

Bestand, Verbreitung und Bestandsentwicklung gefährdeter und ökologisch bedeutender Vogelarten im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel: Ergebnisse aus den Jahren 2001 bis 2015

Michael Dvorak, Georg Bieringer, Birgit Braun, Alfred Grüll,
Eva Karner-Ranner, Bernhard Kohler, Ingo Korner, Johannes Laber,
Erwin Nemeth, Georg Rauer & Beate Wendelin

Dvorak, M., G. Bieringer, B. Braun, A. Grüll, E. Karner-Ranner, B. Kohler, I. Korner, J. Laber, E. Nemeth, G. Rauer & B. Wendelin (2016): Population size, distribution and population trends of threatened and ecologically important bird species in the National Park Neusiedler See - Seewinkel: results from the years 2001-2015. *Egretta* 54: 4-86.

In 2001-2015 within the framework of a project of the National Park Neusiedler See - Seewinkel („Nationalpark-Vogelmonitoring“) surveys investigating population size and population trends of 39 endangered or ecologically important bird species were carried out. For 33 of the 39 species, the whole breeding population (or a representative part of it) was surveyed every year and for a further six species only in single years. In this publication, the results of this project are presented in detail, analyzing population trends and presenting first rough indication of the factors underlying changes. The main results on population sizes are shown in table 14, an assessment of the international significance of the breeding populations in table 15 and a summary of the population development of the various species in table 16. Until the early 1980s, about 40 % of the considered species showed negative population trends; Kentish Plover as a characteristic species of the Pannonian lowlands had declined by 75 %. From the early 1990s, most of the declines did not further continue and some species began to recover again, a process which was accelerated by management measures by the national park. The reintroduction of extensive and large scale cattle grazing within the last 20 years proved to be the most effective measure and the majority of species was positively influenced. On the other hand, large man-made changes in the water regime took place in recent decades and still taking place, became a major negative factor. This caused a so called “Lacken die off” which started in the 1930s and continues until today; no less than 70 % of all originally present soda lakes have now disappeared either by drying out or as result of direct destruction due to human activities. Additionally, all remaining soda lakes are adversely affected to varying degrees. Most of the water bird species as well as bird species of wet meadows are affected. Negative effects were detected for several species of dabbling duck (e.g. Shoveler) and are very likely to affect also the occurring wader species of wet meadows, particularly Black-tailed Godwit. It is feared that in the future the success of the ongoing national park management could be threatened by the multitude of negative impacts on the water regime. A further striking change in recent decades concerns the new arrival and establishment as breeding birds of various bird species of southern and southeastern origin (Tab. 16). Pygmy Cormorant, Whiskered Tern and Black-necked Stilt are all now considered common and characteristic breeding birds of the Neusiedler See area, but it is likely that the impact of climate change may affected many other bird species of the region in different ways.

Keywords: Neusiedler See, Seewinkel, Burgenland, Vogelmonitoring

1. Einleitung

Seewinkel und Neusiedler See sind die ornithologisch bekanntesten und daher die von Vogelkundlern und Vogelkundlerinnen auch am meisten besuchten Gebiete Österreichs. Die wissenschaftliche Bearbeitung der Vogelwelt begann, entsprechend der Bedeutung und Attraktivität des Gebiets, bereits sehr früh. Schon im Jahr 1944 erschien ein erstes Übersichtswerk von R. Zimmermann, in dem erstens eine detaillierte Übersicht und Zusammenschau der bis dahin vorliegenden Daten zu finden ist und zweitens auch die Ergebnisse von drei mehrmonatigen Aufenthalten in den Jahren 1940 bis 1942 zusammengefasst sind (Zimmermann 1943). Dieses Buch versetzt uns in die Lage, die heutige Vogelwelt im Detail mit der Situation vor 75 Jahren vergleichen zu können. Weitere Übersichten, die sich vorwiegend mit der an Feuchtlebensräume gebundenen Vogelwelt befassten, erschienen in den späten 1960er (Festetics & Leisler 1968, 1970) und in den frühen 1990er Jahren (Dick et al. 1994). Vereinzelt in den 1960er und 1970er und verstärkt ab den frühen 1980er Jahren begannen auch Untersuchungen zu Ökologie, Verhalten und Populationsentwicklung einzelner Arten und Artengruppen. Insbesondere die Anstellung eines hauptberuflichen Ornithologen an der Biologischen Station Illmitz ab 1981 sowie die fortwährende Unterstützung vogelkundlicher Arbeiten durch diese Institution des Landes Burgenland hat die Durchführung ornithologischer Untersuchungen wesentlich gefördert. Unter den besonders charakteristischen Brutvögeln wurden z. B. Reiher und Löffler (Grüll & Ranner 1998, Festetics & Leisler 1999, Nemeth et al. 2004), Säbelschnäbler (Kohler 1997, Kohler & Bieringer 2015), Seeregenpfeifer (Braun 1996), Flusseeeschwalbe (Wendelin 2010), Stelzenläufer (Laber & Pellinger 2014), Wiedehopf (Grüll et al. 2008), Blaukehlchen (Grüll 2001) sowie verschiedene Schilfvögel (Dvorak et al. 1997) bearbeitet. Wie schon diese auszugswise Auflistung erkennen lässt, handelt es sich um eine österreichweit einzigartige und auch überregional bemerkenswerte Brutvogelfauna, daher kommt dem Gebiet aus Sicht des Natur- und speziell des Vogelschutzes nationale und internationale Bedeutung zu. Nicht zuletzt war dann auch der Schutz der Vogelwelt eine wesentliche Motivation und Begründung dafür, im Seewinkel und Teilen des angrenzenden Schilfgürtels im November 1992 den „Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel“ einzurichten.

Mit der Errichtung des Nationalparks konnte auch die Erforschung der Vogelwelt verstärkt vorangetrieben werden. Nach § 6(3) und § 7(3) des Nationalparkgesetzes von 1992 hat die Nationalparkgesellschaft in den Natur- und Bewahrungszonen „langfristige wissenschaftliche Forschungen, laufende Kontrollen (Monito-

ring) sowie eine Beweissicherung durchzuführen“. Demgemäß wurden ab Mitte der 1990er Jahre weitere größere ornithologische Forschungsvorhaben in Angriff genommen wie z. B. ökologische Untersuchungen zur Vogelwelt des Schilfgürtels am Neusiedler See (Dvorak et al. 1997), die Bearbeitung der in Kolonien brütenden Reiher und Löffler (Nemeth et al. 2004, Nemeth & Schuster 2005, Nemeth & Grubbauer 2005), sowie die durchziehenden (Laber 2003, Kohler & Rauer 2009) und ausgewählte brütende Limikolen (Braun & Lederer 1997, Kohler 1999). Während in der ersten Phase der Nationalpark-Forschung Monitoring-Projekte nur über einen Zeitraum von jeweils wenigen Jahren durchgeführt wurden, begann in den späten 1990er Jahren die Konzeption eines Programms für ein langfristig ausgelegtes Vogel-Monitoringprojekt im Nationalpark. Der Schwerpunkt sollte einerseits auf den „Schutzgütern“ des Nationalparks liegen, also denjenigen Arten, die hier ihr einziges, wichtigstes oder eines von wenigen Vorkommen in Österreich und auch in der weiteren Umgebung haben, oder aber denjenigen Arten, die auf internationaler und/oder nationaler Ebene als gefährdet eingestuft sind. Andererseits waren aber von Anfang an auch (noch) häufigere Arten von Interesse, die für das ökologische Gefüge im Nationalpark unter Umständen einen hohen Wert als Indikatoren besitzen. Für Vogelarten, die in eine oder mehrere dieser Gruppen fallen, sollte eine langfristige Bestandsüberwachung als Basis für die Planung, Steuerung und nicht zuletzt auch für die Evaluierung von Schutz- und Managementmaßnahmen eingerichtet werden.

Nach einigen Jahren Vorbereitungszeit konnte dieses Vogelmonitoring-Programm dann im Frühjahr 2001 gestartet werden und in einer ersten fünfjährigen Phase bis 2005 wurden alljährlich neun Teilprojekte durchgeführt. In der zweiten Phase 2006-2010 wurde dieses Programm leicht abgeändert und die daraus resultierend 10 Teilprojekte abgewickelt. In der dritten Programmphase 2011-2015 wurde die Bearbeitung dann auf 11 Teil-Programme erweitert.

Die vorliegende Publikation fasst die Bestandsentwicklung der im Rahmen des Programms bearbeiteten Brutvögel in den Jahren 2001-2015 zusammen. Für jede Art wird einleitend das vorhandene Wissen zur historischen (vor 1980) sowie zur „subrezentem“ (1981-2000) Bestandsentwicklung zusammengefasst. Danach werden die Daten aus den Untersuchungsjahren 2001-2015 präsentiert, wobei einerseits auf Bestand und Bestandsentwicklung, andererseits auch auf die Verbreitung im Untersuchungsgebiet eingegangen wird. Kurz- (seit 2001), mittel- (seit 1981) und langfristige Veränderungen werden in jedem Artkapitel sowohl für die Bestands-

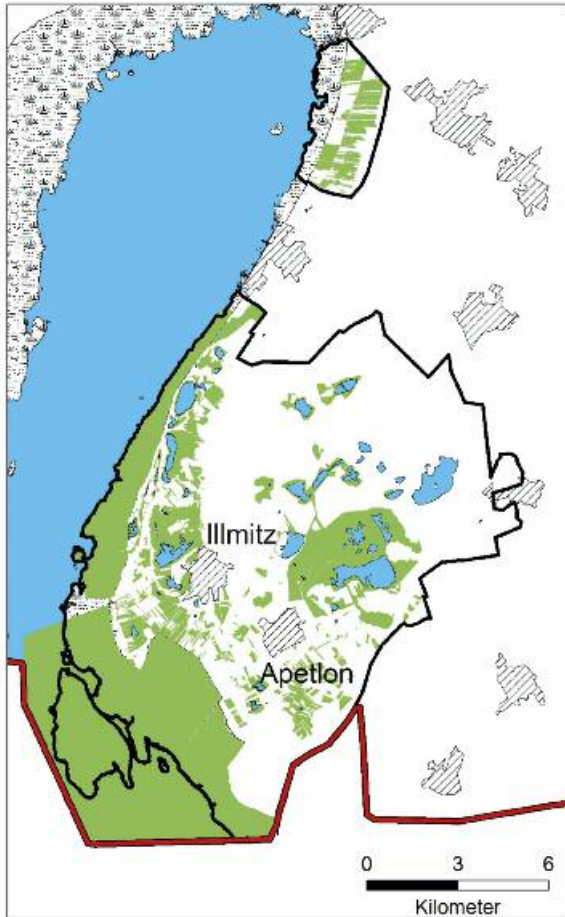


Abb. 1: Abgrenzung des Untersuchungsgebiets (schwarze Linie) und Pachtflächen des Nationalparks (grau). Fig. 1: Study site (black line) and areas leased by the national park (grey).

entwicklung als auch für die Verbreitung im Gebiet diskutiert. Sofern relevant, werden im Artkapitel auch überregionale und internationale Entwicklungen in die Diskussion miteinbezogen. In einer allgemeinen Diskussion wird versucht, eine Bilanz der Veränderungen der Bestandssituation der Brutvögel des Nationalparks zu ziehen. Zusätzlich werden auch die wesentlichsten Einflussfaktoren, wie z. B. ökologische und klimatische Parameter, Änderungen in der Landnutzung sowie vom Nationalpark gesetzte Managementmaßnahmen in die Diskussion miteinbezogen. Abschließend erfolgen aus Ergebnissen und Diskussion abgeleitete Vorschläge für zukünftige und/oder zusätzliche Schutz- und Managementmaßnahmen, sowie die weitere Vorgangsweise in Hinblick auf zukünftige Vogelmonitoring-Programme.

Die Artkapitel wurden (mit Ausnahme des Seeregenpfeifers) von den jeweiligen Projektbearbeitern und Projektbearbeiterinnen (siehe Kapitel Projektorganisation) verfasst. Die Unterkapitel „Beweidungsprojekte“ bzw.

„Sodalacken, Salzsteppen und Salzsümpfe“ im Kapitel Untersuchungsgebiet wurden von Alfred Grill & Ingo Korner bzw. von Bernhard Kohler verfasst. Die Erstellung aller übrigen Teile des Textes, der Grafiken und Tabellen sowie die Gesamtedaktion lagen in Händen des Erstautors.

2. Untersuchungsgebiet

2.1 Allgemeines

Die Region rund um den Neusiedler See im Nordburgenland ist der westliche Ausläufer der Kleinen Ungarischen Tiefebene. Das Neusiedler See-Gebiet wird im Norden von der Schotterterrasse der Parndorfer Platte, im Nordwesten vom Leithagebirge, im Westen vom Ruster Höhenzug, und im Süden vom Wolfser Rücken in Ungarn begrenzt. Im Osten geht das Gebiet in den Hanság und den Heideboden über. Das Gebiet liegt im Grenzraum der Staaten Österreich und Ungarn, was die Entwicklung von Landnutzung und Besitzstand auf unterschiedliche Weise beeinflusst hat und das heutige Erscheinungsbild nach wie vor prägt. Der österreichische Anteil liegt im Bundesland Burgenland.

Der Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel liegt im nördlichen Teil des Burgenlandes und umfasst Teile des Seewinkels und des Neusiedler Sees. Der Nationalpark wurde mit dem Gesetz vom 12. November 1992 errichtet (Gesetz über den Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel - NPG 1992), kundgemacht im LGBl. Nr. 28/1993. Das insgesamt 97,64 km² große Schutzgebiet (M. Kroiss mündl. Mitt.) besteht zum einen aus einem 50,54 km² großen zusammenhängenden Block der einerseits den Schilfgürtel des Neusiedler Sees und die landseitige Verlandungszone südlich des Seebades Illmitz (41,70 km²) und andererseits den nördlich der Illmitzer Seestraße gelegen Teil des Schilfgürtels inklusive der Landseitigen Verlandungszonen (8,84 km²) umfasst. Im Gegensatz zu allen anderen österreichischen Nationalparks besteht der im Seewinkel gelegene, ca. 47,1 km² große Teil des Nationalparks aus zahlreichen kleineren Einzelflächen (Abb. 1); größere zusammenhängende Gebiete fehlen hier mit Ausnahme der Umgebung der Langen Lacke.

Aus diesem Grund umfasst das Untersuchungsgebiet (Abb. 1) im Seewinkel nicht nur die Flächen des Nationalparks, sondern ein weitaus größeres, ca. 171,2 km² großes Gebiet, das nach naturschutzfachlichen Gesichtspunkten abgegrenzt wurde. In diesem Gebiet sind alle im Seewinkel noch vorhandenen Lacken, Lackenmulden und Grünlandgebiete enthalten. Die nördliche Grenze dieses Gebiets liegt knapp südlich der Ortschaft Podersdorf, am Ostrand liegt die Ortschaft St. Andrä am Zick-

see. Die Dörfer Apetlon und Illmitz liegen gänzlich in der Untersuchungsfläche. Für eine Reihe von Teilprojekten (Reiher, Rohrdommel, Schilfvögel) wurde das Untersuchungsgebiet noch auf die außerhalb des Nationalparks gelegenen Wasser- und Schilfflächen des Neusiedler Sees erweitert (siehe Material und Methoden).

Das Neusiedler See-Gebiet wurde bereits in zahlreichen Publikationen ausführlich beschrieben und die verschiedensten Aspekte im Detail dargestellt, weshalb sich die allgemeine Gebietsbeschreibung dieser Arbeit auf ein Minimum beschränkt. An Übersichten aus den letzten Jahrzehnten sind z. B. Burgenländisches Landesmuseum (1959), Löffler (1974), Löffler (1982), Dick et al. (1994), Fally & Kárpáti (2012) sowie Wolfram et al. (2014) zu nennen.

Breiteren Raum geben wir der Darstellung derjenigen Faktoren, die als die wesentlichen „Motoren“ für die fundamentalen Veränderungen der Vogelgemeinschaften des Untersuchungsgebiets anzusehen sind und deren Eckdaten bislang noch nicht in einschlägigen Publikationen veröffentlicht wurden. In erster Linie ist dies die landwirtschaftliche Nutzung mit all ihren Facetten von Nutzungsaufgaben, -intensivierungen, Eingriffen in den Wasserhaushalt und den damit verbundenen Veränderungen im ökologischen Gefüge des Untersuchungsgebiets. In der Folge werden die aktuelle Flächennutzung sowie deren Veränderungen in den letzten Jahrzehnten überblicksmäßig dargestellt. Ein besonderer Schwerpunkt der Darstellung in Bezug auf die Flächennutzung liegt dabei bei der Weidewirtschaft, deren Wiederetablierung eines der wesentlichen Anliegen des Nationalparks seit seiner Gründung im Jahr 1992 war und die der bedeutendste Faktor für die Populationsdynamik und -entwicklung des Großteils der im Gebiet vorkommenden naturschutzfachlich hochrelevanten Vogelarten ist. Kernstück des Kapitels bildet daher einerseits die erstmalige zusammenfassende Darstellung aller im Seewinkel aktuell durchgeführten Beweidungsprojekte (A. Grill & I. Korner), sowie andererseits eine Übersicht zu den menschlichen Eingriffen in den Wasserhaushalt und den damit verbundenen Gefährdungen für naturschutzfachlich wertvolle Teilbereiche, hier vor allem der Salzlebensräume (B. Kohler).

2.2 Gebietsteil Neusiedler See

Der Neusiedler See liegt als westlichster Steppensee Europas an der tiefsten Stelle der Kleinen Ungarischen Tiefebene in einer abflusslosen Wanne. Das Seebecken hat eine Gesamtfläche von 322 km², davon entfallen 234 km² auf Österreich und 88 km² auf Ungarn. Die Wassertiefe liegt durchschnittlich bei 1,17 m, in der Nord-Südausdehnung erstreckt sich der See über ca. 36 Kilometer, in der Ost-Westausdehnung zwischen sechs und 14 Kilometer (Herzig & Dokulil 2001). Mit einer Seehöhe

von 113 m ü. A. bildet das Seebecken auch die tiefste Stelle Österreichs. Von den 322 km² Seefläche (Ö + HUN) entfallen allein 181 km² auf den an manchen Stellen bis zu 5 km breiten Schilfgürtel. Die Gesamtfläche des Schilfgürtels (inklusive von Schilfinseln und der landseitigen Übergangszone) beträgt auf österreichischer Seite 118,7 km². Davon entfallen 104,9 km² auf das eigentliche Schilfgebiet, dazu kommen 12,5 km² offene, innerhalb des Schilfgürtels gelegene Wasserflächen und 1,3 km² Seebäder und Ferienhäuser (Csaplovics & Schmidt 2011). Die Schilfflächen sind Brut- und Nahrungsgebiet für 19 der 39 in der vorliegenden Arbeit behandelten Vogelarten. Der Schilfgürtel ist keinesfalls monoton und gleichmäßig bewachsen, sondern besteht aus einem Mosaik von Beständen unterschiedlicher Vitalität und Struktur, die durch Wuchsbedingungen und die wechselnde Intensität der Schilfnutzung bedingt sind. Innerhalb des Schilfgürtels findet man bis zu mehrere Hektar große, offene Wasserflächen, deren Ursprung zum Teil auf Schnittschäden und zum Teil auf natürliche Ursachen zurückgeht. Weiters gibt es eine Vielzahl künstlicher Kanäle, die entweder durch Schnitt oder durch Baggern entstanden sind und die zum Teil von Aushubmaterial begleitet werden. Schilfernte, Fischerei, Jagd und Tourismus sind die wichtigsten Formen der Land-

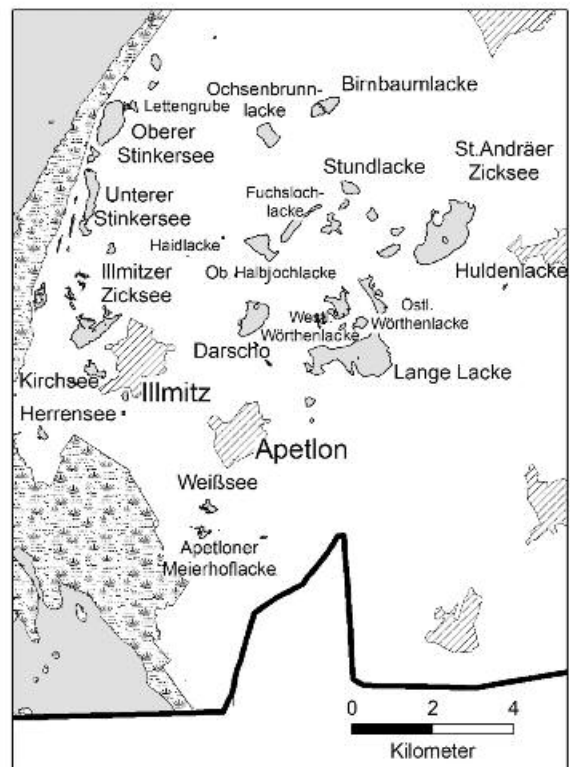


Abb. 2: Lage der wichtigsten und im Text häufiger genannten Lacken. Fig. 2: Locations of the most important and most frequently mentioned lakes (soda lakes).

nutzung im Schilfgürtel. Seit 1992 ist die Schilfbereich in der Naturzone des Nationalparks im südöstlichen Teil des Sees von jeder Nutzung ausgeschlossen.

Neben den Wasserstandsschwankungen hat der Schilfschnitt entscheidenden Einfluss auf die Struktur des Schilfgürtels. Schilfschnitt bestimmt das Alter der Schilfflächen und die resultierenden Anteile jüngerer bzw. älterer Bestände. Dies wiederum ist der entscheidende Faktor für Vorkommen und Häufigkeit einzelner Arten (Dvorak 1985, Zwicker & Grüll 1985). Von Winter 2004/05 bis 2012/13 schwankte der Anteil an geschnittenen Ernteflächen zwischen 9-23 % der gesamten Schilffläche. Die Schilfernte konzentrierte sich auf Flächen am Nordwestufer außerhalb des Nationalparks. Wenn man die Summe jener Flächen ermittelt, die zumindest einmal im Beobachtungszeitraum geerntet wurde, so steigt der Anteil auf ca. 45 % (45,8 km²) der gesamten Schilffläche. In Jahren niedriger Wasserstände wurden mehr als doppelt so große Flächen geerntet als in trockeneren Jahren (Nemeth et al. 2014).

2.3 Gebietsteil Seewinkel

Der Seewinkel erstreckt sich vom Ostufer des Neusiedler Sees bis zur ungarischen Grenze; im Norden wird das Gebiet vom Wagram der Parndorfer Platte, im Süden vom Einserkanal begrenzt. Ein kleiner Teil des Seewinkels liegt daher auf ungarischem Territorium. Die Gesamtfläche des Gebiets beläuft sich auf ca. 450 km²,

Tab. 1: Landnutzung im Untersuchungsgebiet.

Datenbasis: 1 = Katasterkarten; 2 = Flächendeckende Lebensraumkartierung im Jahr 2006.

Tab. 1: Land use in the study area. Data-source: 1 = cadastral maps; 2 = Results of a comprehensive survey of habitats in 2006.

Nutzungstyp	Fläche (km ²)
Landwirtschaftliche Nutzfläche ¹	79,77
Feuchtwiesen ²	19,40
Schilf ²	33,40
Weingärten ¹	17,13
Stehende Gewässer ¹	10,06
Mähwiesen ²	7,30
Brachland ²	8,60
Weideflächen ²	9,52
Siedlungsflächen und Gewerbegebiete ¹	3,50
Verkehrsanlagen ¹	3,18
Hutweide ¹	1,47
Wald ¹	1,04
Gewässer fließend	0,46
Abbaufläche ¹	0,34
Sonstiges ¹	0,04
Gesamt	171,21

die flache, im Schnitt rund 120 m hoch gelegene Ebene weist keine wesentlichen Niveauunterschiede auf. Nach den Bodenverhältnissen können zwei Teile unterschieden werden: In den nördlichen und östlichen Bereichen (südlich von Gols-Mönchhof sowie im Albrechtsfeld) herrschen Steppenschwarzerden (Tschernoseme) vor. Als hochwertige Böden werden diese Flächen bereits seit dem 19. Jahrhundert zum Großteil für den Ackerbau genutzt. Naturnahe Flächen sind hier praktisch nicht mehr vorhanden, nur im Albrechtsfeld waren bis ca. Mitte des 20. Jahrhunderts zahlreiche kleinere und größere Lacken vorhanden, die aber ausnahmslos trocken gelegt wurden.

Der südliche Teil des Seewinkels, in der Folge auch Lackengebiet genannt, lässt sich durch eine Linie Podersdorf-Frauenkirchen-St. Andrä-Wallern-Pamhagen abgrenzen. Hier findet sich eine Vielzahl verschiedenster Bodentypen mosaikartig ineinander verzahnt, unter anderem aus kalkfreiem Lockermaterial entstandene rotbraune Paratschernoseme, die besonders gute Weingartenstandorte hergeben, sandige Böden (am Seedamm des Ostufers) und die größten Salzbodenflächen Österreichs mit einer Ausdehnung von rund 25 km². Besonders charakteristisch und namensgebend für den Seewinkel sind die Lacken, mit einer Ausnahme die einzigen österreichischen Salzgewässer. Lage und Namen der wichtigsten Lacken sind Abbildung 2 zu entnehmen. Große Teile des Lackengebiets waren bis in die erste Hälfte des Jahrhunderts wenig produktives Weide- und Grasland. Diese Flächen wurden entweder als Hutweiden (Rinder, Pferde, Schweine, Ziegen) oder zur Heuproduktion genutzt, weite Teile waren aber auch versumpft und daher nicht landwirtschaftlich nutzbar. Bestand der Seewinkel bis zur Wende 19./20. Jahrhundert also fast ausschließlich aus sehr extensiv bewirtschafteten Flächen änderte sich dieses Bild im Zuge des 20. Jahrhunderts tiefgreifend, mit entsprechenden Folgen für die Tier- und Pflanzenwelt. Bis in die 1980er Jahre veränderte sich das Gebiet hin zu einer überwiegend intensiv landwirtschaftlich genutzten Landschaft, in der die verblieben Lacken, Mäh- und Feuchtwiesenreste inselartig verteilt waren. Eine detaillierte Beschreibung dieser massiven Veränderungen findet sich in Kohler et al. (1994).

Seit Gründung des Nationalparks konnte ein großer Teil der noch vorhandenen extensiv bewirtschafteten Flächen entweder durch direkte Anpachtung oder durch gezielten Einsatz von EU-Fördermitteln mittel- und langfristig gesichert werden. Im Jahr 2006 wurde im gesamten Untersuchungsgebiet eine flächendeckende Aufnahme der Landnutzung mit Schwerpunkt auf naturnahe Flächen durchgeführt (Tab. 1). Insgesamt konnten dabei 19,4 km² Feuchtwiesen, 7,3 km² an trockenen Mähwiesen und 9,5 km² an Weideflächen erfasst werden, deren Verteilung im Untersuchungsgebiet in

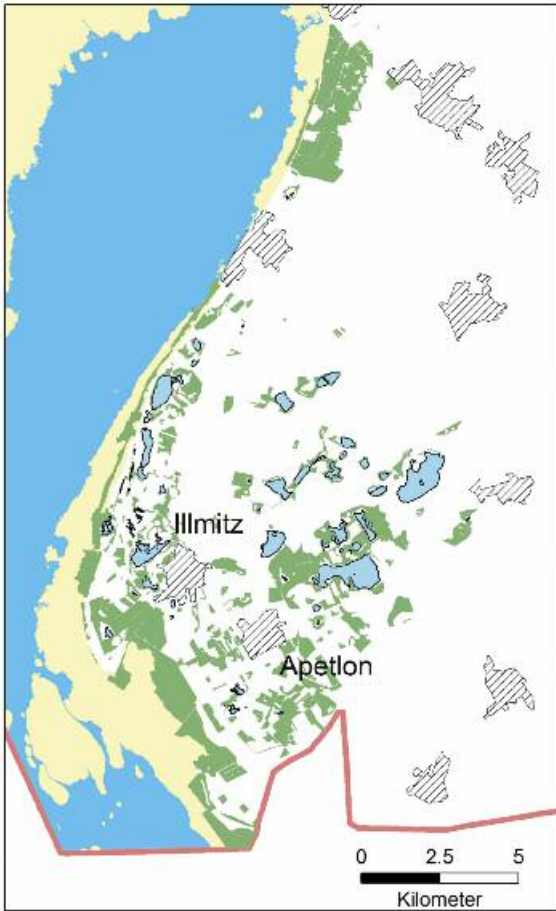


Abb. 3: Verteilung von extensiv genutztem Grünland und Weideflächen (dunkelgrau) im Untersuchungsgebiet.

Fig. 3: Distribution of extensively used wet/dry meadows and pastures in the study area.

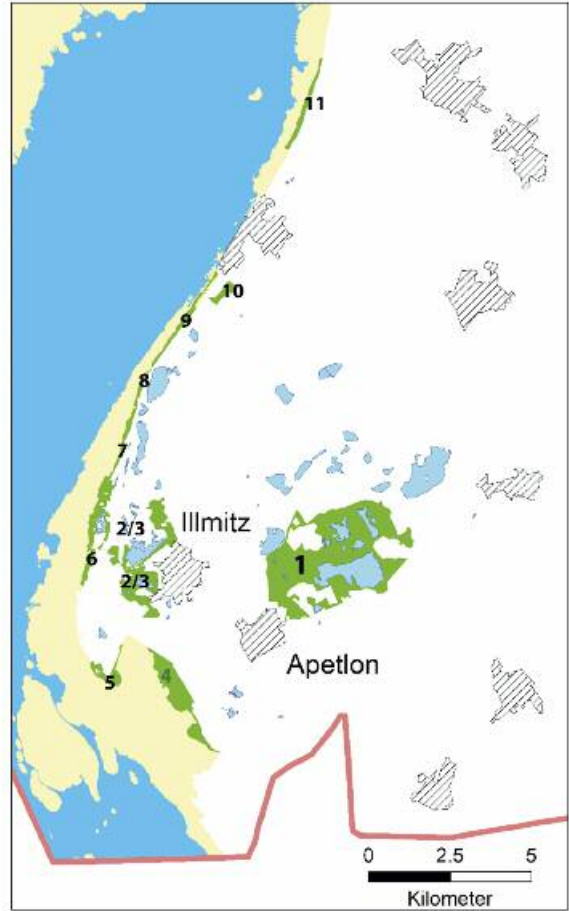


Abb. 4: Beweidungsflächen im Bereich des Nationalparks, die für die Bestandsentwicklung schutzrelevanter Vogelarten von wesentlicher Bedeutung sind. Die Nummerierung bezieht sich auf den Text und Tabelle 2. Regelmäßig geflutete Flächen, geschlossene Schilfröhrichte und vegetationsfreie Salzflächen innerhalb der Beweidungsgebiete sind ab einer gewissen Ausdehnung nicht berücksichtigt.

Fig. 4: Pastures of relevance for the populations of bird species of conservation concern within the national park. Numbers refer to the text and table 2.

Tab. 2: Für die Bestandsentwicklung schutzrelevanter Vogelarten wesentliche Beweidungsprojekte im Nationalpark (Stand 2011-2015): Beweidungsgebiete (mit gebräuchlicher Bezeichnung), wichtigste Zielhabitats der Beweidung, beweidete Fläche (ha) ohne geflutete Bereiche, Schilfröhrichte und Salzflächen, Projektbeginn, durchschnittliche Anzahl der Weidetiere (incl. ältere, raufutterfressende Kälber und Fohlen), Rindergrößvieheinheiten (RGVE) pro ha, Beweidungsmethode und -periode. Bei der Angabe der RGVE ist die jeweilige Beweidungsperiode berücksichtigt.

Tab. 2: Pastures of relevance for the populations of bird species of conservation concern within the national park. "Beweidungsgebiet" = common name, "Lebensraum", = reference habitat of pasture, "Fläche" = Area, "Beginn" = start of grazing, "Weidevieh" = kind of livestock, "Anzahl" = number of livestock, "RGVE" cattle units, "Methode" = method of grazing, "Periode" = grazing period. Numbers of areas refer to the text.

