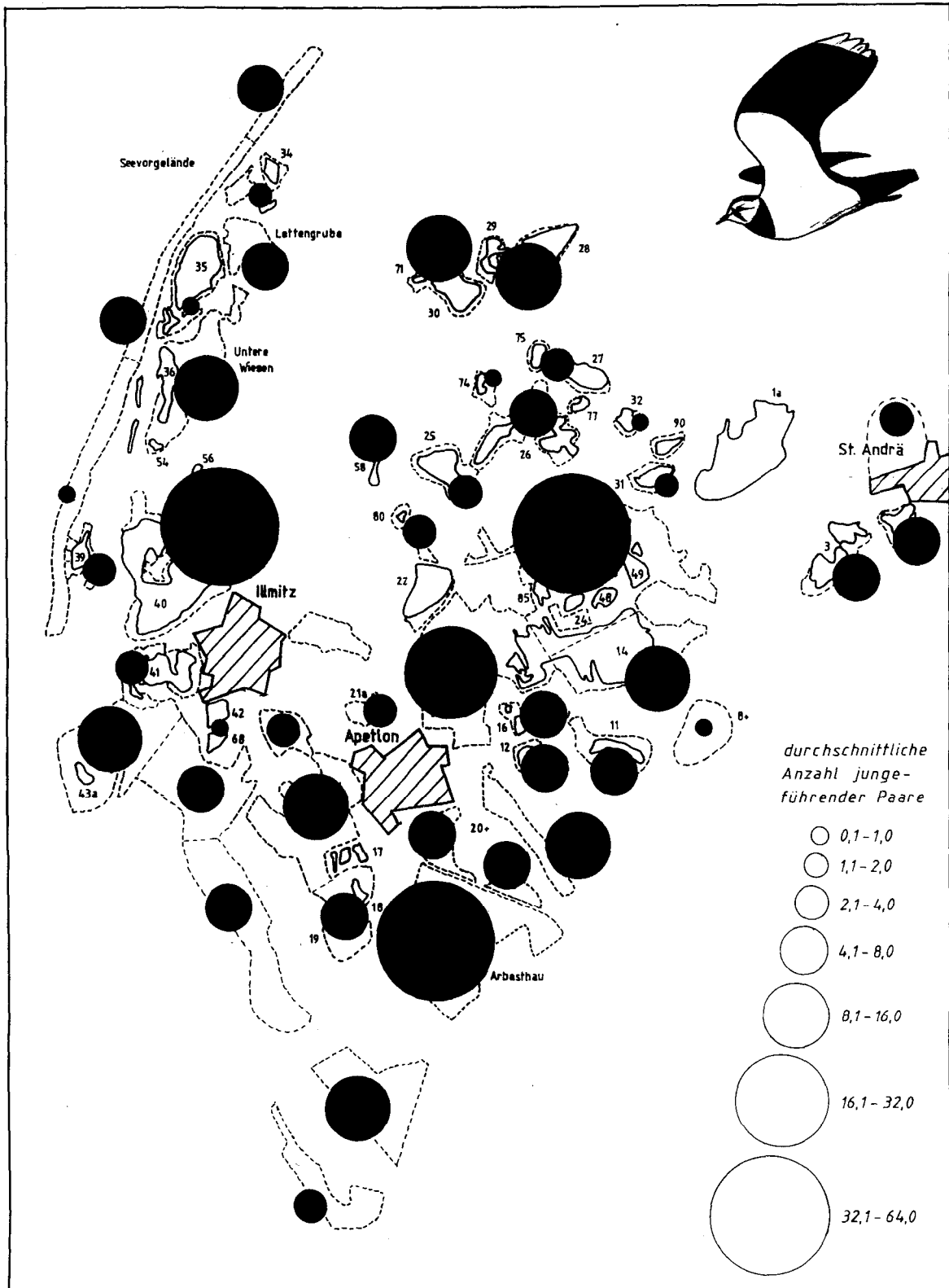


Abb. 9: Bestandsverteilung des Kiebitz im Seewinkel. Durchschnittliche Anzahl führender Paare in den Jahren 1987, 1988, 1991 und 1992 (Lackennumerierung nach LÖFFLER 1982)

Die Uferschnepfe ist weit weniger gleichmäßig über den See-
winkel verteilt als der Kiebitz (Abb. 10). Kerngebiete sind
hier das Lange Lacken-Gebiet und die Wiesen südlich und öst-
lich von Apetlon (Martinhof-, Moschado- und Götschlacke (Nr.
16, 12 und 11), die ehemalige Tegelufer- und Martentaulacke
(Nr. 20) sowie als wichtigstes das Arbesthauggebiet - zusam-
men 71 % des Gesamtbestandes.

Die Wiesengebiete südwestlich von Illmitz waren bis 1988 sehr
dicht besiedelt, erlangten aber später kaum noch Bedeutung.
Eine gewisse Weiträumigkeit scheint jedenfalls für die Ufer-
schnepfe wichtig zu sein: Anders als bei Kiebitz und Rot-
schenkel findet man auf kleinen Wiesenresten rings um die
Lacken keine größeren Konzentrationen dieser Art.

Der Rotschenkel zeigt ein Verteilungsmuster, das an jenes des
Kiebitz erinnert, wenn auch auf einem geringeren Dichteniveau
(Abb. 11). Lange Lacke, Illmitzer Zicksee und das Arbesthau-
gebiet sind wiederum die prominentesten Plätze, größere An-
sammlungen gibt es außerdem noch in den Wiesen südlich von
Illmitz und im Bereich des Oberstinkers mit angrenzendem See-
vorgelände. Auch kleinere Lacken werden offenbar vom Rot-
schenkel angenommen.

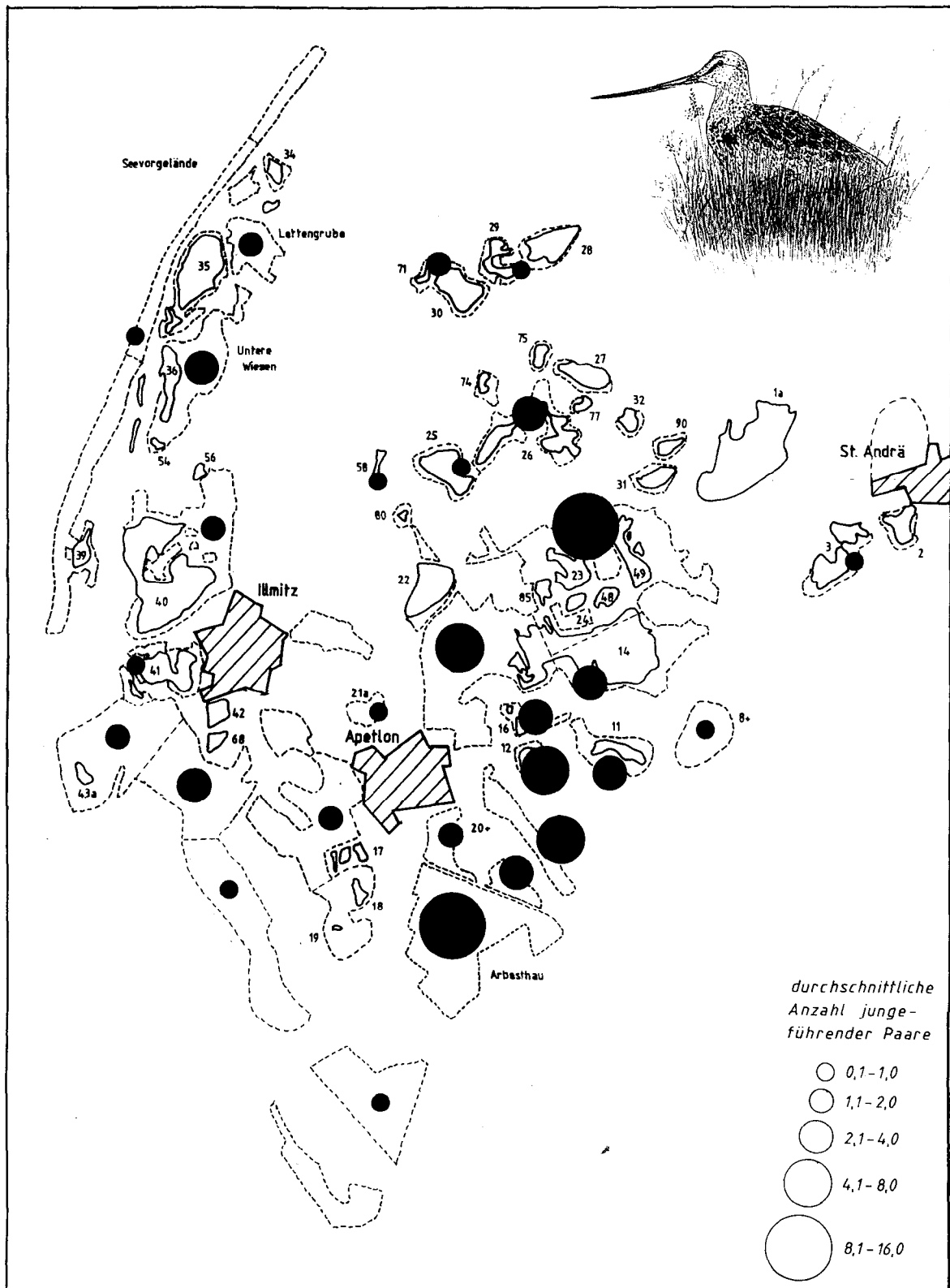


Abb. 10: Bestandsverteilung der Uferschnepfe im Seewinkel. Durchschnittliche Anzahl führender Paare in den Jahren 1987, 1988, 1991 und 1992 (Lackennumerierung nach LÖFFLER 1982)

Nun sind freilich die von den Wiesenlimikolen besiedelten Flächen sehr unterschiedlich, was ihre Bewirtschaftung betrifft. Grob können beweidete, gemähte und brachliegende Graslandgebiete unterschieden werden. Unter "Brachland" verstehen wir ein relativ heterogenes Konglomerat von Flächen, die vor unterschiedlich langer Zeit entweder gemäht oder beweidet wurden und die jetzt ungenutzt sind, wobei es sich um Zeiträume zwischen einigen Jahren und mehreren Jahrzehnten handeln kann. Ältere Brachlandgebiete zeichnen sich nicht unbedingt durch höhere und dichtere Vegetation aus. Speziell auf extremen Salzstandorten kann die Pflanzendecke der Brachen ebenso schütter und niederwüchsig sein, wie in stark beweideten Gebieten. Das andere Extrem stellen die Brachflächen dar, die im Zählprogramm von vornherein nicht berücksichtigt wurden, weil die Sukzession hier schon so weit fortgeschritten ist, daß eine Besiedlung durch Wiesenlimikolen ausgeschlossen erscheint. Zwischen diesen Extremen liegt ein recht breites Spektrum von Sukzessionsstadien und Vegetationszuständen.

Weidegebiete sind die alten Hutweideflächen von Apetlon rings um die Lange Lacke und die seit 1987 wieder bestoßenen Hutweiden am Illmitzer Zicksee (welche 1992 noch nach Süden in den Bereich des Kirchsees (Nr. 41), der Krautinglacke und des früheren Mähwiesengebietes "Wasserstetten" erweitert wurden). Im Seevorgelände nördlich der Oberen Hölllacke (Nr. 34) liegt die einzige Standweide des Gebietes, die Podersdorfer Pferdekoppel. Bei den Mähflächen schließlich handelt es sich um ein- bis zweischürige, mäßig bis gar nicht gedüngte und im Frühjahr häufig überschwemmte Wiesen (überwiegend Salzwiesen, aber auch Pfeifengrasbestände etc.). Die meisten Mähgebiete liegen südlich von Illmitz und Apetlon.

In der Tabelle 5 sind die mittleren Dichten von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel auf verschiedenen bewirtschafteten Flächen dargestellt. Besonders auffällig ist die Bevorzugung

der Mähwiesen durch die Uferschnepfe, die auch aus anderen Untersuchungsgebieten bekannt ist (BUKER & GROEN 1985). Der hohe Kiebitz-Dichtewert auf den Weideflächen ist ebenfalls bemerkenswert, er entspricht durchaus den Erwartungen. Allerdings ist zu berücksichtigen, daß für den Kiebitz nur zwei Zählungen vorliegen. Wenn man beim Rotschenkel ebenfalls nur die Jahre 1991 und 1992 in Betracht zieht, so kommt eine ähnlich hohe Präferenz für die Weide zum Vorschein. Der Rotschenkel geht von den drei Arten am ehesten ins Brachland. Dies dürfte mit seiner stärkeren Bindung an überschwemmte Gebiete während der Jungenföhrung sowie mit seiner Bevorzugung von Salzstandorten in Zusammenhang stehen (BEINTEMA & TIMMERMANN 1976). Beides sollte ihn in Lackennähe bringen, wo sich reichlich Brachland befindet, das er trotz der Nutzungseinstellung besiedeln kann, weil die extremen Standortverhältnisse dem Pflanzenwachstum Grenzen setzen. Die Uferschnepfe hingegen ist hier kaum vertreten.

Tab. 5: Brutbestandsdichten (Anzahl föhrender Paare/10 ha) von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel auf verschiedenen Wiesentypen (nach Zählungen 1987, 1988, 1991, 1992)

	Kiebitz	Uferschnepfe	Rotschenkel
Brachland	0,82	0,14	0,80
Mähwiese	1,87	0,61	0,66
Weide	2,49	0,38	0,77

Die Bestandsgröße und Verteilung der Wiesenlimikolen im Seewinkel wird wesentlich von den jahresweise stark schwankenden Wasserständen bestimmt. Die Tabelle 6 zeigt die Veränderung der Anzahl jungeföhrender Paare auf den durchgehend erfaßten Monitoringflächen im Zeitraum von 1987 bis 1992, in Abhängig-

keit vom Wasserstand. Sowohl bei der Uferschnepfe als auch beim Rotschenkel ist ein Zusammenhang mit den Pegelschwankungen erkennbar, beim Rotschenkel läßt er sich auch statistisch absichern. Die scheinbar geringere Abhängigkeit der Uferschnepfe könnte auch dadurch vorgetäuscht worden sein, daß die Monitoringflächen für diese Art nicht wirklich repräsentativ sind, da sie vor allem auf Illmitzer Gebiet liegen.

Tab. 6: Anzahl junggeführnder Paare von Uferschnepfe und Rotschenkel in der letzten Maidekade der Jahre 1987 bis 1992 auf rund 1.000 ha Wiesenfläche im Seewinkel. Als Wasserstandsindex dient die gemittelte April-Wassertiefe von Fuchslochlacke, Stundlacke, Illmitzer Zicksee, Unterstinker und Oberstinker, errechnet aus den Pegelablesungen des Hydrographischen Dienstes der Burgenländischen Landesregierung.

	Wasserstandsindex (April)	Uferschnepfe	Rotschenkel
1987	36,6	70	106
1988	32,6	18	80
1989	19,6	16	56
1990	6,4	24	35
1991	12,4	37	59
1992	38,2	68	101
Spearman Rank Korrelation mit Wasserstandsindex:			
Uferschnepfe:	R = 0,4857,	p = 0,2769	
Rotschenkel:	R = 0,8857,	p = 0,0448	

Gerade für die Uferschnepfe ergibt sich aus der Kombination von Wasserstandsabhängigkeit und Bevorzugung der Mähwiesen eine potentiell gefährliche Situation. Im Unterschied zum Brachland und zu den Weideflächen wurden die Mähwiesen im Hinblick auf ihre maschinelle Bearbeitung meist stärker ent-

wässert. Trockene Jahre führen hier eher zum Ausbleiben von Frühjahrsüberschwemmungen, was die Besiedelbarkeit der Flächen für Wiesenlimikolen stark einschränkt. Da bedeutende Teile des Kiebitz- und Rotschenkelbestandes die schmalen Wiesensäume an den Lacken nutzen, führt der trockenheitsbedingte Ausfall von Mähwiesen bei diesen Arten zu weniger starken Bestandsschwankungen als bei der Uferschnepfe.

3.3 Managementempfehlungen für die Wiesenlimikolenbrutplätze des RAMSAR-Gebietes Neusiedler See - Seewinkel

Nachdem im Neusiedler See-Gebiet

- zwei Wiesenlimikolenarten, nämlich der Große Brachvogel und die Bekassine seit dem vorigen Jahrhundert auf einen Bruchteil ihrer ursprünglichen Bestände reduziert worden sind,
- eine weitere Art, der Kampfläufer, seit 40 Jahren verschollen ist,
- zwei der drei noch häufigeren Wiesenlimikolenarten, nämlich Kiebitz und Rotschenkel, umfangreiche Bestandseinbußen erlitten haben,
- und schließlich die dritte Art, die Uferschnepfe, ein möglicherweise nur vorübergehendes Bestandshoch erlebt,

darf die weitere Entwicklung nicht dem Zufall überlassen werden.

Es sollte ehebaldigst ein flächendeckender Management- und Entwicklungsplan für die noch bestehenden Graslandgebiete innerhalb und außerhalb des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel erstellt werden.

Die wichtigsten Punkte dieses Plans sollten sein:

1.) Flächensicherung

Anpachtung und Unterschutzstellung aller Feuchtwiesen- und Lackenflächen im Neusiedler See-Gebiet, die derzeit außerhalb des Nationalparks liegen (im Seewinkel, Hanság und im Vorgelände des Neusiedler Sees, z. B. Birnbaumlacke, Oggauer Heide).

2.) Renaturierung

Anpachtung und Renaturierung von stark veränderten, aber noch bestehenden Feuchtwiesen- und Lackengebieten im Seewinkel, Hanság und im Vorgelände des Neusiedler Sees (z. B. Gansllacke, Schoschtolacke, Grundlacke etc.).

3.) Pufferzonen

Schaffung von Pufferzonen durch gezielte landwirtschaftliche Flächenstillegung rings um Nationalparkflächen, Naturschutzgebiete und künftige Renaturierungszonen.

4.) Wiederherstellung von naturnahen Wasserstandsverhältnissen

Für Nationalparkflächen und die unter den Punkten 1.) bis 3.) genannten Gebiete weitestgehende Rücknahme wasserbaulicher Eingriffe. Wo immer möglich, völlige Sperre von Entwässerungsgräben, ansonsten strenge Schleusenregelungen. Grundwasserentnahmeverbot im Einzugsbereich von Schutzgebieten.

5.) Pflegemaßnahmen für Feuchtwiesen

Auf der Grundlage von flächendeckenden Pflege- und Bewirtschaftungsplänen Finanzierung und Durchführung von Pflegemaßnahmen (Mahd, Beweidung, Brache) in allen Feuchtwiesenschutzgebieten, Wiederherstellung der typischen Landschaftsstruktur (Baumarmut, Weiträumigkeit).

6.) Experimente zur Wiederherstellung der im Zuge der Entwässerung reduzierten Salinität von Lacken und Salzböden: zum Beispiel in den Renaturierungsgebieten Versuche zur Wiederversalzung, mit dem Ziel der späteren, erweiterten Anwendung auf Schutzgebiete

7.) Für alle Maßnahmen begleitende Forschung und langfristige Erfolgskontrollen

LITERATUR

3. FEUCHTWIESEN

BAUER K., FREUNDL H. & R. LUGITSCH (1955)

Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes. Wiss. Arb. Burgenland 7: 1-123.

BEINTEMA A. J. (1986)

Nistplatzwahl im Grünland. Wahnsinn oder Weisheit? Corax 11: 301-310.

BEINTEMA A. J. (1991)

What makes a meadow bird a meadow bird? Wader Study Group Bulletin 61, Supplement: 3-6.

BEINTEMA A. J., BEINTEMA-HIETBRINK R. J. & G. J. D. M. MÜSKENS (1985)

A shift in the timing of breeding in meadow birds. Ardea 73: 83-89.

BUKER J. B. & N. M. GROEN (1989)

Verspreiding van Grutto's *Limosa limosa* over verschillende typen grasland in het broedseizoen. Limosa 62: 183-190.

DVORAK M. & E. NEMETH (1993)

Die Brutvögel der Zitzmannsdorfer Wiesen/Nordburgenland im Jahr 1991. Bericht des Biologischen Forschungsinstituts für Burgenland, in Druck.

ELLENBERG H. (1952)

Wiesen und Weiden und ihre standortliche Bewertung. Ulmer, Stuttgart.

ELLENBERG H. (1982)

Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer Sicht.
Ulmer, Stuttgart.

FESTETICS A. & B. LEISLER (1970)

Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedler See-Gebietes,
besonders des World-Wildlife-Fund-Reservates Seewinkel. III.
Teil: Möwen und Watvögel. Wiss. Arb. Burgenland 44: 301-386.

GAUCKLER A. (1955)

Ein neuer Brutnachweis des Kampfläufers (*Philomachus pugnax*)
im Seewinkel. Vogelkdl. Nachr. Österreich 6: 11.

GLUTZ von BLOTZHEIM U. N., BAUER K. M. & E. BEZZEL (1977)

Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 7, Akademische Verlags-
gesellschaft, Wiesbaden.

GREEN R. E. (1985)

Estimating the abundance of breeding Snipe. Bird Study 32:
141-149.

KAULE G. (1986)

Arten- und Biotopschutz. Ulmer Verlag, Stuttgart.

KOHLER B. (1988)

Die Brutbestände von Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*),
Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*), Uferschnepfe (*Li-
mosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) im Seewinkel in
den Jahren 1986 und 1987. Biologisches Forschungsinstitut für
Burgenland, Bericht 66: 13-25.

KOHLER B. & G. RAUER (1992)

Ergebnisse der Wiesenlimikolenzählungen 1991 im Seewinkel.
Vogelkdl. Nachr. Ostösterreich 3/1: 11-17.

KOHLER B. & G. RAUER (1993)

Ergebnisse der Wiesenlimikolenzählungen 1992 im Seewinkel.
Vogelkdl. Nachr. Ostösterreich, in Druck.

LÖFFLER H. (1982)

Der Seewinkel. Verlag Niederösterreichisches Pressehaus, St.
Pölten - Wien.

PIERSMA T. (1986)

Breeding waders in Europe: a review of population size estimates and a bibliography of information sources. Wader Study Group Bulletin 48, Supplement: 1-116.

RANNER A. (1990)

Erste Auswirkungen des Ruster Schilfbeweidungsprojektes auf die Vogelwelt des Gebietes. Biologisches Forschungsinstitut für Burgenland, Bericht 73: 5-14.

RAUER G. & B. KOHLER (1990)

Schutzgebietspflege durch Beweidung. AGN-Forschungsbericht, Wiss. Arb. Burgenland, Sonderband 82: 221-278.

REMMERT H. (1988)

Naturschutz. Springer, Berlin.

SEITZ A. (1942)

Die Brutvögel des Seewinkels. Niederdonau/Natur und Kultur Nr. 12: 52 pp.

STUDINKA L. (1933)

A nagypóling a Hanságban (Der Große Brachvogel im Hanság). A Természet 29: 33-35.

TOMIALOJC L. (1987)

Breeding waders in Poland - their past and present status. Wader Study Group Bulletin 51: 38-41.

VAN DEN BERGH L. (1986)

De wulp, een nieuwe weidevogel. Vogels 6 (nr 33): 78-81.

VAN RHIJN J. G. (1991)

The Ruff. Poyser, London.

VERBÜCHELN G. (1992)

Entstehung, Differenzierung und Verarmung von Grünlandgesellschaften in Nordrhein-Westfalen. LÖLF-Mitteilungen 3/92: 38-41.

VERSTRAEL T. J. (1987)

Weidevogelonderzoek in Nederland. Een overzicht van het Nederlandse weidevogelonderzoek 1970-1985. Contactcommissie Weidevogelonderzoek van de Nationale Raad voor Landbouwkundig onderzoek te s'-Gravenhage.

VISSER G. H. & A. J. BEINTEMA (1991)

Reproductive characteristics of meadow birds and other European waders. Wader Study Group Bulletin 61, Supplement, 6-11.

WENDELBERGER G. (1950)

Zur Soziologie der kontinentalen Halophytenvegetation Mitteleuropas unter Berücksichtigung der Salzpflanzengesellschaften des Neusiedler Sees. Denkschrift der Österreichischen Akademie der Wissenschaften 108: 5.

ZIMMERMANN R. (1944)

Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlers See-Gebiets. Annalen des Naturhistorischen Museums Wien, Bd. 54.

4. WASSERWILDJAGD UND NATIONALPARK (R. PARZ-GOLLNER, H. SZI- NOVATZ)

Wie bereits erwähnt, genießen Teile des Ramsar-Gebietes seit Jänner 1993 zusätzlich den Schutz eines Nationalparks. Das nachfolgende Kapitel über die Jagd auf Wasserwild beschränkt sich auf den Nationalpark, der die für Wasservögel wertvollsten Gebiete umfaßt.

4.1 Geschichte

Die Region "Neusiedler See - Seewinkel" war in der österreichisch-ungarischen Monarchie weitgehend unbekannt. Aus dieser Zeit gibt es daher auch keine genaueren Daten über die Jagd und die Wildtiersituation dieses Gebietes. In geringem Ausmaß wurde in diesem Raum hauptsächlich von Ödenburgern der Segelsport betrieben. Aber auch die Wasservogeljagd war bereits üblich. Zu beachten ist dabei, daß bis zum Jahre 1921 das Burgenland staatsrechtlich zu Ungarn gehörte. Die historische Jagdgeschichte dieses Landes ist deshalb ungarische Jagdgeschichte, genauer gesagt, vor allem die Jagdgeschichte der ehemals großgrundbesitzenden Familien. Die wichtigste Rolle unter diesen Familien spielten dabei sicherlich das Geschlecht der Familie Esterhazy von Galantha (GAGERN 1963).

Erst Ende des 19. Jahrhunderts findet man bei verschiedenen Autoren einige Bemerkungen zum Thema Jagd. So schreibt etwa L. FESTETICS (1866) über die Jagd im Seewinkel: "Die Wasserjagd zu Pamhagen war weltberühmt; seinerzeit wurden viele tausend Enten und Gänse hier erlegt. Die Wasserjagd bei Pamhagen, welche ein Magnat gepachtet hatte, war stets im guten Zustand; seit aber der Neusiedler See ausgetrocknet ist, hat sie natürlicherweise aufgehört." Die Jagd in diesen Zeiten dürfte vor allem den Ödenburgern und hier nur einem kleinen, überwiegend adeligen Kreis vorbehalten gewesen sein.

Auch FINGER (1877) berichtet über Eingriffe des Menschen in die Vogelwelt: "... während der Brutzeit werden die Eier aus den Nestern geholt, teils selbst verzehrt, teils körbewise nach den Märkten zu Ödenburg, Raab und Wien geschleppt; während der Mauser werden Enten, Wasserhühner usw. zu Tausenden mit den Ruderstangen erschlagen. Alles ist Wildschütze - jeder jagt auf eigene Faust und Rechnung, wie und wo es ihm beliebt."

Zwei Pamhagener "Schützen" erbeuteten im Jahre 1881 nicht weniger als 150 und 1882 über 60 junge, halbwüchsige Fisch- und Purpureiher teils für die eigene Küche, teils für den Verkauf nach Raab und Ödenburg. Das Fleisch des Silberreiher wurde damals höher geschätzt als das des Purpur- und vor allem des Fischreiher (FISCHER 1882).

Noch in den zwanziger Jahren - nach der Eingliederung des Burgenlandes in das damalige Österreich - wurde das Gebiet von Wiener "Sportschützen" heimgesucht, die "... ihre schießsportlichen Neigungen an der Vogelwelt des Sees betätigten und wahllos auf alles, was flog oder auf dem Wasser schwamm, anfangen von den kleinen Zwergtauchern bis zu den Seeschwalben, Möwen, Reiher usw., Dampf machten und die zusammengeknallten Vögel einfach liegen und verludern ließen. Für auf diese Weise zugrundegegangene Silberreiher wurden mir, auch von anderer Seite noch, wirklich beängstigende Zahlen genannt." (ZIMMERMANN 1943) Der gleiche Autor berichtet auch darüber, daß zur damaligen Zeit Nestplündereien sehr verbreitet waren. An manchen Tagen wurden an der Langen Lacke den ganzen Tag über systematisch die schlüpfenden Jungen der Möwen und Seeschwalben erschlagen.