Nr.	Beweidungsgebiet	Lebensraum	Fläche	Beginn	Weidevieh	Anzahl	RGVE	Methode	Periode
1	Lange Lacke	alte Hutweiden / Lackenufer	528	?	Rinder	280	0.3	Hutweide	Mai-Okt
2	Illmitzer Zicksee - Albersee	Brachen / Sand / Lackenufer	154	1987	Rinder	155	0.5	Hutweide	Mai-Okt
3	Kirchsee - Schrändlseen	Brachen / Lackenufer	95	2004	Rinder	140	0.7	Hutweide	Mai-Okt
4	Neudegg - Sandeck	Seevorgelände / Schilfrand	158	1992	Rinder	380	1.2	Standweide	Mai-Okt
5	Sandeck	Seedamm / Seevorgelände	13	1998	Esel	30	0.6	Standweide	Mai-Okt
6	Seestraße - Biol. Station	Seevorgelände / Schilfrand	19	1999	Pferde	50	1.3	Standweide	Mai-Okt
7	Biol. Station - S Hölle	Seevorgelände / Schilfrand	30	1999	Pferde	13	0.4	Standweide	ganzjährig
8	Hölle / Seevorgelände	Seevorgelände / Schilfrand	22	2009	Rinder	35	0.5	Standweide	Jun-Sep
9	S Podersdorf	Seevorgelände / Schilfrand	25	1970er	Pferde	15	0.3	Standweide	Mai-Okt
10	Georgshof	wechselfeuchte Wiesen	20	1970er	Pferde	25	0.6	Standweide	Mai-Okt
11	Zitzmannsdorfer Wiesen	Seevorgelände / Schilfrand	37	2008	Rinder	30	0.3	Standweide	Mai-Sept

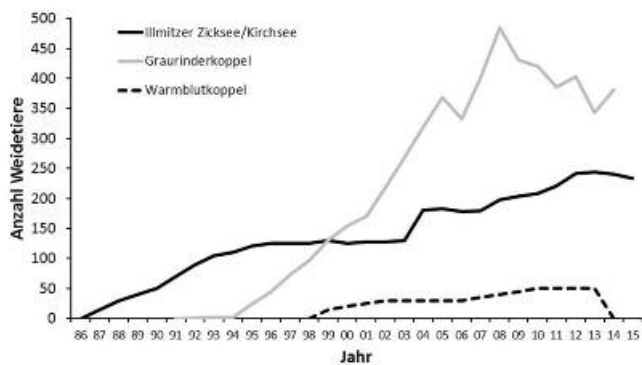


Abb. 5: Entwicklung der Viehbestände in den drei ornithologisch wichtigen Beweidungsgebieten Illmitzer Zicksee/Kirchsee (Mutterkühe), Graurinderkoppel (Rinder) und Warmblutkoppel (Pferde). Für die Warmblutkoppel liegen keine genauen Daten vor, die Linie gibt daher nur den ungefähren Verlauf ohne die Schwankungen wieder (s. auch Tab. 1 und Text).

Fig. 5: Numerical development of the number of cattle in the three ornithologically most important pasture areas Illmitzer Zicksee/Kirchsee (cattle), Graurinderkoppel (cattle) and Warmblutkoppel (horses). There are no precise data for the Warmblutkoppel, the line shows the approximate direction of change without intervals.

Abbildung 3 ersichtlich ist. Insgesamt nahm 2006 extensiv bewirtschaftetes Grünland eine Fläche von 26,3 km² ein.

Der Schwerpunkt der vom Nationalpark gesetzten Managementmaßnahmen lag aber von Anfang bei einer großflächigen Wiedereinführung der Beweidung im Seewinkel. Dazu begann der Nationalpark einerseits eigene Pachtflächen in Eigenregie mit eigenen Viehherden zu beweidern, andererseits konnten über EU-Förderungen auch eine ganze Reihe zusätzlicher Projekte von privater Hand angeregt und mittelfristig finanziert werden. Im anschließenden Kapitel findet sich erstmals eine zusammenfassende Darstellung aller derzeit im Untersuchungsgebiet betriebenen Beweidungsprojekte.

2.4 Für die Bestandsentwicklung naturschutzrelevanter Vogelarten wesentliche Beweidungsprojekte im Nationalpark

Vor allem für Limikolen, aber auch für eine ganze Reihe anderer Wasser- und Wiesenvogelarten ist die Beweidung im Nationalpark ein wesentlicher Faktor für die Entstehung und Erhaltung von Brut- und Rasthabitaten. Im Folgenden soll daher ein Überblick über die räumliche Lage der wichtigsten Beweidungsprojekte sowie deren Parameter gegeben werden (Abb. 4 und Tab. 2). Zu jedem Projekt werden außerdem Angaben zur Entwicklung und Durchführung, sowie zu den ökologischen Schwerpunkten und Auswirkungen angeführt. Grundsätzlich ist dabei zwischen Hutweiden, auf denen Rinder ohne Zäunung mit Hirte und Hund bewegt werden, und Standweiden in geschlossenen Koppeln ohne intensivere Betreuung zu unterscheiden. Die Nummerierung der Beweidungsgebiete bezieht sich auf Abbildung 4 und Tabelle 2.

Lange Lacke, Fleckviehherde (1)

Rund um die Lange Lacke liegt das einzige Beweidungsgebiet des Seewinkels, in dem der kontinuierliche Rindertrieb wahrscheinlich nie unterbrochen war und das daher den letzten Rest der einst landschaftsprägenden

dörflichen Hutweiden darstellt (Kohler & Korner 2006, Korner 2012a). Im Zuge des landwirtschaftlichen Wandels kam es in 1970er Jahren zu einem Rückgang der Herdengröße und zu einer zunehmenden Verbrachung der Weiden. Erst in den 1980er Jahren konnte auf Initiative des WWF die heutige Mutterkuhhaltung eingeführt werden, die wieder ein rasches Anwachsen der Herde auf den heutigen Bestand von 300-350 Rindern ermöglichte. Als Besonderheit der Apetloner Hutweiden sind die ausgedehnten, trockenen Steppenstandorte hervorzuheben, die sonst weitgehend den Kulturumwandlungen zum Opfer gefallen sind. Der Hutweidebetrieb erfolgt noch immer in traditioneller Weise mit Hirte und Hund, allerdings mit zusätzlicher Verabreichung von Heufutter. Eine wissenschaftliche Begleitung wie z. B. bei den Illmitzer Projekten fehlt fast vollständig. Trotz angemessener Dichte von 0,6 Rindergroßvieheinheiten (RGVE) pro ha ist der Beweidungsdruck nur auf den nördlichen Flächen ausreichend, während das Südufer der Langen Lacke auf Grund der Entfernung zum Viehstall derzeit unterbeweidet bleibt (Kohler & Korner 2006).

Illmitzer Zicksee – Albersee/Kirchsee – Schrändlseen, Angus-/Fleckviehherde (2/3)

Die beiden Beweidungsgebiete werden gemeinsam behandelt, da sie von 1987 bis 2003 von nur einer Herde bestoßen waren. Die Herdengröße stieg dabei von 15 auf 130 Mutterkühe kontinuierlich an (Abb. 5). Ab 2004 wurde das Gebiet auf zwei Herden aufgeteilt und seit 2006 ist die Seestraße die Grenze. Zusätzlich wurden 2008-2012 als Vorbereitung für die Rinderbeweidung am damals stark verschilften Ostufer des Kirchsees bis zu 30 Pferde gekoppelt, die in kurzer Zeit eine weitgehende Schilfreduktion bewirkten. Die Beweidung mit der Angusherde erfolgt ohne und bei der Fleckviehherde nur mit sparsamer Zufütterung und ist mit einer Dichte von 0,5 bis 0,7 RGVE / ha als Managementmaßnahme gut an die naturräumlichen Voraussetzungen angepasst. Es ist gleichzeitig das wissenschaftlich von Anfang an am besten gelenkte und kontrollierte Beweidungsprojekt

des Nationalparks (ornithologisches Monitoring seit 1987, Vegetationsmonitoring seit 1990; Rauer & Kohler 1990, Korner et al. 2008). Vor allem die Weidegebiete um den Illmitzer Zicksee und nördlich des Albersees stellen ein Mosaik unterschiedlichster Nutzungs- und Biotoptypen dar. Seit 1994 erfolgt daher die Beweidung nach einem jährlich erstellten Beweidungsplan, um naturschutzrelevante Beeinträchtigungen zu vermeiden und das Vegetationsmanagement zu optimieren. Besonders hervorzuheben sind dabei die Wiederherstellung der Krautringlacke westlich des Kirchsees, die Etablierung von Trockenrasen auf ehemaligen Brachen oder die Öffnung von Sandflächen am Seedamm des Ostufers.

Neudegg – Sandeck, Graurinderkoppel (4)

Der Herdenaufbau erfolgte hier ab 1992 sehr langsam, sodass erst 1999 ein Bestand von 100 Stück überschritten wurde (Abb. 5). Seit 1996 wird die Graurinderkoppel zusätzlich zu den Steppenrindern auch von einer Wasserbüffelherde beweidet, die vor allem auf den landseitigen Rand des Schilfgürtels einen erheblichen Druck ausübt. 2011-2015 verteilten sich die Weidetiere auf etwa 325 Steppenrinder und 55 Wasserbüffel (jeweils incl. der älteren, bereits raufutterfressenden Kälber). Im Gegensatz zu den vorhergehenden Projekten erfolgt die Beweidung hier in freier Standweide ohne Zufütterung. Weite Bereiche der sehr großen Koppel im Seevorgelände entfallen auf ehemals geschlossene Schilfbestände, sind periodisch geflutet oder nur sehr spärlich bewachsen, sodass sich der Beweidungsdruck zumindest in Jahren mit mittleren bis hohen Wasserständen auf einen relativ kleinen Flächenanteil von etwa 160 ha konzentriert. Die für diese Fläche errechnete Viehdichte ergibt daher bei einer Beweidungsperiode von Mai bis Oktober einen hohen RGVE-Wert von 1,2 /ha, der sich in ausgeprägter Kurzrasigkeit und fehlender Samenbildung in der Grasnarbe sehr deutlich niederschlägt. In Jahren mit niedrigem Seewasserstand kommt es zu einer Ausweitung der Weideflächen, die jedoch den Beweidungsdruck nur unwesentlich reduzieren dürfte.

Sandeck, Koppel Weiße Esel (5)

Die Beweidung wird in einem System aus zwei Koppeln durchgeführt: ab Mai stehen die Esel auf den höher gelegenen Sandtrockenrasen um das Sandecker Wäldchen, etwa im Juni erfolgt der Wechsel in das Seevorgelände. In der Beweidungsperiode wird ebenfalls nicht zugefüttert. Nach einem raschen Herdenaufbau von 1998 bis 2001 erfolgt die Beweidung recht konstant mit 30-40 Alttieren und deren Fohlen. Tierökologisch von besonderer Bedeutung ist die Öffnung der Grasnarbe an den sandigen Flanken des Seedammes, die neben dem Verbiss und Tritt durch das Wälzen der Tiere im Sand noch verstärkt wird.

Seestraße – Biologische Station, Warmblutkoppel (6)

Die Beweidung startete 1999 im damals stark verschilften Seevorgelände und erfolgte im Unterschied zu den meisten anderen Projekten immer in Kombination mit regelmäßiger Zufütterung. Die anfängliche Herdengröße von 15 Pferden stieg rasch an und schwankte dann zwischen 20 und 40 Tieren, um etwa 2010 den Höchststand von 50 Stück zu erreichen (Abb. 5). Fütterung und zeitweise kleine Bestände bewirkten, dass nur die südlichen Koppelbereiche in Stallnähe ständig intensiv beweidet wurden, die nördlichen hingegen nur in größeren Zeitintervallen. Dennoch bewirkte die Dichte von > 1 RGVE / ha zumindest ab 2000 eine massive Schilfreduktion. Seit 2014 ist die Beweidung eingestellt, sodass eine neuerliche Verschilfung eingesetzt hat.

Biologische Station – Hölle, Przewalskikoppel (7)

Die kleine Gruppe von derzeit 13 Przewalskipferden ist die einzige Herde des Nationalparks, die ganzjährig ohne jede Zufütterung im Freien gehalten wird. Diese sehr extensive Beweidungsform kommt daher den Vorstellungen einer sekundären „Wildnis“ unter Einbindung großer Huftiere am nächsten. Der relativ hohe Wert für die RGVE/ha von 0,4 ist einerseits auf die Ganzjahresbeweidung zurückzuführen, andererseits aber auch auf die durch Schilf eingeschränkten Weideflächen. Im Sommer wird die Koppel in unterschiedlich langen Perioden von mehreren Wochen von der am Illmitzer Zicksee und Albersee gehaltenen Angusherde mit etwa 155 Tieren mitbeweidet. Dennoch blieb in diesem Abschnitt des Seevorgeländes ein Mosaik aus unterschiedlichen Vegetationshöhen mit einer gut ausgeprägten Übergangszone zum Schilfröhricht erhalten.

Hölle/Seevorgelände, Anguskoppel (8)

Das Projekt startete 2009 mit einer sehr großen Herde von etwa 100 Rindern, die nach einer Unterbrechung 2010 ab 2011 auf 30-35 Tiere reduziert wurde. Nach anfänglichen Überlegungen, die großen Salzflächen des Seevorgeländes von einer Beweidung auszusparen, wurde zu einer uneingeschränkten Standweide auf der gesamten Fläche ohne Zufütterung übergegangen. Da die Rinder die offenen, landseitigen Zonen gegenüber dem Schilfrand bevorzugen, kommt es trotz mäßiger Viehdichte von 0,5 RGVE/ha zu einem erheblichen Druck auf die Zickstellen, sodass sich diese zwar in einem guten Erhaltungszustand befinden, die spärlich verschilften Randbereiche aber weitgehend verloren gehen.

Südlich Podersdorf, Pferdekoppel (9)

Neben der Apetloner Rinderherde sind die beiden Pferdekoppeln südlich von Podersdorf (Seevogelände und Georgshof) die einzigen größeren Beweidungsprojekte, die auf die Zeit vor 1980 zurückgehen. Bis 1993 (Nationalparkgründung) standen regelmäßig 30-40 Reitpferde nur in der Nacht auf der Weide, allerdings nicht nur im Sommerhalbjahr, sondern zeitweise auch im Winter mit entsprechender Zufütterung. Seit 1993 ist der Betrieb mit einer viel kleineren Herde von etwa 15 Pferden auf eine ganztägige Beweidung ohne Zufütterung von Mai bis Ende Oktober umgestellt. Trotz dieser relativ geringen Dichte von 0,3 RGVE/ha bleibt schon auf Grund der mehr als 40jährigen Beweidungszeit der offene und kurzrasige Charakter sehr gut erhalten. Zusätzlich wurde durch die Beweidung am Ufer des Neusiedler Sees das Schilfröhricht stark aufgelichtet und zurückgedrängt, sodass offene, von Halophyten (Salzpflanzen) bewachsene Uferzonen entstanden sind, die vor allem für Limikolen wertvolle Habitate bilden (s. auch Korner 2012b).

Georgshof, Pferdekoppel (10)

Im Unterschied zur Podersdorfer Pferdekoppel ist das Gebiet bis heute in erster Linie eine Nachtweide für ca. 22-27 Reitpferde. Das ca. 20 ha große Weidegebiet setzt sich aus zwei Koppeln zusammen: 15-20 Tiere im größeren Nordteil und ca. sieben Tiere im Südteil. Vor 1993 standen die Pferde zeitweise auch im Winterhalbjahr in den Koppeln.

Zitzmannsdorfer Wiesen, Anguskoppel (11)

Das nördlichste Beweidungsprojekt des Nationalparks umfasst alle Zonationen des Seevogeländes vom gefluteten Schilfröhricht über das Schneidried (*Cladium mariscus*), die Kopfbinsenbestände (*Schoenus nigricans*) und Verlandungswiesen bis zum Sandrücken des Seedammes. Ähnlich wie in der Hölle kommt es auch hier durch die Präferenzen der Rinder zu einem überproportional hohen Beweidungsdruck auf die landseitigen Biotope, sodass sich vor allem der Seedamm kurzrasig und abschnittsweise fast vegetationsfrei präsentiert, während die vom Schneidried ummantelten Schilfränder gemieden werden. Zum Schutz seltener Pflanzenarten werden in Form einer Portionsweide im Frühjahr zunächst der Nordteil, dann der Südteil und anschließend wechselweise die gesamte Fläche ohne Zufütterung beweidet.

Die Beweidung hat als wesentliches Instrument des Nationalpark-Managements auch als einer der beiden wichtigsten Faktoren für die Bestandsentwicklung der in der vorliegenden Arbeit behandelten Vogelarten zu gelten. Der zweite bedeutende Faktor ist der Wasserhaushalt des Gebiets und die Art und Weise, wie sich Verände-

rungen der Hydrologie im Lackengebiet auf die Salzlebensräume (Sodalacken, Salzsteppen und Salzsümpfe) und damit auch auf die Lebensräume einer großen Zahl der in diesem Bericht behandelten Vogelarten auswirken. Der Beschreibung des aktuellen Zustandes dieses Lebensraums wird daher nachfolgend breiter Raum gegeben.

2.5 Der prekäre Zustand der Sodalacken, Salzsteppen und Salzsümpfe

Die Lacken des Seewinkels und die sie umgebenden Alkalisteppen sind ein zentrales Schutzgut des Nationalparks und für seine Wasservogelwelt von herausragender Bedeutung. Sie gehören zu einem prioritären Lebensraumtyp der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH code: *1530 „Pannonische Salzsteppen und Salzsümpfe“), dessen Vorkommensschwerpunkt im Karpatenbecken liegt. Die ornithologisch besonders relevanten Ausprägungen der Pannonischen Salzlebensräume, nämlich flache Sodaseen („Lacken“) und ausgedehnte Salzsümpfe, finden sich allerdings nur in Ungarn, Österreich und Serbien; in Rumänien und der Slowakei kommen dagegen nur Salzsteppen und Salzsümpfwiesen vor. Was die Lacken betrifft, so gibt es nach den Erhebungen von Boros et al. (2013) in Ungarn aktuell 105 Lacken (mit einer Gesamtausdehnung von 9.705 Hektar), in Österreich 34 (942 Hektar) und in Serbien 9 (1.616 Hektar). Die Flächenangaben beziehen sich auf die summierte offene Wasserfläche der Lacken, einschließlich angrenzender Röhrichte und Alkalisteppen, also auf das jeweilige Lackenbecken; sehr große und nur leicht salzhaltige Gewässer wie der Neusiedler See und der Velencei-tó sind dabei nicht berücksichtigt). Der Erhaltungszustand der Pannonischen Salzlebensräume insgesamt wird im jüngsten Artikel 17-Report für Österreich und die Slowakei als „ungünstig-schlecht“, für Ungarn als „ungünstig-unzureichend“ und nur für Rumänien als „günstig“ eingestuft (European Topic Centre on Biological Diversity 2014). Die Gesamtbewertung für die EU27 lautet „ungünstig-unzureichend“. Was die 148 Lacken des Karpatenbeckens betrifft, so stuften Boros et al. (2013) 77 Gewässer als „natürlich“ ein, während 66 Lackenbecken als „anthropogen gestört“ gelten und fünf als „renaturiert“. Von den gestörten Lacken sollen 61 demnach in Ungarn liegen, drei in Serbien und lediglich zwei in Österreich. Dies dürfte allerdings ein viel zu optimistisches Bild sein, zumindest was Österreich betrifft. Die detaillierten Untersuchungen von Krachler et al. (2012) an insgesamt 69 Lacken- bzw. Lackenbecken des Seewinkels mit einer Gesamtfläche (GF) von 2.540 Hektar (die Diskrepanz zu Boros et al. 2013 kommt dadurch zustande, dass hier auch Lackenbecken bereits verschwundener Lacken inkludiert sind und die Lackenbecken allgemein

großzügiger abgegrenzt wurden) haben gezeigt, dass hier keine einzige Lacke als völlig intakt anzusehen ist. Lediglich fünf Lacken (deren Beckenfläche nur knapp 5,6 % der GF ausmacht!) sind in einem gutem Zustand, 16 (=24,3 % der GF) in einem mäßigen und 19 (=27,8 % der GF) in einem schlechten Zustand. Die übrigen 29 Lacken (=42,4 % der GF) sind als stark degradiert bis zerstört anzusehen. Der Unterschied zwischen den Bewertungen von Boros et al. (2013) und Krachler et al. (2012) dürfte vor allem darauf beruhen, dass die Zustandsanalyse des österreichische Forscherteams nicht nur auf Momentaufnahmen chemischer, physikalischer und biozönotischer Parameter beschränkt war, sondern auch die dramatischen Veränderungen der Gewässer mit berücksichtigt hat, die für jeden langjährigen Beobachter der Seewinkellacken unübersehbar sind. Weiters wurde in die österreichische Analyse von vornherein eine größere Zahl von stark degradierten bzw. bereits zerstörten Lacken mit einbezogen. Um die Gründe für den ungünstigen Erhaltungszustand der Seewinkler Lacken besser verstehen zu können, ist es notwendig, zunächst genauer auf die Funktionsweise intakter Salzlebensräume und dann auf die Hauptgefährdungsfaktoren einzugehen.

Funktionsweise intakter Lacken und Salzböden

Die Lacken und Salzböden des Seewinkels sind an ganz bestimmte hydrologische, geologische und klimatische Bedingungen gebunden. Sie treten in überwiegend ebenem Gelände auf, das mit seichten Mulden durchsetzt ist und sich durch hoch anstehendes, salzhaltiges und saisonal schwankendes Grundwasser auszeichnet. Der Untergrund besteht aus Lockersedimenten (Schotter, Kies, Sand und Ton) von kleinräumig wechselnder Wasserdurchlässigkeit. In klimatischer Hinsicht sind die Pannonischen Salzlebensräume an jahreszeitlich ungleich verteilte, nicht zu große Niederschlagsmengen und an hohe Sommertemperaturen sowie hohe Windgeschwindigkeiten gebunden, die zu starker Verdunstung und zeitweiliger Dürre führen. Die Niederschläge müssen groß genug sein, um einen hohen Grundwasserspiegel und eine saisonale Überflutung flacher Geländemulden zu ermöglichen, sie dürfen aber ein gewisses Maß auch nicht übersteigen, damit es nicht zur Entstehung permanenter Fließgewässer kommt, die die Mulden entwässern und entsalzen würden. Die Grundwasserstandsschwankungen sollten sich in einem relativ engen Bereich bewegen und gemeinsam mit den Niederschlägen zu einem periodischen Wechsel zwischen Überflutung und völliger Austrocknung der Geländesenken führen. Dieser Wechsel ist für die Salzlebensräume nicht nur kennzeichnend, sondern überlebenswichtig.

Die sommerlichen Trockenphasen sind für die Erneuerung der Salzvorräte im Oberboden entscheidend

(Krachler et al. 2000). Sobald der Grundwasserspiegel einige Dezimeter unter Flur abgesunken ist, führen Sonneneinstrahlung und Windeinwirkung zu hohen Verdunstungsraten an der Bodenoberfläche, die in der wasserungesättigten Bodenzone einen aufwärtsgerichteten Strom von kapillarem Wasser bewirken. Mit dem Wasser werden auch Salze und eine mineralische Feinfraktion an die Bodenoberfläche transportiert, die sich hier zunehmend anreichern. Chemisch-physikalische Interaktionen zwischen den Salzen und der mineralischen Feinfraktion führen dazu, dass der Oberboden wasserundurchlässig wird, sobald am Ende der Dürreperiode wieder Niederschläge fallen. Dies bildet die Grundlage für die Überschwemmung der Geländemulden im Winter und Frühjahr. Dort wo diese Überschwemmungen bis in den Sommer hinein anhalten, entstehen durch den Kontakt zwischen Niederschlagswasser und Sediment salzhaltige Flachseen, die Lacken. Umgeben sind die Lacken von gürtelförmig angeordneten Zonen salzhaltigen Bodens, die sich soweit ins Umfeld der Lacken erstrecken, als hochanstehendes Grundwasser eine Salzanreicherung im Oberboden zulässt.

Während der Überschwemmungsphasen kommt es im Wasserkörper der Lacken ebenfalls zu chemisch-physikalischen Interaktionen zwischen den Salzen und dem vom Wind aufgewirbelten Sediment. Ein bestimmter Salzgehalt führt zur Ausbildung einer stabilen, anorganischen Trübung des Wassers, die intakten Lacken ihre silbrig-trübweiße Färbung verleiht (sogenannte „Weiße Lacken“). Die anorganischen Trübeartikel dienen als Substrat für Bakterien-Rasen, welche in der nur wenige Dezimeter tiefen Wassersäule für einen raschen und fast vollständigen Abbau von organischen Stoffen sorgen. Dadurch können sich in „Weißen Lacken“ trotz hohem Nährstoffgehalt und intensiver Primärproduktion nur geringe Mengen organischen Materials auf dem Gewässersgrund ansammeln. Das dennoch anfallende Material wird während der Trockenphasen mineralisiert bzw. vom Wind aus dem Lackenbecken geblasen. Intakte Lacken sind deshalb kaum von Verlandungsprozessen betroffen und können trotz ihrer geringen Tiefe über Jahrtausende erhalten bleiben (Kirschner et al. 2007). Für viele Seewinkellacken wird ein mehr oder weniger unverändertes Bestehen seit 20.000 Jahren angenommen (Löffler 1982).

Im Frühsommer kommt es mit steigenden Temperaturen zu rasch sinkenden Wasserständen und zu steigenden Salzkonzentrationen im Lackenwasser. Diese führen kurz vor dem Austrocknen zu einer Fällung der anorganischen Trübe und zu einem vorübergehenden Undichtwerden des Lackenbodens. Das Restwasser versickert und vereint sich mit dem anstehenden Grundwasser – die Trockenphase hat begonnen. Sobald das Grundwasser ebenfalls zu sinken beginnt, setzen die oben beschriebenen Salzanreicherungsprozesse ein und

bereiten eine neue Überschwemmungsphase vor (Krachler et al. 2000, Kirschner et al. 2007).

Ein wichtiger Faktor in der Ökologie von pannonischen Salzsteppen, Salzsümpfen und Sodalacken ist die Beweidung. Sie begünstigt die Erhaltung von Salzlebensräumen, indem sie eine offene, sonnen- und windexponierte Landschaft schafft, die Vegetation kurz und schütter hält und für zertrampelten Boden sorgt. Dadurch werden Verdunstung und Salzanreicherung an der Bodenoberfläche angekurbelt, die Ansammlung von totem Pflanzenmaterial wird vermieden und konkurrenzkräftige Feuchtgebietspflanzen wie das Schilf können nicht überhand nehmen (Korner et al. 2000, Korner 2006).

Gefährdung und Zerstörung von Salzlebensräumen

Salzböden und Salzlacken sind trotz ihrer jahrtausendlangen Beständigkeit leicht zu zerstören. Dazu genügt die Anlage von Entwässerungsgräben, die den Grundwasserspiegel im Bereich der Salzstandorte dauerhaft absenken und/oder Salze aus den natürlicherweise abflusslosen Lackenbecken ableiten. Fällt der Grundwasserspiegel im Bereich eines Salzstandorts tiefer als einige wenige Dezimeter unter Flur, dann wird der kapillare Salztransport zur Bodenoberfläche unterbunden. Bleibt diese Unterbrechung über längere Zeit aufrecht, so bewirkt der fehlende Salznachschub ein allmähliches Nachlassen der Quellfähigkeit der Bodenpartikel. Niederschläge führen nicht mehr zu oberflächlichen Überschwemmungen, sondern zum sofortigen Versickern des Wassers und zur Auswaschung der Salze in tiefere Bodenschichten. Die fortschreitende Aussüßung der Bodenoberfläche und das Ausbleiben lange anhaltender Überflutungen begünstigen die Entwicklung einer geschlossenen Vegetationsdecke im Lackenbecken, in dem zunehmend nicht halophile Pflanzenarten dominieren. Die sauren Wurzelausscheidungen dieser Pflanzen beschleunigen den Aussüßungsprozess, die geschlossene Vegetationsdecke unterbindet jegliche Salzanreicherung an der Bodenoberfläche (Kirschner et al. 2007). Schon 10-15 Jahre nach einer massiven Grundwasserspiegelabsenkung können an derart degradierten Standorten alle Salzpflanzen verschwunden sein. Dem beschriebenen Mechanismus sind im Seewinkel zahlreiche Sodalacken und Salzböden zum Opfer gefallen, oft in beträchtlicher Entfernung von Entwässerungsgräben. Deren Wirkung kann sich in der sehr flachen Landschaft über viele Kilometer erstrecken.

Dort wo Sodalacken und Salzböden direkten Anschluss an einen Entwässerungskanal haben, führt auch die unmittelbare Ausschwemmung von Salzen zu Zerstörung der Salzstandorte. Mit dem abgeleiteten Wasser geht den betroffenen Lacken Salz rascher verloren, als selbst bei hoch anstehenden Grundwasser aus

tiefere Bodenschichten nachgeliefert werden kann. Unterhalb eines bestimmten, kritischen Schwellenwerts führt der Verlust von Salzen im freien Wasser zum Ausfallen der anorganischen Trübe. Ehemals intakte „Weiße Lacken“ verwandeln sich so in „Schwarze Lacken“, deren Wasser vollkommen klar, aber durch Huminsäuren tief dunkelbraun gefärbt ist. Wegen der fehlenden Trübeartikel zeichnen sich schwarze Lacken durch extrem hohe pflanzliche Produktion und beschleunigte Verlandungsprozesse aus. Die bakterielle Zersetzung von organischem Material ist durch das fehlende Substrat und – im Fall der besonders effizienten halophilen Bakterien auch durch das veränderte chemische Milieu – drastisch verringert. Begleitet wird der Umwandlungsprozess meist von einer raschen Ausbreitung des Schilfs (*Phragmites communis*). Dichte Schilfbestände beschleunigen den Verlandungsvorgang, indem sie den Verlust der Trübeartikel auf mechanischem Weg vorantreiben (verringerte Windeinwirkung, Filterwirkung der Halme) und indem sie zur raschen Ansammlung von organischem Material beitragen. Die Lebensdauer schwarzer Lacken ist in starkem Gegensatz zu der von intakten weißen Lacken auf wenige Jahrzehnte verkürzt (Krachler et al. 2000, Kirschner et al. 2007, Krachler et al. 2012).

Bei der Zerstörung der meisten Salzstandorte im Neusiedler See-Gebiet haben sowohl Grundwasserabsenkungen als auch die direkte Ausschwemmung von Salzen eine Rolle gespielt. Beschleunigt wurde der Prozess meist noch durch die Einstellung der Beweidung. Nicht beweidete Salzlebensräume verlieren ihre Eigenart besonders schnell.

Die aktuelle Situation der Salzstandorte

Die Salzstandorte des Seewinkels blieben bis zum Beginn des 20. Jahrhunderts nahezu unangetastet. Nach dem Ersten Weltkrieg setzte im Seewinkel jedoch ein vorwiegend agrarisch motiviertes, großflächiges Landgewinnungs- und Entwässerungsprogramm ein, das weite Teile der Region mit einem Netz von Kanälen und Gräben überzog. Besonders intensiv wurde an dem Kanalsystem jeweils nach katastrophalen Hochwasserereignissen gebaut, vor allem in den 1940er und 1960er Jahren. Bis 1993 hatte das Kanalsystem eine Gesamtlänge von 224 km erreicht (Herzig 1994). Da die Entwässerungsanlagen auf die Bewältigung von extremen Hochwasserereignissen ausgerichtet und entsprechend leistungsfähig waren, kam es zu tiefgreifenden Veränderungen im sensiblen Wasserhaushalt der Region. Quantifizieren lässt sich dies vor allem anhand der Lacken. Schon 1957 war die Zahl der Sodalacken im Seewinkel von ursprünglich 139 auf 79 zurückgegangen, die Ausdehnung der offenen, d. h. unverschilften Wasserfläche ist von insgesamt 3.614 Hektar auf 1.361 Hektar geschrumpft. Bis 1986

sank die Zahl der Lacken auf 63, die offene Lackenfläche auf 805 Hektar (Kohler et al. 1994).

Die Unterschutzstellung fast aller wichtigen Lacken und Salzstandorte im Zuge der Errichtung des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel 1993 hat zwar die gezielte Zerstörung von Salzlebensräumen beendet, sie konnte aber die gravierenden hydrologischen Probleme nicht lösen. So ist die Zahl der Lacken auch nach der Nationalparkgründung noch weiter zurückgegangen. Im Jahr 2006 gab es in der Region noch 48 Gewässer mit einer Gesamtfläche von 656 Hektar (M. Dvorak & B. Wendelin unpubl.). Die jüngsten Ergebnisse von Krachler et al. (2012) gehen von nur mehr 40 Lacken mit einer Gesamtfläche von 650 ha aus. Dass zwischen 2006 und 2012 scheinbar nur die Zahl der Lacken, nicht aber deren Wasserfläche weiter abgenommen hat, dürfte ein Artefakt der notorisch schwierigen Abgrenzung von Wasser- und Strandflächen auf Luftbildern sein. Der langfristige Trend ist aber trotz aller methodischen Unschärfen eindeutig: seit der Mitte des 19. Jahrhunderts hat die Zahl der Lacken um 71 % abgenommen, die Ausdehnung offener Wasserflächen ist um mindestens 82 % gesunken. Die Verluste an kurzfristig überschwemmten Salzstandorten sind niemals quantifiziert worden, dürften aber noch wesentlich umfangreicher sein.

Verständlich wird das Ausmaß der Veränderungen anhand einer Untersuchung aus den späten 1980er Jahren (Haas et al. 1992), die belegt, dass die Entwässerungskanäle des Seewinkels zwischen 40 und 100 % der jährlich neu gebildeten Grundwassermenge ableiten und dass dieser enorme Verlust in weiten Teilen des Gebiets zu einer Grundwasserabsenkung von mehr als einem Meter geführt hat. Da seit Anfang der 1990er Jahre im Neusiedler See-Gebiet ein merklicher Rückgang der Niederschläge und ein Anstieg der Temperatur infolge der Klimaerwärmung zu verzeichnen ist (Eitzinger et al. 2005), dürfte die hydrologische Situation aktuell noch wesentlich kritischer sein. Weiter verschärft wird das Problem durch Grundwasserentnahmen zu landwirtschaftlichen Bewässerungszwecken, die in den letzten 20 Jahren sowohl als Reaktion auf die sinkenden Niederschlagsmengen, als auch unter dem Zwang zur ständigen landwirtschaftlichen Ertragsmaximierung zugenommen haben.

Ein verstärkter Wasserrückhalt scheiterte bislang an dem Umstand, dass es in den 70 Jahren seit der Errichtung des Kanalnetzes zu einer erheblichen Ausweitung von Landwirtschaftsflächen gekommen ist. Rückstaumaßnahmen, die eine merkliche Anhebung des Grundwasserspiegels bewirken würden, können heutzutage in niederschlagsreichen Jahren zur Überflutung von Ackerflächen führen. Ein weiteres ernsthaftes Hindernis für Rückstaumaßnahmen ergibt sich aus dem Umstand, dass sich im Zuge der Absenkung des Grundwasserspiegels

die Siedlungsgebiete weit in ehemalige Überschwemmungsräume hinein ausdehnen konnten. In den fast allseitig von Lackenmulden umgebenen Ortschaften Illmitz und Apetlon liegen mittlerweile ganze Neubauviertel in früheren Feuchtgebieten. Die großzügige Unterkellerung der meisten Bauten lässt hier nur mehr wenig Spielraum für eine Anhebung des Grundwasserstandes.

Seit kurzem verfügbare Geländemodelle (Chlaupek 2006) sowie eine umfassende hydrologische Modellierung der Grundwasserströme im Seewinkel durch die TU Wien (Blaschke & Gschöpf 2011) ermöglichen es nunmehr, jene Rückstauhöhen zu errechnen, die weder Agrarflächen noch Siedlungsgebiet gefährden. Auf dieser Grundlage lassen sich erstmals Vereinbarungen mit Grundbesitzern, Wassergenossenschaften und Gemeinden treffen, Rückstaumaßnahmen umsetzen und auch wasserrechtlich bindend verankern. Dies ist modellhaft beim Unteren Stinkersee in Illmitz sowie am Seewinkler Hauptkanal, im Bereich Xixsee-Lange-Lacke-Östliche Wörthenlacke gesehen (Kohler & Werba 2015). Es ist zu hoffen, dass diese Modellprojekte noch wesentlich ausgeweitet werden können, um eine wirklich flächendeckende Sanierung der pannonischen Salzlebensräume erreichen zu können.

2.6 Projektorganisation

Die Vielzahl der untersuchten Vogelarten und die Tatsache, dass im Projekt insgesamt 10 verschiedene Bearbeiter und Bearbeiterinnen involviert waren, machte eine Aufteilung in 10 Teilprojekte erforderlich. Neun davon betrafen Brutvögel, sie werden nachfolgend mit den Namen der jeweils Verantwortlichen und der Jahre, in denen sie durchgeführt wurden aufgelistet.

- ▶ Brut-, Mauser- und Durchzugsbestände von Wasservögeln und Limikolen im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel (Michael Dvorak, Johannes Laber & Beate Wendelin; 2001-2015)
- ▶ Die Brutbestände der Reiher, Löffler und Zwergscharben im Neusiedler See-Gebiet (Erwin Nemeth, 2006-2015)
- ▶ Erfassung des Brutbestandes der Graugans (*Anser anser*) im Seewinkel (Beate Wendelin & Michael Dvorak, 2012-2015)
- ▶ Der Brutbestand des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*) im Seewinkel (Bernhard Kohler, 2001-2015)
- ▶ Monitoring der wiesenbrütenden Limikolen im Seewinkel: Kiebitz (*Vanellus vanellus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) (Georg Bieringer, Bernhard Kohler & Georg Rauer; 2001-2015)
- ▶ Der Brutbestand des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel (Johannes Laber, 2006-2015)

- ▶ Brutbestände von Möwen und Seeschwalben im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel (Beate Wendelin, 2001-2010 Flusseeeschwalbe, 2011-2015 Lachmöwe, Schwarzkopfmöwe, Weißbart-Seeschwalbe, Flusseeeschwalbe; Johannes Laber, 2006-2010 Schwarzkopfmöwe)
- ▶ Monitoring des Wiedehopfes (*Upupa epops*) in den Bewahrungszonen Illmitz-Hölle und Sandeck-Neudegg (Eva Karner-Ranner, 2001-2015)
- ▶ Monitoring von Rohrdommel (*Botaurus stellaris*) und Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*) im Schilfgürtel des Neusiedler Sees (Michael Dvorak & Erwin Nemeth, 2001-2015)

Das Projekt „Vogelmonitoring im Nationalpark Neusiedler See“ wurde in drei Phasen (2001-2005, 2006-2010, 2011-2015) abgewickelt. Projekthinhalte und auch die bearbeiteten Vogelarten veränderten sich in diesen drei Zeiträumen geringfügig. Die Ergebnisse eines 2001-2005 durchgeführten Monitoring-Projektes zu den Singvögeln im Bereich des Ostufers des Neusiedler Sees wurden in Karner-Ranner et al. (2008) publiziert. Schwarzkopfmöwe und Stelzenläufer wurden 2006-2010 gemeinsam bearbeitet (J. Laber), 2011-2015 gab es ein Teilprojekt, das sich nur dem Stelzenläufer widmete (J. Laber). 2001-2010 wurde die Flusseeeschwalbe bearbeitet, 2011-2015 dieses Teilprojekt um Weißbart-Seeschwalbe, Lach- und Schwarzkopfmöwe erweitert (B. Wendelin). 2001-2015 wurden nur die Brutbestände der Schwimmvögel erfasst (M. Dvorak), 2006-2010 wurden zusätzlich Durchzug und Sommerbestände erfasst (M. Dvorak) und 2011-2015 wurden die abgedeckten Vogelarten um die durchziehenden Limikolen, Möwen und Seeschwalben erweitert. Ebenfalls Teil des Projektes war die Erfassung der durchziehenden und überwinternden Gänse; da sich die vorliegende Arbeit nur mit den Brutvögeln beschäftigt, wurden die Ergebnisse dieses Teilprojektes an anderer Stelle veröffentlicht (Laber & Pellinger 2008).

2.7 Methoden

Im Zuge des Nationalpark-Vogelmonitorings wurde eine Vielzahl von Arten untersucht, die sich hinsichtlich Biologie, Häufigkeit, Auftretensmuster und Lebensraum zum Teil sehr stark unterscheiden. Für jede Art oder Artengruppe wurde daher, zumeist schon Jahre vor Beginn des Nationalpark-Vogelmonitorings, eine auf die Eigenheiten des Gebiets abgestimmte und die Ökologie der jeweiligen Art oder Gruppe berücksichtigende Erhebungsmethode entwickelt. Für den größeren Teil der Arten gab es zum Zeitpunkt des Beginns der regelmäßigen Erhebungen keine gut eingeführte und ausgiebig getestete Zählmethodik. Im Folgenden wird daher die Erhebungsmethodik separat für jedes Teilprojekt dargestellt.

Schwimmvögel (Lappentaucher, Schwimm- und Tauchenten, Blesshuhn)

Erhebungen dieser Gruppe wurden an den Lacken seit 1986 durchgeführt, mit Unterbrechungen in den Jahren 1989/90, 1993-1996 und 1998-2000. Ab 2006 wurden zusätzlich zu den Lacken auch die damals neu als Schwimmvogel-Brutlebensräume entstandenen großen Viehkoppeln gezählt. 2011-2015 wurden pro Zählung bei hohen Wasserständen bis zu 70 unterschiedliche Zählgebiete erfasst; bei niedrigerem Wasserstand in manchen Jahren war die Zahl der abzudeckenden Gebiete etwas geringer, da dann z. B. manche flachen Senken in Wiesengebieten kein Wasser aufwiesen oder zu wenig, um für brütende Schwimmvögel attraktiv zu sein. An den Zählungen waren bis zu drei Personen beteiligt, wobei das Gesamtgebiet in 2-3 Zählstrecken aufgeteilt wurde. Die Erhebungen werden ganztägig durchgeführt, die Schwimmvögel dabei von Aussichtspunkten am Ufer der Gewässer gezählt. Insgesamt wurden bis 2010 pro Zählgebiet zur Brutzeit vier Zählungen von Ende April bis Ende Mai durchgeführt, ab 2011 wurde die Zahl auf drei reduziert. Zur Erfassung der Schwimmenten wurden für jedes Gewässer 3-4 Begehungen in den ersten drei Mai-Wochen durchgeführt. Zur Erfassung der Taucher, Tauchenten, der Brandgans und des Höcker-schwans wurden in den relevanten Zählgebieten im Zeitraum zwischen Anfang Juni und Ende Juli 2-4 weitere Zählungen durchgeführt.

Für die Lappentaucher und das Blesshuhn wurden in den einzelnen Zählgebieten jeweils die auf der freien Wasserfläche sichtbaren Vögel gezählt und vermerkt, ob die jeweiligen Individuen alleine, zu zweit (= ein Paar) oder in größeren Gruppen beobachtet wurden. Einzelvögel gelten in der Auswertung als Paar (unter der Annahme, dass der zweite Vogel am Nest sitzt), zwei Exemplare ebenfalls als Brutpaar, das entweder noch nicht brütet oder gerade eine Brutpause eingelegt hat. Gruppen von mehr als vier Vögeln werden als Nichtbrüter ausgewiesen und gehen nicht in die Berechnung des Brutbestandes ein. Bei Junge führenden Paaren und Einzelvögeln werden Zahl und Größe der Jungvögel notiert, um so die Zahl der erfolgreich brütenden Paare abschätzen zu können. Bei der Erfassung des oft versteckt in der Ufervegetation schwimmenden Zwergtauchers wurden auch Registrierungen rufender Vögel verwendet.

Bei der Erfassung der Schwimmenten wurde bei den Zählungen auf Besonderheiten im Verhalten der Vögel während der Brutzeit geachtet. Zu Beginn der Brutzeit sondern sich die Paare ab und besetzen kleine Wohngebiete, in denen das Weibchen einen Neststandort auswählt. Das Männchen bleibt während der Bebrütung der Eier in unmittelbarer Nähe des Nestes in diesen Wohngebieten. Die Dauer dieses Verweilens ist von Art zu Art unterschiedlich: so bleiben Stock- und Spießentenerpel

nur kurz in der Nähe des Nistplatzes, während die Männchen von Knäk- und Löffelente den Grossteil der Bebrütungsphase dort verbringen. In jedem Fall verlassen aber die Männchen ihre Weibchen vor dem Schlupf der Jungen und sammeln sich in kleineren oder größeren Gruppen. Die Brutbestandserfassung basiert daher hauptsächlich auf der Erfassung einzelner, sich noch in der Nähe des Nestes befindlicher Männchen und einzelner Paare (vgl. Kauppinen 1983). Zusätzlich gehen in die Berechnung noch kleinere Gruppen von 2-3 Männchen oder 2-3 Männchen und einem Weibchen ein, da es sich hier in der Regel um Vögel benachbarter Wohngebiete handelt. Gruppen von vier oder mehr Männchen sowie im Trupp schwimmende Paare bleiben dabei unberücksichtigt, um Fehler durch Nichtbrüter oder Vögel, die noch nicht ihre Wohngebiete besetzt oder diese bereits wieder verlassen haben zu vermeiden. Ortstreue Schwimmenten am Brutplatz können daher mit mehreren in kurzen Abständen aufeinander folgenden Zählungen weitgehend vollständig erfasst werden (vgl. Kauppinen 1983). In den Jahren 2001-2010 wurden zur Erfassung des Brutbestandes vier Zählungen zwischen der ersten und vierten Mai-Pentade durchgeführt. 2011-2015 wurden im selben Zeitraum nur drei Zählungen absolviert. Allerdings ist zu beachten, dass es bei solchen Zählungen leicht zu „Ausreißern“ kommen kann, verursacht einerseits durch den Aufenthalt zusätzlicher benachbarter oder nicht brütender Männchen/Paare am Brutgewässer oder aber auch dadurch, dass die Vögel an gut mit Ufervegetation bewachsenen Gewässern übersehen werden können. Daher hat sich an den Seewinkellacken die Einführung von „Streichresultaten“ bewährt, womit sowohl potentiell zu hohe als auch potentiell zu niedrige Werte vermieden werden. Wurden vier Zählungen durchgeführt wurden daher die beiden mittleren Werte dem Brutbestand einer Lacke gleichgesetzt und der Minimal- und der Maximalwert gestrichen. Bei nur drei Zählungen wurde jeweils das Minimum gestrichen, da davon auszugehen ist, dass eine Unterschätzung wahrscheinlicher ist als eine Überschätzung.

Bei den Tauchenten sind nicht-brütende Paare in größerer Zahl vorhanden und die Männchen nur sehr kurz oder gar nicht in der Nähe des Nestes. Daher ist die oben beschriebene Methode für diese Gruppe nicht anwendbar. Bei diesen Arten werden daher Junge führende Weibchen erfasst und Zahl und Alter der Pulli registriert. Dies ist bei Tauchenten leichter als bei Schwimmenten zu bewerkstelligen, da sich die Familien zumeist auf der freien Wasseroberfläche aufhalten und daher leichter zu beobachten sind.

Graugans

2001 bis 2005 wurde der Brutbestand der Graugans nach der erprobten Methode der Zählung der Gänse am Sommersammelpplatz (Dick 1994) erhoben. Dabei wurde der Bestand nicht durch eine Zählung der jungführenden Paare erfasst, sondern bei einer Sommersammelpplatzzählung mit Altersaufstellung (Anzahl der Jung- und Altvögel). Zusätzlich wurde in der frühen Aufzuchtperiode, zu einer Zeit wo die Gössel bereits geschlüpft und die Familien auf die freien Weideflächen auszuwandern begannen, die Familien (Paare mit Pulli) an gut einsehbaren Brut- und Aufzuchtspätzen wiederholt stichprobenartig erhoben, um durchschnittliche Familiengrößen zu erhalten.

2012, 2014 und 2015 erfolgte eine flächendeckende Erhebung der führenden Graugans-Paare und Gössel. Aufgrund der (zumindest kleinräumig) offensichtlich hohen Mobilität der Junge führenden Graugans-Paare und ihrer weiten Verteilung über das Untersuchungsgebiet wurde die Zählung an einem einzigen Tag durchgeführt. Der Seewinkel wurde in acht bis zehn Probeflächen aufgeteilt, die jeweils von einem/einer ZählerIn bearbeitet wurden. In diesen Gebieten wurden alle für Graugänse relevanten Bereiche kontrolliert, sämtliche Junge führende Paare in Karten eingetragen und die jeweilige Anzahl der Jungvögel notiert. Paare ohne eigene Gössel, die mit den Familien unterwegs waren, wurden mitnotiert. In Fällen, wo sich mehr als zwei Altvögel eine größere Gruppe Gössel teilten, wurde die „Aufzuchtgruppengröße“ notiert. Einzelne Paare (bis zu einer Größe von ca. 10 Exemplaren), die mit den Familien unterwegs sind aber die eigenen Jungen verloren hatten, wurden als Paar/e ohne Junge (null Juv.) mitnotiert.

2001 bis 2005, 2011, 2012 und 2014 wurde auch die Anzahl der im Gebiet anwesenden Nichtbrüter erhoben. Die Zählung dieses Anteils der Brutpopulation fand stets innerhalb eines Tages im April statt, wenn die brütenden Graugänse bereits mit der Aufzucht der Jungen beschäftigt sind und die Nichtbrüter daher klar getrennt werden können. Der genaue Zähltermin und die Route wurden durch vorhergehende Beobachtungen betreffend des Aufenthalts und der Bewegungen der größeren Gänsetrupps festgelegt.

Reiher, Löffler, Zwergscharbe und Kormoran

Die in Kolonien brütenden Reiher und Löffler wurden von einem zweisitzigen Flugzeug (Piper P18 oder Kitfox II) erfasst. Dabei wurde der österreichische Teil des Schilfgürtels pro Jahr drei bis fünfmal abgeflogen (insgesamt 67 Flüge). Bei jedem Flug wurden alle Kolonien fotografiert. Zusätzlich wurden in 16 Jahren möglichst viele Horste des Silberreiher mit Hilfe von Luftbildern und einem geographischem Informationssystem genau verortet. Nester, die bei jedem der jährlichen Flüge kontrolliert

werden konnten, wurden für die Bestimmung des Bruterfolges herangezogen (je nach Jahr 25-53 % aller Silberreiherhorste). Maß für den Bruterfolg war die Anzahl flügender Junge, die älter als 35 Tage waren. Während des Untersuchungszeitraums brüteten keine Silberreiher im ungarischen Teil des Schilfgürtels, sehr wohl aber eine nicht genauer bestimmte Anzahl von Purpurreihern (A. Pellingner mündl. Mitt.). Mögliche Nester von Nachtreiher und Seidenreiher sind sehr schwierig vom Flugzeug aus zu entdecken (Schuster et al. 1998). Daher sind angegebene Brutbestände für diese Arten nur Mindestangaben.

Rohrdommel

Die Rohrdommel besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, daher wurde das bei anderen Arten auf den Seewinkel und das Ostufer des Sees beschränkte Untersuchungsgebiet für die Rohrdommel auf den gesamten Schilfgürtel ausgeweitet. In den Jahren 2001-2015 wurden in vier Gebieten alljährlich Zählungen in Form von Linientaxierungen durchgeführt. Am Westufer des Sees entlang des Seedamms bei Winden (2,1 km), am Nordostufer entlang des landseitigen Randes des Seeufers im Bereich der Zitzmannsdorfer Wiesen (1,9 km), im Südosten entlang des so genannten Frauenkirchener Kanals in der Kernzone des Nationalparks (1,8 km) und am Ostufer entlang des Seedamms der Biologischen Station Illmitz (1,1 km). Bestandserfassungen der Rohrdommel können praktisch nur akustisch durchgeführt werden. Die weit tragenden Rufe der Männchen sind bei guten Bedingungen (Windstille) aus mehr als einem Kilometer Entfernung zu hören. Die Zeiten höchster Rufaktivität liegen in den frühen Morgenstunden sowie in der Abenddämmerung bis nach Sonnenuntergang. In den vier Untersuchungsstrecken wurden je zwei abendliche Linientaxierungen zwischen Mitte April und Mitte Mai durchgeführt. Die Mehrzahl der ausgewiesenen Reviere basieren auf Registrierungen bei beiden Begehungen. Wurde ein rufendes Rohrdommel-Männchen nur bei einer einzigen Begehung festgestellt so musste es simultan mit den Reviernachbarn rufen, um als Revier gewertet zu werden.

Weißstorch

Für die Durchführung der Zählung werden zu Beginn der jeweiligen Brutsaison Erhebungsbögen an die Weißstorchgemeinden bzw. die jeweils zuständigen ZählerInnen, meist interessierte HorstbesitzerInnen oder AnrainerInnen verschickt. Darin werden die Besetzung der Horste, die geschlüpften und ausgeflogenen Jungvögel sowie weitere Daten zur Phänologie und zum Brutverlauf abgefragt. Als Mindestanforderung sollten zumindest die Besetzung und die Zahl der ausgeflogenen

Jungvögel rückgemeldet werden. In den Fällen, in denen keine zuverlässigen Rückmeldungen erfolgen, werden die Horste zu Ende der Brutsaison vor dem Ausfliegen der Jungstörche in der ersten Julihälfte kontrolliert. Damit war gewährleistet, dass zumindest die wichtigsten Daten – Besetzung und Bruterfolg – erfasst werden können. Als besetzt (HPa) wurde ein Horst dann gewertet, wenn ein Horstpaar diesen mindestens vier Wochen lang besetzt. Jungvögel werden dann als ausgeflogen gewertet, wenn sie mindestens einmal den Horst verlassen haben. In der Gemeinde Illmitz wurde die Erhebung vom Illmitzer Verein für Vogel- und Landschaftsschutz durchgeführt. Die Horstkontrollen im Juli wurden von Andreas Ranner, Michael Dvorak und Beate Wendelin durchgeführt.

Wiesenlimikolen

Die Bestände von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel im Seewinkel werden seit 1986 durch die Kartierung der warnenden Altvögel erfasst, die bei der Begehung von Wiesen- und Weidegebieten angetroffen werden (siehe Kohler 1988). Diese Vorgangsweise beruht auf der Voraussetzung, dass aktuell jungführende Altvögel intensiv warnen, während brütende Altvögel und Altvögel nach Verlust ihrer Kücken zwar auch Warnverhalten zeigen können, aber in der Regel deutlich weniger ausgeprägt. Für erfahrene Beobachterinnen und Beobachter ist daher normalerweise eine Unterscheidung möglich (für Details siehe Kohler 1988 und Kohler & Rauer 1992). Bei den Zählungen wurden die Gebiete in großen Schleifen oder Zickzacklinien abgegangen, wobei darauf geachtet wurde, jedem Teil der bearbeiteten Fläche nahe genug zu kommen, um das Warnverhalten anwesender Wiesenlimikolen auszulösen. Die Zahl der in deutlich abgrenzbaren Teilbereichen warnenden Individuen wurde dabei durch zwei dividiert, um die Zahl jungführender Paare zu erhalten (wobei warnende Einzelvögel als ganzes Paar gewertet wurden). Diese Beobachtungen wurden zusätzlich auf Feldkarten eingezeichnet.

Im Zeitraum von 2001 bis 2010 wurden, wie schon in früheren Jahren (siehe Kohler & Rauer 1992), jeweils zwei Zähldurchgänge durchgeführt, und zwar einer Anfang Mai (ausnahmsweise Ende April) und einer in der dritten Maidekade. Dabei wurde jeweils innerhalb von ein bis zwei Tagen die gesamte Wiesen- und Weidefläche des Seewinkels – ca. 2.500 ha – abgedeckt, was den gleichzeitigen Einsatz einer größeren Zahl von Mitarbeiterinnen und Mitarbeitern erforderte (zwischen sechs und 17 Personen). Abhängig von den Wasserstandsverhältnissen schwankte der Aufwand für die Zählungen von Jahr zu Jahr beträchtlich. Für jede der drei Arten galt der höhere der beiden dabei ermittelten Zählwerte als Bestandsgröße des jeweiligen Jahres, unabhän-

gig davon, bei welcher der beiden Zählungen der Höchstwert gleichzeitig im Untersuchungsgebiet warnender Altvögel festgestellt wurde. Im Jahr 2010 wurde das Zählergebnis von sehr ungünstigem Wetter beim zweiten Zähltermin beeinflusst. In einigen Auswertungen wird dieses Jahr daher nicht berücksichtigt.

Im Jahr 2011 erfolgte eine wesentliche Änderung der Methode: Statt des gesamten Gebietes wurden ab nun nur mehr 18 Probeflächen mit einer Gesamtfläche von 553 ha erfasst; dafür erfolgten auf den Probeflächen vier statt zwei Zählungen (3. Aprildekade sowie 1., 2. und 3. Maidekade). Überdies wurden zusätzlich zu den warnenden Individuen sämtliche anwesenden Altvögel von Kiebitz, Uferschnepfe und Rotschenkel gezählt. Da die Interpretation und räumliche Zuordnung des Balzverhaltens der erfassten Arten schwierig ist, wurde auf eine Unterscheidung zwischen balzenden und sonstigen nicht warnenden Individuen verzichtet. Die Zählungen fanden nicht mehr auf allen Flächen am selben Tag statt, sondern fünf eigenständige Zählteams konnten die Termine innerhalb der Dekaden selbst festlegen. Dadurch wurden ein flexibleres Reagieren auf die Wetterlage ermöglicht sowie Störungen bei nasskaltem, für die Kücken kritischem Wetter vermieden. Bei ungünstigem Wetter ist außerdem das Warnverhalten der Altvögel deutlich vermindert, was die Zählergebnisse deutlich beeinflussen kann: Begehungen derselben Flächen am selben Tag können abweichende Ergebnisse liefern, wenn sich die Wetterlage ändert (G. Bieringer, unpubl.).

Um die seit 2011 erhobenen Daten mit dem langjährigen Wiesenlimikolen-Datensatz aus dem Seewinkel vergleichen zu können, wurden die Ergebnisse der Probeflächen anhand des Vergleichszeitraumes 2005 bis 2009 auf den Bestand des gesamten Seewinkels „geeicht“: Im Vergleichszeitraum wurden auf den Probeflächen durchschnittlich 28,4% der warnenden Kiebitz-Paare, 26,5% der warnenden Uferschnepfen-Paare und 28 % der warnenden Rotschenkel-Paare des gesamten Seewinkels gezählt. Diese Anteile wurden als Basis für die Hochrechnungen für die Jahre 2011 bis 2015 verwendet. Der Anteil des Bestandes, der durch die Probeflächen erfasst wird, unterscheidet sich zwischen trockenen und feuchten Jahren kaum: Für den Kiebitz ergibt sich für die trockenen Jahre 2005 und 2007 ein Mittelwert für den Bestandsanteil von 28,6 %, für die feuchteren Jahre 2006, 2008 und 2009 von 28,2%. Bei der Uferschnepfe betragen die entsprechenden Werte 27,2 bzw. 26,0 %, beim Rotschenkel 28,6 bzw. 27,6%.

Für die Jahre 2011 bis 2015 konnte erstmals der gesamte Brutzeitbestand abgeschätzt werden. Dafür wurde die Maximalzahl festgestellter Altvögel auf den Seewinkel hochgerechnet. Unter der vereinfachten Annahme, dass der Brutzeitbestand an adulten Individuen dem Brutbestand entspricht, wurde diese Zahl halbiert und (auf die nächste ganze Zahl gerundet) als

Schätzwert für die Anzahl der Brutpaare verwendet. Der Quotient aus (a) dem Maximalwert anwesender adulter Individuen und (b) dem Doppelten des Maximalwerts warnender Paare ergibt einen groben Schätzwert für den Schlupferfolg. Auch bei dieser Berechnung wird vorausgesetzt, dass die in den Probeflächen angetroffenen Individuen durchwegs Brutvögel sind. Vom tatsächlichen Schlupferfolg weicht der verwendete Schätzwert aus mehreren Gründen ab: Einerseits warnen Altvögel der drei untersuchten Arten bereits in den letzten Tagen vor dem Schlupf der Jungen, was zu einer Überschätzung des tatsächlichen Schlupferfolges durch den gewählten Indikator führt; andererseits bleiben Paare unberücksichtigt, die deutlich vor oder deutlich nach dem Termin des Bestandsmaximums erfolgreich brüten und daher nicht mehr oder noch nicht warnen, was zu einer Unterschätzung des tatsächlichen Schlupferfolges führt. Ob diese beiden Fehler einander weitgehend aufheben, kann nicht beurteilt werden. Die hier wiedergegebenen Zahlen für den „Schlupferfolg“ sind daher nur ein grober Indikator. Im Jahr 2013 fielen die Zählungen aufgrund einer Finanzierungslücke aus.

Säbelschnäbler

Die Abschätzung der jährlichen Brutbestandsgröße stützt sich auf eine Serie von Zählungen, die darauf abzielten, die Maximalzahl gleichzeitig brütender bzw. Junge führender Säbelschnäbler-Paare zu erfassen. Die Zähler bewegen sich von einer Lacke zur anderen und kontrollieren von bestimmten Beobachtungspunkten aus mit dem Fernrohr alle Flächen, die als Brutplätze bzw. Jungenaufzuchtgebiete in Frage kommen. Die Beobachtungspunkte sind so gewählt, dass sie einen möglichst vollständigen Überblick über die jeweilige Lacke bieten, nur bei großen und verwinkelten Gewässern sind mehrere Punkte aufzusuchen. Dann wird die von dem Punkt aus einsehbare Fläche sorgfältig abgesucht. Die Position jedes brütenden Säblers, der während der Kontrolle ins Blickfeld des Fernrohrgeräts, wird vermerkt. Bei den nachfolgenden Kontrollen, die strikt von den markierten Punkten aus erfolgen, erleichtern zusätzlich Skizzen und Nummern das rasche Wiederfinden der Nester bzw. eine Entscheidung darüber, welche Nester seit dem letzten Besuch verschwunden sind (Details siehe Kohler & Bieringer 2015).

Wegen der weit streuenden Bruteinsätze, der häufigen Gelegeverluste und der Zeitigung von Nachgelegen sind niemals alle Angehörigen des Brutbestandes gleichzeitig am Nest bzw. bei der Betreuung von Küken oder Jungvögeln zu beobachten. Normalerweise gibt es aber einen klar erkennbaren Gipfel maximaler Brutaktivität. Die Lage dieses Gipfels schwankt von Jahr zu Jahr in einem relativ weiten Bereich zwischen der zweiten Mai- und der zweiten Junipentade, weshalb Zählungen zur

Erfassung des Bestandsmaximums sich über die Gesamtheit dieses Zeitraums erstrecken sollten. Bei der Durchführung von einer Zählung pro Pentade würde dies sieben Zähldurchgänge erfordern. In den meisten Jahren kann allerdings mit einer geringeren Anzahl von Zählungen das Auslangen gefunden werden, wenn das Maximum schon frühzeitig auftritt und durch ein bis zwei weitere Kontrollen abgesichert ist, dass es zu keinem nachfolgenden, höheren Gipfel kommt. Im Durchschnitt der 28 Untersuchungsjahre wurden zur Erfassung des Brutbestandes 4,7 Zählungen/Saison (Minimum 2, Maximum 9 Zählungen) durchgeführt.

Seeregenpfeifer

Die Erhebungen erfolgten durch visuelles Absuchen aller potenziellen Brutgebiete (Lacken, Zickflächen, Seevorgelände) von der Morgen- bis zur Abenddämmerung. Zumeist verschlechterten sich die Sichtbedingungen vom Vormittag bis zum späten Nachmittag aufgrund des durch die Lufterwärmung hervorgerufenen „Flimmerns“. Hinzu kam, dass angesichts des eingeschränkten Zeitrahmens manche Gebiete nicht bei optimalen Lichtverhältnissen aufgesucht werden konnten.

Im Untersuchungszeitraum 2001-2014 wurden zwischen fünf und neun Zählungen durchgeführt (2001 9, 2002-2008 und 2013 acht, 2008-2010 und 2014 sieben, 2007 und 2011 sechs und 2012 fünf). Die erste Zählung fand bis 2010 Mitte April statt, ab 2011 begannen die Erhebungen um den 25. April. Danach wurde in ein- bis zweiwöchigen Abständen bis Anfang Juli gezählt, bis 2006 fand auch noch eine Erhebung Mitte Juli statt.

Die potentiellen Brutgebiete wurden großteils von den Rändern her nach Seeregenpfeifern abgesucht, wobei ein Fernrohr (Swarovski 30x75) und ein Fernglas (Zeiss 10x40) zum Einsatz kamen. Schwer einsehbare Teilgebiete wie z. B. das Nordostufer des Illmitzer Zicksees und die Senke im Norden der Langen Lacke mussten jedoch betreten werden. Um den Störungseinfluss möglichst gering zu halten, wurden Einzelbäume, Weingartenpfosten, Gebüschgruppen und ähnliche Strukturen als Deckungshilfen in der sonst recht offenen Landschaft herangezogen. Sofern vorhanden, wurden auch Hochstände zwecks besserer Übersicht genutzt.

Von entdeckten Nestern wurden aus der Distanz Lagepläne mit auffälligen Geländemerkmale in deren Verlängerung am Horizont angefertigt um diese bei darauf folgenden Begehungen wieder finden und von etwaigen neuen Nestern unterscheiden zu können. Dies ist notwendig, um die Nestzahl zu eruiieren und Familien mit kleinen Pulli noch annähernd dem Brutgebiet zuordnen zu können. Zur Schätzung des Brutbestandes wurden zugleich bebrütete Nester, Junge führende bzw. warnende Altvögel und kopulierende Seeregenpfeifer

herangezogen, letztere jedoch nur dann, wenn ausgeschlossen werden konnte, dass die Beteiligten einem bereits bekannten Nest zugehörten.

Stelzenläufer

Die Bestandssituation der Art wurde seit der Etablierung des Brutvorkommens in den frühen 1990er Jahren genau verfolgt. Während der damals noch kleine Brutbestand in den 1990er und frühen 2000er Jahren im Zuge von Erhebungen anderer Arten und Artengruppen mit erfasst wurde (z. B. Laber 2003) wurden mit steigendem Bestand und weiterer Verbreitung der Art in den Jahren 2006-2015 durchgehend systematische Bestandserfassungen durchgeführt. Dabei wurden sämtliche geeigneten Brutgebiete (Lacken des Seewinkels, Mähwiesen des Seevorgeländes, seenahe Beweidungsflächen, lückiger landseitiger Schilfgürtel im Bereich Illmitz) zwei- bis dreimal im Mai kontrolliert (Anfang Mai, um den 10. Mai, um den 20. Mai), um die gesamte Brutpopulation zu erfassen. Als Brutpaar wurden brütende Altvögel bzw. offenbar verpaarte/balzende Vögel (die noch vor der Eiablage stehen) gewertet. Die Zählung mit dem höchsten Brutbestand im Gesamtgebiet wurde als maximaler Brutbestand für dieses Jahr gewertet. Im Sommer wurde dann im Rahmen von ein bis zwei Zählungen in der ersten Julihälfte der Bruterfolg durch die Erfassung der Familien kontrolliert.