Anderen Berichten zufolge wurden große Jagden auf die sommerlichen Mausergänse und mausernden Enten veranstaltet.

Die flugunfähigen Enten und Gänse ziehen sich zu dieser Zeit in nahrungsreiche und möglichst sichere Schilfdickichte zu-

rück. Eines der am meisten aufgesuchten Gebiete liegt im Illmitz-Apetloner Seeteil und wurde im Zusammenhang mit der erwähnten Jagd ganz unmißverständlich "Gänsedepot" benannt. Von dort wurden die erschlagenen Vögel in vielen Zillenladungen eingebracht.

Nach dem 2. Weltkrieg übte von 1945 bis 1955 die russische Besatzungsmacht die Jagd im Burgenland nach ihrer Willkür aus. Auch Besatzungssoldaten aus Wien und Niederösterreich versorgten sich mit Niederwild aus dem Burgenland (GAGERN 1963).

In den dreißiger Jahre begann dann die systematische naturwissenschaftliche Erforschung des Seewinkels (vgl. u. a. BAUER et al. 1955, FESTETICS & LEISLER 1968, LÖFFLER 1982).

Auch die ersten Naturschutzbemühungen im Seewinkel beginnen in dieser Zeit (ANONYMUS 1947). Der Österreichischen Gesellschaft für Naturkunde und Umweltschutz als Vorläuferorganisation des heutigen österreichischen Naturschutzbundes gelang es, mit der Urbarialgemeinde Illmitz, der Jagdgesellschaft Illmitz und der Jagdgenossenschaft Illmitz einen zehnjährigen Pachtvertrag für die Gebiete des Oberen und Unteren Stinkersees sowie der Krötenlacke als Banngebiet abzuschließen. Mehr als zwei Quadratkilometer unterlagen den vom Standpunkt des Naturschutzes nötigen Beschränkungen und Bestimmungen. Wie weit damit auch die Jagd in diesem Gebiet eingeschränkt war, wird in diesem Bericht leider nicht erwähnt.

Ab dem Jahre 1936 pachtete der Österreichische Naturschutzbund die wichtigsten Lacken als Naturschutzgebiete, die schließlich 1964/65 von der Burgenländischen Landesregierung als Pachtflächen übernommen wurden. Die jagdlichen Nutzungsrechte waren bei diesen Pachtverträgen in der Regel noch nicht inkludiert.

Schutzgebiet "Lange Lacke"

1965 wurde das WWF-Reservat "Seewinkel - Lange Lacke" gegründet (400 ha Hutweiden). Dieses umschloß kreisförmig das schon bestehende Landesnaturschutzgebiet Lange Lacke und Wörtenlacke (500 ha).

Erstmals wurde vom WWF auf dieser Fläche auch das Jagdrecht gepachtet, um so eine größere Ruhezone zum Schutz aller in diesem Gebiet vorkommenden Vogelarten zu gewährleisten. Die Jagd auf Wasserwild wurde auf der gesamten Pachtfläche eingestellt. Bis zu diesem Zeitpunkt standen die Jäger fast unmittelbar am Wasserrand der Lacken und bildeten so zur Jagdzeit eine immer wieder auftretende, massive Störung der dortigen Vogelwelt. Zur gleichen Zeit wurde auch im Bereich Sandeck ein 1.500 ha großes Reservat vom WWF-Österreich geschaffen. Zwecks Ruhighaltung pachtete der WWF-Österreich die Jagdrechte auch in diesem Gebiet.

1976 wurde die Jagd im Revier Apetlon 1 - betrifft das Gebiet Lange Lacke - wieder an "normale, private Jagdpächter" vergeben, wobei aber in diesem Jahr seitens der Burgenländischen Landesregierung laut Verordnung LGBI. 31/1976 vom 21. Juli 1976 die Jagd auf Wasserwild um die Lange Lacke räumlich eingegrenzt wurde. Durch diese Verordnung wurde im zentralen Seewinkel ein Jagdschongebiet für durchziehende Wasserwildarten geschaffen (vgl. Abb. 12).

Erst außerhalb dieser Grenzlinie des Jagdschongebietes um die Lange Lacke darf Wasserwild nach den gültigen Bestimmungen des Jagdgesetzes bejagt werden.

**Biotopkartierung
(Stand 1989):**

-  Wasserflächen
-  Hutweide
-  Salzveg.
-  Schilf
-  Wäldchen
-  Felder

-  öffentl. Fahrstraße
-  Feldwege
-  Grenze des Jagdschongebietes

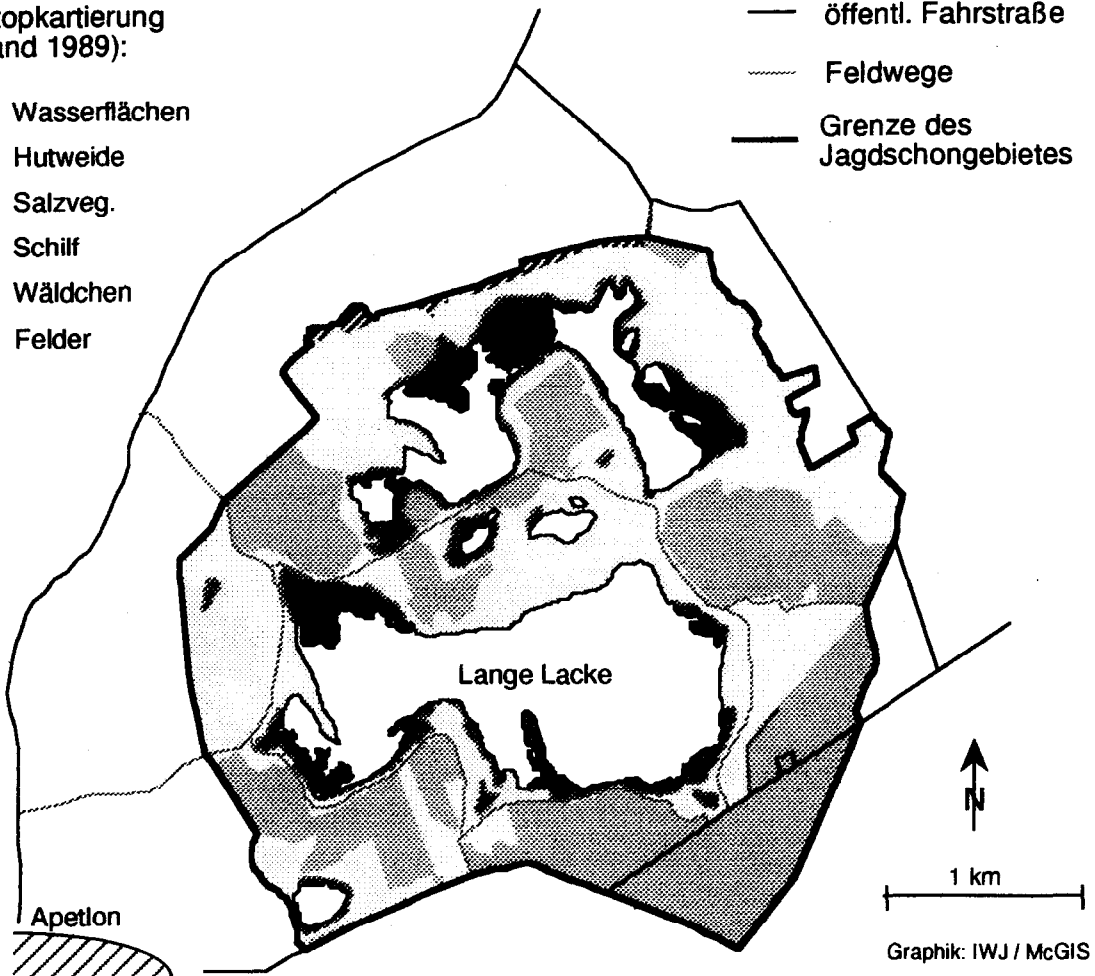


Abb. 12: Grenze des Jagdschongebietes für Wasserwild (Gänse- und Entenjagd) rund um die Lange Lacke (Revier Apetlon I)

4.2 Entwicklung des Jagd- und Naturschutzrechtes im Burgenland

Allgemeines

Das Jagdrecht in Österreich ist seit der Mitte des vorigen Jahrhunderts an den Grundbesitz gebunden und unterliegt heute der Gesetzgebung des jeweiligen Bundeslandes. Daraus ergibt

sich das zurzeit in Österreich gültige Revierjagdsystem. In Abhängigkeit von der Grundbesitzgröße wird das Jagdrecht entweder als Eigenjagd oder als Genossenschaftsjagd ausgeübt. Die derzeitige Mindestgröße einer Jagdfläche für eine Eigenjagd beträgt 300 ha (bzw. Ausnahmen von 115 ha). Die im Bereich einer Katastralgemeinde gelegenen Grundstücke, die nicht als Eigenjagdgebiete anerkannt sind, bilden das Genossenschaftsjagdgebiet (Burgenländisches Jagdgesetz 1989).

1925 wurde der "Burgenländische Landesjagdschutzverein" gegründet. Als besondere Leistung dieses Vereines gilt, daß die Mitglieder 1933 einen Jagdgesetzentwurf für die Jagdbehörden der Landesregierung erstellten (GAGERN 1963). Das Reichsjagdgesetz aus dem Jahre 1934 trat in Österreich 1938 in Kraft (Anschlußgesetz). Durch dieses Gesetz verloren alle alten Gesetze und bisherigen Verordnungen ihre Gültigkeit. Nach den Kriegsjahren und der Besatzungszeit wurde im Jahre 1951 der Burgenländische Jagdverband gegründet und ein neues Landesjagdgesetz beschlossen.

Naturschutz- und Jagdgesetze

Rechtlich betrachtet gab es in der Monarchie im Jahre 1912 eine Verordnung, mit der erstmals einige Vogelarten unter Schutz gestellt wurden: Silber-, Seiden-, Rallen- und Nachtreiher sowie Löffler. Ein weiterer Schritt zum Schutz der Vogelwelt war das Vogelschutzgesetz aus dem Jahre 1934, das annähernd die gesamte einheimische Vogelwelt unter Schutz stellte.

Mit der Einführung des Reichnaturschutzgesetzes in Österreich wurden die bestehenden burgenländischen Naturschutzgesetze und Naturschutzverordnungen aufgehoben. Dieses Gesetz war im Burgenland zwischen dem 3. März 1939 und dem 6. Dezember 1961 die grundlegende Rechtsvorschrift in Naturschutzangelegenheiten.

ten. Am 6. Dezember 1961 trat das zweite Burgenländische Naturschutzgesetz in Kraft und bald darauf folgten die ersten Naturschutzverordnungen zum Thema Artenschutz.

Im Zuge der Formulierung von gesetzlichen Verordnungen verblieben unter den Tieren sehr viele Vogelarten, deren Schutz im Interesse des Naturschutzes lag (z. B. Greifvögel, Reiher, Löffler, Trappe u. v. a.), im Kompetenzbereich der Jagd. Sie gelten allerdings nach dem Jagdgesetz als ganzjährig geschont. Trotzdem wurden bis 1961 in der Jagdstatistik noch Fischreiher aufgelistet (1961: 91 geschossene Fischreiher im Burgenland)!

Seltene oder in ihrem Bestand bedrohte Vogelarten waren somit zwar ganzjährig geschont, sie durften aber als Präparate nach dem damaligen Jagdgesetz gehandelt werden. Dem Mißbrauch und der Umgehung von bestehenden Gesetzen war bei bestehender Nachfrage nach seltenen Präparaten Tür und Tor geöffnet.

Mit 1. März 1982 erfolgte nach langen Bemühungen die Novellierung des Jagdgesetzes, wonach auch der Handel mit diesen Tieren verboten wurde.

Strittig blieb aber der Punkt, daß der Jagdausübungsberechtigte tote oder verletzt aufgefundenen Tiere behalten darf. Für einen solchen Fall wurde eine Meldepflicht an die Bezirksverwaltungsbehörde vorgeschrieben.

Auch nach der letzten Jagdgesetznovelle (1989) wird der Status der ganzjährig geschonten ca. 70 Vogelarten (Watvögel, Tag- und Nachtgreifvögel, Reiher, Rallen, Löffler, Trappen usw.) weiterhin durch das Jagdgesetz geregelt.

Derzeit gibt es Unterschiede in den bestehenden Jagdgesetzen Österreichs und Ungarns (Pachtdauer, Wildarten, Schußzeiten, Stückbegrenzungen), die auf der gemeinsam geplanten Schutzgebietsfläche des Nationalparks Neusiedler See teilweise noch gültig sind.

In Österreich gibt es darüber hinaus bei der Gründung des Nationalparks (1993) zwei Kategorien von Nationalparkflächen: Schutzflächen (Natur- und Bewahrungszonen), auf denen bereits das Nationalparkgesetz in Kraft ist und das derzeitige Jagdgesetz keine Gültigkeit mehr hat und andererseits Nationalparkflächen als Bewahrungszonen, in denen die Jagdrechte nach dem Jagdgesetz von privaten Pächtern durchgeführt werden. Diese Jagdpachten wurden bis zum Jahr 1998 vergeben.

Jagdzeiten für Wasserwild im Burgenland

Die aktuelle Pachtdauer beträgt acht Jahre, die letzte Neuverpachtung erfolgte 1991 (derzeitige Jagdpachtverträge in den Seewinkelrevieren reichen von 1991 bis 1998). Für den Abschuß von Wasserwild gibt es keine Stückbegrenzung.

Arten	Schußzeit
Wildgänse (keine Artunterscheidung)	1. August - 31. Jänner
Wildenten (keine Artunterscheidung)	16. August - 31. Dezember
Bläßhuhn	16. August - 31. Dezember
Sumpfschnepfe	16. August - 30. November

Die laut Burgenländischem Jagdgesetz ganzjährig geschonten Wasserwildarten sind: Brachvogel, Reiher (keine Artunterscheidung), Schwarzstorch, Löffler, Rallen (außer Bläßhuhn), Kormorane.