Seeschwalben

2001-2015 erfolgten durchgehend Brutbestands- und Bruterfolgs-Kontrollen der Flusseeeschwalbe, ab 2009 auch der Weißbart-Seeschwalbe.

Zu Beginn der Brutzeit (sowie bei möglichen Ersatzbruten) wurde das Projektgebiet nach Brutstandorten abgesucht. Bei günstig gelegenen Standorten konnte die Lage der Nester und somit die Zahl der Brutpaare in den Kolonien von einem übersichtlichen Punkt vom Ufer aus mit Hilfe eines Fernrohres aufgrund markanter Strukturen (auf dem Brutplatz oder in der dahinter liegenden Landschaft) eindeutig identifiziert werden. Bei nicht einsehbaren Koloniestandorten wurde indirekt, durch wiederholte Beobachtung vom Land, Wasser oder der Luft aus, die ungefähre Anzahl der Brutpaare eruiert. Nach derselben Methode wurden bei einsehbaren Brutstandorten auch die Bruterfolgskontrollen durchgeführt. Sie konzentrierten sich vor allem auf die gut einsehbaren traditionellen Koloniestandorte. Je nach Brutgeschehen wurden die einzelnen Brutkolonien ein- bis fünfmal pro Woche kontrolliert. Dabei wurde die Lage der Nester skizzenhaft festgehalten, die Anzahl der erfolgreichen Nester (Anzahl der Nester mit Pulli) sowie die Anzahl der flüggen Jungen, erfasst.

2001-2005 wurde bei nicht einsehbaren Brutplätzen versucht mittels einer Begehung den Bruterfolg zu erfassen. Ab 2006 wurden solche Brutstandorte, um den Störungseinfluss möglichst gering zu halten, nur dann begangen, wenn eine plötzliche unerklärliche Aufgabe des Brutplatzstandortes erfolgte. Der Bruterfolg solcher Kolonien konnte nur ungefähr abgeschätzt werden (nach Anzahl und Frequenz der fischtragenden Altvögel in der Luft; Maximalzahl der flüggen Jungvögel in der Luft). Zusätzlich wurde, um eine Gesamtzahl der flüggen Juvenilen zu eruieren, nach Ende der Brutzeit gezielt nach Sammelpunkten von Seeschwalben gesucht, sowie Simultanzählungen im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Neben den traditionellen Neststandorten auf den Lacken des Seewinkels, wurden laufend auch andere Plätze in das Monitoring einbezogen. Vor allem in Jahren mit niedrigen Wasserständen wurde die Koloniesuche zu Beginn der Brutzeit auch auf den Schilfgürtel an der Ost- und Westseite des Sees ausgedehnt.

In der ersten Junihälfte wurden länger im Gebiet verweilende Weißbart-Seeschwalben gezielt beobachtet. Bei Verdacht auf Koloniegründung wurden die Plätze im zweiwöchentlichen Rhythmus kontrolliert. Bei erfolgreicher Koloniegründung erfolgte das Monitoring nach der gleichen Methode (Erhebungen des Brutbestandes und -erfolges siehe oben) wie die Erhebung der Flusseeeschwalben.

Möwen

Die Lage der Lachmöwen-Kolonien wurde ab 2010 in drei Kontrollen während der ersten Maihälfte erfasst. Da die Brutplätze sehr oft mitten in Schilfgebieten liegen, ist eine genauere Erfassung vom Ufer aus meist nicht möglich. Die tatsächliche Koloniegröße wurde deshalb in diesen Fällen bei großen Kolonien vom Flugzeug aus (im Rahmen der Reiher-Zählflüge) erhoben. Dabei wurden die Kolonien zweimal in der Brutsaison überflogen und fotografisch dokumentiert. Anhand der Luftbilder wurde die Anzahl der Nester ausgezählt. Quantitative Bruterfolgskontrollen wurden nicht durchgeführt.

Brutbestand und -erfolg der Schwarzkopfmöwen wurden 2001 bis 2009 unabhängig von den Lachmöwen erhoben (siehe Laber et al. 2015). Ab 2010 wurden im Zuge der Erhebungen der Lachmöwen-Kolonien die brütenden Schwarzkopfmöwen die meist an denselben Koloniestandorten, aber leicht zeitversetzt brüten, miterhoben. Einsehbare Nester werden dabei dokumentiert (Lage innerhalb der Kolonie, Struktur in der Nestumgebung etc.) und von Ende Juni bis etwa 20. Juli wurde dann im Rahmen von zwei Zählungen nach Möglichkeit der Bruterfolg anhand der Jungvögel kontrolliert (Bruterfolgserhebung).

In allen der jeweils aktiven Kolonien von Seeschwalben und Möwen wurden, wenn möglich, während der Brut-

saison relevante Habitatmerkmale erfasst (Lage und Größe der Kolonien, Wassertiefe). Vegetationsstrukturerhebungen (Entwicklung und Grad der Verkrautung, Dichte und Höhe des umliegenden Schilfes, Dimension der Blänken und Brutinseln) erfolgten bei Bedarf nach der Brutzeit.

Wiedehopf

Das Monitoring der 32,5 km² großen, im westlichen Seewinkel am Ostufer des Neusiedler Sees gelegenen Probefläche wurde von 2002 (Revierkartierung) bzw. 2003 (Bruterfolg) bis 2005 von den Autoren gemeinsam mit einem Team von jeweils 3–5 vogelkundlich erfahrenen Bearbeitern durchgeführt. Die Erhebungen erfolgten bei Begehungen oder Befahrungen größerer Teilgebiete in zwei Arbeitsphasen. April-Anfang Mai wurden in den Morgen- und Vormittagsstunden Kartierung von Rufplätzen, Revierverhalten und Paaren bei der Nistplatzsuche aus Hördistanzen von maximal 500 m durchgeführt. Klangattrappen wurden nicht eingesetzt. Mitte Mai-Mitte August erfolgte die Ermittlung der fütternden Paare sowie der Neststandorte und Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel bei den Erst- und Folgebrotten. Zusätzlich wurden zufällig oder systematisch gesammelte Daten anderer im Gebiet tätiger Ornithologen berücksichtigt (detaillierte Beschreibung der Methode in Grüll et al. 2008).

Ab 2006 wurde die Revierkartierung durch ein standardisiertes, weniger aufwendiges Bestandsmonitoring ersetzt. Pro Jahr fanden an zwei Tagen zwischen Mitte April und Anfang Mai simultane Kartierungen der balzenden Männchen statt. Als Untersuchungsgebiet für die Simultanzählungen wurde das Kerngebiet des Wiedehopf-Vorkommens im Nationalpark gewählt: Vom südlichen Ortsrand von Podersdorf bis zum Apetloner Meierhof, westlich bis zum Seevorgelände, östlich bis zur Landesstraße Podersdorf-Illmitz-Apetlon. Ab 2011 wurde das Untersuchungsgebiet nach Süden hin erweitert und wies eine Ausdehnung von etwa 41 km² auf.

Für die Simultanerfassungen wurde das Untersuchungsgebiet bis 2010 in fünf, ab 2011 in sechs Teilflächen aufgeteilt. Jedes Teilgebiet wurde ca. 4,5 h lang kontrolliert (ca. 5.45-10.15 Uhr). Je nach Gelände wählten wir dabei 15-19 übersichtliche Beobachtungspunkte pro Teilfläche, an denen 10-15 min lang intensiv beobachtet und verhört wurde. Um vor allem in den langgestreckten Zählgebieten tageszeitliche Unterschiede in der Rufaktivität zwischen dem frühen und dem späten Morgen auszugleichen, bearbeiteten wir die Beobachtungspunkte an den beiden Kartierungsterminen in unterschiedlicher Reihenfolge. Alle Registrierungen sowie die Lage der Beobachtungspunkte wurden in Karten eingetragen und die genaue Uhrzeit, die Aufenthaltsdauer am Beobachtungsposten und der Beobachtungsinhalt

notiert. Besondere Aufmerksamkeit widmeten wir dabei Simultanregistrierungen balzrunder Vögel. Bei der Auswertung wurden die Anzahl der gleichzeitig singenden Männchen sowie der nicht rufenden Individuen ermittelt. Die Simultanzählungen bieten neben dem viel geringeren Zeitaufwand als bei Revier- und Nestkartierungen den zusätzlichen Vorteil, dass sie weitgehend standardisiert auch von einem größeren Personenkreis ohne spezielle Erfahrungen durchgeführt werden können.

Rallen und Singvögel im Schilfgürtel

Für diese Artengruppe wurde als Untersuchungsgebiet der gesamte, ca. 101,5 km² große Schilfgürtel des Neusiedler Sees bearbeitet. Dieser konnte jedoch aufgrund seiner Größe und stellenweise schweren Zugänglichkeit für die hier vorkommenden Kleinvogelarten nicht flächendeckend erfasst werden. Die Zählungen wurden daher als Stichprobenerhebungen mittels Punkttaxierungen und Entfernungsschätzungen bzw. -messungen durchgeführt.

1995, 2005 und 2006 sowie 2012 wurde die Häufigkeit der vier im Schilf vorkommenden Rohrsänger, von Rohrammer und Rohrschwirl sowie von Kleinem Sumpfhuhn und Wasserralle mittels Punkttaxierungen untersucht. Für größere Schilfbestände ist dies die geeignetste Methode, da sie die Auswahl vieler unabhängiger Punkte ermöglicht und dadurch gleichzeitig auch effizient Zusammenhänge zwischen Habitatstrukturen und Vogelarten untersucht werden können (Bibby et al. 1992). Ein Nachteil ist die im Gegensatz zur Linientaxierung viel schwierigere Ableitung von Siedlungsdichten. Dies ist einerseits auf Probleme bei der Entfernungsschätzung zurückzuführen, andererseits auf die niedrige Anzahl einzelner Arten pro Zählpunkt bei einer Punkttaxierung. Wir versuchten diese Einschränkungen durch folgende Vorgangsweise auszuschalten bzw. zu mildern: Die Zählungen erfolgten von einer drei Meter hohen Stehleiter, die BeobachterInnen befanden sich immer oberhalb der Schilffahnen, sie konnten einige Arten nicht nur hören, sondern oft auch beobachten (vor allem Rohrammer und Rohrschwirl, aber auch Teichrohrsänger und Mariskensänger). Die Schätzung der Entfernungen wurde verbessert, indem in genau 50 m Entfernung vom Zählpunkt eine von der Leiter gut sichtbare Latte mit Markierung aufgestellt wurde. Pro Zählung wurde von jedem Punkt aus in einem Zeitraum von 10 (1995) bzw. fünf Minuten (2005/06, 2012) jeder Vogel registriert, seine Richtung mit dem Kompass bestimmt und die Entfernung geschätzt. Die Zählungen erfolgten nur unter optimalen Bedingungen, also möglichst bei Windstille und in den ersten Morgenstunden, bzw. später in der Saison in den letzten Abendstunden. Die Zählungen fanden 1995 zwischen Anfang April und Mitte Juni 1995 statt, in den übrigen drei Untersuchungsjahren wurde

von Anfang Mai bis Anfang Juli gezählt. Jeder Punkt wurde fünf (1995) bzw. dreimal begangen, für die Auswertung verwendeten wir für die jeweilige Art die Begehung mit den meisten Individuen. 1995 waren sechs, 2005/06 vier und 2012 drei BeobachterInnen tätig; dies barg natürlich die Gefahr zusätzlicher Fehlerquellen. Daher wurden nur MitarbeiterInnen eingesetzt, die bereits genügend feldornithologische Erfahrung mit Schilfvögeln hatten. Weiters erfolgte vor der eigentlichen Zählung eine Abstimmung der einzelnen BeobachterInnen aufeinander durch eine gemeinsame Zählung von jeweils zwei wechselnden Mitarbeiterinnenpaaren. Die Auswahl der Zählpunkte erfolgte zufällig. Wir wählten sie so, dass sich im Umkreis von 50 m mehr als 30 % Schilf befand; so wurden Nullzählungen in sehr großen Blänken vermieden. Außerdem mussten die Punkte jeweils mindestens 100 m voneinander entfernt sein. Ab 2005 wurden die Punktzählungen so durchgeführt, dass die Errechnung absoluter Dichten möglich war und wie folgt vorgegangen: Nach der Ankunft am jeweiligen Zählpunkt verhielt sich der Bearbeiter zwei Minuten ruhig, um etwaige – durch seine Annäherung verursachte – Störungen abklingen zu lassen. Danach wurde für fünf Minuten jeder registrierte Vogel (optisch oder akustisch) in einem Erhebungsbogen vermerkt. Für jede Beobachtung wurde die genaue Entfernung des Vogels zum Beobachter mit einem Entfernungsmesser gemessen oder bis 50 Meter auf fünf Meter genau geschätzt. Bei Entfernungen von 50-100 Metern wurde die Distanz auf 10 Meter genau geschätzt, wenn eine genaue Messung nicht möglich war. Die Zählpunkte wurden per GPS verortet. Die Auswertung dieser Zählungen erfolgte mittels der Distance sampling-Methode, die absolute Dichteschätzungen (inkl. deren Streuungsmaße) ermöglicht (Thomas et al. 2010). Zur Bestandsschätzung wurde der höchste Dichtewert, der bei einer der drei Begehungen ermittelt wurde verwendet.

1995, 2005 und 2012 wurden Zählungen in der Kernzone des Nationalparks durchgeführt, 2006 wurden auch Zählungen am Westufer bei Weiden, Winden, Jois, Purbach, Donnerskirchen und Mörbisch durchgeführt. Diese Daten ermöglichten eine stark verbesserte und repräsentativere Ermittlung von Bestandsdichten und Bestandsschätzungen von Schilfvögeln für den gesamten Schilfgürtel.

1995 wurden in der Kernzone 77 Punkte erfasst, 2005 40 und 2012 28. Am Westufer wurden 2006 40 Punkte in fünf verschiedenen Untersuchungsgebieten (Schilfgebiet zwischen den Seedämmen Neusiedl und Weiden, östlich des Segelhafens von Jois, nördlich der Seedämme Winden und Purbach, entlang eines Kanals nördlich der Wulka sowie südlich des Seedamms Mörbisch bearbeitet.

3. Ergebnisse

Im folgenden Kapitel werden für 39 ausgewählte Brutvogelarten des Neusiedler See-Gebiets Bestand und Bestandsentwicklung dargestellt. Am Beginn jedes Artkapitels wird die historische Bestandsentwicklung beschrieben, wobei auf die Jahre vor 2001 Bezug genommen wird. Für die meisten Arten wird dann die aktuelle (kurzfristige) Bestandsentwicklung für den Zeitraum 2001-2015 beschrieben, bei einigen wenigen Arten liegen nur aus weniger Jahren Bestandsdaten vor. Im selben Kapitel wird auch die Verbreitung im Untersuchungsgebiet dargestellt. Im Unterkapitel „mittel- und langfristige Bestandsentwicklung“ findet sich abschließend eine kurze Zusammenfassung der Bestandstrends sowie gegebenenfalls auch eine statistische Prüfung.

Für einige Teilprojekte liegen bereits ausführliche Veröffentlichungen vor: Wiedehopf (Karner-Ranner et al. 2008, Grüll et al. 2008, Grüll et al. 2014), Flussschwalbe (Wendelin 2010), Säbelschnäbler (Kohler & Bieringer 2016), Stelzenläufer (Laber 2014) und Schwarzkopfmöwe (Laber et al. 2016). Bei diesen Arten wurden die nachfolgenden Artkapitel kurz gehalten und stellen lediglich eine Zusammenfassung der bereits publizierten Arbeiten dar, gegebenenfalls um die Ergebnisse derjenigen Jahre ergänzt, die von den jeweiligen Veröffentlichungen noch nicht abgedeckt wurden. Bei denjenigen Arten, für die bisher keine Ergebnisse publiziert wurden, sind die Artkapitel in der vorliegenden Arbeit sehr viel umfangreicher und detaillierter.

Graugans (*Anser anser*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Um die Wende vom 19. zum 20. Jahrhundert war die Graugans am Südufer des Neusiedler Sees ein häufiger Brutvogel (Schenk 1917) und auch nach Zimmermann (1943), dessen Angaben sich auf die frühen 1940er Jahre beziehen, war die Graugans „ein recht häufiger Brutvogel des Gebiets“. Zehn Jahre später bestätigten Bauer et al. (1955) diese Aussage. Ende der 1960er Jahre wurde der Bestand für den Seewinkel und das Ostufer des Sees auf 120-130 Paare geschätzt (Leisler 1969), während damals im gesamten Neusiedler See-Gebiet etwa 250-300 Paare vorgekommen sein sollen (Bauer & Glutz von Blotzheim 1968). In den beiden folgenden Jahrzehnten stieg der Brutbestand dann weiter an. Anfang der 1980er Jahre wurde (inklusive Ungarn) bereits ein Bestand von mehr als 400 Paaren angenommen (Triebl 1984). Auch zu Beginn der 1990er Jahre wurde die Neusiedler See-Population auf etwa 400 Paare geschätzt (Dick 1994). Danach gab es mehrere Jahre lange keine Angaben zum Graugans-Brutbestand, erst ab 2000 wurde der Brutpopulation wieder

vermehrt Aufmerksamkeit geschenkt. Im Jahr 2000 wurde auf Basis systematischer Erhebungen der Bestand im Seewinkel mit 300 Brutpaaren beziffert, während der Nichtbrüterbestand für dieses Jahr mit 700-800 Exemplaren angegeben wurde (Steiner & Parz-Gollner 2003).

Bestandsentwicklung 2001-2015

2001 ergab eine Erhebung an den Sammelpunkten im Juli eine Schätzung von mindestens 550 Brutpaaren. In den übrigen Jahren konnte, bedingt durch einen (aufgrund der Trockenheit) frühen Abzug der Brutvögel keine Gesamtzahl ermittelt werden. Die Zahl der Nichtbrüter lag zwischen 2001 und 2004 bei 2.803-3.632 Individuen (B. Wendelin, unveröff.). In den Jahren 2012, 2014 und 2015 konnten wiederum systematische Bestandsaufnahmen der Brutpopulation durchgeführt werden (B. Wendelin & M. Dvorak unveröff.). 2012 konnten am 11.5. im Seewinkel 1.344 Paare erfasst werden, darunter befanden sich 485 Paare, die insgesamt 1.637 Gösse führten. 2014 wurde die Erfassung am 9.5. durchgeführt, sie ergab für den Seewinkel 993 Paare mit Gösse und 293 Paare ohne Jungvögel. Die Erhebung am 9.5.2015 ergab einen Höchstwert von 1.575 Brutpaaren mit minimal 5.781 und maximal 6.610 Gösse. Zusätzlich wurden 357 Paare ohne Gösse gezählt, die sich in der unmittelbaren Nachbarschaft oder inmitten der Familien aufhielten.

Der Bruterfolg bewegte sich in den beobachteten neun Jahren, zwischen 3,4 (Jahr 2012) und maximal 3,7 Gösse pro Paar (2014 und 2015) (Zählungen jeweils in der ersten oder zweiten Maiwoche; Tab. 3). Wobei zu beachten ist, dass die Jungenzahlen bis zum Flügelwerden meist noch sinken.

In den Jahren 2011 und 2012 konnten zusätzlich auch flächendeckende Erfassungen der Nichtbrüter im gesamten österreichischen Neusiedler See-Gebiet durchgeführt werden. Dabei wurden 2011 4.971 Ind. im Seewinkel und 2.216 am Nord- und Westufer des Sees gezählt; 2012 waren es 6.681 bzw. 1.252 Exemplare. Der Gesamtbestand

Jahr	Gösse pro Paar
2001	3,6
2002	3,6
2003	4,0
2004	4,0
2005	3,5
2011	3,5
2012	3,4
2014	3,7
2015	3,7

Tab. 3: Durchschnittlicher Bruterfolg der Graugans (*Anser anser*) im Seewinkel im Zeitraum 1.-2. Mai-Woche. Tab. 3: Mean Breeding success of Greylag Goose *Anser anser* (number of goslings per pair during the first or second week of May).

an Nichtbrütern lag somit 2011 bei 7.187 und 2012 bei 7.933 Gänsen. 2014 wurden im Seewinkel 4.626 Ex. erfasst, Nord- und Westufer des Sees wurden nicht kontrolliert.

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Seit den 1960er Jahren kam es bis zum Beginn der 2000er Jahre zu einem langsamen Anstieg des Brutbestandes auf das Drei- bis Vierfache der ursprünglichen Zahl. Die Ergebnisse der 2012, 2014 und 2015 durchgeführten Bestandsaufnahmen zeigen, dass der Brutbestand der Graugans im österreichischen Teil des Neusiedler See-Gebiets zumindest seit 2012 stark anstieg und 2015 einen neuen Höchstwert von maximal 1.575 Brutpaaren erreicht hat (Abb. 6). Aktuell kann er mit 1.500-1.800 Brutpaaren angegeben werden. Auf ungarischer Seite durchgeführte Bestandsaufnahmen ergaben für das Jahr 2011 knapp über 300 Brutpaare (A. Pellinger, unveröff.). Der Gesamtbestand des Neusiedler Sees (Österreich und Ungarn zusammen) wird daher aktuell auf ca. 2.000-2.300 Brutpaare geschätzt. Zur Brutpopulation hinzuzurechnen ist weiters der derzeit auf österreichischer Seite 7.000-8.000 Individuen große Bestand an nicht brütenden Graugänsen. Für Ungarn stehen keine aktuellen Zahlen zur Verfügung. Insgesamt dürfte sich die Population adulter Graugänse zu Beginn der Brutzeit auf österreichischer Seite des Neusiedler See-Gebiets bei ca. 12.000 Individuen bewegen.

Brandgans (*Tadorna tadorna*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die Brandgans wurde weder von Zimmermann (1943) noch von Bauer et al. (1955) angeführt, Festetics & Leisler (1968) bezeichneten die Art als „Irrgast“. Im Archiv von BirdLife Österreich sind erste Nachweise ab 1967 zu finden, ab 1991 wurden Brandgänse regelmäßig im See-

winkel beobachtet und 1996 gelang schließlich ein erster Brutnachweis an der Östlichen Wörthenlacke. Seither brütet die Art regelmäßig im Lackengebiet.

Bestandsentwicklung 2001-2015

In den Jahren 2001-2008 kam es, sowohl was die Anzahl an erfolgreichen Bruten (von 4 auf 23) als auch die Maximalzahl der im Mai erfassten Exemplare (von 24 auf 120) betrifft, zu einer raschen Zunahme. In Bezug auf die erfolgreichen Bruten kam es danach zu einer kurzfristigen Abnahme und ab 2013 wieder zu einer Zunahme auf das Niveau von 2008. Im Trockenjahr 2012 wurde nur eine einzige Brut nachgewiesen (Abb. 7). Die Zahl der im Mai maximal erfassten Individuen zeigte von 2001-2015 eine signifikante Zunahme ($r_s = 0,82857$, $p = 0,00025$). Das bisherige Maximum von 184 Individuen wurde ausgerechnet im Trockenjahr 2012 erreicht (Abb. 8).

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Die Ansiedelung im Seewinkel geht zeitlich einher mit der Etablierung eines neuen Brutvorkommens in Ungarn ab 1996 (Hadarics & Tanás 2008).

Schnatterente (*Anas strepera*)

Bestandsentwicklung bis 2000

In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde die Art einerseits als selten (Jukovits 1864, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943) oder als spärlicher Brutvogel (Dombrowski 1889) bezeichnet, für das Jahr 1883 wird ihr Brutvorkommen sogar bezweifelt (Fischer 1883a). Im Jahr 1886 soll sie dann aber wiederum ziemlich häufig gewesen sein (O. Reiser zit. in Zimmermann 1943). 1907 und 1909 wurde die Schnatterente ebenfalls als „ziemlich häufiger Brutvogel“ eingestuft (Schenk 1917). Mitte der 1930er Jahre war die Schnatterente als Brutvogel sehr selten,

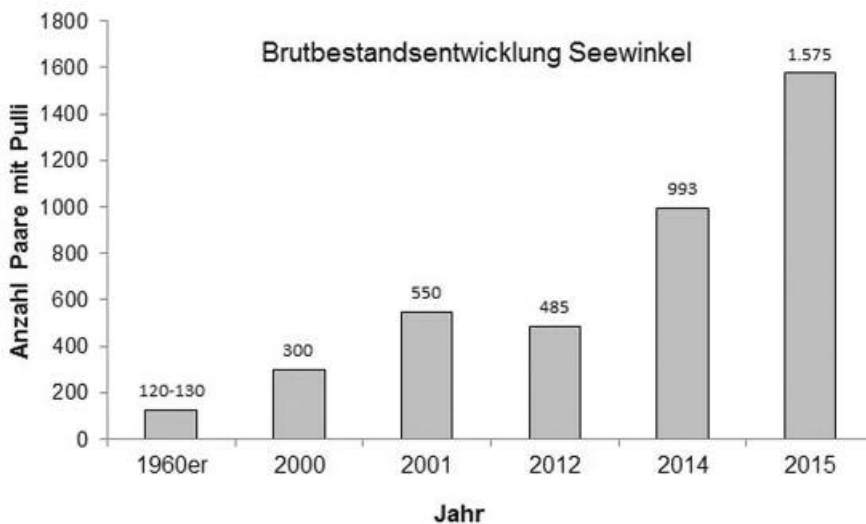


Abb. 6: Entwicklung der Anzahl der Junge führenden Paare der Graugans (*Anser anser*) im Seewinkel.
Fig. 6: Population Trend (number of families) of breeding Greylag Goose (*Anser anser*) in the Seewinkel.

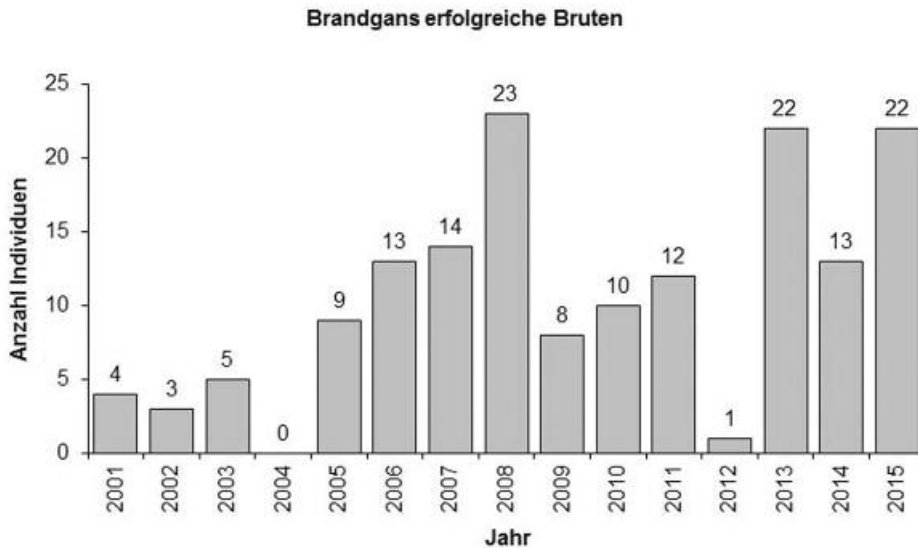


Abb. 7: Anzahl erfolgreicher Bruten der Brandgans (*Tadorna tadorna*) im Seewinkel in den Jahren 2001-2015.

Fig. 7: Number of successful broods of Shelduck (*Tadorna tadorna*) in the Seewinkel in the years 2001-2015.

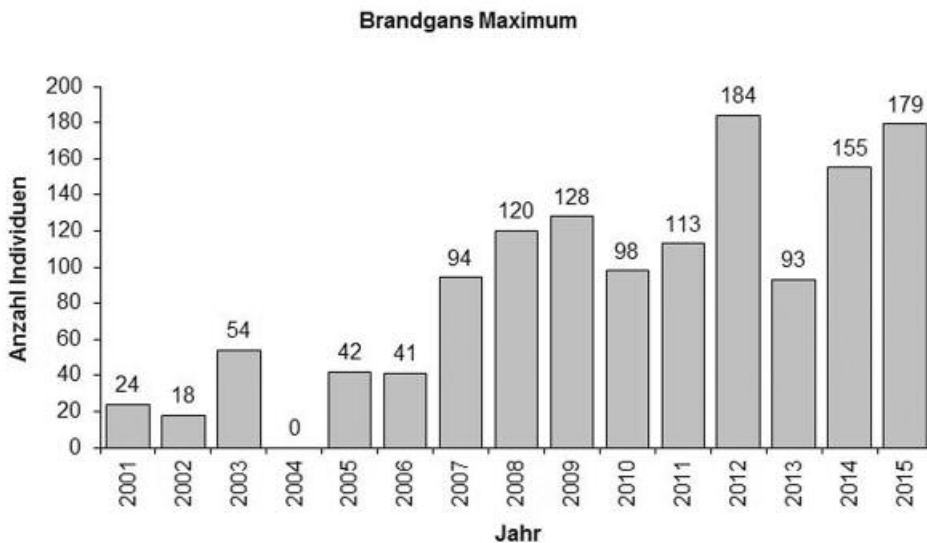


Abb. 8: Maximalzahl der Brandgans (*Tadorna tadorna*) im Seewinkel in den Jahren 2001-2015.

Fig. 8: Maximum numbers of Shelduck (*Tadorna tadorna*) in the Seewinkel in the years 2001-2015.

wenige Jahre später bei höheren Wasserständen dann sehr häufig (Seitz 1942). Zu Beginn der 1940er Jahre wurde sie ebenfalls als häufiger Brutvogel des Lackengebiets beschrieben (Zimmermann 1943). Für die Mitte der 1960er Jahre wurde ein Bestand von ca. 50 Brutpaaren angegeben (Festetics & Leisler 1968). In der zweiten Hälfte der 1980er Jahre lag der Brutbestand bei 30-40 Paaren (Dvorak 1994a), stieg dann aber ab 1992 stark auf ca. 65 Paare an und erreichte im Hochwasserjahr 1997 mit rund 115 Brutpaaren einen Höhepunkt (M. Dvorak unveröff., Abb. 9). Für die Jahre vor und nach diesem Gipfel sind keine Bestandszahlen verfügbar.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Ab 2001 schwankte der Brutbestand zwischen 33 und 95 Paaren (Abb. 9), für den Zeitraum 2001-2015 ist jedoch kein statistisch signifikanter Bestandstrend nachzuwei-

sen ($r_s = 0,18062$, $p = 0,53663$). Der Zusammenhang zwischen dem Brutbestand und den mittleren Mai-Wasserständen verfehlt knapp das Signifikanzniveau von $p < 0,05$ (Kendalls $\tau = 0,361$, $n = 14$, $p = 0,08$). Während die Schnatterente ursprünglich überwiegend an den Lacken und nur sehr selten und lokal im Schilfgürtel brütete wurden in den letzten 10 Jahren zunehmend auch die Beweidungsflächen am landseitigen Rand des Neusiedler Sees zwischen dem Neudegg und Illmütz besiedelt. Zwischen 2009 und 2013 entfielen zwischen 20 und 50 Prozent der Brutpopulation auf diesen Teil des Gebiets.

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Die Bestandszahlen seit 1985 ergeben im Vergleich zu den Angaben aus den 1930er bis 1960er Jahren das Bild einer langfristig in gewissen Grenzen stabilen Brutpopulation. Jährliche Schwankungen stehen in Zusammen-

hang mit den Wasserständen, wobei diese Beziehung für die Jahre 2001-2015 knapp nicht signifikant ist.

Spießente (*Anas acuta*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die Spießente wurde bereits für die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts als Brutvogel des Neusiedler See-Gebiets angegeben (Zimmermann 1943). In den Jahren 1934-1940 wurde sie als die seltenste Schwimmartenart des Seewinkels eingestuft (Seitz 1942). Zum gleichen Ergebnis kam Zimmermann (1943), der die Spießente als „die

spärlichste der brütenden Schwimmartenarten“ bezeichnete. Auch Bauer et al. (1955) führten die Art 10 Jahre später als „spärlichen Brutvogel“. Während zu Beginn der 1960er Jahre Hinweise auf ein Brutvorkommen fehlten (Bauer 1965), konnte die Spießente Mitte der 1960er Jahre im Seewinkel wieder als Brutvogel bestätigt werden; der Brutbestand wurde in dieser Periode hohen Wasserstandes sogar auf maximal 15 Brutpaare geschätzt (Festetics & Leisler 1968). Von 1976 bis 2000 schwankte der Brutbestand in den meisten Jahren zwischen zwei und fünf Paaren. Im ausgesprochenen Trockenjahr 1991 fehlte die Spießente als Brutvogel, in den

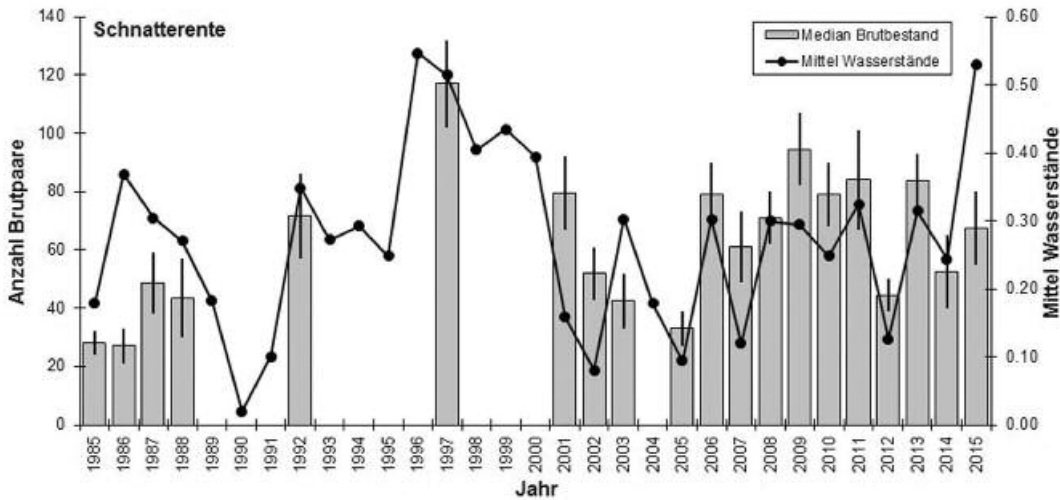


Abb. 9: Brutbestand der Schnatterente *Anas strepera* (senkrechte Linien Minimum und Maximum, Säulen Median) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai).