Jagdzeiten für Wasserwildarten in Ungarn

Acht Wasserwildarten sind jagdbar, die Wasserwildjagd wird jährlich mit einer festgelegten Stückanzahl je Wasservogelart für jedes Revier neu vergeben.

Arten	Schußzeit
Saat- und Bläßgans (Graugans geschont)	1. Oktober - 15. Jänner
Stockente, Knöckente, Krick- ente, Pfeifente, Tafelente	1. August - 15. Jänner
Bläßhuhn	1. August - 15. Jänner

Enten dürfen vom 1. bis 31. August nur im Zug geschossen werden. Dies soll dem Schutz der mausernden, stiftfedrigen Tiere dienen (FARAGO & BANKOVICS 1992).

4.3 Jagdmethoden und Jagdpraktiken

Allgemeines

Die Jagd auf Wasserwild unterscheidet sich in vielen Belangen von der Jagd auf die übrigen Niederwildarten. Im Gegensatz zu Hase oder Fasan flüchten Enten und Gänse sofort, wenn eine "Störung" (Jäger, Spaziergänger) naht. Im Jagdbetrieb bedingt dies oft zu weite Schüsse auf die fliegende Beute sowie auch eine Störung der übrigen, von der Wasserwildjagd nicht betroffenen Arten.

Diese prompte Fluchtreaktion des Wasserwildes verleitet viele Jäger dazu, auf zu weite Entfernungen mit Schrot auf Enten und Gänse zu schießen. Mehrere Studien belegen jedoch, daß bei einem Schrotschuß auf Enten und Gänse nur bis zu einer Schußentfernung von 30 bis maximal 40 m eine ausreichend hohe Erlegungsrate zu erwarten ist (KALCHREUTER 1987). Bei Schüssen über diese Distanz steigt der Anteil an angebleiten und verlorenen Vögel in unverhältnismäßiger Masse an!

Auch der Anteil an glatten Fehlschüssen steigt beträchtlich (BAMBERG 1989, BELLROSE 1975).

Aktuelle Beobachtungen wurden dazu auch im Seewinkel angestellt (AGN-Schlußbericht 1993, in Vorber.), wo sowohl ausländische Jagdgäste als auch österreichische unerfahrene Jäger regelmäßig fliegende Gänse aus einer Distanz von über 100 m mit Schrot beschossen.

Jagdpraktiken

Im Laufe der Zeit haben sich unterschiedliche Methoden der Wasserwildjagd entwickelt:

Die früher häufige Jagd auf mausernde Enten und Gänse entspricht heute nicht mehr der üblichen Jagdethik und wird in unseren Breiten auch nicht mehr ausgeübt.

Im Seewinkel ist die Bejagung beim Strich - sowohl auf Enten wie auch auf Gänse - die gängigste Art der Jagd. Die Jäger nützen dabei das natürliche Verhalten der Gänse und Enten aus, zu bestimmten Zeiten in großen Mengen zwischen Schlafplätzen und Nahrungsflächen hin- und herzufliegen. Gänse fliegen abends mit Einbruch der Dämmerung zu ihren Ruheplätzen und verlassen diese am Morgen, um Äsungsflächen aufzusuchen. Dieser Aufbruch erfolgt bei Schlafplatzgemeinschaften

fast immer gleichzeitig und in großen Trupps. Bei Enten ist es gerade umgekehrt; diese fliegen abends zu ihren Nahrungsflächen und kommen morgens zu ihren Ruheplätzen auf den Lacken oder den See zurück. Am Morgen streichen die Vögel dabei in der Regel tiefer und sind so eher als am Abend zu erbeuten. Nebelige oder stürmische Witterung ist sowohl für die Gänse- wie auch Entenjagd am günstigsten, da die Tiere dann in geringer Höhe ihre Ruheplätze anfliegen bzw. auch verlassen.

Einen ausgeprägten "Entenstrich" an vielen Seewinkellacken zeigt abends und morgens die häufigste Art, die Stockente, wie auch zeitweise die Krickente. Die Nahrungsflüge dieser Enten führen von der Langen Lacke, wie auch von anderen Lacken, zu den Getreideflächen im zentralen Seewinkel.

Einen "Gänsestrich" gibt es vor allem am zentralen Schlafplatz im Seewinkel, der Langen Lacke. Zur Hauptzugzeit im November ist dieser berühmte "Ganslstrich" nicht nur für die Jäger von großer Bedeutung, sondern auch als herausragendes Naturschauspiel bei naturbegeisterten Touristen und Vogelfreunden wohlbekannt.

Wie bereits erwähnt, standen die Jäger beim Enten- und Gänsestrich bis 1965 direkt am Lackenrand rund um die Lange Lacke und bildeten so eine immer wieder auftretende, massive Störung. Die Jagdruhe auf Wasserwild ab 1965 (WWF-Pacht) sowie die Verordnung eines Jagdschongebietes um die Lange Lacke (Burgenländische Landesregierung 1976) brachten eine leichte Verbesserung im Sinne des Naturschutzes. Die Vögel erreichen beim Ausfliegen vom Schlafplatz bis zur Grenzlinie des Jagdschongebietes bereits eine gewisse Höhe, die sie vor einem effizienten Beschuß bewahrt. Beobachtungen zeigen, daß die betroffenen Gänse im Gebiet sehr lernfähig sind! Nach den ersten Schüssen in der Früh steigen die Vögel oft senkrecht in die Höhe, um aus der Reichweite der Schrote zu kommen.

An der Grenze zwischen Schutz- und Jagdgebiet an der Langen Lacke stehen vielerorts Schilfblenden, hinter denen sich die Jäger verstecken und auf das Wasserwild warten.

Bei einem Verlust des zentralen Schlafplatzes - z. B. durch das Trockenfallen der Langen Lacke - vagabundieren die Vögel oft zwischen mehreren anderen Lacken herum, reagieren aber sofort auf Niederschläge und suchen dann wieder ihre gewohnten Schlafplätze auf.

Eine andere, weitverbreitete und effektive Jagd auf Wasserwild im Seewinkel ist die Lockjagd. Sie wird entweder mit Lockvögeln oder mit Futterangebot durchgeführt. Bei dieser Jagdmethode wird das gesellige Verhalten der Tiere ausgenutzt, sich Artgenossen bei der vermeintlichen Futtersuche anzuschließen.

Mit Hilfe von Lockvögeln (zumeist aus Kunststoff) wird Wasserwild in die Nähe der Jagdstände und damit auf eine geeignete Schußdistanz angelockt. Im Seewinkel ist oft eine Kombination Lockvogel und -futter üblich.

Ein bekanntes Beispiel für diese Jagdmethode ist im Seewinkel das Revier Paulhof.

Hier werden jährlich Streifen von Mais auf den ausreichend großen Feldern stengelassen. Diese sollen einerseits den Gänsen Nahrung bieten und andererseits den Jägern die Möglichkeit geben, sich zu verstecken. Zum Teil werden von den Jägern hier noch Löcher gegraben, um eine sichere Deckung zu haben. Die zusätzlich aufgestellten Lockvögel bringen dann die Gänse genau dorthin, wo man sie haben will. Die Gänse werden aber auch auf den Äckern angefüttert. Zumeist herrscht längere Zeit Jagdruhe, dann folgt für kurze Zeit eine Bejagung der angefütterten Gänse, dann wieder Jagdruhe, große Strecken sind bei dieser Jagdmethode garantiert. Die Gänse können dabei auch genauer angesprochen werden, die Schußentfernung ist für einen sicheren Treffer zuverlässig gering. Diese Jagdweise ist vor allem auf den Gutshöfen üblich, da

die erforderlichen Flächen für das Stehenlassen von Maisstreifen zur Verfügung stehen und auch regelmäßig angefüttert wird.

Nach Angabe von ROGERS (1979) kommen auf diese Weise stets mehr Jungvögel zur Strecke als Altvögel, die vorsichtiger sind. Ein holländisches Beispiel zeigt, daß mit dieser Jagdmethode ganz gezielt junge Bläßgänse aus dem Pulk herausgeschossen werden können. Die jungen Bläßgänse sind aufgrund ihrer Bauchzeichnung gut von den Altvögeln zu unterscheiden (SIEBENGA 1985). In Holland werden so bis zu eineinhalbmals mehr junge als alte Bläßgänse geschossen.

Im letzten Jagdjahr (1992/93) wurden Meldungen bekannt, daß vor allem in Seerevieren am Ostufer des Neusiedler Sees lebende Lockvögel verwendet wurden und daß in anderen Revieren auch mit Klangattrappen angelockt wurde. Diese Jagdpraktiken sind zwar vom Jagdgesetz her gedeckt, sie verschärfen andererseits die permanente Diskussion zwischen Vertretern des Naturschutzes und der Jägerschaft, speziell in einem Nationalparkgebiet.

Enten werden fast an allen Lacken des Seewinkels angefüttert und mit Attrappen angelockt. Dies führt auch dazu, daß in Trockenzeiten die natürlichen Lacken oft von Jägern (zumeist illegal) bewässert werden. Hohe Entenstrecken fallen regelmäßig in Revieren mit künstlich bewässerten Teichanlagen an.

In den Seerevieren rund um den Neusiedler See kann die Jagd vom Boot aus betrieben werden. Ob diese Methode in einem Revier ausgeübt wird, hängt von der Neigung des jeweiligen Jagdpächters und seiner Gäste ab. Die Jäger verstecken sich mit den Booten im Schilf, zumeist auch geduckt, um sich erst zum Schuß zu erheben. Im Schilfbereich stehen auch vereinzelt niedere Ansitze, zu denen die Jäger mit dem Boot gelangen. Da die Gänse in niederschlagsarmen Jahren, wenn die Lacken aus-

getrocknet sind, regelmäßig am Neusiedler See ruhen, werden diese Schlafplätze noch in der Morgendämmerung angefahren, um dann beim Abflug der Gänse zum Schuß zu kommen.

Bei der Jagd vom Boot aus wurde und wird noch immer mit Hilfe von Lockpfeifen gearbeitet. Dabei handelt es sich zumeist um künstliche Instrumente, mit denen der Ruf der Enten nachgeahmt wird. Besondere Kenner dieser Methode ahmen den Ruf der Enten ohne Instrument nach.

Eine kaum mehr gängige Art der Jagd im Seewinkel ist der Schuß mit der Kugel. Bedingt durch die Flachheit des Gebietes und die intensive Nutzung (Landwirtschaft, Tourismus etc.) stellt ein Schuß mit der Kugel im offenen Gelände ein erhebliches Risiko dar. Vor drei, vier Jahrzehnten war es noch durchaus üblich, mit der Kugel auf Gänse zu jagen, da Patronen für den einheimischen Jäger teuer waren und mit Kugel zumeist sicher getroffen wurde.

Zusätzlich konnte so mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit ein Weihnachtsbraten oder das Martinigansl auf den Tisch kommen. Der Vorteil liegt auch im individuellen Ansprechen der Gans, da so Jungtiere natürlich bevorzugt herausgeschossen wurden. Zum Teil wird auch heute noch die Kühltruhe von einheimischen Jägern mit Gänsen aufgefüllt, die auch heute noch ein Teil der hier üblichen kulinarischen "Tradition" sind.

Im Mittelburgenland, so in Deutschkreuz und anderen dort dem ungarischen Seeteil angrenzenden Gemeinden, werden Gänse auch heute noch zumeist mit der Kugel geschossen, da es hier die hügelige Lage erlaubt und kaum jemand gefährdet wird.

4.4 Aktuelle Situation des Gänседurchzuges und die Jagdstrecken

Der Einfluß der Bejagung auf Wasservogelbestände ist unbestritten und wurde bereits vielfach beschrieben (ABN 1987, BAMBERG 1989, C.I.C. 1993, LAMPIO 1981 und 1983, SCHNEIDER 1986). Je nach Standpunkt des Autors heftig umstritten ist dabei jedoch die Frage, wie groß und welcher Art dieser jagdliche Einfluß ist: ob damit eine Population gefährdet werden kann, wie groß das Ausmaß und die Dauer von lokalen Vertreibungseffekten ist, die Gefährdung von seltenen Arten, das Problem der Bleivergiftung etc. Dabei muß bei der Beschreibung und Beurteilung von jagdlichen Einflüssen auf Wasservogelbestände zwischen klein- und großräumigen Effekten sowie kurz- und langfristigen Auswirkungen unterschieden werden.

Sicher ist jedoch, daß lokale jagdliche Eingriffe für die regionale Naturschutzplanung von größter Bedeutung sind. Für den grenzüberschreitenden Nationalpark Neusiedler See sind die aktuellen Daten über den Durchzug und die Jagdstrecken von Wasserwildarten gut dokumentiert.

Die Region Neusiedler See - Seewinkel ist für Wasservögel ein über die heute bestehenden Grenzen zu Ungarn hinaus zusammenhängender Lebensraum, und die Wildgänse nutzen Schlafplätze, Ruhe- und Äsungsflächen beiderseits der politischen Grenze. Mit dem Beschluß, einen grenzüberschreitenden österreichisch-ungarischen Nationalpark zu gründen, hat man diesen Aspekt auch sehr klar Rechnung getragen. Das heißt aber auch, daß die Bestände durchziehender Wildgänse in der Gesamtregion beiderseits der Grenze simultan erfaßt werden müssen, um über die Bedeutung dieser Region oder den Jagdeinfluß auf bestimmte Arten bessere Aussagen machen zu können.

Selbstverständlich haben auch die menschliche Besiedlung, die Landwirtschaft (Bewirtschaftungsformen, Feldergrößen, Effizienz der Bewirtschaftung) und die Jagdpraktiken in beiden Staaten Einfluß auf die jeweilige Anzahl und regionale Verteilung von Wildtierarten beiderseits der Grenzen. Dies gilt in besonderem Maße für Wasserwild! In beiden Ländern werden Gänse und Enten rund um den See und in den angrenzenden Feldrevieren seit Jahrzehnten bejagt.

Bestandsentwicklung und Phänologie

Für eine Nationalparkplanung, die Jagdbeschränkungen für bestimmte Tierarten vorsieht, ist es wichtig, über die Entwicklung und die aktuellen Abschußzahlen der betroffenen Wildarten und deren regionale Verteilung Bescheid zu wissen.

Seit den sechziger Jahren gibt es genauere Aufzeichnungen über den Durchzug der Wildgänse im Seewinkel (FESTETICS & LEISLER 1968, LEISLER 1969). Auch auf der ungarischen Seite des Neusiedler Sees werden die Wildgansbestände regelmäßig erfaßt (FARAGO et al. 1991). Koordinierte Zählungen werden meist monatlich in den Wintermonaten durchgeführt (DVORAK & GRÜLL 1985, GRÜLL & DICK 1987, RÜGER et al. 1987). Im Zuge der Planungsarbeiten für einen Nationalpark Neusiedler See wurde der Durchzug der Wildgänse in den Jahren 1989/90 bis 1991/92 auf österreichischer und ungarischer Seite mittels Simultanzählungen wesentlich genauer erfaßt als bisher üblich. Pro Saison (Oktober bis März) wurden bis zu 13 gemeinsame Zählungen organisiert. Auch die jagdlich relevanten Daten wurden im Rahmen des Projektes erhoben (AGN-Schlußbericht 1993, in Vorber.).

Die Auswertungen belegen, daß sich Schlaf- und Ruheplätze in Österreich und Ungarn ergänzen und daß Austauschbewegungen zwischen den Schutzgebietsflächen in Abhängigkeit von

Witterungs- und menschlichen Störungseinflüssen stattdfinden (PARZ-GOLLNER & FARAGO 1991). Auch das Ausmaß dieser Austauschbewegungen konnte genauer dokumentiert werden.

Ein Beispiel dafür ist das komplette Trockenfallen der Langen Lacke im Jahr 1990. Bei dem Verlust des wichtigsten Schlafplatzes auf österreichischer Seite zogen sich fast alle Wildgänse auf ungarisches Seegebiet zurück. Insgesamt wurde dabei jedoch kein Rückgang der Gesamtzahlen festgestellt. Als maximale Durchzugsbestände wurden bei Simultanzählungen im November 1989/90 ca. 30.000 Gänse, 1990/91 32.000 Gänse und 1991/92 über 45.000 Gänse gezählt (vgl. Tab. 7). Die regionale Verteilung der durchziehenden Bestände war in den aufeinanderfolgenden Beobachtungsjahren jedoch sehr verschieden (Abb. 13)!

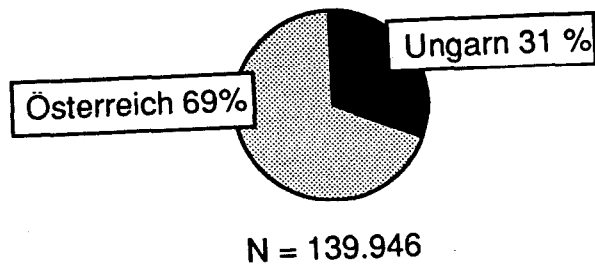
Tab. 7: Phänologie der Wildgänse in der Nationalparkregion Neusiedler See

a) Maximale Bestandszahlen im November (= Hauptdurchzugszeit der Saat- und Graugänse)

		Anteil Österreich	Anteil Ungarn
1980/90	29.273 stk. (3. November)	85 %	15 %
1990/91	32.503 stk. (3. November)	22 %	78 %
1991/92	45.882 stk. (30. November)	52 %	48 %

b) Durchschnittliche Anzahl Gänse pro Zählung, Gesamtsaison Oktober bis März

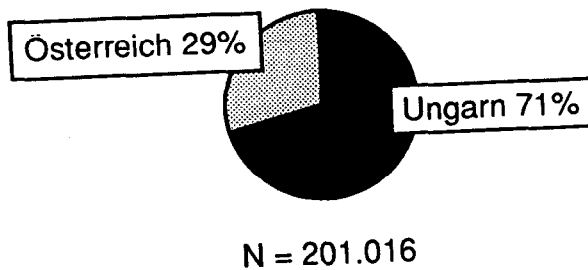
	1989/90	1990/91	1991/92
Österreich	11.650	4.570	10.684
Ungarn	5.230	11.244	13.717



Zählsaison 1989/90

Ungarn: N = 36.611, 7 Zählungen,
x = 5.230 / Zählung

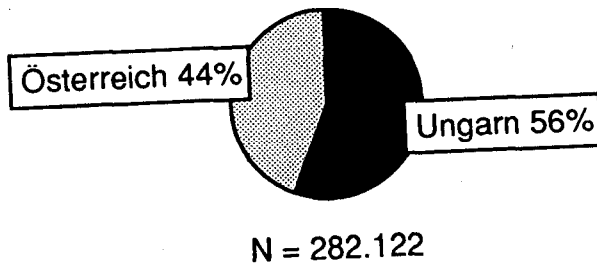
Österreich: N = 103.335, 9 Zählungen
x = 11.482 / Zählung



Zählsaison 1990/91

Ungarn: N = 146.173, 13 Zählungen
x = 11.244 / Zählung;

Österreich: N = 54.843, 12 Zählungen
x = 4.570 / Zählung



Zählsaison 1991/92

Ungarn: N = 164.602, 12 Zählungen,
x = 13.717 / Zählung

Österreich: N = 117.520, 11 Zählungen,
x = 10.648 / Zählung.

Abb. 13: Verteilung der Wintergansbestände auf österreichischem und ungarischem Gebiet, Region Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel.

Für den Vergleich ist die Mittl. Anz. Gänse/Zählung dargestellt, bezogen auf die gesamte Zugsaison (Oktober bis März).

Streckenentwicklung

Abbildung 14 zeigt die langjährige Streckenentwicklung für Wasserwild im Bezirk Neusiedl am See zwischen 1955 und 1991. Der starke Anstieg der Entenstrecken ist überwiegend auf das massive Aussetzen von Stockenten durch die Jägerschaft zurückzuführen. Im Jagdjahr 1991/92 wurden im Burgenland laut statistischem Jagdbericht 4.092 "Wildenten" ausgesetzt. Die Größenordnung des Abschusses von Wildgänsen bleibt hingegen über den gesamten Zeitraum relativ konstant, nur seit 1982 ist ein leichtes Sinken der Abschuszahlen feststellbar.

Eine direkte Beziehung zwischen maximalem Durchzug und gesteigerten Abschuszahlen in den letzten Jahren lassen sich aus den bisher vorliegenden Daten nicht ableiten (Abb. 15): Je höher die Maximalbestände im November sind, desto geringer sind anteilmäßig die Abschuszahlen.

Im gesamten Burgenland wurden im Jagdjahr 1991/92 als Gesamtabschuß 1.048 Stück Wildgänse gemeldet, davon 974 Stück (= 93 %) im Bezirk Neusiedl am See.

Bei der Beurteilung der Abschuszdaten für Wasserwild besteht in Österreich noch immer das Problem, daß im Jagdgesetz weder bei Enten noch bei Gänsen eine Aufgliederung nach den einzelnen Arten vorgeschrieben ist (BAUERNFEIND 1973). So werden zum Beispiel die bei uns im Brutbestand gefährdeten Spießenten in der Jagdstatistik genauso als "Wildenten" gezählt, wie die zu Tausenden im Bereich der Leitha ausgesetzten Stockenten. Weltweit hat sich die Aufgliederung der Abschüsse nach Arten bereits durchgesetzt. Nur so kann man auf Zu- oder Abnahmen von Beständen bzw. Gefährdungen bestimmter Wasserwildarten rechtzeitig und entsprechend reagieren. Das praktische Problem einer genauen Ansprache und der notwendigen Treffsicherheit bleibt natürlich auch nach einer solchen Regelung weiterbestehen.

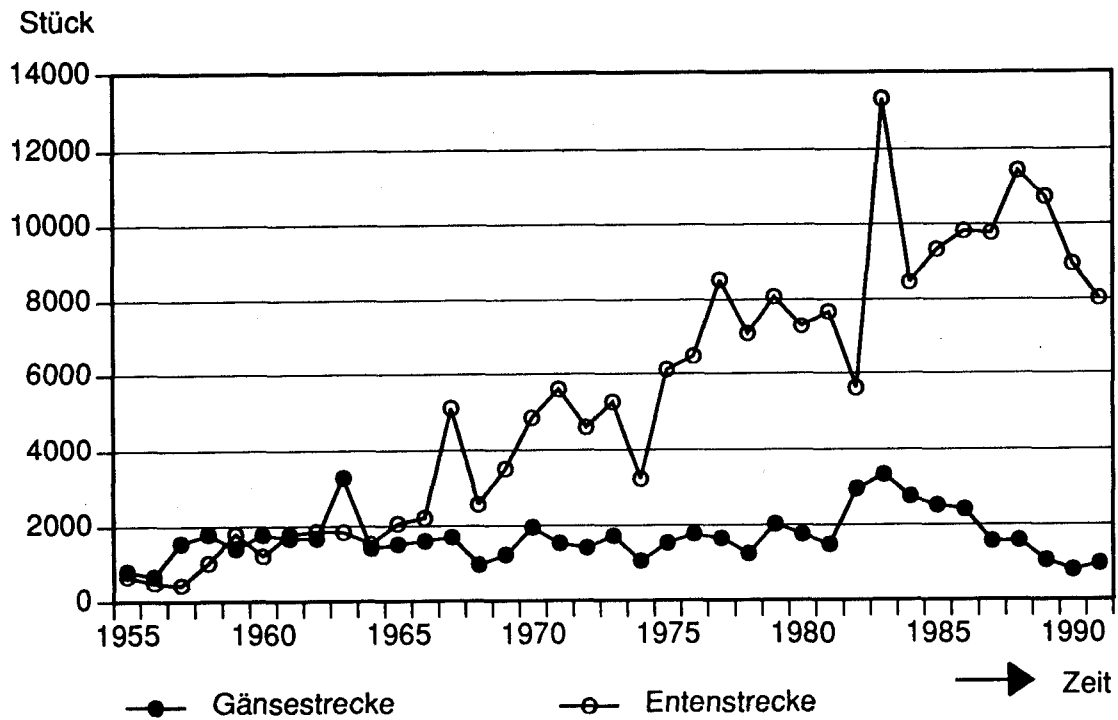


Abb. 14: Entwicklung der Wildgänse- und Wildentenstrecke im Bezirk Neusiedl am See von 1955 bis 1991 (gemeldeter Abschluß in Stk./Jagdjahr, 68 Reviere, Gesamtfläche ca. 106.000 ha) (Datenquellen: BAUERNFEIND 1973, WALDBOTT-BASSENHEIM 1983 pers. Aufzeichnungen, Landesjagdverband, Abschlußlisten der Bezirksbehörden)

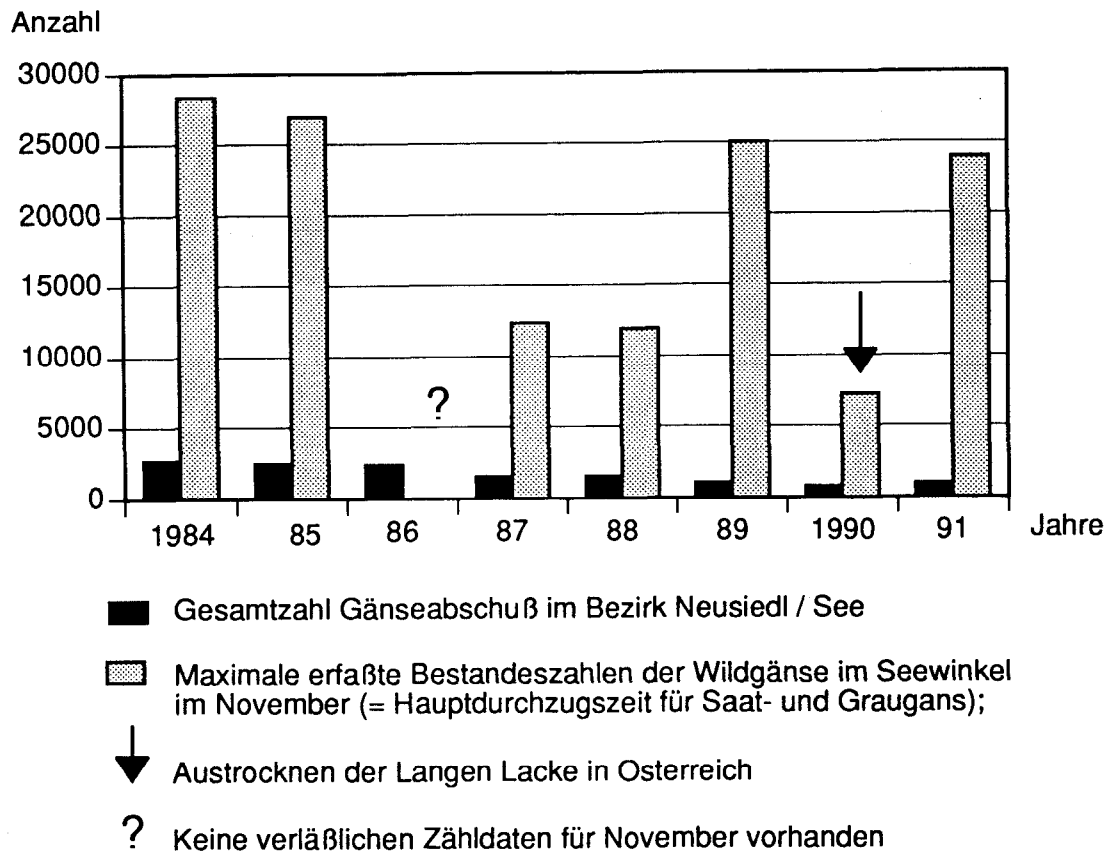


Abb. 15: Maximalbestände der im Seewinkel (österreichischer Anteil) im November bei ihrem Herbstdurchzug gewählten Wildgänse und die im entsprechenden Jagdjahr angegebene Gänsestrecke

Räumliche Verteilung der Abschüsse

In den wichtigsten Gänserevieren des Seewinkels, die flächenmäßig von der Nationalparkgründung betroffen sind, wurden in den letzten Jahren je Revier um die 200 Gänse pro Jagdjahr als Abschluß gemeldet. Die gemeldete Strecke ist vom natürlichen Wasserstand in den Lacken abhängig (vgl. Austrocknen der Lange Lacke 1990, künstlich bewässerte Teiche im Revier Apetlon 2).