Fig. 9: Number of breeding pairs of Gadwall *Anas strepera* (vertical lines minimum and maximum, greybars median) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.

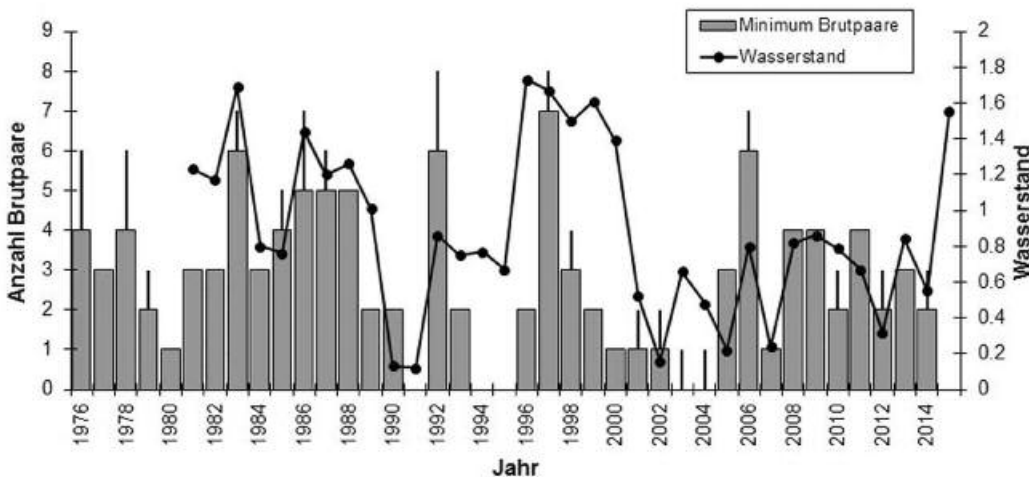


Abb. 10: Brutbestand der Spießente *Anas acuta* (Minimum graue Säule, Maximum senkrechte Linien) und Verlauf der Wasserstände an Illmitzer Zicksee und Langer Lacke im Monat Mai.

Fig. 10: Number of breeding pairs of Pintail *Anas acuta* (grey bars minimum, vertical lines maximum) and mean course of water levels in the two most important „Lacken“ for the species during May.

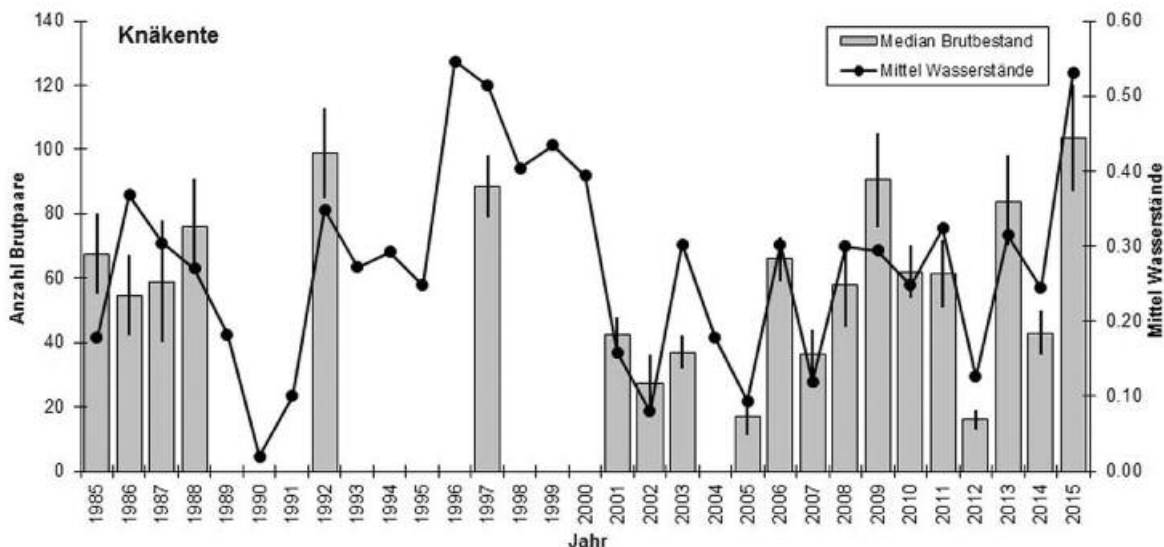


Abb. 11: Brutbestand der Knäkente *Anas querquedula* (senkrechte Linien Minimum und Maximum, Säulen Median) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai.

Fig. 11: Number of breeding pairs of Garganey *Anas querquedula* (vertical lines minimum and maximum, grey bars median) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.

Jahren in denen hohe Wasserstände auf Perioden niedriger Pegelstände folgten (1983, 1992, 1997) wurden jeweils 6-7 Brutpaare erfasst (Dvorak 2013, Abb. 10).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

In den eher trockenen Jahren 2001-2004 lag der Brutbestand bei 0-2 Paaren und damit knapp vor dem Erlöschen. Ab 2005 gab es wieder einen leichten Aufschwung, mit 6-7 Paaren im Jahr 2006 gab es wieder ein sehr gutes Jahr, dass sich aber im Gegensatz zu den bisherigen Spitzenjahren durch niedrige bis durchschnittliche Wasserstände auszeichnete. Die Phase höherer Wasserstände von 2008-2011 brachte dann wiederum einen Bestand von 3-4 Paaren, der in den Jahren 2012-2014 auf 2-3 Paare fiel. Für das Jahr 2015 gab es trotz der höchsten Wasserstände seit 1996 keine Hinweise auf brütende Spießenten (Abb. 10). Die mit Abstand wichtigsten Brutgewässer sind die Lange Lacke sowie die angrenzenden beiden Wörthenlacken und der Illmitzer Zicksee; diese vier Gewässer beherbergten 1976-2013 70 % aller bekannten Brutpaare (Dvorak 2013). Für die Jahre 1981-2015 ergibt sich ein starker statistischer Zusammenhang zwischen dem Brutbestand und dem summierten Wasserstand von Langer Lacke und Illmitzer Zicksee im Mai (Kendalls $\tau = 0,399$, $n = 25$, $p = 0,0017$).

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Zumindest seit den 1930er Jahren bis Ende der 1980er Jahre hat sich der Brutbestand offenbar nicht wesentlich verändert: Fast alle Angaben sprechen für das Vorhandensein von weniger als 10 Paaren, fast übereinstimmend wird die Art als seltenste Schwimmte bezeich-

net. In einzelnen Jahren brüteten mit großer Wahrscheinlichkeit überhaupt keine Spießenten, auch in „Normaljahren“ waren offensichtlich nur wenige Brutpaare vorhanden, lediglich in einzelnen „Spitzenjahren“ wurden 10 und vielleicht sogar mehr Paare erreicht. Seit Beginn der 1990er Jahre kam es im Zuge von Trockenperioden hingegen zu einem Bestandsrückgang, nur mehr bei höheren Wasserständen wurden noch Zahlen von um die 5-6 Brutpaare erreicht. Für die zwei Perioden mit in etwa gleich hoher Erfassungintensität (1976-1990 und 2001-2015) zeigt sich ein deutlicher, auch statistisch signifikanter Rückgang von im Mittel 3,5 auf nur noch 2,2 Brutpaare (Mann-Whitney U-Test, $n = 15$, $U = 64$, $p = 0,0466$).

Knäkente (*Anas querquedula*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Alle Autoren des späten 19. und frühen 20. Jahrhunderts bezeichneten die Knäkente übereinstimmend als häufig oder zahlreich (zusammengefasst in Zimmermann 1943). Mitte der 1930er Jahre war die Art im Seewinkel „nächst der Stockente die häufigste“ (Seitz 1942). Wenige Jahre später wurde sie bei viel höheren Wasserständen als „häufiger Brutvogel des ganzen Seegebiets wie auch der vegetationsreichen Lacken“ eingestuft (Zimmermann 1943). Auch zu Beginn der 1950er Jahre war die Art „häufiger Brutvogel an den Lacken“ (Bauer et al. 1955). Mitte der 1960er Jahre bezeichneten sie Festetics & Leisler (1968) als zweithäufigste Brutenten-Art mit über 150 Brutpaaren im Seewinkel, wohingegen sie auf dem See vermutlich völlig fehlte. Während aus den

1970er Jahren keine Bestandsangaben verfügbar sind lag der Brutbestand im Seewinkel in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre relativ konstant bei 50-75 Paaren. Unmittelbar auf die beiden extremen Trockenjahre 1990 und 1991 mit sehr geringen Beständen kam es 1992 zu einem starken Bestandsanstieg auf über 100 Paare und 1997 wurden bei hohen Wasserständen ca. 90 erfasst (Dvorak 1994; Abb. 11).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Die Bestandsentwicklung 2001-2015 (Abb. 11) zeigt keinen statistisch signifikanten Zusammenhang ($r_s = 0,4549$, $p = 0,1021$). Der Zusammenhang zwischen dem Brutbestand und den mittleren Mai-Wasserständen ist sowohl für die Jahre 1981-2015 (Kendalls $\tau = 0,5435$, $n = 20$, $p = 0,0009$) als auch für 2001-2015 (Kendalls $\tau = 0,6187$, $n = 14$, $p = 0,0025$) hoch signifikant positiv. Die trockenen Jahre ab 2001 bis 2005 brachten daher eine kontinuierliche Abnahme mit einem Minimum von 11-23 Paaren im Jahr 2005. Seit 2006 herrschten im Seewinkel bzw. auch am Neusiedler See mit Ausnahme von 2007 und 2012 wieder relativ gute Wasserstände vor, die auch bei der Knäkente zu einer neuerlichen Zunahme auf im Mittel 50-70 Brutpaare führten. Starke jährliche Schwankungen scheinen nunmehr die Regel zu werden, es wechselten sich extrem schlechte (2012 mit 13-19 Paaren) mit guten Jahren (2013 mit 70-98) in rascher Folge ab. Wenn nicht ganz so deutlich wiederholte sich dieses Muster auch in den Jahren 2014 und 2015.

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Bei der Knäkente ergibt sich aus den Angaben der 1930er bis 1960er Jahre das Bild einer langfristig in weiten Grenzen schwankenden Brutpopulation. Diese jährlichen Schwankungen stehen in positiven Zusammenhang mit den Wasserständen. Die Bestandschätzung von über 150 Paaren für die Mitte der 1960er Jahre legt nahe, dass die Maximalzahlen zur damaligen Zeit über dem heutigen Niveau lagen, wobei zu bemerken ist, dass die in Festetics & Leisler (1968) enthaltenen Zahlen generell undokumentiert blieben. Ein Vergleich der Mediane der Bestandszahlen für die Jahre 1985-1992, 2001-2008 und 2009-2015 ergab keinen statistisch signifikanten Unterschied (Kruskal-Wallis-Test, $n = 23$, $H = 5,72$, $p = 0,0572$). Mittelfristig gesehen lässt sich daher keine Bestandsveränderung nachweisen.

Löffelente (*Anas clypeata*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die Angaben für das späte 19. und frühe 20. Jahrhundert fallen unterschiedlich aus und reichen von „zahlreich“ (Jukovits 1864, Dombrowski 1889) und „in großer Menge brütend“ (Reiser in Zimmermann 1943) bis zu „kann nicht als häufig bezeichnet werden“ (Faszl 1883 in

Zimmermann 1943) und „wahrscheinlicher Brutvogel“ (Schenk 1917). Mitte der 1930er Jahre war die Löffelente im Seewinkel „ausgesprochen selten und hat in den folgenden Jahren scheinbar regelmäßig zugenommen“ (Seitz 1942). Anfang der 1940er Jahre wurde sie bei viel höheren Wasserständen als „regelmäßiger Brutvogel des Gebiets“ eingestuft, „dessen Zahl aber großen Schwankungen unterworfen ist“ (Zimmermann 1943). Beide Autoren betonen die große Bedeutung des Wasserstandes für das Brutvorkommen. Auch zu Beginn der 1950er Jahre ergab sich dasselbe Bild, „1951 sehr häufig, 1952 schon spärlicher und 1953 fast selten. Dies dürfte wenigstens teilweise mit dem niedrigeren Wasserstand zusammenhängen“ (Bauer et al. 1955). Mitte der 1960er Jahre wurde die Löffelente als „dritthäufigst brütende Schwimmente“ eingestuft, „mit ca. 80 Brutpaaren im Seewinkel“ (Festetics & Leisler 1968). Während aus den 1970er Jahren keine Bestandsangaben verfügbar sind, lag der Brutbestand im Seewinkel Mitte der 1980er Jahre relativ konstant bei 150-170 Paaren. Unmittelbar nach den beiden extremen Trockenjahren 1990 und 1991, aus denen zwar keine vollständigen Bestandserfassungen vorliegen, die aber nur sehr geringe Bestände erbrachten kam es 1992 wieder zu einem starken Anstieg auf ca. 190 Paare (Dvorak 1994a). Während aus den Jahren 1993-1996 keine Daten vorhanden sind wurden 1997 bei Höchstwasserständen ca. 195 Paare erfasst (Abb. 12).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Ab 2001 schwankte der Brutbestand in weiten Grenzen zwischen 23 und 113 Paaren (Abb. 12). Für den Zeitraum 2001-2015 ist jedoch kein statistisch signifikanter Bestandstrend nachzuweisen ($r_s = 0,2112$, $p = 0,4683$). Der Zusammenhang zwischen dem Brutbestand und den mittleren Mai-Wasserständen ist für die Jahre 1981-2015 signifikant (Kendalls $\tau = 0,4338$, $n = 20$, $p = 0,0085$), verfehlt aber für 2001-2015 knapp auch das niedrigste Signifikanzniveau von $p < 0,05$ (Kendalls $\tau = 0,3888$, $n = 14$, $p = 0,0619$). Die trockenen Jahre ab 2001 bis 2005 brachten einen kontinuierlichen Rückgang von rund 100 Paaren (2001) auf nur mehr ca. 40 Paare (2005). Obwohl sich die Bestandssituation in den darauf folgenden Jahren wieder langsam auf ca. 100 Paare im Jahr 2006 und 120-135 in den Jahren 2010-2012 verbesserte gab es in den trockenen Jahren 2007 und 2008 wiederum einen Rückgang auf ein viel niedrigeres Niveau. Das sehr trockene Jahr 2012 sah dann einen bis dahin nicht da gewesenen Einbruch auf nur ca. 25 Paare. Im Jahr 2013 mit sehr guten Wasserständen konnten allerdings wiederum ca. 125 Paare erfasst werden, im trockenen Jahr 2014 halbierte sich der Bestand wiederum.

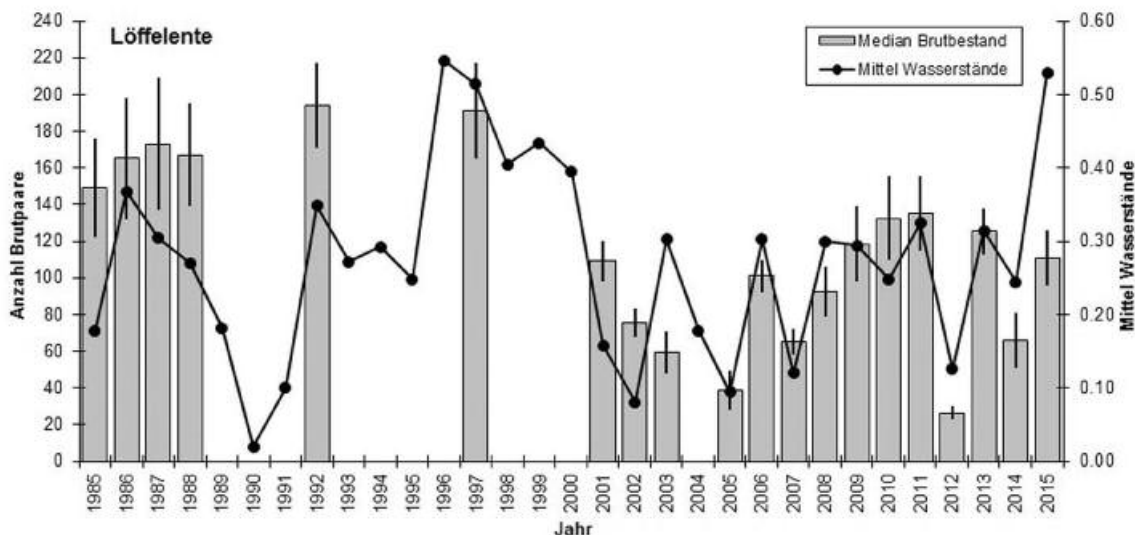


Abb. 12: Brutbestand der Löffelente *Anas clypeata* (senkrechte Linien Minimum und Maximum, Säulen Median) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai.

Fig. 12: Number of breeding pairs of Shoveler *Anas clypeata* (vertical lines minimum and maximum, grey bars median) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung, Gebietsnutzung

Alle seit den 1930er Jahren verfügbaren Angaben zeigen einen stark mit den Wasserständen schwankenden Brutbestand. Die Maximalzahlen lagen jedoch sowohl in den 1980er als auch in den 1990er Jahren beträchtlich höher. Ein Vergleich der Mediane der Bestandszahlen für die Jahre 1985-1992, 2001-2008 und 2009-2015 ergab einen statistisch hoch signifikanten Unterschied (Kruskal-Wallis-Test, $n = 23$, $H = 12,988$, $p = 0,0015$), mittelfristig gesehen ist daher eine starke negative Bestandsveränderung nachweisbar. Mittlere Brutbestände von 150-170 Paaren bei „normalen“ und ca. 200 bei hohen Wasserständen wurden in den letzten 15 Jahren mit aktuellen Maximalzahlen von ca. 130 Paaren bei weitem nicht mehr erreicht. Bezüglich der Gebietsnutzung hat in den letzten 10 Jahren eine Verlagerung weg von den Lacken hin zu den Rinder- und Pferdekoppeln am landseitigen Seerand stattgefunden. Vor allem die großen, ehemals dicht besiedelten Lacken wie Illmitzer Zicksee und Lange Lacke (Dvorak 1994a) weisen heute nur mehr einzelne Brutpaare auf; andere noch vor 15 Jahren gut besetzte Gebiete wie z. B. der Kirchsee wurden gänzlich aufgegeben. Bei der Löffelente sind daher deutlich negative Einflüsse durch das berüchtigte „Lackensterben“ zu vermuten.

Kolbenente (*Netta rufina*)

Bestandsentwicklung bis 2000

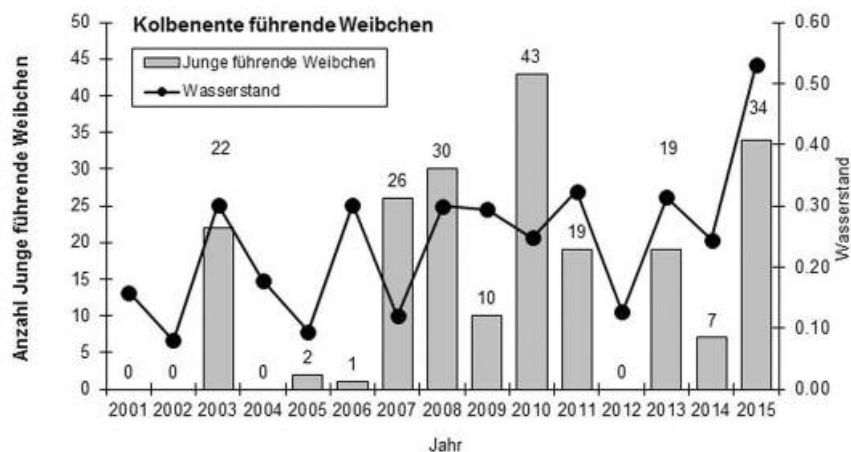
Die Kolbenente fehlte im Neusiedler See-Gebiet bis in die späten 1970er Jahre hinein als Brutvogel und wurde in den frühen 1950er Jahren nur als „sehr seltener Durchzügler“ eingestuft (Bauer et al. 1955). Mitte der

1960er Jahre wurde jedoch bereits von übersommernden Kolbenenten („unter 5 Paare“) berichtet (Festetics & Leisler 1968). Der erste Brutnachweis im Seewinkel ließ dann aber doch noch fast 15 Jahre auf sich warten und gelang erst 1979 (Triebel 1981). 1981-1992 brüteten (nicht in allen Jahren) 2-5 Paare an den Lacken (Dvorak 1994a). Seit Beginn der 1990er Jahre brütete die Kolbenente dann regelmäßig im Lackengebiet mit einer alljährlich stark zwischen null und ca. 25 schwankenden Zahl an erfolgreich brütenden Weibchen. Seit Beginn der 1980er Jahre besiedelt die Kolbenente auch den Schilfgürtel des Neusiedler Sees (Triebel 1981). Der Brutbestand hat hier bis Mitte der 1990er Jahre stark zugenommen, Erhebungen in den Jahren 1995 und 1996 ergaben, dass die Art im Schilfgürtel nach der Stockente die häufigste brütende Entenart ist (Dvorak et al. 1997, Dvorak & Tebbich 1998).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Auch bei der Kolbenente zeigte sich eine sehr starke Abhängigkeit des Brutbestandes von den Wasserständen. Aus dem Rahmen fallen dabei allerdings die Jahre 2003 mit normalen Wasserständen und einem hohen Brutbestand sowie 2006 mit hohem Wasserstand und nur einer einzigen erfolgreichen Brut. Daher ist auch der diesbezügliche statistische Zusammenhang (Mai-Wasserstände) für die Jahre 2001-2015 statistisch gerade noch signifikant (Kendalls $\tau = 0,4342$, $n = 14$, $p = 0,0402$). In trockenen Jahren (2004-2005, 2012) brüteten keine oder nur einzelne Weibchen, in Jahren hoher Wasserstände ist hingegen mit 20-30 Junge führender Weibchen zu rechnen. 2010 und 2015 stechen dabei mit 43 bzw. 34 Junge führenden Weibchen besonders hervor (Abb. 13).

Abb. 13: Anzahl Junge führender Weibchen der Kolbenente *Netta rufina* (graue Säulen) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai.
 Fig. 13: Number of families of Red-crested Pochard *Netta rufina* (grey bars) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.



Mittelfristige Bestandsentwicklung

In den Jahren 1981-1992 wurden im Mittel zwei Junge führende Weibchen pro Jahr entdeckt, im Zeitraum 2001-2015 waren es hingegen 16,4; der Brutbestand im Seewinkel hat daher stark zugenommen. Die Bruten an den Seewinkellacken sind nur als Ausläufer des viel größeren Brutvorkommens im Schilfgürtel zu sehen. Hier hat der Brutbestand nach seiner Etablierung um das Jahr 1980 in kurzer Zeit sehr stark zugenommen und wurde Mitte der 1990er Jahre auf 100-200 Brutpaare geschätzt (Dvorak 2009). Eine neuere Schätzung liegt nicht vor, jedoch dürfte der Bestand in den letzten 15 Jahren, wie zahlreiche, allerdings mit anderen Schwerpunkten durchgeführte Begehungen im Schilfgürtel zeigen, nicht weiter zugenommen haben (M. Dvorak, unveröff. Beob.).

Tafelente (*Aythya ferina*)

Bestandsentwicklung bis 2000

In der zweiten Hälfte des 19. und im frühen 20. Jahrhundert wurde die Art von allen damaligen Autoren als Brutvogel eingestuft (zusammengefasst in Zimmermann 1943). Mitte der 1930er bis Mitte der 1950er Jahre konnten Tafelenten zwar regelmäßig zur Brutzeit festgestellt werden, allerdings gelangen in diesem Zeitraum keine Brutnachweise, obwohl Junge führende Weibchen vergleichsweise einfach zu beobachten sind (Seitz 1942, Zimmermann 1943, Bauer et al. 1955). Danach dürfte sich die Situation rasch geändert haben, denn Mitte der 1960er Jahre bezeichneten Festetics & Leisler (1968) die Tafelente als „typische Tauchentenart der Sodalacken mit einem Brutbestand von 30 bis 40 Paaren im zentralen Seewinkel“. Etwa die Hälfte des Brutbestandes soll sich damals am St. Andräer Zicksee befunden haben. Während aus den 1970er Jahren keine Bestandsangaben vorliegen, konnten Zählungen in den 1980er Jahren (Dvorak 1994a) diese Angaben nur teilweise bestätigen.

In feuchten Jahren wie z. B. 1981 und 1983 wurden 24 bzw. 31 Weibchen mit Jungvögeln gezählt, in trockenen Jahren wie z. B. 1989-1991 brütete die Art jedoch nur vereinzelt. 1992 wurden bei etwas höheren Wasserständen wiederum 26 Junge führende Weibchen erfasst. Der Großteil aller Bruten wurde am Illmitzer Zicksee sowie an den beiden Wörthenlacken festgestellt. 1997 brüteten im Seewinkel bei wiederum sehr hohen Wasserständen zumindest 22 Weibchen erfolgreich.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Wie bei der Kolbenente zeigte sich eine starke Abhängigkeit der Zahl an Junge führenden Weibchen von den Wasserständen; der diesbezügliche statistische Zusammenhang (Mai-Wasserstände) für die Jahre 2001-2015 ist statistisch hoch signifikant (Kendalls $\tau = 0,6322$, $n = 14$, $p = 0,0027$). 2001 und 2002 gelangen im Seewinkel keine Brutnachweise, 2003 wurden aber bei etwas höheren Wasserständen 19-21 erfolgreich brütende Weibchen (davon 18-20 an der Östlichen Wörthenlacke) gezählt. 2005 und 2006 waren es hingegen nur drei bzw. vier Junge führende Weibchen. 2007-2011 gab es alljährlich 6-10 Junge führende Weibchen an den Lacken, 2012 kein einziges und 2013 wiederum 15, der beste Wert seit dem Spitzenjahr 2003. 2014 wurden bei niedrigem Wasserstand wiederum nur zwei Pulli führende Weibchen erfasst, 2015 allerdings rekordverdächtige 28 Weibchen gezählt (Abb. 14). Am Neusiedler See ist die Tafelente ein nur sehr lokaler Brutvogel, seit 2001 liegen regelmäßige Brutnachweise für 1-2 Weibchen nur vom Westufer bei Mörbisch vor (M. Dvorak, unveröff. Beob.).

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Die Etablierung eines regelmäßigen Brutvorkommens erfolgte offenbar erst in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts bis Mitte der 1960er Jahre, in zeitlicher Übereinstimmung mit einer damals laufenden Welle der

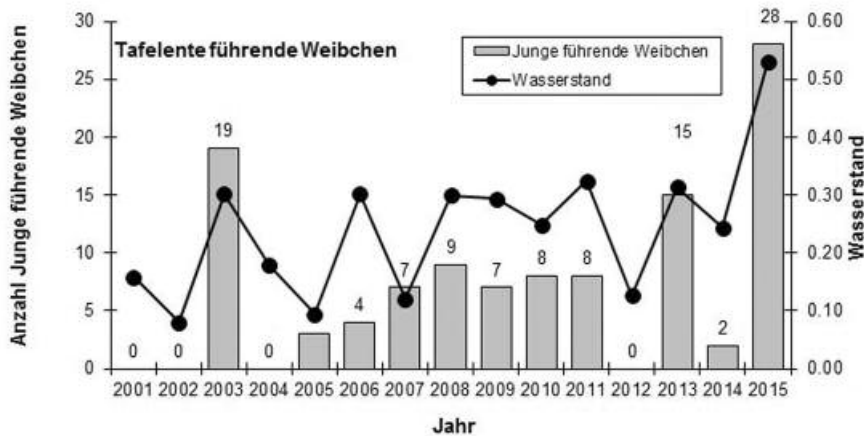


Abb. 14: Anzahl Junge führender Weibchen der Tafelente *Aythya ferina* (graue Säulen) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai.
Fig. 14: Number of families of Pochard *Aythya ferina* (grey bars) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.

Expansion des Brutgebiets (Bezzel 1967). Seither schwankt der Brutbestand stark ohne dass längerfristig eine positive oder negative Bestandsveränderung erkennbar wäre.

Moorente (*Aythya nyroca*)

Bestandsentwicklung bis 2000

In der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts wurde die Moorente von den meisten Autoren als häufiger Brutvogel eingestuft (zusammengefasst in Zimmermann 1943). In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts wurde die Art hingegen nicht mehr als Brutvogel nachgewiesen und ein Brutvorkommen angezweifelt; zumindest für den Schilfgürtel gelang jedoch 1941 ein Nestfund (Zimmermann 1943). Im Seewinkel fehlte die Moorente damals als Brutvogel (Zimmermann 1943). Schon 10 Jahre später hatte die Art aber im Neusiedler See-Gebiet „nicht unwesentlich zugenommen“ (Bauer 1952) und konnte als „ziemlich häufiger Brutvogel“ bezeichnet werden. Eine erste Bestandschätzung versuchten Festetics & Leisler (1968), die auf ca. 50 Paare an den Lacken und einer „wahrscheinlich geringeren Menge“ im Schilfgürtel des Sees kamen. Noch in den 1970er Jahren war die Moorente im Seewinkel offenbar häufiger als heute, wie Vergleiche von Archivdaten für 1966-1975, 1976-1983 und 1984-1992 ergaben. Vor allem in den 1970er Jahren hat offenbar ein starker Rückgang an den Lacken stattgefunden: Während 1966-1970 noch 5,9 % aller im Mai gemeldeten Enten Moorenten waren, fiel dieser Wert 1976-1980 auf 1,7 % und 1986-1990 weiter auf nur mehr 0,1 %, gleichbedeutend damit, dass die Art in den 1980er Jahren nur mehr in maximal 1-2 Brutpaaren im Seewinkel auftrat (Dvorak 1994a). Lediglich 1997 mit sehr hohem Wasserstand an den Lacken wurden 4-6 Paare erfasst (M. Dvorak, unveröff. Beob.).

Im Schilfgürtel wurden erste quantitative Erfassungen des Brutbestandes Mitte der 1990er Jahre unternommen: 1995 wurde eine 14,2 km² große Probefläche im Südteil

des Sees untersucht, dies ergab eine Bestandsschätzung von 15-20 Paaren. Für den österreichischen Teil des Neusiedler Sees wurde darauf basierend für 1995 ein Bestand von 100-150 Paaren hochgerechnet (Dvorak et al. 1997). 1996 wurden auf zwei Untersuchungsflächen am Westufer mit zusammen 27 km² im Mai 42, im Juni 10 und im September 45 Individuen gezählt. Die mit diesen Ergebnissen ergänzte Bestandsschätzung für das Jahr 1996 lag wiederum bei 100-150 Brutpaaren (Dvorak & Tebbich 1998).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

2001-2007 wurden im Seewinkel an wechselnden Stellen alljährlich 0-3 Brutpaare erfasst. In den Folgejahren 2008 bis 2015 wurden deutlich höhere Bestände von zuerst 5-8 (2008 und 2009) und in den letzten fünf Jahren 11-20 Paaren ermittelt (Abb. 15). Der statistische Zusammenhang zwischen Mai-Wasserständen und dem Brutbestand ist für die Jahre 2001-2015 statistisch hoch signifikant (Kendalls $\tau = 0,6397$, $n = 14$, $p = 0,0026$). Ab 2008 wurden ca. 60 % aller Moorentenpaare in den beweideten Gebieten am landseitigen Seerand festgestellt.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Die langfristige Bestandsentwicklung der Moorente im Neusiedler See-Gebiet ist schwer zu beurteilen. Während die Art in der ersten Hälfte des 19. Jh. ganz offensichtlich nur ein seltener Brutvogel war, kam es in den 1950er und 1960er Jahren zu einer Bestandszunahme im Lackengebiet. Diese Periode einer höheren Brutpopulation im Seewinkel fällt in einen Zeitraum extrem niedriger Wasserstände des Neusiedler Sees. 1965 wurde der Seepiegel dann um ca. 40 cm angehoben und in den Jahren danach begann ein kontinuierlicher, starker Rückgang an den Lacken. Da sich in diesem Zeitraum jedoch die Verfügbarkeit geeigneten Lebensraums im Seewinkel vermutlich nicht verschlechtert, sondern infolge der

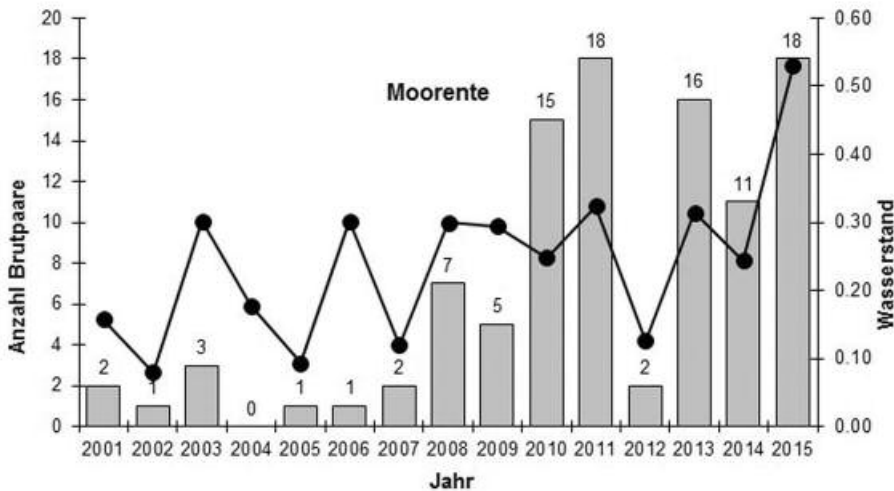


Abb. 15: Brutbestand der Moorente *Aythya nyroca* (graue Säulen = Minimum) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai.
 Fig. 15: Number of breeding pairs of Ferruginous Duck *Aythya nyroca* (grey bars = minimum) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.