Tab. 8: Abschluß von Wildgänsen im Seewinkel (Abschuß = gemeldete Stückanzahl pro Jagdjahr/Revier)

	4 südliche Seereviere (ab 1991 NP-Fläche)	Apetlon 1 (Lange Lacke)	Apetlon 2	Paulhof
1989/90	112	146	171	178
1990/91	126	24	161	71
1991/92	Jagdruhe	254	141	83

Die heutige Nationalparkfläche im südlichen Seebereich umfaßt die ehemals an private Pächter vergebenen Reviere Sandeck, Illmitz Süd, Apetlon Nord und Apetlon Süd/Neudegg.

Weitere wichtige Reviere für die Gänsejagd liegen im Raum Pamhagen, Wallern und St. Andrä. Die am Ostufer des Neusiedler Sees liegenden Seeanrainerreviere sind für die Gänsejagd von untergeordneter Bedeutung.

Abschuß von Wildgänsen in Ungarn

1990 bis 1992 wurden in den drei Seerevieren im Südteil des Neusiedler Sees pro Jahr insgesamt knapp 600 Wildgänse erlegt (1990/91 532 Stück, 1991/92 583 Stück). Wasserwild wird in den Seerevieren vom Boot aus geschossen. In Ungarn werden laut den Bestimmungen des Jagdgesetzes nur Saat- und Bläßgänse bejagt, die Graugans ist geschont. Die ungarischen Reviere grenzen unmittelbar an den österreichischen Teil des Nationalparks und sind heute Teile der ungarischen Nationalparkflächen. Auch in diesen Revieren wurde für das Jagdjahr 1992/93 in Angleichung an die österreichischen Verhältnisse eine Jagdruhe für Wasserwild verfügt.

Auf den Äsungsflächen in der Umgebung des Neusiedler Sees wird nach den Aussagen der Jagdrevierleiter in Ungarn nur eine geringe Zahl von Gänsen erlegt. Die Schwerpunkte der Gänsebejagung in Ungarn liegen östlich des Balatonsees sowie im Südosten der ungarischen Tiefebene. Gesamtstreckenangaben für Ungarn belaufen sich für das Jagdjahr 1985 auf 11.400 Stück. In diesem Zeitraum überwinterten in Ungarn ca. 180.000 bis 190.000 Wildgänse.

Der Gänsebestand des Neusiedler Sees auf ungarischer Seite umfaßt im Durchschnitt ca. 10 % der insgesamt jährlich in Transdanubien überwinternden Saat-, Bläß- und Graugänse (FARAGO & BANKOVICS 1992).

Die jährlichen Bestandsgrößen sind lokal primär von den aktuellen Wasserstandsverhältnissen abhängig und können auch innerhalb der Zugperiode stark schwanken.

Für Österreich ist der Seewinkel dagegen - ohne Alternative - der wichtigste Gänserastplatz des Landes!

4.5 Konflikte und Lösungsvorschläge

Wasserwild und Landwirtschaft

Die landwirtschaftliche Nutzung des Seewinkels hat sich nach dem Abzug der Besatzungsmacht grundlegend geändert. Ursprünglich war der ganze Seewinkel großteils Weidegebiet. Die radikalen Landschaftsveränderungen begannen mit der Entwässerung von Feuchtwiesen und Lacken, gleichzeitig wurde der Großteil der Hutweiden umgeackert. Die letzten größeren Hutweidenflächen pachtete, wie schon erwähnt, 1965 der WWF. So grenzen derzeit die Weingärten und Äcker oft unmittelbar an die heute

noch bestehenden Lacken. Seit den fünfziger Jahren ging durch Entwässerung und Verschilfung die Hälfte der ursprünglich vorhandenen ca. 80 "Zicklacken" verloren (LÖFFLER 1982).

Durch den unmittelbaren Anschluß von landwirtschaftlich genutzten Ertragsflächen an Naturschutzflächen oder Lacken entstand das Problem der Wildschäden, die durch Wasserwild verursacht werden.

Nach den Bestimmungen des Jagdgesetzes ist der Jagdpächter verpflichtet, Wildschäden an landwirtschaftlichen Kulturen in dem von ihm gepachteten Revier zu bezahlen. Im zentralen Seewinkel gibt es derzeit nur ein Gebiet, in dem die Jagd aufgrund einer naturschutzrechtlichen Verordnung des Landes eingeschränkt ist. Es ist dies das "Jagdschongebiet Lange Lacke". Hier werden - bedingt durch die jagdliche Einschränkung - die durch Wasserwild verursachten Wildschäden seit der entsprechenden Verordnung im Jahre 1976 durch das Land Burgenland bezahlt.

Die an den Wintersaaten verursachten Schäden sind vor allem auf die Graugänse zurückzuführen. Ihre Kulminationszeit im Frühjahr fällt mit der besonders empfindlichen Periode der frisch auflaufenden Wintersaaten zusammen.

Schon LEISLER (1969) weist darauf hin, daß Graugänse bevorzugt in der Nähe ihrer Schlafplätze weiden. Das "Hauptproblemgebiet" des Wildschadens - aus der Sicht der Landwirtschaft - ist im Bereich der Langen Lacke - Wörtenlacken zu finden. Hier liegt üblicherweise der zentrale Rastplatz der Gänse, andererseits grenzen auch in diesem Naturschutzgebiet die bestehenden und als Ertragsflächen genutzten Äcker bis zu den Lackenrändern. Sie werden natürlich von den Gänsen als Nahrungsflächen bevorzugt genutzt.

Innerhalb der Grenzlinie des "Jagdschongebietes Lange Lacke" mit einer Fläche von 9,6 km² liegen Feldflächen im Ausmaß von ca. 286 ha (entspricht etwa 30 % der Schutzgebietsfläche). Etwa 40 % der Kulturen sind Weingärten, die restlichen Ackerflächen, insgesamt ca. 170 ha, sind potentiell gefährdete Schadflächen (für den Landwirt) bzw. mögliche Äsungsflächen (für Wildgänse). Bei manchen Landwirten beträgt der Ausfall der Kulturen erwartungsgemäß fast jährlich bis zu 100 %, und nach den derzeitigen Regelungen ist den Betroffenen ein Einkommen durch die Wildschadensvergütung sicher.

Bereits seit 1965, dem Zeitpunkt der Pachtung der Hutweiden und der Jagdausübungsrechte an der Langen Lacke durch den WWF, erfolgte eine genaue Erfassung über das Ausmaß dieser Schäden, eine Auflistung der betroffenen Kulturen und der damit verbundenen finanziellen Entschädigung in diesem Gebiet. Die durchschnittliche Schadensvergütung pro Jahr für den Zeitraum 1977 bis 1992 für eine potentiell gefährdete Fläche von ca. 160 bis 170 ha betrug ÖS 173.000,--.

Außerhalb des Jagdschongebietes um die Lange Lacke (vgl. Abb. 12, Seite 123) und in anderen Revieren müssen Wildschäden, wie bereits erwähnt, durch den betreffenden Jagdpächter getragen werden. Wildgänse werden daher als "Nahrungskonkurrenten" von den Wintersaatfeldern durch Schreckschüsse, Autohupen oder das Aufstellen von Vogelscheuchen in vielen Gebietsteilen ständig vertrieben.

Jagd und Naturschutz

Seit es Aufzeichnungen über die Tierwelt, vor allem natürlich über die Vogelwelt im Seewinkel gibt, kommt es periodisch zu Konflikten und Diskussionen über die Jagd auf Wasserwild. Der Seewinkel und der Neusiedler See sind vor allem aufgrund der hier vorkommenden Wasservogelbestände und Artenvielfalt und

ornithologischen Raritäten zu einem Ramsar-Gebiet von internationalem Ruf geworden. Dazu tragen maßgeblich auch die in der nördlichen Polararktis brütenden Saat- und Bläsgänse bei, die auf ihrem Durchzug zwischen Brut- und Überwinterungsgebieten hier einen Rastplatz von überregionaler und internationaler Bedeutung finden. Die Graugans ist hier auch als Brutvogel heimisch. Ein wichtiges Ziel des Naturschutzes war und ist es daher, jagdfreie Zonen für Wasserwild zu schaffen. Die Diskussionen zwischen Vertretern des Naturschutzes und der Jäger treffen dabei vor allem Flächen, die nach dem Gesetz Naturschutzflächen sind und trotzdem als Teile eines Reviers nach dem geltenden Jagdgesetz an private Pächter vergeben und - mit kleinen Einschränkungen - flächendeckend bejagt werden. Eines der bekanntesten Beispiele dafür ist das Revier Apetlon 1, wo im Zentrum des Reviers das Schutzgebiet Lange Lacke liegt.

Dabei ergeben sich in folgenden Bereichen Lösungsansätze

Räumlich-zeitliche Beschränkungen

Die Jagdruhezone an der Langen Lacke konnte erst nach langen, schwierigen Verhandlungen durchgesetzt werden. Ein Versuch, zur gleichen Zeit im Gebiet Sandeck und Neudegg eine Jagdruhezone für Wasserwild zu errichten, schlug damals fehl (SAUERZOPF 1977). Die Jagdruhezone an der Langen Lacke bedeutet für das Revier Apetlon 1 eine verminderte Jagdmöglichkeit, da die Jäger bei der Wasserwildjagd nicht mehr direkt an den Lackenrändern stehen dürfen.

Dadurch wurde aber die Ruhe- und Schutzfunktion der langen Lacke als Schlafplatz für Gänse enorm verstärkt. Das Schongebiet Lange Lacke hatte so für die Jagd im Seewinkel eine zen-

trale Bedeutung, da hier jetzt insgesamt mehr Gänse in der Region indirekt doch wieder für die Jagd zur "Verfügung" standen.

Die Verordnung "Jagdruhezone Lange Lacke" beschränkt sich auf eine räumliche Begrenzung. Für eine zeitlich differenziertere Regelung der Jagd auf Gänse, die immer wieder gefordert wird, konnte bis heute keine Lösung gefunden werden.

Eine zeitliche Regelung der Gänsejagd wird von seiten des Naturschutzes angestrebt, da vor allem in den östlich gelegenen Revieren des Seewinkels ohne Ruhezeiten laufend Gänse gejagt werden. So gibt es auch keine Einschränkungen der Gänse- und Entenjagd in Frostperioden, wenn sich die Vögel auf den vereisenden Gewässern auf immer kleineren Flächen sammelndrängen.

Artenschutz

Ein weiterer Kritikpunkt an der derzeit ausgeübten Wasservildjagd ist die Jagd auf Bläßgänse. Für diese Gänseart werden aus dem Zeitraum 1960 bis 1970 für Österreich noch Durchzugszahlen zwischen 10.000 bis 20.000 Stück genannt (LEISLER 1969, TIMMERMAN et al. 1976). Seither werden immer weniger Bläßgänse als Durchzugsgäste festgestellt (DICK 1990). Dies gilt auch für die Überwinterungsgebiete in Ungarn (FARAGO et al. 1991). 1991 wurden Herbstbestände von maximal 1.143 Stück im österreichischem Seewinkel und 2.722 Stück auf der ungarischen Seite des Neusiedler Sees gezählt. Die Hauptdurchzugszeit der Bläßgänse im Seewinkel ist jedoch das Frühjahr, das bereits außerhalb der Jagdsaison liegt. Auf ihrem Rückzug in die Brutgebiete können Bläßgänse sowie auch alle anderen nordischen Wildgänse in Österreich somit nicht bejagt werden. Seit vielen Jahren wurden als Spitzenwert im Februar 1991 in Österreich erstmals wieder über 12.000 durchziehende Bläßgänse gezählt.

Von den Naturschutzvertretern wird daher die Einstellung der Jagd auf Bläßgänse gefordert. Wie kann dieser Schutz bzw. eine ausreichende Kontrolle bei der derzeit üblichen Jagdmethode durchgeführt werden? Es wird mit Schrot in einen großen fliegenden Gänsetrupp geschossen - wen trifft es? Die geschützte oder die ungeschützte Gänseart? Auf ungarischer Seite ergibt sich das gleiche Problem beim Schutz der Graugans, die laut ungarischem Jagdgesetz nicht erlegt werden darf. Können die ungarischen Jagdpächter und ihre Jagdgäste präziser ansprechen und schießen, als ihre österreichischen Kollegen?

Die bisher gemachten Beobachtungen bei Wasserwildjagden lassen berechnete Zweifel aufkommen, ob Naturschutzbemühungen durch jagdliche Regelungen erfüllt werden können.

Lösungsvorschläge für die Nationalparkregion

Für definierte Nationalparkflächen, Feuchtgebiete von internationaler Bedeutung (Ramsar) oder Naturschutzgebiete sollte die "Wasserwildjagd" kein Thema mehr sein. Hier muß - im Sinne des Naturschutzes bzw. der Nationalparkidee - eine komplette Jagdruhe für Wasservögel gelten. Es gibt keine ökologische Begründung für eine Jagd auf Wasserwild in Schutzgebieten, die speziell für den Wasservogelschutz geschaffen wurden! Die Bestände der Wasservögel werden großräumig durch die Witterung und die Brut-, Rast- und Überwinterungskapazitäten geregelt. Diese schwanken in Abhängigkeit von Nahrungsangebot, Deckung und dem Ausmaß der menschlichen Aktivitäten (OPITZ 1990).

Wildgänse sind Weitstreckenzieher. Die Brutgebiete der Saat- und Bläßgänse liegen hoch im Norden Europas und Rußlands in der arktischen Tundra.