Aufgabe der Beweidung und der nachfolgenden schnellen Verschilfung mancher Gewässer sogar eher verbessert hat, liegt die Vermutung nahe, dass es im Schilfgürtel durch die Anhebung des Wasserspiegels zu einer positiven Veränderung der Habitatqualität gekommen ist.

Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Verschiedene Quellen des späten 19. Jahrhunderts bezeichneten den Zwergtaucher als „gemein“, „nicht selten“, „überall brütend“ und „sehr gemein“ (Jukovits 1857, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943, Fischer 1883, Dombrowski 1889). Ende der 1930er Jahre wurde der Zwergtaucher im Seewinkel als spärlicher Brutvogel bezeichnet, Vorkommen wurden nur für fünf Lacken angegeben (Seitz 1942). Zu Beginn der 1940er Jahre stufte ihn dann Zimmermann (1943) als nicht seltenen Brutvogel ein, „die Art erreichte aber bei weitem nicht die Häufigkeit, die man vielleicht erwarten könnte“. Auch Bauer et al. (1955) schrieben „Der Zwergtaucher bleibt im Seewinkel an Zahl hinter dem Schwarzhalstaucher zurück“ und „jedenfalls könnte man sich auch beim Zwergtaucher eine wesentlich höhere Siedlungsdichte vorstellen“. Wie auch bei anderen Arten kommen dann Festetics & Leisler (1968) für die 1960er Jahre zu einer überraschend hohen Bestandschätzung: „Die zweithäufigst brütende Lappentaucher-Art mit über 100 Brutpaaren im Seewinkel“. In den 1980er Jahren wurde die starke Abhängigkeit des Zwergtaucher-Bestandes von den Wasserständen betont und die Population mit durchschnittlich 10-20 Paaren angegeben; maximal ca. 40 Paaren wurden in Jahren mit sehr hohen Wasserständen festgestellt (Dvorak 1994a). Aus den 1990er Jahren liegen keine Bestandsangaben vor.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Für die Jahre 2001-2015 besteht ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Mai-Wasserständen und dem Brutbestand (Kendalls tau = 0,6481, n = 13, p = 0,0017). In den generell eher trockenen Jahren 2001-2007 erreichte der Zwergtaucher-Bestand auch in den Jahren mit höheren Wasserständen bestenfalls 9-12 Brutpaare (Abb. 16). Im Zeitraum 2008-2011 herrschten im Lackengebiet „normale“ Wasserstände, dementsprechend gab es in diesen Jahren auch durchgehend gute Brutbestände von 15-35 Paaren. 2012 bis 2014 wechselten sich zwei trockene Jahre mit einem Jahr höherer Wasserstände (2013) ab. Allerdings blieb der Zwergtaucher-Bestand 2013 weit unter dem Wert, der aufgrund der sehr guten Wasserstände in diesem Jahr zu erwarten gewesen wäre. Völlig überraschend verlief dann angesichts der Entwicklung seit 2001 das Jahr 2015: Die höchsten Wasserstände seit 1996 brachten auch die höchsten Zwergtaucher-Zahlen seit den 1960er Jahren. Mit 91-95 Brutpaaren erreichte der Bestand eine bislang bei systematischen Erfassungen nicht mal ansatzweise erreichte Höhe. Damit gewinnen auch die Angaben von Festetics & Leisler (1968) an Plausibilität, denn auch deren Zahlen dürften auf dem Eindruck von zwei Jahren (1965/66) mit sehr hohen Wasserständen basieren.

2008-2014 wurden Brutvorkommen an 26 Gewässern des Seewinkels bekannt, davon waren aber nur wenige Gebiete regelmäßig besiedelt. In den einzelnen Jahren waren jeweils nur 10-18 Lacken besetzt, in den ganz schlechten Jahren 2012 und 2014 nur zwei bzw. vier. Ganz anders präsentierte sich das Jahr 2015, mit Zwergtaucher-Brutvorkommen in insgesamt 32 Gebieten!

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Die Angaben aus den 1930er bis 1960er Jahren sprechen für auch aktuell festzustellende starke Bestandsschwan-

kungen, die den Wasserständen folgen. Ein langfristiger Bestandstrend kann daher für den Zwergtaucher nicht abgeleitet werden.

Schwarzhalstaucher (*Podiceps nigricollis*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im späten 19. Jahrhundert wurde der Schwarzhalstaucher als „gemein“, „zahlreich auf dem See und an den Landlacken vorkommend“ und „gemein“ eingestuft (Jukovits 1857 zit. in Zimmermann 1943, Fischer 1883, Dombrowski 1889). Im Frühling 1907 beobachtete Schenk (1917) einige Exemplare an den von Schilf bestandenen Lacken bei Illmitz und Apetlon und stufte die Art hier als wahrscheinlichen Brutvogel ein. Viel konkretere Angaben liegen für die zweite Hälfte der 1930er Jahre vor (Seitz 1942). Mit steigenden Wasserständen hatte der Brutbestand der Art damals „sprunghaft“ zugenommen: „1936 brütete der Schwarzhalstaucher noch in bescheidener Anzahl, später, insbesondere 1939 und 1940, aber in mehrfacher Stärke“. Neun Lacken (Baderlacke und St. Andräer Zicksee, Binsenlacke, Remiselacke, Wörthenlacke, Darscho, Obere Halbjochlacke, Götschlacke und Szerdaheyler Lacke) wurden als Brutplätze genannt, wobei in einigen Gebieten „Siedlungen von 20 und mehr Paaren“ vorhanden waren. 1939 waren Schwarzhalstaucher am Darscho, an der Götschlacke und an der Wörthenlacke „sehr zahlreich“ und am 21.6.1940 brüteten 20 Paare an der Baderlacke. Goethe (1943) fand an der Götschlacke eine Brutkolonie mit über 80 Paaren, zusammen mit Lachmöwen! In den Jahren 1940-1942 bestätigte Zimmermann (1943) die meisten der von Seitz genannten Brutplätze und entdeckte brütende Schwarzhalstaucher auch noch an Stundlacke, Hollabernlacke, Martentaulacke und am Feldsee. In den Jahren 1939-1942 dürfte der Brutbestand des Seewinkels also bei zumindest 100 Paaren gelegen sein. In den Jahren 1951-1953 war die Bestandssituation

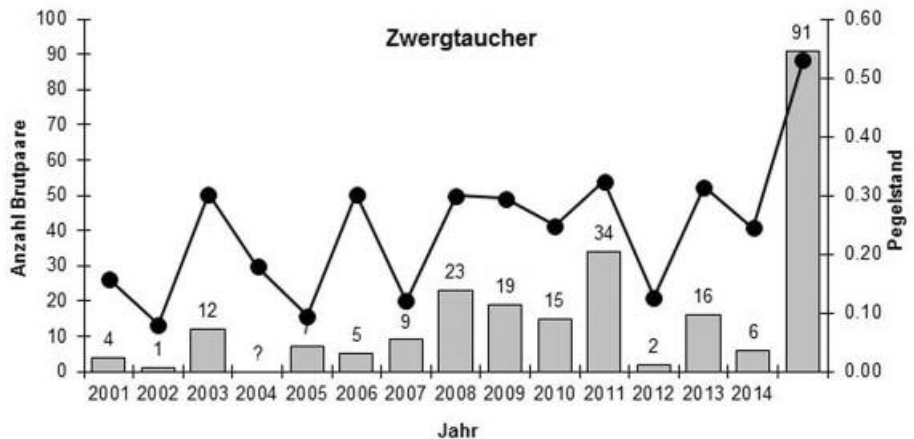
unverändert, ein neuer Brutplatz wurde an der Podersdorfer Lacke entdeckt (Bauer et al. 1955). Mitte der 1960er Jahre wurde der Schwarzhalstaucher als die „häufigst brütende Lappentaucher-Art des Gebietes“ bezeichnet, „im Seewinkel ein typischer Bewohner der Sodallacken mit 150 bis 200 Brutpaaren“; am Illmitzer Zicksee sollen damals bis zu 70 Paare gebrütet haben (Festetics & Leisler 1968). Einige Jahre später betont Barthel (1974), dass diese Verhältnisse „nicht mehr mit den nach 1968 gemachten Beobachtungen übereinstimmen“. Wichtigstes Brutgebiet war in den Jahren 1970-1973 die Fuchslochlacke mit bis zu 10 Paaren, an anderen Lacken fanden sich nur vereinzelte Vorkommen. Der Illmitzer Zicksee blieb in diesem Zeitraum unbesiedelt, was auf die „ungünstigen Wasserverhältnisse“ zurückgeführt wurde. Genauere Daten zu Bestand und Verbreitung liegen danach erst wieder für die Jahre 1981-1992 vor (Dvorak 1994a). Es zeigte sich, dass der Bestand in diesen Jahren stark schwankte, insgesamt aber ab 1984 ein Rückgang festzustellen war. Wurden 1981 noch 34-36 und 1983 noch 26-28 Brutpaare festgestellt, waren es 1984-1991 nie mehr als sechs. Erst 1992 war mit 13-17 Paaren wieder ein höherer Brutbestand vorhanden.

Mitte der 1990er Jahre wurden dann bei durchgehend hohen Wasserständen an den Lacken wieder viel höhere Brutbestände gemeldet: 1995 waren es 8-10 (Archiv BirdLife), 1996 mindestens 70 (Archiv BirdLife, J. Laber unveröff.), und 1997 sogar 86 Brutpaare und zumindest 35 erfolgreiche Bruten (M. Dvorak unveröff., Archiv BirdLife). 1998 wurden dann noch 32 Brutpaare erfasst (M. Dvorak unveröff., J. Laber unveröff.), im Jahr 2000 nur mehr 15 (J. Laber unveröff.).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

In den Jahren 2001-2007 fehlte der Schwarzhalstaucher als Brutvogel im Seewinkel. Ab 2008 bis 2010 trat die Art bei „normalen“ Wasserständen wiederum in kleiner Zahl als Brutvogel im Seewinkel auf. In den trockenen

Abb. 16: Brutbestand des Zwergtauchers *Tachybaptus ruficollis* (graue Säulen = Minimum) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai. Fig. 16: Number of breeding pairs of Little Grebe *Tachybaptus ruficollis* (grey bars = minimum) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.



Frühjahre 2012 und 2014 wurden keine Bruten nachgewiesen, während 2011, 2013 und speziell 2015 mit hohen Frühjahrswasserständen auch besonders gute Brutbestände vorhanden waren (Abb. 17). 2008-2015 wurden in 12 Gebieten Brutpaare festgestellt. Sechs Lacken waren nur in 1-2 Jahren besetzt und nur an sechs Lacken gab es in drei oder mehr Jahren Brutvorkommen. Illmitzer Zicksee und Westliche Wörthenlacke waren in jeweils fünf Brutsaisons besiedelt und sind daher derzeit die am regelmäßigsten besiedelten Gebiete. Das mit Abstand größte Einzelvorkommen bestand 2015 an der Langen Lacke mit 11 Paaren, die ausgezeichneten Brut-erfolg (>10 erfolgreiche Bruten) hatten.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Die Brutbestände des Schwarzhalstauchers im Seewinkel schwankten in den letzten 80 Jahren in Abhängigkeit von der langfristigen Wasserstandsentwicklung in weiten Grenzen. In Perioden mehrjährig hoher Wasserstände an den Lacken (z. B. 1938-1944, 1965/66, 1995-1998) wuchs der Brutbestand rasch an und vervielfachte sich in sehr kurzer Zeit. Ob es die für Mitte der 1960er Jahre angegebenen, besonders hohen Bestandszahlen tatsächlich in dieser Größenordnung gab, kann heute nicht mehr beurteilt werden. Allerdings finden sich weder in den bestehenden Datensammlungen noch in den wenigen aus dieser Zeit vorliegenden Berichten und Publikationen anderer, unabhängig im Gebiet tätiger Vogelkundler Hinweise auf derartig hohe Bestände, sondern im Gegenteil Aussagen, dass diese nicht nachvollzogen werden können (z. B. Barthel 1974). Wenn man daher davon ausgeht, dass es bereits in den 1960er Jahren weniger Schwarzhalstaucher gab als von Festetics & Leisler (1968) erwähnt, ergibt sich das Bild einer kontinuierlichen Abnahme mit einem Tiefstand Mitte der 1980er Jahre und einem kurzfristigen Erlöschen des Bestandes 1989/90. Dem letztmaligen Höchststand 1996/97 folgte 2001-2007 erstmals eine längere Zeitspanne, in der der

Brutbestand völlig erloschen schien. Seither brüten Schwarzhalstaucher wiederum weitgehend regelmäßig, aber im Vergleich zu früher in nur sehr geringer Zahl. Auch die Gipfel in Jahren hoher Wasserstände (besonders 2015) liegen sehr deutlich unter den früheren Maxima. Der Schwarzhalstaucher ist damit eine derjenigen Vogelarten des Neusiedler See-Gebiets, deren Brutbestand in den letzten Jahrzehnten dramatisch geschrumpft ist, wobei der Rückgang (setzt man die Maxima 1996/96 und 2015 in Bezug) bei 70-80 % anzusetzen ist.

Vergleicht man die aktuellen Verbreitungsschwerpunkte mit den 1980er und 1990er Jahren, so sind keine gravierenden Änderungen erkennbar. Die wichtigsten Gebiete (Illmitzer Zicksee, Lange Lacke, Wörthenlacken) sind in den letzten Jahrzehnten die gleichen geblieben. Als Brutplätze verloren gingen jedoch seit 1981 etliche Gebiete an der östlichen Peripherie wie Hulden-, Bader- und Götschlacke sowie Weißsee und St. Andräer Zicksee. Im Vergleich zu den 1940er Jahren sind jedoch noch zahlreiche andere Brutgebiete durch Verlandung und Sukzession verloren gegangen wie Hollabernlacke, Martentaulacke, Binsenlacke, Remiselacke, Szerdaheyler Lacke und Feldsee. Insgesamt hat daher die Vielfalt des Brutplatzangebots im Seewinkel langfristig sicher deutlich abgenommen. Dass der Schwarzhalstaucher nunmehr aber auch in vom Wasserstand her „normalen“ Jahren fehlen kann, mag jedenfalls im rezent nur noch sehr eingeschränktes Angebot an potentiellen Brutplätzen begründet sein.

Kormoran (*Phalacrocorax carbo*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Aus dem 19. Jahrhundert gibt es nur wenige Erwähnungen vom Neusiedler See und aus dem Seewinkel, die sich überwiegend auf einzelne Vögel bezogen (Jukovits 1864, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943, Marschall & Pelzel

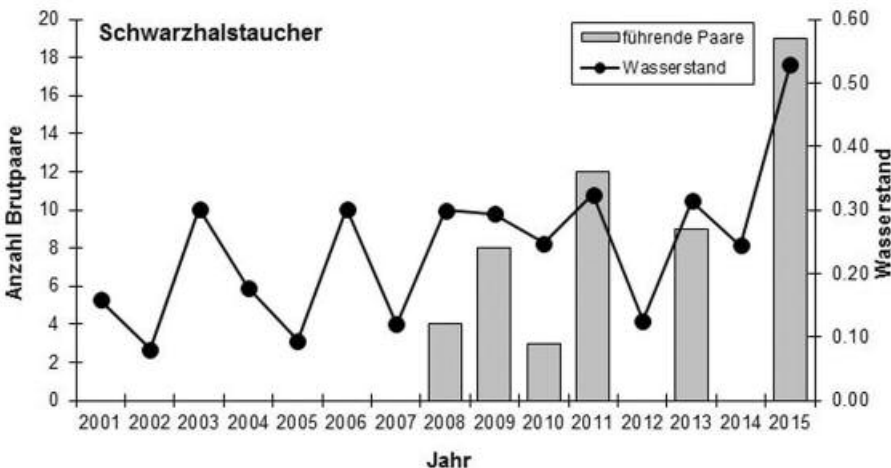


Abb. 17: Anzahl Junge führender Paare des Schwarzhalstauchers *Podiceps nigricollis* (graue Säulen) und Verlauf der mittleren Wasserstände an sechs Lacken im Monat Mai.

Fig. 17: Number of families of Black-necked Grebe *Podiceps nigricollis* (grey bars) and mean course of water levels in the „Lacken“ during May.

1882), obwohl es im benachbarten Kapuvarer Erlenwald eine größere Brutkolonie gab, über die aus dem Jahr 1883 ein detaillierter Bericht vorliegt (Fischer 1883b). Fischer (1883a) erwähnt an anderer Stelle, dass man die Vögel vor Beginn der Brutzeit „in großen Zügen“ gegen den See streichen sieht, wo sie durch „Fischen großen Schaden verursachen“. Dem gegenüber steht die Aussage von Dombrowski (1889), wonach man die Art „selbst am See nur ausnahmsweise“ sieht. Beide Aussagen basieren aber vermutlich nicht auf eigenen Erfahrungen, sondern auf Berichten aus zweiter Hand und sind daher dementsprechend zu relativieren. Schenk (1917) gelang bei seinen Besuchen in den Jahren 1906 und 1907 nur eine einzige Beobachtung. Zimmermann (1943) führt darüber hinaus bis zum Jahr 1942 keine weiteren Nachweise aus der Literatur an und hat auch selbst nie einen Kormoran im Gebiet beobachtet. In den frühen 1950er Jahren wurde die Art dann als regelmäßiger, in geringer Zahl auftretender Durchzügler zu beiden Zugzeiten bezeichnet (Bauer et al. 1955). Für die 1960er Jahre wurde „regelmäßiger Durchzug von Februar bis April in wechselnder Zahl (unter 100 Stück“ berichtet (Festetics & Leisler 1968). Hinweise auf Brutvorkommen liegen bis in die 1990er Jahre weder von österreichischer noch von ungarischer Seite vor.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Im Jahr 2012 siedelten sich vier Paare (nicht fünf wie in Nemeth & Dvorak 2012 angeführt) in der großen gemischten Stelzvogel- und Zwergscharbenkolonie auf der Großen Schilfinsel an; was zugleich der erste Brutnachweis für den Neusiedler See war. 2013 war der Bestand bereits auf 19 Paare gewachsen, 2014 wurden 23 besetzte Nester gezählt und im Jahr 2015 stieg der Brutbestand auf 32 Brutpaare. Wahrscheinlich ist, dass die Ansiedlung am Neusiedler See in Zusammenhang mit dem Brutvorkommen des Kormorans im 34 km entfernten Nyirkai-Hany im ungarischen Hanság steht. Nach der Flutung des Areals im Jahr 2001 entstand hier bereits 2002 eine kleine Brutkolonie mit 12 Paaren, die in den folgenden Jahren rasch anwuchs und zwischen 2004 und 2010 91-134 Brutpaare umfasste (Pellinger & Takács 2012).

Zwergscharbe (*Phalacrocorax pygmeus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Aus dem 19. Jahrhundert wurden von Zimmermann (1943) außer einem im Naturhistorischen Museum Wien vorhandenen Stopfpräparat keine belegten Nachweise angeführt. Bauer et al. (1955) nannten eine Beobachtung aus dem August 1951 bei Neusiedl und Festetics & Leisler (1968) listeten die Art ohne nähere Angaben unter den unregelmäßigen „Durchzüglern und Irrgästen“. Die nächsten Nachweise gelangen dann erst wieder 1989, als sich 1 Ex. von Mitte August bis Anfang November zwei-

einhalb Monate im Schilfgürtel beim Seebad Illmitz aufhielt (Berg & Samwald 1989) und am 19.8.1994 mit 4 Ind. am Neusiedler See bei Rust, (M. Riesing in Laber & Ranner 1997). Die Zwergscharbe kann also bis 2006 im Neusiedler See-Gebiet als Irrgast bezeichnet werden.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Während die Meldung eines erstmaligen Brutvorkommens 2003 (B. Leisler in Bauer et al. 2005, p. 240) noch auf einem Irrtum beruhte, der im nachhinein betrachtet beinahe als propethisch zu bezeichnen ist, wurde 2007 im Rahmen der Befliegungen des Reiher- und Löfflermonitorings überraschend, aber doch nicht gänzlich unerwartet ein Brutvorkommen auf der Großen Schilfinsel entdeckt: Am 17. April wurden bereits 12 Nester in unmittelbarer Nachbarschaft zu Silberreiher oder Löfflern gezählt; insgesamt waren es dann nach fünf Befliegungen 14 Nester, wovon zumindest acht auch Bruterfolg zeigten (Nemeth 2008). Im Jahr 2008 waren es 16 Brutpaare, 2009 stieg der Bestand auf 77 Brutpaare, 2010 konnten 52 besetzte Nester gezählt werden und im Jahr 2011 wurden 146 Brutpaare erreicht (Nemeth & Dvorak 2012). 2012 kam es dann wiederum zu einem leichten Abfall auf 116 Brutpaare, im feuchten Jahr 2013 wurden 189 Nester gezählt. Im Jahr 2014 bei etwas geringerem Wasserstand fiel der Bestand wieder auf 123 Nester und 2015 verdoppelte sich der Brutbestand gegenüber 2013 bei sehr hohen Wasserständen auf 358 Paare. Das nunmehr seit neun Jahren bestehende Brutvorkommen zeigt also einen stark positiven Trend, wobei die leichten Einbrüche (v. a. 2012) in Jahre niedrigerer Wasserstände fallen.

Die Brutkolonie der Zwergscharben blieb seit der Entdeckung 2007 an derselben Stelle auf der Großen Schilfinsel und die Bestandszunahme schlug sich in einer sehr dichten Besiedelung des Koloniestandorts durch die Vögel mit sehr nahe beieinander liegenden Nestern nieder. Im angrenzenden Ungarn brüteten in den Jahren 2008-2012 600-1.500 Paare, in Italien 1.000-1.500 (<http://bd.eionet.europa.eu/article12/summary>). In beiden Ländern ist, so wie auch in den übrigen europäischen Brutgebieten, in den letzten Jahrzehnten ein stark positiver Bestandstrend festzustellen (Ławicki et al. 2012). Das Vorkommen am Neusiedler See stellt derzeit die nordwestlichste Verbreitungsinselform im Areal der Zwergscharbe dar, die nächstgelegenen Vorkommen in Ostungarn und in Oberitalien liegen ca. 350 bzw. 450 km entfernt.

Rohrdommel (*Botaurus stellaris*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Alle Autoren des 19. und der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts bezeichneten die Rohrdommel übereinstimmend als häufigen Brutvogel; in den Jahren 1940-1942

war die Art „ein häufiger Brutvogel sowohl des Sees wie auch – etwas spärlicher – der größeren vegetationsreichen Lacken“ (Zimmermann 1943). 10 Jahre später wurde berichtet, dass sich der Bestand nicht verändert hat und die Rohrdommel ein „ziemlich häufiger Brutvogel des Schilfgürtels“ war, mit dem Zusatz „brütet auch an stärker verschilften Lacken“ (Bauer et al. 1955). Aus den 1960er bis 1980er Jahren liegen keinerlei Bestandszahlen vor. 1994 wurden in der Kernzone des Nationalparks 14 rufende Männchen auf einer Fläche von 14,2 km² erfasst (Dvorak et al. 1997). Der Gesamtbestand des Neusiedler Sees wurde damals aufgrund dieser Stichprobe und einer weiteren Untersuchung am Westufer des Sees aus dem Jahr 1989, die 0,9 rufende Männchen/km² auf 16 km² ergab auf 100 rufende Männchen geschätzt (Dvorak et al. 1997).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Die 2001-2015 durchgeführten Linientaxierungen rufender Rohrdommel in vier Untersuchungsgebieten ergaben einen stark schwankenden Bestand (Abb. 18): Es zeigte ein statistisch hoch signifikanter Zusammenhang des Bestandes mit dem Mai-Wasserstand des Neusiedler Sees (Kendalls $\tau = 0,6634$, $n = 15$, $p = 0,0008$). In den ersten fünf Jahren wurde ein Zusammenbruch der Brutpopulation dokumentiert von 9-10 Revieren 2001 auf nur mehr jeweils eines in den Jahren 2003-2005. 2004 und 2005 dürfte der Brutbestand des Sees weitgehend verschwunden gewesen sein, denn aus den Pegeldata kann abgeleitet werden, dass der Schilfgürtel bei Werten unter 115,4 m für die Rohrdommel größtenteils nicht mehr überflutet ist und daher auch nicht mehr bzw. nur sehr punktuell besiedelbar war. Ab 2006 erholte sich der Bestand bei steigenden Wasserständen wieder und erreichte in den Jahren 2009-2011 sogar einen neuen Höchststand im Vergleich zum Beginn der Zählreihe im Jahr 2001. Im Jahr 2012 fielen die Zahlen wiederum synchron mit

dem Seepiegel. 2013-2015 konnte bei neuerlichem Ansteigens des Wasserstandes eine (nach zweijähriger Stagnation) verzögerte Zunahme der rufenden Rohrdommeln entlang der Zählstrecken festgestellt werden.

Im Jahr 2006 wurde der Rohrdommel-Bestand des Neusiedler Sees (zusätzlich zu den vier etablierten Strecken des Nationalpark-Monitorings) entlang dreier weiterer Strecken entlang von Dämmen am Westufer systematisch erhoben. Auf den vier vom Nationalpark-Monitoring abgedeckten Zählstrecken wurden 2006 insgesamt sechs Reviere kartiert, entlang der drei zusätzlich kartierten Dämme wurden weitere 11-13 Reviere erfasst. Nimmt man ein durchschnittliches Erfassungsband von ca. 750 m beidseitig der Dämme an, so wurden im Jahr 2006 auf einer Gesamtfläche von ca. 20 km² 17-19 Reviere rufender Männchen festgestellt. Dies entspricht in diesen Bereichen einer Siedlungsdichte von 0,8-0,9 Revieren/km², was sich gut mit den Ergebnissen der Erhebungen aus den Jahren 1989 und 1994 deckt (siehe oben). Geht man von einer leichten Untererfassung aus und rechnet daher mit einer Dichte zwischen 0,8 und 1,2 Revieren/km² für den 103 km² großen österreichischen Teil des Schilfgürtels, gelangt man für 2006 zu einer Bestandsschätzung von 80-120 Revieren für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Da der Bestandsindex in den Jahren 2007 bis 2013 jedoch maximal um bis zum Dreifachen höher lag (Abb. 18) gehen wir für 2015 von einem deutlich höheren Brutbestand von 150-200 Brutpaaren für den Schilfgürtel des Neusiedler Sees aus. Im ungarischen Teil des Neusiedler Sees wurden 2008 zusätzlich 38 Reviere auf einer Fläche von 63 km² erfasst; es wurde dabei von einer Untererfassung ausgegangen und der tatsächliche Bestand auf 50 Reviere geschätzt (Mogyorósi 2012). Der Gesamtbestand des gesamten Neusiedler Sees (Österreich und Ungarn) kann daher derzeit auf 200-250 Brutpaare geschätzt werden.

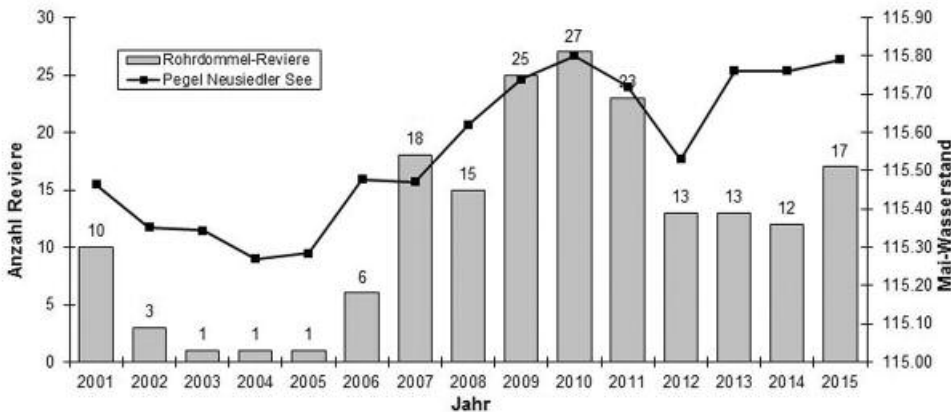


Abb. 18: Bestandsentwicklung der Rohrdommel *Botaurus stellaris* in vier Transekten in den Jahren 2001-2015.

Fig. 18: Population development of Bittern *Botaurus stellaris* on four transects in the years 2001-2015.

Nachtreiher (*Nycticorax nycticorax*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Der Nachtreiher war in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts Brutvogel (Jukovits 1864) und wurde damals als nicht selten (Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943) oder sogar als gemeiner Brutvogel (Fischer 1883a) bezeichnet. Bis in die erste Hälfte der 1930er Jahre wurde er dann als unregelmäßiger Brutvogel des Neusiedler Sees eingestuft (Zimmermann 1943). 1931 und/oder 1932 wurden in einer Kolonie mit etwa 20 Paaren Filmaufnahmen hergestellt (K. Ruhmann in Niethammer 1938), 1932 wurde von einer Kolonie berichtet (Bernatzik 1941) und 1933 wurden 10 Paare im Bereich der Wulkamündung gefunden (Seitz 1934); dieser Brutplatz war allerdings 1934 und 1935 wieder verwaist (Seitz 1937). Danach fehlten bis Mitte der 1990er Jahre trotz vieler Brutzeitbeobachtungen konkrete Brutnachweise aus dem Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Intensive Untersuchungen der Reiherkolonien im Rahmen eines Nationalpark-Forschungsprojektes führten 1998 zur Entdeckung einer Brutkolonie von 41 Paaren auf der Großen Schilfinsel. Die Zahl der Brutpaare sank dann allerdings in den Folgejahren auf ein viel niedrigeres Niveau von 5-10 im Jahr 1999 und 1-10 im Jahr 2000 (Nemeth et al. 2004). Aus dem Seewinkel liegt aus den 1990er Jahren ebenfalls ein konkreter Brutnachweis vor: 1996 wurden im Dezember 25-26 Horste aus der vorangegangenen Brutsaison beim Feriendorf Pannonia gefunden (A. Grüll & A. Ranner nach Hinweisen von Urlaubsgästen).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

2001 brüteten im Schilfgürtel mindestens 11 Paare (Nemeth et al. 2004), 2002 sieben und 2003 acht (Nemeth & Grubbauer 2005). 2004 bis 2008 konnten keine Bruten im Schilfgürtel nachgewiesen werden, seit 2009 ist der Nachtreiher allerdings wieder alljährlicher

Brutvogel in steigender Zahl (Abb. 19), zuletzt konnten 2013 sogar 40 besetzte Horste festgestellt werden, 2014 und 2015 waren es hingegen wieder nur 17 und 18 (E. Nemeth, unveröff.). Es ist allerdings unwahrscheinlich, dass der Brutbestand zwischen 1999 und 2012 tatsächlich in derartig weiten Grenzen schwankte, vielmehr dürften zumindest in einigen Jahren Brutkolonien im Seewinkel bestanden haben wie z. B. 2007 südlich von Apetlon (M. Dvorak & H.-M. Berg, unveröff.). Im ungarischen Hanság brüteten im Gebiet des Nyirkai-Hany zwischen 2002 und 2009 12 bis 55 Paare des Nachtreiters (Pellinger & Ferenczi 2012).

Seidenreiher (*Egretta garzetta*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Mitte des 20. Jahrhunderts wurde der Seidenreiher übereinstimmend als „seltener Gast“ bezeichnet, es wurden aber nur sehr wenige konkrete Nachweise angeführt (Zimmermann 1943, Bauer et al. 1955). Bemerkenswert ist daher die Aussage von Koenig (1952) der die Art als „regelmäßigen, aber nicht häufigen Gast aus Ungarn“ bezeichnet und weiters meint „Brutversuch in Silberreiherkolonien mitunter beobachtet, doch bisher verschwanden die Vögel noch vor der Eiablage wieder“. Einige Jahre später schrieb derselbe Autor (Koenig 1961): „Alljährlich auch während der Brutzeit einige Vögel zu beobachten, die sich sogar in Silberreiherkolonien aufhalten, aber nicht brüten“. Erst 1998 wurde der Seidenreiher dann auf der Großen Schilfinsel erstmals in 4-5 Paaren als Brutvogel für den Neusiedler See und damit auch für Österreich nachgewiesen; es scheint allerdings möglich, dass das Vorkommen bereits in den Jahren 1995-1997 bestanden hat und nicht entdeckt wurde (Schuster et al. 1998). 1999 lag der Bestand bei 1-5 und 2000 bei 5-10 Paaren (Nemeth et al. 2004).

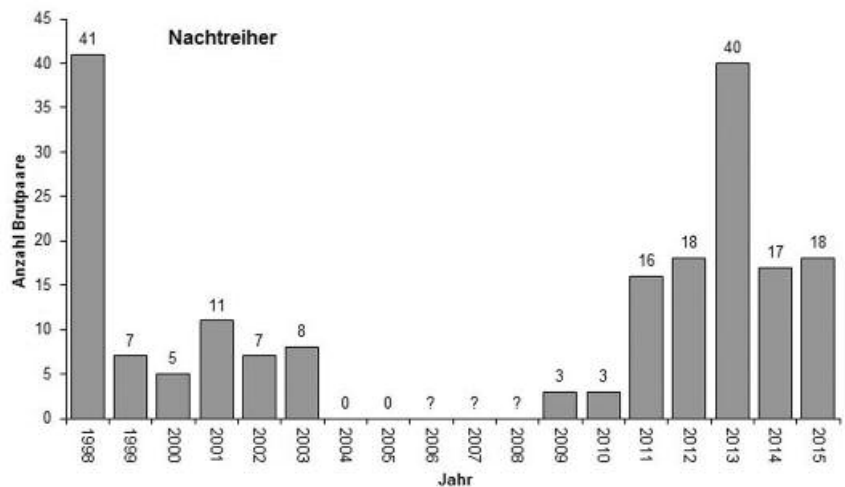


Abb. 19: Bestandsentwicklung des Nachtreiters *Nycticorax nycticorax* in den Jahren 1998-2015.
Fig. 19: Population development of Night Heron *Nycticorax nycticorax* in the years 1998-2015.

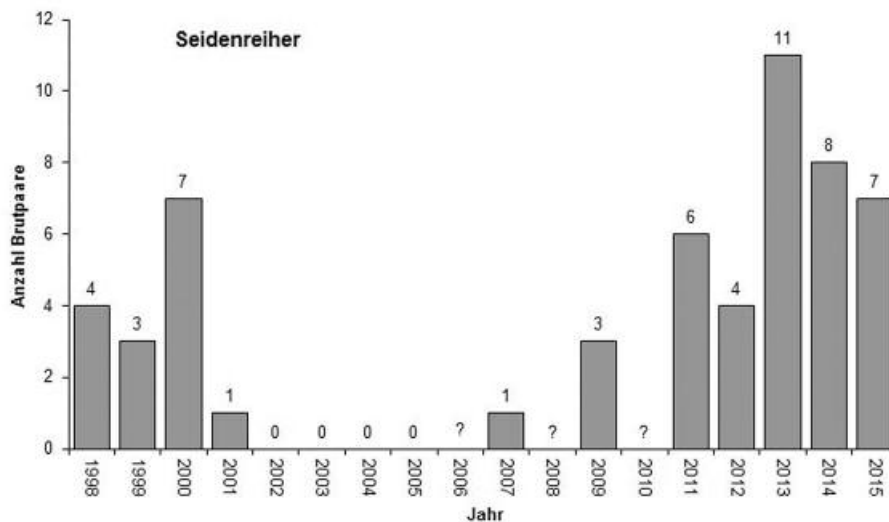


Abb. 20: Bestandsentwicklung des Seidenreiher *Egretta garzetta* in den Jahren 1998-2015.

Fig. 20: Population development of Little Egret *Egretta garzetta* in the years 1998-2015.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

2001 wurde zumindest ein Paar festgestellt (Nemeth et al. 2004). In den Trockenjahren 2002-2006 gelangen keine Brutnachweise, erst 2007 konnte wiederum ein Horst entdeckt werden. 2009-2012 schwankte der Brutbestand zwischen drei und sechs Paaren 2013 wurde der bisherige Rekordwert von 11 Horsten ermittelt, 2014 und 2015 wurden acht bzw. sieben Brutpaare gezählt (Abb. 20). Das Brutvorkommen beschränkte sich bislang auf die Große Schilfinsel in der Kernzone des Nationalparks.

Silberreiher (*Egretta alba*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Wie verschiedene Quellen des 19. Jh. (zusammengefasst in Zimmermann 1943) übereinstimmend zeigen, war der Silberreiher zur damaligen Zeit ein regelmäßiger Brutvogel des Neusiedler See-Gebiets. In den 1920er Jahren war die Art nach Bernatzik (1947), der schon damals regelmäßig mit dem Kleinflugzeug über den Schilfgürtel flog, häufig am Westufer anzutreffen. In den 1930er Jahren waren zwar 1932 gegen 200 Nester (Löffler, Silber- und Purpurreiher) vorhanden, in den Jahren 1933 und 1934 hingegen die Reiherkolonien auf wenige Dutzend Paare geschrumpft (Bernatzik 1947). Seit (1937) fand 1935 in einer Silberreiher-Kolonie 11 Paare und schätzte deren tatsächliche Größe auf 15-20 Paare. Mitte der 1930er Jahre hatte der See einen sehr niederen Wasserstand, worauf auch der damals geringe Bestand des Silberreiher zurückzuführen sein dürfte. Nach dem zweiten Weltkrieg wurde die Brutpopulation für die frühen 1950er Jahre auf 120-140 Brutpaare geschätzt, die überwiegend am Westufer des Sees brüteten (Bauer et al. 1955). 1959 und 1960 wurden von der damaligen Biologischen Station Wilhelminenberg erstmals Zählungen mit dem Hubschrauber durchgeführt, die 1960 einen

Bestand von 329 Brutpaaren ergaben (Koenig 1961).

Weitere Arbeiten der Station in den Reiherkolonien, die offensichtlich auch Zählungen aus der Luft und Berinigungsarbeiten umfassten, sind leider nirgendwo dokumentiert. Weitere Zählungen aus dem Hubschrauber wurden dann in den Jahren 1970 bis 1976 von Festetics & Leisler (1999) durchgeführt, dabei wurden 1972 327 und 1973 326 Brutpaare gezählt, für die anderen Jahre wurden leider keine Zahlen angegeben. Aus einer beigegeben Grafik lässt sich allerdings ableiten, dass der Bestand in diesen Jahren in weiten Grenzen schwankte, mit einem Minimum von ca. 180 Paaren. 1981 begannen seither alljährlich durchgeführte Bestandskontrollen per Flugzeug durch die Biologische Station Illmitz, später durch den Nationalpark zusammen mit BirdLife Österreich. Der Silberreiher-Bestand des Neusiedler Sees lag zu Beginn der 1980er Jahre auf einem relativ tiefen Niveau von 150-250 Paaren, nahm aber dann bis 1990 wieder auf über 400 Paare zu, um im Trockenjahr 1991 wieder auf 174 Paare zu fallen. Danach kam es bis 1997 zu einer deutlichen Zunahme, die dann 1995 (einem ausgesprochenen Hochwasserjahr) und 1999 in den bisherigen Maximalzahlen von 737 bzw. 763 Paaren gipfelten (Abb. 21).

Bestandsentwicklung und Bruterfolg 2001-2015

Seit 2001 blieb der Brutbestand auf hohem Niveau ziemlich konstant bei ca. 650-750 Brutpaaren mit kurzfristigen Einbrüchen 2005, 2006 und 2013; in diesen Jahren wurden nur 490-560 Paare gezählt. Die Bestandsmaxima von über 760 Paaren wurden in den Jahren 2009, 2010 und 2015 erreicht. In allen Jahren wurden die größten Bestände in der Kolonie auf der großen Schilfinsel mit einem Anteil von 30-50 % erreicht (Nemeth et al. 2004, Nemeth & Grubbauer 2005, E. Nemeth, unveröff.). Der Bruterfolg lag zwischen 0,4 und 1,9 flüggen Jungen pro Nest und zeigt eine signifikant negative Korrelation

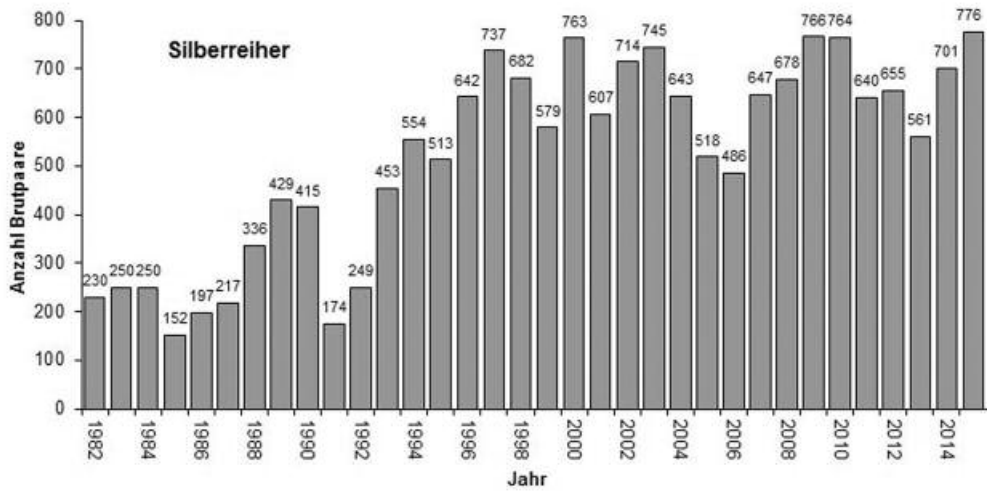


Abb. 21: Bestandsentwicklung des Silberreiher *Egretta alba* in den Jahren 1982-2015.
Fig. 21: Population development of Great White Egret *Egretta alba* in the years 1982-2015.

mit dem Wasserstandsveränderung in den Monaten April bis Juni (Pearson-Korrelation, $n = 16$ Jahre, $r = 0,65$, $p = 0,008$).

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Der Brutbestand des Silberreiher unterlag in den letzten 150 Jahren sehr markanten Fluktuationen, die in Zeiten sehr niedriger Wasserstände des Neusiedler Sees wie zu Beginn der 1930er Jahre auch zum weitgehenden Erlöschen der Population geführt haben. Ab 1935 dürfte es langfristig zu einer Zunahme gekommen sein, wobei das Bestandsniveau in den 1940ern bis Anfang der 1950er Jahre bei unter 150 Paaren anzusetzen ist. Um 1960 zählte die Population ca. 300 Brutpaare, ein Wert, der mit offensichtlich starken Schwankungen auch in den frühen 1970er Jahren erreicht wurde. In den frühen 1980er Jahren wurden dann zuerst geringere Zahlen von 150-250 Paaren

erfasst und ab 1988 begann der Brutbestand bis Mitte der 1990er Jahre rasch auf das heutige Niveau anzusteigen und schwankt seitdem zwischen 480 und 780 Brutpaaren.

Graureiher (*Ardea cinerea*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Der Graureiher wurde von den meisten Autoren des 19. und frühen 20. Jh. als Brutvogel angeführt (zusammengefasst in Zimmermann 1943). 1930 wurde eine Brutkolonie mit 23 Paaren am Südufer des Neusiedler Sees erwähnt (Breuer 1930), 1933 und 1934 berichtete Seitz (1935) von Brutkolonien mit 50 bzw. 34 Nestern. Anfang der 1940er Jahre hielt Zimmermann (1943) den Graureiher für die häufigste Reiherart des Neusiedler Sees. Für das Jahr 1951 rechneten Bauer et al. (1955) mit etwa 180 Brutpaaren und im Jahr 1960 wurden mittels Hub-

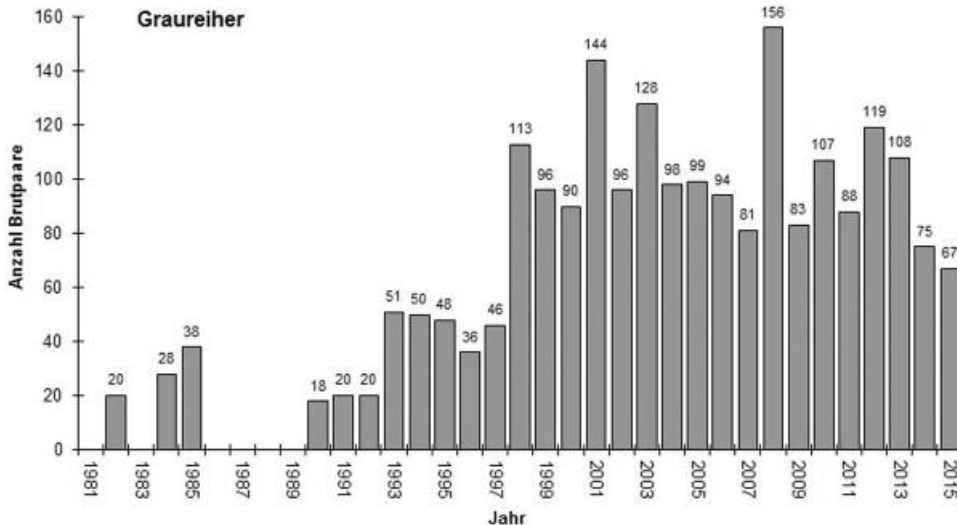


Abb. 22: Bestandsentwicklung des Graureiher *Ardea cinerea* in den Jahren 1982-2015.
Fig. 22: Population development of Grey Heron *Ardea cinerea* in the years 1982-2015.

schrauber 93 besetzte Horst in sieben Kolonien gezählt (Koenig 1961). Letzterer meinte an selber Stelle dass der Bestand von den meisten Beobachtern stark überschätzt wurde. Im Verlauf der 1960er Jahre muss es zu einem drastischen Rückgang gekommen sein, denn zwischen 1970 und 1976 konnten vom Hubschrauber aus nur mehr 10-22 Brutpaare gezählt werden (A. Festetics & B. Leisler in Grüll 1994). In den Jahren 1981-1992 lag der Bestand dann nur geringfügig höher bei 18-38 Paaren (Grüll 1994), erst die Jahre 1993-1997 brachten eine Zunahme auf 36-51 Brutpaare (Archiv Biologische Station Illmitz). Ab 1998 wurde dann eine Verdoppelung des Bestandes registriert, die allerdings mit der Einführung neuer Zähltechniken einhergeht: 1998-2000 wurden zwischen 90 und 113 besetzte Horst gezählt (Nemeth et al. 2004).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Die Erhebungen der Jahre 2001-2015 ergaben eine stabile Bestandssituation, es konnte kein signifikanter Trend nachgewiesen werden ($r_s = -0,28791$, $p = 0,31819$). Das Bestandsniveau lag zwischen 80 und 110 Brutpaaren, einzelne, besonders gute Jahre stachen allerdings hervor (Abb. 22): Besonders zu erwähnen sind 2001 mit 144, 2003 mit 128 und 2008 mit 156 Brutpaaren.

Langfristige Bestandsentwicklung

Beim Graureiher ist langfristig kein deutlicher Bestandstrend erkennbar. Ein Tiefpunkt in der Populationsentwicklung in den 1930 Jahren war wenige Jahre später bereits wieder ausgeglichen. Lediglich in den 1970er und 1980er gab es eine längere Phase eines sehr niedrigen Bestandsniveaus, die für zumindest 25 Jahre andauerte.

Purpurreiher (*Ardea purpurea*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die von Zimmermann (1943) zusammengestellten Quellen aus den ersten drei Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts zeigten, dass die Art in diesem Zeitraum regelmäßig im Neusiedler See-Gebiet brütete; konkrete Zahlenangaben sind jedoch rar und beschränken sich immer auf einzelne Kolonien. Während der Purpurreiher in den frühen 1940er Jahren die seltenste der drei in Kolonien brütenden Reiherarten war (Zimmermann 1943), kehrten sich die Verhältnisse um 1950 um. Für die Jahre 1951-1953 schätzten Bauer et al. (1955) den Brutbestand auf 240 Paare, Koenig (1952) kam mit 250 Paaren zu einem fast identischen Ergebnis. Die nächste Zahlenangabe lieferte Koenig (1961) für das Jahr 1960, als er vom Hubschrauber aus 273 Brutpaare zählte. In den Jahren 1970-1976 schwankte der Brutbestand, nach Ergebnissen von Zählungen mit dem Hubschrauber, zwischen ca. 240 und 340 Paaren (Festetics & Leisler 1999). Die im Auftrag der Biologischen Station Illmitz durchgeführten Zählflüge ergaben für die Jahre 1984-1997 nur relativ geringe Schwankungen zwischen 60 und 109 Brutpaaren (A. Grüll, A. Ranner, R. Klein u. a.; unveröff. Beob.) und damit einen dramatischen Einbruch im Vergleich zu den 1970er Jahren. Ab 1998 erbrachten intensiviertere Erfassungen (mehrere Flüge pro Jahr, die zeitlich besser auf die Erfassung von Purpurreiher abgestimmt waren) im Rahmen eines Forschungsprojekts des Nationalparks wieder sehr viel höhere Bestandszahlen: 1998-2000 waren es 256-291 Brutpaare (Nemeth et al. 2004).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

2001 wurde mit 298 Brutpaaren die höchste in den letzten 15 Jahren am Neusiedler See festgestellte Zahl erfasst (Nemeth et al. 2004), auch 2002 wurde mit 255 Paaren

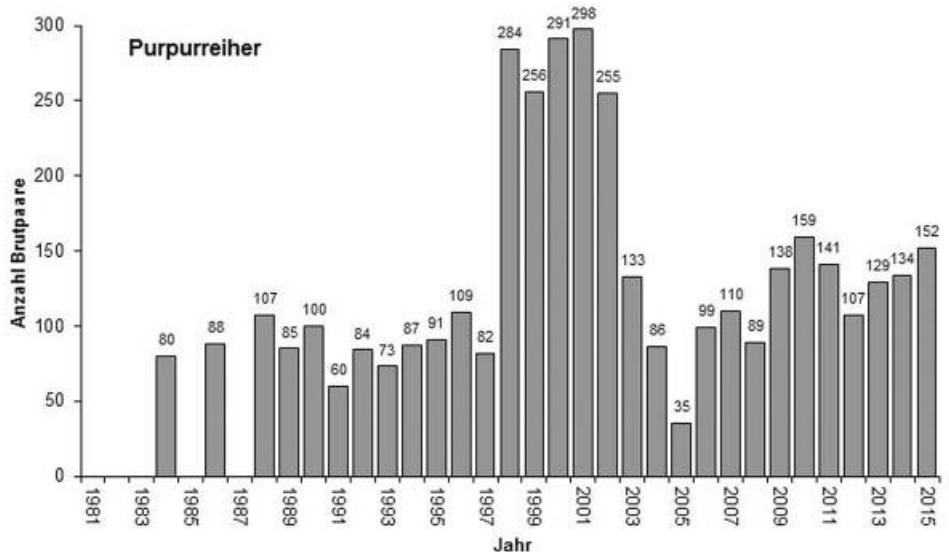


Abb. 23: Bestandsentwicklung des Purpurreiters *Ardea purpurea* in den Jahren 1982-2015.
Fig. 23: Population development of Purple Heron *Ardea purpurea* in the years 1982-2015.

noch ein sehr hoher Bestand gezählt. In den Jahren 2003 und 2004 kam es hingegen (wieder) zu einem drastischen Einbruch, der Bestand schrumpfte auf 133 bzw. 86 Brutpaare (Nemeth & Grubbauer 2005). Dieser Bestandsrückgang auf österreichischer Seite ist allerdings nicht auf einen Rückgang am gesamten Neusiedler See zurückzuführen, sondern auf eine Verlagerung von Koloniestandorten in den ungarischen Teil des Schilfgürtels. Ab 1999 brüteten Purpurreiher bei Fertörakos, zuerst in 30-40 Paaren, ab 2006 nahm der Bestand hier zu. 2009 wurden auf ungarischer Seite des Neusiedler Sees insgesamt 149 Nester des Purpurreihers gezählt (Pellinger 2012). Auf österreichischer Seite schwankte der Brutbestand in den Jahren 2009-2014 zwischen 110 und 160 Paaren und lag im Mittel bei 135 Paaren (Abb. 23). Der Gesamtbestand am Neusiedler See (Österreich und Ungarn) dürfte nach wie vor bei 200-300 Brutpaaren liegen (Pellinger 2012).

Langfristige Bestandsentwicklung

Die Einschätzung des langfristigen Bestandstrends wird durch Verlagerungen der Koloniestandorte über die Staatsgrenze sowie durch die unterschiedliche Erfassungsmethodik (mehr Flüge und Wechsel der Beobachter) im Verlauf der letzten Jahrzehnte erschwert. So fällt die sprunghafte Zunahme von 1997 auf 1998 mit der Adaptierung der Zählmethodik in Hinblick auf die Erfassung spät brütender Arten, insbesondere des Purpurreihers zusammen. Gleichzeitig ist es wahrscheinlich, dass bei dieser Verdreifachung der Zahl auch eine Bestandsverlagerung eine Rolle gespielt hat. Insgesamt ist davon auszugehen, dass sich der Gesamtbestand des Neusiedler Sees (Österreich und Ungarn) in den letzten 60 Jahren nicht wesentlich verändert hat. Allerdings wird die Art derzeit in Österreich und Ungarn mit verschiedenen Techniken gezählt und die ermittelten Gesamtzahlen für den gesamten See sind daher mit einer nicht zu bestimmenden Unsicherheit behaftet.

Weißstorch (*Ciconia ciconia*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im späten 19. und frühen 20. Jahrhundert wurde der Weißstorch als „immer vorhandener“ bzw. immer zu sehender“ Brutvogel bezeichnet (Jukovits 1864, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943). Am Ostufer des Sees wurde er im Jahr 1883 als häufig eingestuft (Fischer 1883a), 1907 und 1909 dann aber als „ziemlich selten“ (Schenk 1917). Im Gegensatz dazu schrieb Aumüller (1949) „zu Beginn des Jahrhunderts zählten die Störche noch zu den Seltenheiten“ und weiters „im Jahr 1910 beginnt eine kontinuierliche Besiedlung des damals noch westungarischen Gebietes durch den Hausstorch“. Konkrete Zahlen wurden erstmals in den 1930er Jahren veröffentlicht: 1934-1938 wurden im Neusiedler See-Gebiet 47-62 Brutpaare gezählt (Seitz 1940, Aumüller 1949), wobei die beiden Quellen für die einzelnen Jahre etwas unterschiedliche Angaben machten. 1948 war der Bestand dann auf 34 Brutpaare gefallen (Aumüller 1949), 1950-1955 wurden im Neusiedler See-Gebiet dann 36-54 Paare gezählt (Aumüller 1956). Anzumerken ist dabei, dass sich die Zahlen in den verschiedenen Publikationen von Aumüller teils deutlich unterscheiden und durch das Fehlen von Detailangaben eine nachträgliche Korrektur auch nicht mehr möglich ist. Die nächste genauere Zusammenstellung stammt von Triebel & Frühstück (1979), hier werden für den Zeitraum 1963-1971 für den Bezirk Neusiedl am See 19-27 (Ø 23) Brutpaare angegeben. Im Vergleich ergeben die Zahlen in Aumüller (1949) für den Bezirk Neusiedl am See in den Jahren 1934-1938 21-29 (Ø 24) Brutpaare, also ein nahezu gleiches Bestandsniveau. In den 1970er Jahren kam es dann im Bezirk Neusiedl am See zu einer deutlichen Zunahme auf 38-43 Paare (Ø 40) Paare (Frühstück 1977, 1979 & 1982). Ab 1985 liegen Zählzahlen vor, die im Rahmen der österreichischen Weißstorchzählung von BirdLife Österreich erhoben wurden. Im Bezirk Neusiedl am See wur-

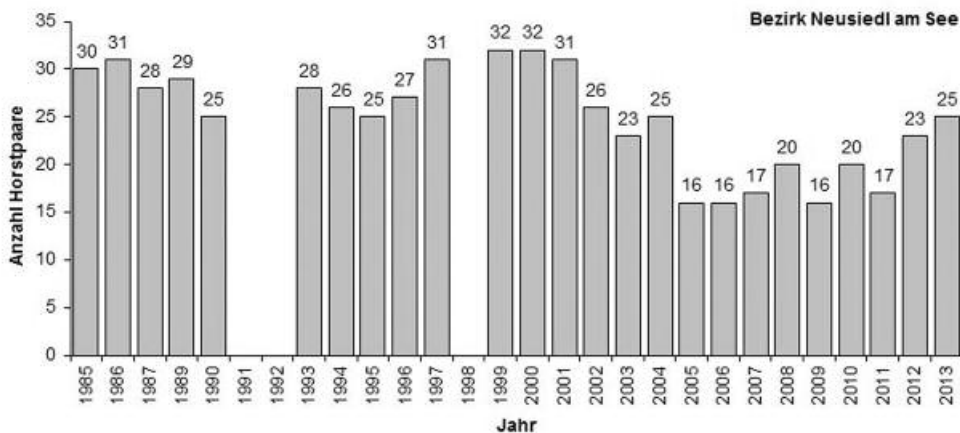


Abb. 24: Bestandsentwicklung des Weißstorchs *Ciconia ciconia* im Bezirk Neusiedl am See in den Jahren 1986-2013.
Fig. 24: Population development of White Stork *Ciconia ciconia* in the district of Neusiedl am See in the years 1986-2013.

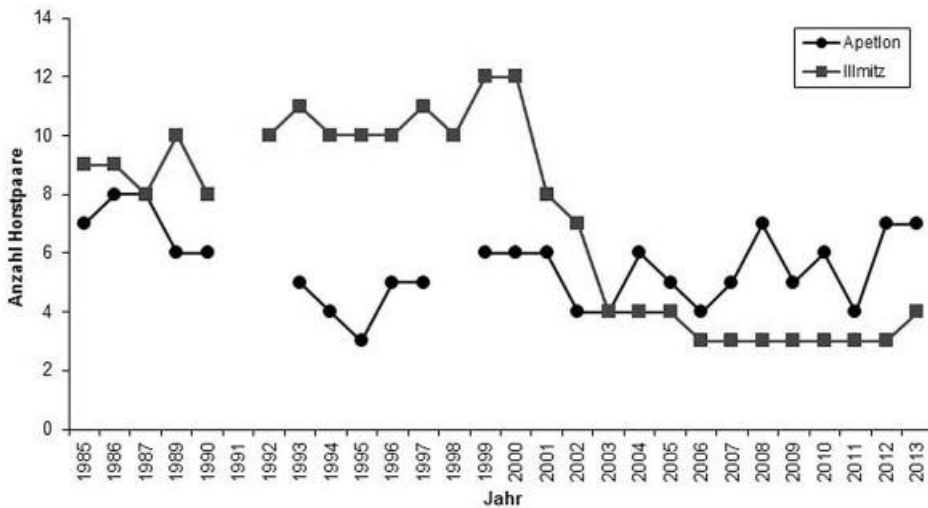


Abb. 25: Bestandsentwicklung des Weißstorchs *Ciconia ciconia* in den Gemeinden Illmitz und Apetlon in den Jahren 1986-2013.
Fig. 25: Population development of White Stork *Ciconia ciconia* in Illmitz and Apetlon in the years 1986-2013.

den von 1985-2000 25-32 (Ø 29) Brutpaare erhoben, davon entfielen 14-21 (Ø 17) auf die drei Nationalpark-Gemeinden Podersdorf, Illmitz und Apetlon.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2013

In den Jahren 2001-2013 wurden im Bezirk Neusiedl am See 16-31 (Ø 21) Brutpaare erfasst, in den drei Nationalpark-Gemeinden Podersdorf, Illmitz und Apetlon waren es in diesem Zeitraum 8-21 (Ø 11).

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Im Bezirk Neusiedl am See ließ sich zwischen den mittleren Bestandszahlen der Jahre 1934-1938 und 1963-1971 statistisch kein Unterschied nachweisen (Mann-Whitney U-Test, $U = 0$, $p = 0,5961$). Hingegen wurden in den Jahren 1976-1980 im Vergleich zu 1963-1971 im Mittel signifikant höhere Bestände erhoben (Mann-Whitney U-Test, $U = 0$, $p = 0,0033$). In den 1980er und 1990er Jahren kam es hingegen wiederum zu einem Rückgang (Mann-Whitney U-Test, $U = 0$, $p = 0,0018$), der sich in den 2000er Jahren fortsetzte; die mittleren Bestände der Jahre 1985-2000 waren im Vergleich zu denen der Jahre 2001-2013 hoch signifikant unterschiedlich (Mann-Whitney U-Test, $U = 13,5$, $p = 0,0005$). Die Bestandsentwicklung für die Jahre 1985-2013 zeigt sowohl für den Bezirk Neusiedl am See (Abb. 24) als auch die drei Nationalpark-Gemeinden Illmitz und Apetlon (Abb. 25) signifikant negative Trends ($r_s = -0,6823$, $p = 0,00017$ bzw. $r_s = -0,7502$, $p < 0,0001$). Für den gesamten Bezirk Neusiedl am See ist von 2004 auf 2005 ein sehr markanter Einbruch zu erkennen (Abb. 24), vergleicht man die beiden „Storchendörfer“ Illmitz und Apetlon (Abb. 25), so ist für Illmitz ein drastischer Rückgang zwischen 2000 und 2003 von 12 auf vier Paare zu verzeichnen; in Apetlon hielt sich der Bestand bei größeren Schwankungen hingegen zwischen 1993 und 2013 auf etwa demselben Niveau.

Löffler (*Platalea leucorodia*)

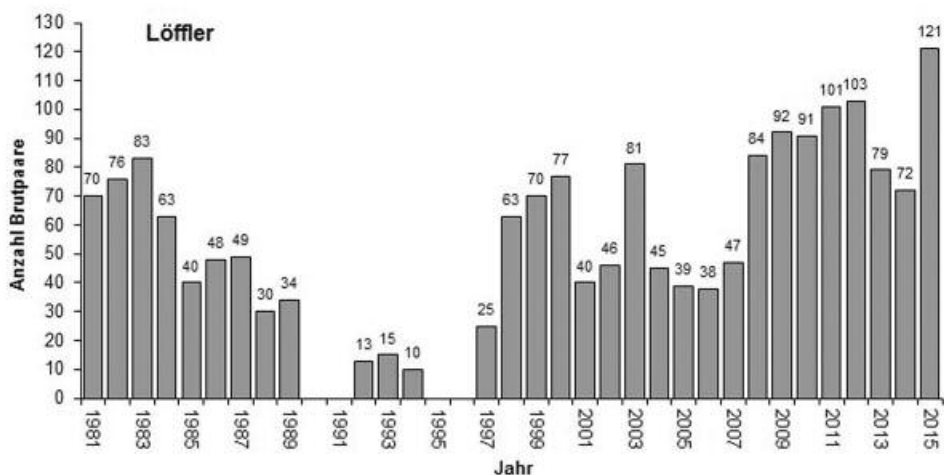
Bestandsentwicklung bis 2000

Für die zweite Hälfte des 19. Jahrhunderts liegen sehr unterschiedliche Aussagen zum Vorkommen des Löfflers vor, aus denen Zimmermann (1943) schließt, dass der Löffler „ehemals weit spärlicher vorgekommen sei und er seine jetzige Häufigkeit erst in relativ jüngerer Zeit erworben habe“. In den 1930er Jahren wurde der Löffler als Brutvogel des West- und Südufers erwähnt (Seitz 1934, 1935, 1937). Für das Jahr 1932 berichtete Bernatzik (1947) sogar über den Fund einer Löffler-Kolonie mit 300 Nestern! Nach Koenig (1939) gab es 1938 am Westufer mehrere Löffler-Kolonien mit zusammen gegen 100 Nestern und im Jahr darauf fand Goethe (1941) „viele kleinere Kolonien“, deren größte allein 40 Nester umfasste. In den frühen 1940er Jahren war der Löffler im Neusiedler See-Gebiet „ziemlich häufig“ (Zimmermann 1943), genauere Bestandsangaben waren ihm aber durch die Unbegehbarkeit vieler Kolonien aufgrund des damals ungewöhnlich hohen Wasserstands nicht möglich.

Nach dem 2. Weltkrieg konnte erstmals 1950 wieder eine intensivere Bearbeitung durchgeführt werden, in diesem Jahr gab es nördlich von Oggau eine auf 200 bzw. 200-250 Brutpaare geschätzte Kolonie (E. Peschek, S. Aumüller in Bauer et al. 1955). 1951 wurde der Brutbestand des Westufers auf mindestens 150 Paare geschätzt (Bauer et al. 1955). 1952 wurde bei Purbach eine Kolonie mit mindestens 200 Horsten gefunden (R. Lugitsch, O. Koenig in Bauer et al. 1955). Der Brutbestand für den Beginn der 1950er Jahre wurde auf 200-250 Brutpaare geschätzt (Koenig 1952, Bauer et al. 1955).