Wenn es im Seewinkel für Wildgänse keine ausreichend großen, ungestörten Ruheplätze mehr gibt und auch die wenigen noch vorhandenen Äsungsflächen verschwinden, dann wird auch ein Nationalparkstatus der Region die Wildgänse hier nicht mehr erhalten können. Bereits jetzt sind die "österreichischen" Wildgänse auf Äsungsflächen in Ungarn "angewiesen". Auch bei klimatisch bedingten, ungünstige Rastplatzbedingungen müssen die Wildgänse zum Teil auf die ungarische Seite des Nationalparks ausweichen. Abgesehen von den natürlich schwankenden Ressourcen und Lebensraumbedingungen bedeutet die Jagd auf Wasserwild in und am Rande von Nationalpark-Schutzgebieten daher einen zusätzlichen Stör- und Vertreibungseffekt. Aus der Sicht des Naturschutzes werden besonders sensible Gebiet dadurch gravierend entwertet.

Es ist eine Frage der Zielvorstellungen der betroffenen Bevölkerung in der gesamten Region. Soll der Schutz des Kapitals "natürliche Wildtierbestände" längerfristig Vorrang haben und jagdliches Interesse untergeordnete Bedeutung erhalten? Mit der Entscheidung und dem Beschluß, einen Nationalpark zu gründen, wurden seitens der Gesetzgeber gewisse Vorentscheidungen zugunsten des Kapitals "Natur" bereits getroffen.

An dieser Stelle muß die Einstellung des Burgenländischen Jagdverbandes zur Wasserwildjagd hervorgehoben werden. Seitens des Jagdverbandes wurde während der Nationalparkdiskussionen immer wieder betont, daß bei der Neuvergabe der Jagdpachten im Jahre 1991 die sensiblen Gebiete im Seewinkel seitens der öffentlichen Hand gepachtet werden sollen, um jegliche weitere Diskussion um die Wasserwildjagd zu vermeiden. Diesem Wunsch des Jagdverbandes wurde gerade im Bereich der Langen Lacke nicht entsprochen.

Daß es noch immer möglich ist, Wasserwildjagden an Schlafplätzen im Naturschutzgebiet bzw. in Nationalparkgebieten durchzuführen, ist für den Normalbürger und Nationalparkbesucher unverständlich! Trotzdem ist es nach der derzeitigen Rechtslage völlig legal.

Die bestehenden Jagdpachtverträge an der Langen Lacke regeln die Wasserwildjagd nach dem Jagdgesetz. Diese Pachtverträge sind bis 1998 gültig. Es ist fraglich, ob es dem Naturschutzgedanken nützt, wenn heute bereits Flächen zu Nationalparkgebieten erklärt werden, die völlig legal nach dem Jagdgesetz noch bis 1998 bejagt werden können. Erst dann kann über das Nationalparkgesetz Einfluß auf die weitere Vorgangsweise genommen werden. Weitere Konflikte sind dadurch vorprogrammiert. Denn auf teuer erworbene Jagdrechte wird der private Pächter nicht freiwillig verzichten. Warum sollte er auch! Er ist nach den gültigen gesetzlichen Bestimmungen im Recht.

Eine wesentlich zufriedenstellendere Lösung für das Wasserwild konnte für die Nationalparkfläche im südlichen Seeteil des Neusiedler Sees ausgehandelt werden.

Auf österreichischer Seite ist das Land als Pächter über eine Fläche von ca. 3.600 ha Verfügungsberechtigt. Hier wird seit 1991 kein Wasserwild mehr bejagt.

Auch auf ungarischer Seite hat man sich an die österreichischen Vorgaben angepaßt. Seit dem Jagdjahr 1992/93 ist auch in Ungarn auf den Nationalparkflächen des Neusiedler Sees die Wasserwildjagd verboten. Durch diese Maßnahmen ist nun eine grenzüberschreitende, gesicherte Ruhezone für durchziehende Wasserwildarten garantiert.

Zusammenarbeit bei der Wasserwildjagd in Jagdrevieren außerhalb der Nationalparkflächen

Die Schutzgebiete des österreichischen Nationalparks Neusiedler See liegen in einzelne Teilflächen verstreut in der Region des Seewinkels. In einer Nationalparkregion können und sollten daher auch die umliegenden Jagdreviere, die flächenmäßig nicht direkt von der Nationalparkgründung betroffen sind, dazu beitragen, daß die Diskussion um die Wasserwildjagd entschärft werden kann.

Wasserwild nutzt den zukünftigen Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel über Schutzgebiets-, Revier- und Staatsgrenzen hinweg als gemeinsamen Lebensraum!

Um den "Störfaktor Jagd" in einer grenzüberschreitenden Nationalparkregion zu reduzieren, können einige Punkte aufgelistet werden, die eine Verbesserung des Schutzes für Wasserwild auf österreichischer Seite bedeuten könnten. Jagdliche Ein- oder Beschränkungen in Österreich sollten in der Folge natürlich auch für den ungarischen Teil des Nationalparks gelten.

1. Diskussion der Jagdruhezonen

- a) Ist die derzeitige Fläche der Jagdruhezone um die Lange Lacke ausreichend?

Müssen die Grenzen neu gezogen werden, um einen ausreichend sicheren An- und Abflug für das Wasserwild zu gewährleisten?

- b) Wieweit ist eine Schlafplatzbejagung an den anderen Seewinkellacken (z. B. Darscho, St. Andrä Zicksee) noch vertretbar? Dies gilt vor allem in Trockenphasen, wenn nur mehr künstlich bewässerte Lacken als potentielle Schlafplätze von Wasserwild genutzt werden können.

2. Errichtung von Schontagen

Eine Entlastung für das Wasserwild würden sicherlich Schontage bringen (drei bis vier jagdfreie Tage pro Woche). Die Tiere könnten in dieser Zeit ungestört der Äsung nachgehen.

3. Jagdruhe in Frostperioden

Während längerer Perioden starken Frostes sollte die Wasserwildjagd ganz ruhen. Ein Kriterium dafür könnte das Ausmaß der Gewässervereisung in der Gesamtregion sein.

4. Jagdliche Begrenzungen zur Hauptdurchzugszeit

Mit dieser Maßnahme könnte die Qualität und Attraktivität von Schlafplätzen gesichert werden.

5. Änderung der Jagdzeiten auf Wasserwild und Aufgliederung der Abschüsse nach Wildarten

Eine Aufgliederung der Abschüsse nach Arten wäre im Interesse eines "Wasserwildmanagements" unbedingt erforderlich. Bei einer Artunterscheidung und ausreichender Kenntnis der Durchzugsphänologie könnten durch zeitliche Staffelung der Jagd einzelne Arten gezielt geschont oder verstärkt bejagt werden.

6. Begrenzung der Stückzahl - (siehe derzeitige jagdliche Praxis in Ungarn)

Mit dieser Einschränkung könnte auf aktuelle Bestands- und Zugtrends Rücksicht genommen werden.

7. Tageszeitliche Begrenzung der Schußzeit

In Holland dauert die Schußzeit auf überwinternde Gänsebestände in den Deichgebieten nur bis 10 Uhr vormittags. Dann herrscht Jagdruhe, die eine gleichmäßigere Verteilung der Gänse auf den Äsungsflächen garantieren soll. Mit dieser Maßnahme einer tageszeitlichen Jagdbegrenzung soll der Flurschaden für einzelne betroffene Landwirte eingegrenzt werden.

LITERATUR

4. WASSERWILDJAGD UND NATIONALPARK

ABN (Hrsg.) (1987)

Probleme der Jagd in Schutzgebieten. Jb für Naturschutz und Landschaftspflege 40, Bonn, 168 pp.

ANONYMUS (1947)

Naturschutz am Neusiedler See. Umweltheft 6: 271.

BAMBERG F. (1989)

Zur Ausübung der Jagd im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Hrsg.: Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein, Kiel, 437 pp.

BAUER K., FREUNDL H. & R. LUGITSCH (1955)

Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes. Wiss. Arb. Bgld. 7: 1-123.

BAUERNFEIND E. (1973)

Bestandesentwicklung und Abschuszahlen der Gänse und Enten im Bezirk Neusiedl am See in den Jahren 1955-1971. Österr. Waidwerk, 284-288.

BELLROSE F. C. (1975)

Impact of ingested lead pellets on waterfowl. Proc. 1st Int. Waterfowl Symp., Ducks Unlimited, 163-167.

BURGENLÄNDISCHES JAGDGESETZ

LGBI. Nr. 11/1989

BURGENLÄNDISCHER LANDESJAGDVERBAND (1992)

Jagdlicher Bericht für das Jagdjahr 1991/1992. 39 pp.

BURGENLÄNDISCHES NATIONALPARKGESETZ

LGBL. Nr. 28/1993

CONSEIL INTERNANTIONAL DE LA CHASSE (C.I.C.) (1993)

Die Zukunft unseres Wasserwildes. Nachrichten Nr. 4.

DICK G. (1990)

Decline of Anser albifrons in central Europe. In: G. Matthews (ed.): Managing waterfowl populations, IWRB Spec. Publ. 12: 63-65.

DVORAK M. & A. GRÜLL (1985)

Daten zur Nachbrutzeit, Zug und Überwinterung gefährdeter oder ökologisch wichtiger Vogelarten im Neusiedler See-Gebiet 1981/82, 1982/83 und 1983/84. BFB Bericht 52, Illmitz, 35 pp.

FARAGO S., KOVACAS, G. & T. STERBETZ (1991)

Goose populations staging and wintering in Hungary 1984-1988. Ardea 79 (2): 161-163.

FARAGO S. & A. BANKOVICS (1992)

Zug, Schutz und Jagd des Wasserwildes in Ungarn. Manuskript, 12 pp + Anhang.

FESTETICS L. (1866)

Esterhazy einst und jetzt. Jagd Zeitung 24: 764-767.

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. Bgld. 40: 83-130.

FINGER J. (1877)

Vom Neusiedler See. Mitth. Ornith. Ver. Wien, Nr. 5: 7-8.

FISCHER L. Frh. v. (1887)

Beobachtungen am Neusiedler See. Mitth. Ornith. Ver. Wien, Nr. 6: 47-48.

GAGERN F. v. (1963)

Das Jahrbuch des Jägers. Bd. 2, Verlag "Das Bergland Buch", Salzburg/Stuttgart: 152-175.

GRÜLL A. & G. DICK (1987)

Ergebnisse der Gänsezählungen im österreichischen Neusiedler See-Gebiet 1983/84 bis 1986/87. BFB Bericht 64, Illmitz, 23-32.

KALCHREUTER H. (1987)

Wasserwild im Visier. BLV München, 286 pp.

LAMPIO T. (1981)

Influence of hunting on the Anser anser population in Finland.

IWRB

Symposium on "Population ecology of Geese", Debrecen, Hungary, Manuskript, 4 pp.

LAMPIO T. (1983)

Waterfowl Hunting in Europe, North America and some African and Asian countries in 1980-1981. IWRB Special Publication No. 3, Slimbridge, 35 pp.

LEISLER B. (1969)

Beiträge zur Kenntnis der Ökologie der Anatiden des Seewinkels (Burgenland) (Teil I: Gänse). Egretta 12, Heft 1/2: 1-52.

LÖFFLER H. (1982)

Der Seewinkel. Verlag NÖ Pressehaus St. Pölten, 160 pp.

OPITZ H. (1990)

DBV-Position zur Jagd auf Wasservögel. Naturschutz heute 2: 47.

PARZ-GOLLNER R. & S. FARAGO (1991)

Migration and dispersion of wintering geese in the region of Lake Fertő/Neusiedler See Seewinkel. XX IUGB Congress, Gödöllő: 471-476.

ROGERS J. P. (1979)

Branta bernicla hrota in the USA - a management review. Proc. 1. Tech. Meet. West. Palöarct. Migr. Bird Mgmt., Paris 1977, IWRB-Publ.: 198-211.

RÜGER A., PRENTICE C. & M. OWEN (1987)

Ergebnisse der Internationalen Wasservogelzählungen des internationalen Büros für Wasservogelforschung (IWRB) von 1967-1983. Seevögel Bd. 8.

SAUERZOPF F. (1977)

Gutachten zur Einschonung des Wasserwildes in der Gemeinde Apetlon. Unveröff.

SCHNEIDER M. (1986)

Auswirkungen eines Jagdschongebietes auf die Wasservögel im Ermatinger Becken (Bodensee). Orn. Jh. Bad. Württ. 2: 1-46.

SIEBENGA S. (1985)

Ganzenpraat. De Nederlandse Jager 90/26: 583-584.

TIMMERMAN A., MÖRZER BRUYNS M. F. & J. PHILIPPONA (1976)

Survey of the winter distribution of palearctic geese in Europe, Western Asia and North Africa. Limosa 49: 230-292.

ZIMMERMANN R. (1943)

Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler See-Gebietes. Ann. Nat. Hist. Mus. Wien 54: 1-272.

ANHANG I

IDEENKATALOG ZUM SCHUTZ DES RAMSAR-GEBIETES NEUSIEDLER SEE

Um die Vielzahl an Ideen und kreativen Anregungen für den Diskussionsteil dieser Studie zu sammeln, zu ordnen und zu bewerten, entschlossen sich die Autoren Ende November 1992 zu einem Brainstorming nach der Methode von Osborn, an dem zusätzlich zur Autorenrunde "als Ressourcen" die folgenden Personen teilnahmen: Mag. Brigitte Auer (Zoologisches Institut der Universität Wien/Limnologie), Dr. Erwin Köllner (Biologische Station Neusiedler See/Botanik), Frau Renate Steiner (WWF-Informationszentrum Lange Lacke/Umwelterziehung - Informationsarbeit) und Dr. Thomas Wrba (Institut für Pflanzenphysiologie der Universität Wien/Vegetationsökologie und Naturschutzforschung). Dem ebenfalls eingeladenen Limnologen der Biologischen Station Neusiedler See sowie den beiden Direktoren des österreichisch-ungarischen Nationalparks Neusiedler See war eine Teilnahme nicht möglich. Die Moderation übernahm G. Dick. Die konkrete Frage lautete: Wie kann ich erreichen, daß der Schutz des Ramsar-Gebietes sichergestellt ist?

In einer Laufzeit von etwa 20 Minuten gingen mehr als 80 Stichworte ein, die sich inhaltlich teilweise überlagerten. Sie wurden unmittelbar anschließend in einer sehr lebhaften Diskussion grob vorsortiert und dann mit den Prädikaten "attraktiv" (37 Ideen), "innovativ" (3 Ideen) oder "attraktiv und innovativ" (31 Ideen) bewertet. Nur zehn Eingaben erhielten keine der beiden Auszeichnungen. Erst nachträglich erfolgte eine Zuordnung zu verschiedenen Themenbereichen (A. Grüll).

Die Auswertung ergab als überraschendes Ergebnis, daß die Teilnehmer fast alle attraktiven Ideen (neun von elf) zu "Forschung" auch als neu werteten, während bei "Umsetzung" nur fünf der insgesamt 20 attraktiven Vorschläge beide Prädikate erhielten: In der naturschutzorientierten Forschung dürften demnach auch in der Konzeption noch immer erhebliche Defizite bestehen, während längst Bekanntes mit bewährten Methoden endlich einmal umgesetzt werden sollte! Die wenigen Stichworte zu Grundsatzdiskussion, Umweltpolitik und Umwelt-erziehung waren hingegen wieder größtenteils neu.

Die nachfolgende Liste stellt nur die attraktiven und unserer Meinung nach gleichzeitig auch innovativen Lösungsansätze vor. Wir verzichten vorläufig auf jeden Kommentar oder Erklärungen, die der abschließenden Diskussion dieser Studie vorbehalten bleiben müssen.

Wir glauben aber, mit diesem ersten Ideenkatalog für das "Jahr zum Schutz der Feuchtgebiete" schon jetzt neue Anregungen für die Planung von Schutzkonzepten im Ramsar- und Nationalpark-Gebiet Neusiedler See geben zu können.

1. Grundsatzdiskussion

- Definition des Schutzzieles ("Leitbild") in bezug auf historischen Zustand
- einheitliche Festlegung von Schutzprioritäten: Erhaltung natürlicher Ökosysteme - gezieltes Management für Artenschutz; gebietsspezifische Auswahl von Schutzstrategien

2. Forschung - generelles Konzept für Ramsar-Gebiet

- interne Definition von Wissensdefiziten, Sichtung, kritische Bewertung und Berücksichtigung vorhandener Daten
- interdisziplinäre Ansätze (Hydrologie, Geographie, Pedologie); Einbindung bereits bei Auswahl von Probeflächen!
- Analyse der Landschaftsstruktur (GIS) unter Berücksichtigung neuer Parameter (Landschaftsökologie u. a.); kartographische Erfassung/Darstellung der Entwicklung
- Grundlagen für Biotoppflege; einheitlicher Katalog von Pflegemaßnahmen und naturschutzverträglicher Nutzungen (Orientierung an alten Nutzungsformen!)
- Langzeitmonitoring von Biotopentwicklungen (v. a. Vegetation) und Managementflächen (z. B. Einrichtung von Dauerbeobachtungsflächen)
- autökologische Untersuchungen an ausgewählten "Leitarten", Extrapolieren auf Ökosysteme/Flächen
- gebietsbezogene Effizienz von Artenschutzmaßnahmen
- Rolle primärer/sekundärer Habitats ("Ersatzlebensräume") für Populationssicherung
- internationale Zusammenarbeit mit anderen Ramsar-/Feuchtgebieten

3. Umsetzung

- Reglementierung der Jagd, auch außerhalb geschützter Gebiete (Jäger als Partner bei der Gebietsbetreuung?)
- Zonierung des Tourismus nach Nutzungstypen (v. a. Radsport)
- Biotopgestaltung außerhalb geschützter Gebiete
- effizienter Einsatz von Schutzstrategien
- Berufsausbildung für Aufsichtsorgane/Landschaftspfleger

4. Umweltpolitik

- Lobbying der Politik
- Darstellung wissenschaftlicher/ethischer Wertigkeit für Öffentlichkeit
- Prüfung rechtlicher Basis auf Effektivität
- Umweltsponsoring (Forschungsgelder)

5. Umwelterziehung/Informationsarbeit

- kritische Touristeninformation (politischer Druck)
- Einbringung kultureller Aspekte des Naturschutzes
- Naturschutzausbildung an der Universität mit Freilandpraktika im Gebiet

ANHANG II

RICHTLINIEN FÜR DIE ERSTELLUNG EINES UMFASSENDEN MANAGEMENT- PLANES FÜR RAMSAR-GEBIETE UND ANDERE FEUCHTGEBIETE

- 1. Entwurf zur Vorlage bei der 5. Konferenz der
Ramsar-Vertragsstaaten
(9. bis 16. Juni 1993 in Kushiro, Japan),
erarbeitet beim RAMSAR-Workshop
"Management Planning in Wetland Reserves"
in Plas Ra-y-Bwlch, Wales,
13. bis 20. Februar 1993**

Zunehmend wird auch international erkannt, daß die Erhaltung der Feuchtgebiete langfristig nur nach Erstellung eines Planes gewährleistet werden kann. In einem solchen Plan müssen Zielvorstellungen konkretisiert werden und an Hand von Gebietsbeschreibungen Maßnahmen zur Erhaltung definiert werden. Nachfolgend wird der erste internationale Vorstoß für eine Matrix zur Erstellung eines Managementplanes vorgestellt. Nach Berücksichtigung der Vorschläge der einzelnen Mitgliedsstaaten der Ramsar-Konvention soll eine offizielle Empfehlung der Konferenz der Vertragsstaaten abgegeben werden.

Allgemeine Einleitung

Bei der Erstellung von Managementplänen sollte folgendes berücksichtigt werden:

- Managementplanung ist ein Prozeß, der dauernder Prüfung und Anpassung unterliegt.

- Die Managementpläne dürfen nicht als endgültige, unverrückbare Dokumente betrachtet werden.
- Die Prüfung des Plans kann zur Änderung der Beschreibung und Ziele führen.
- Die verwendeten Quellen in den einzelnen Abschnitten des Plans sollten angeführt werden.
- Der Managementplan selber sollte mehr eine technische Beschreibung denn ein Gesetzestext sein; eine legale Basis für die Erstellung von Managementplänen kann aber eine gute Voraussetzung sein.

Obwohl die Zustände der einzelnen Feuchtgebiete stark differieren, sollte die folgende Vorgangsweise weltweit Anwendung finden können.

Die Richtlinien bestehen aus einer Präambel und drei Hauptabschnitten:

1. Beschreibung
2. Was ist zu tun? (Bewertung und Ziele)
3. Wie ist es zu tun? (Aktionsplan)

Fachleute sollten bei der Entwurfserstellung bei allen drei Abschnitten dabei sein. Normalerweise werden die ersten beiden Abschnitte von Politikern bewilligt werden, wovon die Finanzierung des Abschnittes 3 abhängt.

1. Präambel

Die Präambel ist sehr allgemein abgefaßt und ruft im wesentlichen die Ramsar-Ziele, die Erhaltung des ökologischen Zustandes der auf der Liste befindlichen Gebiete, die wohlaus-

gewogene Nutzung von Feuchtgebieten und das Einrichten von Schutzgebieten auch in nicht auf der Liste befindlichen Gebieten, in Erinnerung. Umfassende Pläne müssen auch alle Interessen, Nutzungen und Beeinträchtigungen des Gebietes mitberücksichtigen. Er wird natürlich auch die Politik nationaler und regionaler Behörden widerspiegeln, ebenso jene Organisationen, denen die Erstellung oder Umsetzung des Managementplanes anvertraut wurde.

2. Beschreibung

Auf der Basis der zur Verfügung stehenden Information wird eine Zustandsbeschreibung des Gebietes gegeben. Hier sollen auch Informationslücken genannt werden, eine regelmäßige Überprüfung kann, wenn notwendig, zu einer Aktualisierung führen. Diese Beschreibung ist sozusagen die Basis für das Erkennen nachfolgender Änderungen im Gebiet. Im Falle der Veröffentlichung des Plans sollten Angaben über seltene Arten vertraulich bleiben. Die Beschreibung sollte dem Muster des Ramsar-Datenblattes folgen.

3. Was ist zu tun? (Bewertung und Ziele)

3.1 Bewertung

Bewertung ist hier im Sinne von Auswertung der vorangegangenen Beschreibung und Auszeichnung der Hauptmerkmale gemeint. Es sollte nicht mit den Kriterien zur Auswahl international bedeutender Feuchtgebiete verwechselt werden. Die Bewertung wird sich auf die nachfolgend genannten Überschriften stützen.

Größe (ökologische Einheit! z. B. Einzugsgebiet)

Diversität

Naturnähe

Seltenheit

Labilität

Besonderheit (Typus)

Historisch bedeutend

Stellenwert in einer übergeordneten ökologischen Einheit

Potentieller Wert

Kultureller Wert (Landschaft, Religion, Volkskunde)

Gesellschaftlicher Wert (Sozio-Ökonomie, Volkswirtschaft)

Erziehung

Forschung

3.2 Ideale Managementziele

Diese Ziele werden immer von dem Bewertungsprozeß abgeleitet. Sie drücken ganz klar eine langfristige, von anderen Überlegungen unbeeinflusste Absicht aus. Sie können allgemein gehalten oder, wenn erforderlich, auch detaillierter abgefaßt sein.

3.3 Die die Erreichung der idealen Managementziele beeinflussenden Faktoren

Die Aufgabe dieses Abschnittes ist es, alle bedeutenden Faktoren zu nennen, die das Management beeinflussen oder gar behindern. Diese Faktoren sind:

3.3.1 Interne natürliche Trends

Darunter wären die natürliche Vegetationssukzession oder Wasserstandsschwankungen infolge der Niederschläge zu verstehen.

3.3.2 Interne vom Menschen hervorgerufene Faktoren

3.3.3 Externe natürliche Trends

Hier sind natürliche Trends außerhalb des Feuchtgebietes gemeint, etwa Klimaänderung, Schwankungen von Wasserstömungen oder Meeresspiegel.

3.3.4 Externe, vom Menschen hervorgerufene Faktoren

Zum Beispiel künstliche Veränderung der Wasserversorgung oder verstärkte Sedimentation infolge von Erosion flußaufwärts.

3.3.5 Faktoren als Ergebnis von Gesetzgebung oder Tradition

Dieser Abschnitt beinhaltet Rechte des Gesetzes oder aus Tradition und Verpflichtungen des Managers vor Ort. Hier sollen die relevanten internationalen, nationalen und regionalen Gesetze aufgelistet werden, wobei die Betonung auf national und regional liegt. Möglichen Einfluß auf das Gebiet üben traditionelle Rechte wie Weide-, Jagd- oder Fischereirecht, aber auch religiöse Bräuche.

3.3.6 Physische Überlegungen

Hierunter ist zum Beispiel die Unwegsamkeit des Geländes zu verstehen.

3.3.7 Vorhandene Ressourcen

Hier ist das für das Management zur Verfügung stehende Geld und die Arbeitskraft gemeint.

3.3.8. Zusammenfassung der die Erreichung der idealen Managementziele beeinflussenden Faktoren

Diese Zusammenfassung der vorhergehenden sieben Abschnitte führt zur Ausweisung der operationalen Ziele.

3.4 Ausweisung der operationalen Ziele

Hier soll überlegt werden, inwieweit die idealen Ziele durch die obengenannten Faktoren modifiziert werden müssen. Dies führt zur Formulierung operationaler oder erreichbarer Ziele. Diese können beträchtlich von den idealen Zielen abweichen, trotzdem sollten sie aber einen Weg zeigen, der schlußendlich zum Ideal führt.

Diese operationale Ziele werden in der Form eines umfassenden Managementplanes formuliert. Eine Art Rahmenplan für die Nutzung natürlicher Ressourcen und die Erhaltung der Biodiversität sollte für große Gebiete mit zahlreichen Eigentümern und unterschiedlichen Nutzungen in Zusammenarbeit mit all diesen Nutzern und Interessensgruppen erstellt werden. Um die Aktivitäten in den verschiedenen Teilen des Gebietes zu kontrollieren, sollte innerhalb des Rahmenplanes ein Zonierungsplan vorbereitet werden: Jede Zone kann ihren eigenen Nebenplan haben.

Die Managementmaßnahmen können in den folgenden Kategorien zusammengefaßt werden:

a) Biotopmanagement (inkl. z. B. Hydrologie und Landschaft)

zur Wahl: kein Eingriff (beinhaltet aber Monitoring)
begrenzter Eingriff
aktives Management

b) Management von Arten

zur Wahl: kein Eingriff
Kontrolle und Reduktion
Bestandsstützung und Vermehrung
Wiedereinbürgerung
Einbürgerung

c) Forschung

zur Wahl: keine Möglichkeiten
spezielle Möglichkeiten
beschränkte Möglichkeiten
alle Möglichkeiten

d) Erziehung und Öffentlichkeitsarbeit

zur Wahl: keine Möglichkeiten
beschränkte Werbemöglichkeit
aktive Werbung
spezielle Werbung

e) Zugänglichkeit und Erholung

zur Wahl: kein Zutritt
beschränkter Zutritt
teils frei zugänglich
frei zugänglich

4. Wie ist es zu tun? (Arbeitsplan)

Dieser Abschnitt definiert die allgemeinen Arbeitsgebiete zur Erreichung der operationalen Ziele. Die einzelnen Arbeitspakete werden Projekte genannt. Jede Projektbeschreibung soll beinhalten: durchführendes Personal, Zeitpunkt und Zeitdauer sowie Kosten. Schließlich soll jedem Projekt eine Priorität zugewiesen werden sowie das Jahr oder die Jahre der Durchführung.

5. Jährlicher und regelmäßiger Bericht muß verfaßt werden

Bemerkung

Grenzen der annehmbaren Veränderung. Dieses Konzept ist ein Werkzeug, das weithin zur Ausweisung und zum Bestimmen von Toleranzbereichen, innerhalb derer Änderungen annehmbar sind, verwendet werden kann. Es kann beim Abschnitt Bewertung oder zur Zeit des Überprüfens angewendet werden (z. B. bei Feuchtgebieten kann es maximaler oder minimaler Wasserstand oder genau bestimmte Ausdehnung der Vegetation sein). Sind diese Grenzen einmal überschritten, so wird eine sofortige Steueraktion nötig werden. Monitoring versteht sich bei dem gesamten Prozeß als inbegriffen.