1960 fand eine erste Zählung aus der Luft per Hubschrauber statt, die einen Bestand von 179 Brutpaaren ergab (Koenig 1961). In den Jahren 1970 bis 1976 wurden alljährliche Erfassungen, ebenfalls per Hubschrauber, durchgeführt (Festetics & Leisler 1999). Diese Erhe-

Abb. 26: Bestandsentwicklung des Löfflers *Platalea leucorodia* in den Jahren 1981-2015.
 Fig. 26: Population development of Eurasian Spoonbill *Platalea leucorodia* in the years 1981-2015.



bungen ergaben für 1971 und 1972 noch hohe Zahlen von 245 bzw. 235 Brutpaaren. 1973 halbierte sich der Bestand dann innerhalb eines Jahres und blieb in den folgenden Jahren auf diesem deutlich niedrigeren Niveau. 1975 wurden nur mehr 75, 1976 nur 110 Brutpaare gezählt. Der drastische Einbruch in den frühen 1970er Jahren fällt zusammen mit der weitgehenden Aufgabe aller Brutkolonien am Westufer des Sees. Wurden hier 1970 und 1971 noch 145 bzw. 135 Paare gezählt, fiel der Bestand 1972-1974 auf 20-50 und betrug 1975 nur mehr fünf Paare (Festetics & Leisler 1999). Seit 1985 ist das Brutvorkommen auf eine Kolonie auf der Großen Schilfinsel beschränkt.

Der Löfflerbestand des Neusiedler Sees ist ab 1981 weiter auf zuerst 60-80 Paare (1981-85) und dann nur mehr 30-50 Paare in der zweiten Hälfte der 1980er Jahre zurückgegangen. In den sehr trockenen Jahren 1990 und 1991 konnten keine Bruten nachgewiesen werden. Die Befürchtung, dass dies das Ende der Bruttradition der Art am See wäre, bewahrheitete sich zum Glück nicht, denn 1992-1997 konnten dann jeweils wieder 10-25 Brutpaare erfasst werden. 1998-2000 bewegte sich der Brutbestand mit 63-77 Paaren sogar wieder auf dem Niveau der frühen 1980er Jahre (Abb. 26).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

In den trockenen Jahren 2001 und 2002 kam es zu einem neuerlichen Rückgang auf 40 und 46 Paare, im ebenfalls trockenen Jahr 2003 brüteten hingegen 81 Paare, der höchste Bestand seit 20 Jahren (Nemeth et al. 2004, Nemeth & Grubbauer 2005). Zwischen 2004 und 2007 fiel die Zahl der Brutpaare auf nur 38-47 und damit wieder auf das niedrige Niveau der späten 1980er Jahre. Ab 2008 kam es dann mit steigendem Wasserstand zu einer neuerlichen Zunahme des Löffler-Bestandes, 2010 und 2011 wurden erstmals seit 35 Jahren wieder über 100 Brutpaare gezählt (Abb. 26). Im Mittel lag

der Bestand zwischen 2008 und 2013 bei 92 Brutpaaren (E. Nemeth, unveröff.). Im Jahr 2015 wurde der seit drei Jahrzehnten höchste Wert mit 121 Brutpaaren erreicht (E. Nemeth, unveröff.).

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung

Im Vergleich zum Bestandsniveau zwischen 1950 und den frühen 1970er Jahren kann man von einem Zusammenbruch des Bestandes sprechen, der in zwei Wellen zuerst Mitte der 1970er Jahre und danach Mitte der 1980er Jahre statt fand. 1990-1996 war ein Tiefpunkt mit wahrscheinlich durchgehend unter 20 Paaren erreicht. Ab 1998 war ein markanter Anstieg zu verzeichnen, wobei hier nicht wie beim Purpurreiher methodische Änderungen verantwortlich sein dürften. Seit 2008 kann man von einer Stabilisierung des Bestands, im Vergleich zu den 1970er Jahren allerdings auf viel niedrigem Niveau, sprechen.

Wasserralle (*Rallus aquaticus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die Wasserralle wurde von den meisten Autoren der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts als häufiger Brutvogel bezeichnet (Zimmermann 1943). In den 1930er Jahren wurde sie von Koenig (1943) als eine der häufigsten Vogelarten des Neusiedler Sees bezeichnet, in den Jahren 1940-1942 wurde die Art als häufiger Brutvogel eingestuft, neben dem See waren bereits damals auch einige vegetationsreichere Lacken im Seewinkel (z. B. Pfarsee, Martenthalacke) besiedelt (Zimmermann 1943). In den 1950er und 1960er Jahren wurde die Art ebenfalls als „häufiger Brutvogel des Sees, spärlicher der Lacken“ (Bauer et al. 1955) bzw. „häufigste Rallenart des Neusiedlersee-Gebietes“ (Festetics & Leisler 1970) bezeichnet. Quantitative Angaben stehen seit Beginn der 1980er Jahre zur Verfügung: In den Jahren 1982 und 1983 wur-

	Punkte /Zählungen	Beob.	Beob. je Zählung	Punkte mit Wasserrallen	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	112	0,6	41 (67 %)	0,7 (0,5-1,1)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	26	0,2	15 (38 %)	0,2 (0,1-0,4)
2006					
Westufer gesamt	40/120	15	0,1	25 (63 %)	0,1 (0,05-0,2)
Weiden	5/15	4	0,3	3	
Jois	5/15	1	0,06	1	
Winden	6/18	0	0,0	0	
Purbach	5/15	0	0,0	5	
Wulka	14/42	1	0,02	1	
Mörbisch	5/15	9	0,6	3	
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	59	0,7	25 (90 %)	

Tab. 4: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren 1995, 2005, 2006 und 2012 für die Wasserralle (*Rallus aquaticus*).
Tab. 4: Results of point counts in the years 1995, 2005, 2006 and 2012 for Water Rail (*Rallus aquaticus*).

den auf acht kleinen (2-5 ha) und einer größeren (20 ha) Probefläche 0,5-3,2 Reviere/ha kartiert (Dvorak 1985). Im Jahr 1995 ergab eine großflächige Bestandserhebung mit Punkttaxierungen in der Kernzone des Nationalparks auf einer Fläche von 12,7 km² 695 Reviere (\pm 244), als mittlere Dichte wurden 0,54 Reviere/ha errechnet. Eine auf diesen Werten basierende Schätzung des Brutbestandes für den gesamten österreichischen Teil des Sees ergab 2.800-5.800 Brutpaare (Dvorak et al. 1997).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Über den gesamten Schilfgürtel verteilte Erhebungen in den Jahren 2005 und 2006 (Tab. 4) ergaben im Vergleich zu 1995 eine starke Abnahme des Bestandes. Am Ostufer wurde eine durchschnittliche Dichte von nur 0,2 Revieren/ha ermittelt, am Nord- und Westufer waren es sogar nur 0,1/ha. Rechnet man mit 73,5 km² an geeignetem Habitat (25 km² am Ostufer und 48,5 am Nord- und Westufer) ergeben sich hochgerechnet nur 492-1.970 Reviere und damit für die Jahre 2005-2006 eine Bestandsschätzung von nur 1.000-1.500 Brutpaaren. Die Untersuchungen im Jahr 2012 beschränkten sich auf die Kernzone des Nationalparks. Im Vergleich zu 2005 hat hier die relative Dichte, ausgedrückt als Anzahl gezählter Individuen pro Punkt von 0,2 wieder auf 0,7 zugenommen und liegt daher im Bereich der relativen Dichten aus dem Jahr 1995. Nachdem die geringen Dichtewerte für die Jahre 2005/06 auf die besonders niedrigen Wasserstände im Schilfgürtel und die deswegen auch ungünstigen Lebensraum-Bedingungen für die meisten Schilfbewohnenden Vogelarten zurückgeführt wurde, kam es im Jahr 2012 zumindest in der Kernzone wieder zu einer Erholung der Wasserrallen-Bestände und damit zu einem Bestandsanstieg. Ob diese Entwicklung für den gesamten Schilfgürtel repräsentativ ist, kann nicht gesagt werden.

Es wird anhand der sehr ähnlichen relativen Dichten in der Kernzone in den Jahren 1995 und 2012 vorläufig

davon ausgegangen, dass der Brutbestand der Wasserralle im gesamten Schilfgürtel im Bereich des für das Jahr 1995 geschätzten Wertes liegt. Allerdings ist in Rechnung zu stellen, dass es in den letzten 10 Jahren durch die Schilfbewirtschaftung in einigen Bereichen zu beträchtlichen Schäden am Schilfbestand gekommen ist, die höchstwahrscheinlich auch einen Lebensraumverlust bei der Wasserralle zur Folge hatten. Der Brutbestand wird daher derzeit auf 2.500-5.000 Brutpaare geschätzt.

Langfristige Bestandsentwicklung

Die seit den 1980er Jahren durchgeführten Bestandserhebungen lassen abgesehen von wasserstandsbedingten Schwankungen keine Schlüsse auf langfristige Bestandsveränderungen zu.

Kleines Sumpfhuhn (*Porzana parva*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im 19. Jahrhundert wurde die Art von den meisten Autoren nicht erwähnt. Lediglich Faszl (1883, zit. in Zimmermann 1943), der ab den späten 1870er Jahren insgesamt mehr als 15 Jahre intensiv am Neusiedler See tätig war, bezeichnete das Kleine Sumpfhuhn als seltener als das Tüpfelsumpfhuhn und meinte, dass es unter ähnlichen Verhältnissen wie dieses vorkomme. In den späten 1930er und frühen 1940er Jahren wurde das Kleine Sumpfhuhn als häufiger Brutvogel des Westufers eingestuft (Zimmermann 1943). Koenig (1943, 1952) beschrieb das Vorkommen mit „sehr häufig überall wo Wasser ist“ und traf damit einen wesentlichen Punkt in Bezug auf die Habitatsprüche der Art. Auch Bauer et al. (1955) stufen das Kleine Sumpfhuhn als „häufigen Brutvogel der Verlandungszone des Sees“ ein. An den Lacken des Seewinkels waren weder zur damaligen Zeit noch heute regelmäßige Vorkommen der Art bekannt. Für die Jahrzehnte danach finden sich in der Literatur keine konkreten

Angaben zum Vorkommen des Kleinen Sumpfhuhns.

In den Jahren 1982 und 1983 wurde eine erste Untersuchung zur Siedlungsdichte in unterschiedlich alten Schilfbeständen durchgeführt (Dvorak 1985). Dabei zeigte sich eine deutliche Bevorzugung von Altschilfbeständen: Während die Dichten in 3-6-jährigen Flächen entlang des Seedammes bei Winden bei 0,2-0,5 Revieren/ha lagen wurden in den älteren Schilfbeständen bei der Biologischen Station Illmitz (damals zumindest 10-jährig) bis zu 4,5 Reviere/ha (neun Reviere auf einer zwei Hektar großen Fläche) festgestellt. In den Jahren 1987-1989 wurden weitere Untersuchungen in verschiedenen Altschilfflächen am Westufer durchgeführt, dabei wurden Siedlungsdichten zwischen einem und 4,9 Revieren/ha ermittelt (M. Dvorak, unveröff.). Eine weitere Untersuchung aus den Jahren 1990-1992 bestätigte die ausgesprochene Bindung des Kleinen Sumpfhuhns an Altschilfflächen. Von den 53 untersuchten Zählpunkten wurde es nur an 13 Punkten registriert, alle in Altschilfbeständen bei der Biologischen Station gelegen (Dvorak et al. 1993a).

Bei den 1995 in der Kernzone durchgeführten Schilf-vogel-Kartierungen stellte sich das Kleine Sumpfhuhn als weit verbreitete und in hohen Dichten vorkommende Art heraus: Insgesamt wurden an 61 Punkten 177 Zählungen durchgeführt, an 52 Punkten wurde die Art bei zumindest einer Zählung festgestellt. Es gelangen nicht weniger als 242 Einzelbeobachtungen, was einer Frequenz von 1,37 Nachweisen pro Punkt und Zählung entsprach (Dvorak et al. 1997). Eine Bestandsschätzung auf Basis dieser Daten ergab 2.763 (1.980-3.546) Reviere auf einer Fläche von 12,7 km², dies entsprach einer großflächigen Dichte von 2,2 Revieren/ha. Eine Hochrechnung dieser Zahl auf den gesamten Schilfgürtel ergab 12.300-22.000 Reviere (Dvorak et al. 1997). Aus heutiger Sicht wurde die Fläche an geeigneten Lebensräumen am Westufer des Sees damals jedoch stark überschätzt; und auch die Bestandsschätzung war damit zu hoch angesetzt.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

2005 war der Bestand in der Kernzone im Vergleich zu 1995 um rund 80 % zurückgegangen. Dies äußerte sich auch in einem dramatischen Schrumpfen des Verbreitungsgebiets; während 1995 noch 85 % der Zählpunkte besetzt waren, waren es 2005 nur mehr 28 % (Tab. 5). Am Nord- und Westufer des Sees war die Frequenz des Auftretens mit 18 % noch deutlich geringer, Kleine Sumpfhühner wurden nur in zwei von sechs Untersuchungsgebieten festgestellt. Die Siedlungsdichte in der Kernzone des Nationalparks lag durchschnittlich bei nur 0,2 Revieren/ha (gegenüber 1,3 im Jahr 1995), am Westufer waren es großflächig sogar nur 0,1 Reviere/ha (Tab. 5). Linientaxierungen entlang von Seedämmen ergaben für Mörbisch zwei, für Purbach vier, für Breitenbrunn 3-4 und für Winden ein Revier. Auch diese Daten bestätigten, dass die Art im Schilfgürtel zwar noch verbreitet war, überall aber nur in sehr geringer Dichte vorkam. 2012 hatte sich der Bestand in der Kernzone des Nationalparks in diesem an und für sich optimalen Bereich im Vergleich zu 2005 nicht nur nicht erholt sondern es kam im Gegenteil noch zu einer weiteren leichten Abnahme. Die relative Dichte hatte sich von 0,2 auf 0,15 Individuen/Punkt vermindert, auch die Prozentzahl der Punkte mit Nachweisen von Kleinen Sumpfhühnern sank von 32 % auf 28 % (Tab. 5).

Versucht man aus diesen Werten eine Schätzung für den Gesamtbestand abzuleiten, so müssen zuvor Schilfgebiete ausgeschieden werden, die nicht den Habitatanforderungen der Art entsprechen. Frische Schilfschnitt- oder Brandflächen sowie Schnittflächen aus dem Vorjahr werden vom Kleinen Sumpfhuhn nicht besiedelt (Dvorak 1985). Weiters bevorzugt die Art Bereiche, in denen kleine oder größere Blänken vorhanden sind und meidet Flächen, die keine Blänken aufweisen (Dvorak et al. 1997). 2006 waren 48,5 km² des Schilfgürtels für das Kleine Sumpfhuhn besiedelbar. Für 21,6 km² Schilffläche

Tab. 5: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren 1995, 2005, 2006 und 2012 für das Kleine Sumpfhuhn (*Porzana parva*).

Tab. 5: Results of point counts in the years 1995, 2005, 2006 and 2012 for Little Crane (*Porzana parva*).

	Punkte /Zählungen	Beob.	Beob. je Zählung	Punkte mit Kl. Sumpfh.	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	242	1,4	52 (85 %)	1,3 (0,9-1,7)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	28	0,2	11 (28 %)	0,2 (0,1-0,5)
2006					
Westufer gesamt	40/120	12	0,1	7 (18 %)	0,1 (0,04-0,3)
Weiden	5/15	0	0	0	
Jois	5/15	0	0	0	
Winden	6/18	0	0	0	
Purbach	5/15	10	0,7	5	
Wulka	14/42	0	0	0	
Mörbisch	5/15	2	0,1	2	
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	12	0,15	9 (32 %)	

am Ostufer zwischen Illmitz und der Staatsgrenze zu Ungarn ergaben sich, hochgerechnet mit einer Siedlungsdichte von 0,2-0,4 Revieren/ha 423-846 Reviere. Für den restlichen Schilfgürtel lagen die Dichten in mehrjährigen Schilfbeständen bei 0,04-0,3 Revieren/ha, rechnet man diesen Wert ebenfalls mit verkleinertem Konfidenzintervall (0,1-0,2) auf die verbleibenden 26,9 km² hoch ergeben sich 269-538 Reviere. Als Gesamtbestand im österreichischen Teil des Neusiedler Sees ergeben sich damit nur 692-1.384 Reviere. Da bei den Punkt-taxierungen nur spontan rufende Vögel erfasst wurden ist damit zu rechnen, dass der tatsächliche Bestand noch etwas höher liegt. Den Gesamtbestand im auf österreichischer Seite gelegenen Teil des Schilfbestandes am See schätzen wir daher für die Jahre 2005 und 2006 auf 1.000-2.000 Brutpaare.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Der Brutbestand lag 2005 im Vergleich zu 1995 nur mehr bei 10 % des Ausgangsbestandes. Aufgrund von Einzelbefunden aus vielen Teilen des Schilfgürtels (M. Dvorak, unveröff.) ist davon auszugehen, dass ein Rückgang etwa in dieser Größenordnung realistisch ist. Der drastische Rückgang von 1995 auf 2005 fiel in eine Periode niedriger Wasserstände. So wiesen im Jahr 2005 weite Teile des Schilfgürtels zwischen Sandeck und Neudegg nur sehr geringe Wasserstände von weniger als 20 cm auf, und der Schilfgürtel entlang des Seedamms Winden war gänzlich ausgetrocknet. Bei derartig geringen Wassertiefen kommt die Art in der Regel nicht mehr vor (M. Dvorak unveröff.). Ein weiterer Faktor ist der Rückgang von mehr als 10jährigen Altschilfbeständen, die die höchsten Dichten an Sumpfhühnern aufweisen. Dieser Faktor scheint dafür verantwortlich zu sein, dass sich der Bestand in den außerhalb der Nationalpark-Kernzone gelegenen Schilfflächen nicht mehr auf das Niveau der 1980er und 1990er Jahre erholt hat. Nicht mit Lebensraumverlusten ist allerdings die Tatsache zu erklären, dass auch die großflächigen Schilfbestände der Kernzone des Nationalparks 2012 nur mehr ein Zehntel des Bestandes von 1995 aufwiesen und das Kleine Sumpfhuhn auch hier in seiner Verbreitung um ca. 60 % zurückgegangen ist. Ob dafür großflächige Faktoren wie Umsiedlungen oder Verluste am Zug und/oder im Winterquartier oder Faktoren im Brutgebiet verantwortlich zu machen sind, ist bei einer so wenig bekannten Art wie dem Kleinen Sumpfhuhn kaum zu beantworten. Bis zum Vorliegen weiterer Erkenntnisse ist mit allen Möglichkeiten zu rechnen, insbesondere damit, dass sich bisher noch nicht bekannte ökologische Faktoren am Neusiedler See verändert haben.

Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Der Stelzenläufer war bis Ende des 19. Jahrhunderts ein regelmäßiger und bisweilen auch zahlreicher Brutvogel im Neusiedler See-Gebiet mit Schwerpunkt im Hanság. Von den Salzlacken des Seewinkels gibt es aber nur vereinzelte Brutnachweise (Fischer 1883, Fournes 1886, Grill 1982). Nach der weitgehenden Entwässerung des Hanságs und der Absenkung des Seespiegels ist die Art mit Beginn des 20. Jahrhunderts allerdings nur noch unregelmäßiger Brutvogel, bis in die 1920er Jahre wurden einzelne Bruten bekannt (Zimmermann 1943). In den darauf folgenden Jahrzehnten war die Art bis zum Beginn der 1950er Jahre nur mehr ein unregelmäßiger Gast. 1952 und 1953 gelangen Brutzeitbeobachtungen von einem bzw. zwei Paaren an der heute nicht mehr existenten Golser Lacke (Bauer et al. 1955). 1956 kam es zu einem kleinen Einflug in den Seewinkel mit Beobachtungen an fünf Lacken und einer erfolgreichen Brut an der Langen Lacke (Bauer 1956), auch 1957 bestand Brutverdacht an der Wörthenlacke (K. Bauer in Glutz von Blotzheim et al. 1977). Mitte der 1960er Jahre brütete der Stelzenläufer wiederum drei Jahre lang im Gebiet: 1965 kam es im Zuge eines starken Einflugs nach Mitteleuropa zur Ansiedlung von rund 15 Paaren an der Pimezlacke nördlich St. Andrä, 3-4 Paare brüteten im Hanság, ein Paar an der Erdeihoflacke östlich St. Andrä (Festetics & Leisler 1970), sowie ein weiteres Paar am St. Andräer Zicksee (Kurth & Kurth 1968). Diese Irruption war allerdings, wie für die Art durchaus typisch, nur sehr kurz anhaltend, denn in den beiden Folgejahren 1966 und 1967 brütete nur mehr ein Paar am Xixsee, Brutverdacht bestand für die Pimezlacke und das Albrechtsfeld (Festetics & Leisler 1970). In den Jahren 1968-1980 wurden nur wenige Beobachtungen ohne Brutverdacht gemeldet (Archiv BirdLife Österreich). Erst 1981 kam es neuerlich zu einer erfolgreichen Brut am Illmitzer Zicksee (Grill 1982). Von 1982 bis 1990 liegen 28 Beobachtungen vor, die sich auf 15-24 Einzelvögel beziehen (Kohler 1991). Nach 11 Jahren ohne Brut kam es 1992 zu einem neuerlichen Brutnachweis an der Langen Lacke (Dvorak 1992). Ab diesem Zeitpunkt gab es im Seewinkel ein dauerhaftes Brutvorkommen, das in den Folgejahren einen konstanten Anstieg der Brutpaarzahlen aufwies (1992: 1 Brutpaar, 1993: vier, 1994-96: 10-12, 1997-2000 13-18; Laber 2003).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Im Jahr 2001 wurden auf österreichischer Seite 27 Paare erfasst. Aus den Jahren 2002-2004 liegen keine vollständigen Erfassungen vor, der Bestand wurde aber auf 20-

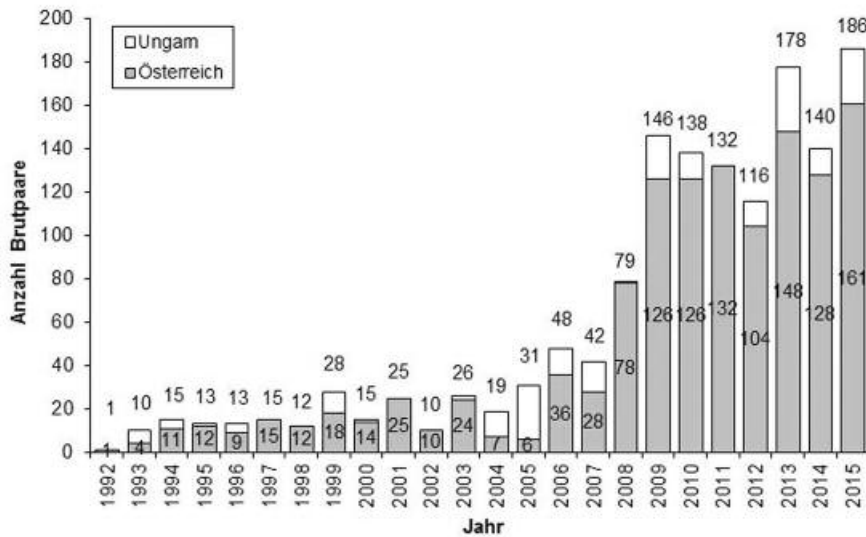


Abb. 27: Bestandsentwicklung des Stelzenläufers *Himantopus himantopus* in den Jahren 1992-2015. Graue Abschnitte der Säulen Österreich, weiße Abschnitte Ungarn. Die untere Zahl gibt den Bestand in Österreich, die obere den Gesamtbestand in Österreich und Ungarn an. Fig. 27: Population development of Black-winged Stilt *Himantopus himantopus* in the years 1992-2014. Grey bars Austria, white bars Hungary. Lower figure population in Austria, upper figure population in Austria and Hungary combined.

25 Paare geschätzt (Laber & Pellingner 2014). 2005 brühten auf österreichischer Seite nur sechs Paare (M. Dvorak & J. Laber, unveröff.).

In den Jahren 2006-2010 kam es im österreichischen Teil des Neusiedler See-Gebietes zu einem steilen Anstieg der Brutpopulation von 36 (2005) und 28 (2006) auf 78 (2007) und zweimal 126 (2009 und 2010) Brutpaare (Laber & Pellingner 2014). 2011 war dann in einem feuchten Jahr nochmals ein Anstieg auf 132 Brutpaare zu verzeichnen, 2012 fiel der Bestand aufgrund der Trockenheit in diesem Jahr auf nur 104 Paare, während im wasserreichen Jahr 2013 ein neuer Höchststand von 148 Brutpaaren erreicht wurde. Im Jahr 2015 lag der neue Rekordbrutbestand bei 161 Paaren auf österreichischer Seite (Abb. 27). Auf der ungarischen Seite des Nationalparks brüteten 2012-2015 12 bis 30 Paare, nur 2011 kam es zu keiner Brut (A. Pellingner, mündl.). Im Einklang mit diesem Bestandszuwachs stehen auch die hohen Zahlen, die in den letzten Jahren bei den sommerlichen Zählungen im Seewinkel ermittelt wurden: 428 Exemplare am 8.8.2011, 463 am 20.7. und 503 am 2.8.2013 als bisheriges Maximum sowie 498 am 2.8.2014 (M. Dvorak, J. Laber & B. Wendelin, unveröff.).

Der Stelzenläufer bevorzugt im Neusiedler See-Gebiet gut strukturierte Seichtwasserzonen. Die Gewässergröße spielt offensichtlich keine Rolle, da die Art sowohl auf kleinen Lacken (z. B. Albersee) als auch auf großräumigen Überschwemmungsflächen (z. B. Wasserstätten und Graurinderkoppel) kolonieartig brütet. Das im Laufe der Brutperiode stark durchtreibende Schilf stört die Stelzenläufer nicht, wobei die Jungen bald nach Schlüpfen in offenere Bereiche geführt werden. Ganz der Neigung der Art entsprechend, in lockeren Brutgesellschaften zu nisten, bilden sich neben Einzelpaaren vor allem kleine

Brutkolonien, bei denen der Nestabstand minimal 2-3 Meter und im Durchschnitt etwa 10 Meter beträgt. Die bevorzugten Lebensräume sind vor allem an den „Schwarzwasserlacken“ (Apetloner Meierhoflacke, Albersee, Xixsee, Neufeldlacke, Lettengrube) bzw. in den „Schwarzwasserbereichen“ anderer Lacken (Nordostteil des Illmitzer Zicksees, Nordwestteil bzw. Sauspitzbucht der Lange Lacke) gegeben, vor allem aber am landseitigen Rand des Schilfgürtels des Neusiedler Sees, auf den beiden Bereichen der Rinder- und Pferdekoppeln. In Jahren besonders geringen Wasserstandes, in denen die Lacken frühzeitig trocken fallen und auch die Koppeln weitgehend trocken sind, bieten lückige Bereiche des landseitigen Schilfgürtels (z. B. entlang der Zufahrtstraße zum Illmitzer Seebad) Ausweichmöglichkeiten (z. B. 2007). Die meisten Bruten (22 % aller Bruten) der letzten 10 Jahre wurden in den Wasserstätten und der Graurinderkoppel festgestellt. Dahinter folgen Albersee sowie Unter- & Südstinkersee, Illmitzer Zicksee und das Lange Lacke-Gebiet inklusive der beiden Wörtenlacken mit jeweils 11-12 % aller Bruten. Überdurchschnittliche Bedeutung hatten auch noch die Managementteilgebiete 8 (Warmblutpferdekoppel) und 11 (Sandeck) mit sieben bzw. neun Prozent.

Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Der Säbelschnäbler wird schon in der Frühzeit der ornithologischen Erforschung des Neusiedler See-Gebiets erwähnt: Der erste Nachweis stammt von J. Natterer aus dem Jahr 1813, den ersten Brutbeleg bilden zwei Jungvögel, die 1839 bei Apetlon für das Naturhistorische Museum Wien gesammelt worden sind (Zimmermann 1943).

Mitte des 19. Jahrhunderts berichtet der Apetloner Pfarrer und Vogelkundler A. Jukovits, dass der Säbelschnäbler-Brutbestand „im sehr trockenen Jahr 1857, in dem alle Rohrsümpfe und Landlacken ausgetrocknet waren“ völlig verschwunden war, während schon im darauffolgenden Jahr die Säbler „wieder sehr zahlreich vertreten“ gewesen sein sollen (Jukovits zit. in Zimmermann 1943). Dombrowski (1889) erwähnt den Säbler als spärlichen Brutvogel in der Umgebung von St. Andrä. Schenk (1917) vertritt in seinen „Ornithologischen Fragmenten vom Fertő-See“ die Ansicht, dass innerhalb Ungarns „Die Fertőgegend wenn auch noch nicht die einzige, aber jedoch die volkreichste Brutstelle des Säbelschnäblers“ sei. Er nennt als Verbreitungsschwerpunkt die Stinker-Seen, wo er bei einem Besuch am 23. April 1907 ungefähr 50 Paare antraf, wegen des frühen Datums allerdings keine Nester finden konnte. Abseits des Schwerpunkts an den Stinker-Seen traf Schenk den Säbelschnäbler „paarweise oder in kleinen Flügen auch an den übrigen Gewässern“ des Seewinkels „ziemlich häufig an“. Ausdrücklich als Nistplatz erwähnt er zudem die breiten, natronhaltigen Sand- und Schotterflächen am damals noch weitgehend unverschifften Ostufer des Neusiedler Sees. Nach weiteren Besuchen in den Jahren 1909, 1911 und 1913 hatte Schenk den Eindruck, dass „der Bestand des Säbelschnäblers in den letzten Jahren ziemlich abgenommen hat“ und rief deshalb dazu auf „diese bald schon letzte ungarische Brutstelle des Säbelschnäblers auch in Zukunft zu sichern“. Aus all diesen frühen Beobachtungen lässt sich freilich kaum mehr als die Tatsache erschließen, dass die Seewinkler Säbelschnäbler-Population schon damals beträchtlichen Schwankungen unterworfen war, sowohl was den Umfang der Bestände, als auch was die räumliche Verteilung betrifft. Erste Versuche, den Gesamtumfang der Population abzuschätzen, gehen auf Seitz (1942) zurück; er beziffert den Brutbestand mit 35-40 Paaren und stützt dies auf eigene Beobachtungen sowie Angaben von O. Koenig, L. Machura und R. Zimmermann aus dem Zeitraum 1934-1940. Bei den von Seitz für die einzelnen Jahre dieses Zeitabschnitts genannten Zahlen handelt es sich allerdings um Streudaten, und nicht um systematische Kontrollen des gesamten Gebiets. Deutlich außerhalb der angegebenen Schwankungsbreite liegt das Jahr 1938, in dem allein an der Langen Lacke 68 Gelege gefunden wurden. Für das Jahr 1941 beziffert Zimmermann (1943) den Säbelschnäbler-Bestand auf 36, für 1942 auf 45 Paare, wobei auch seine Erhebungen angesichts der Ausdehnung des Gesamtgebiets, der ausgeprägten Dynamik des Brutgeschehens und der beschränkten Mobilität des Beobachters nicht vollständig gewesen sein dürften. Die nächsten Angaben zum Brutbestand stammen von Bauer et al. (1955): Sie berichteten, dass im Jahr 1947 bekannte Brutplätze wie

der Illmitzer Zicksee und die Lange Lange unbesetzt waren. Das gleiche gilt für 1948, in diesem Jahr wurden auch die Stinkerseen erfolglos kontrolliert. Ob daraus allerdings geschlossen werden darf, dass damals überhaupt keine Säbelschnäbler im Gebiet gebrütet haben (Festetics & Leisler 1970), ist fraglich. Ab 1951 führten Bauer et al. (1955) genauere Erhebungen durch. Sie beziffern den Bestand 1951 mit mindestens 30, 1952 mit etwa 30-35 und 1953 sogar mit etwa 60 Brutpaaren. Für das Jahr 1957 und den Zeitraum von 1961-1969 machen Festetics & Leisler (1970) anhand von Daten von R. Triebel und aufgrund von eigenen Erhebungen detaillierte Angaben zur Größe des Säbelschnäbler-Bestands. In den meisten Jahren sollen es ca. 45 Brutpaare gewesen sein, 1967 allerdings nur ca. 35, 1968 hingegen 60-65. Unveröffentlichte Daten von R. Triebel belegen allerdings, dass die Bestände zumindest Anfang der 1960er Jahre höher waren, als von Festetics & Leisler (1970) angegeben. Im Zuge seiner Beringungstätigkeit konnte Triebel (in litt., mit Kartenbeilagen) 1961 58 und 1962 51 Brutpaare feststellen, wobei in beiden Jahren Teile des Gebiets unkontrolliert blieben (1961: Hulden-, Bader- und Ganslacke; Scheibenlacke, Obere und Untere Höllacke; Apetloner Lacken südlich der Straße nach Wallern; Ochsenbrunn-, Birnbaum- und Grundlacke sowie die dazwischen liegenden, namenlosen Lacken 29 und 71; 1962 wurde der Lackenkomplex Ochsenbrunn- bis Grundlacke hingegen kontrolliert). Mitte der 1970er Jahre führten P. Prokop und M. Staudinger im Zuge der Vorarbeiten zu den Limikolen-Bänden des „Handbuchs der Vögel Mitteleuropas“ Erhebungen des Seewinkler Säbelschnäbler-Bestands durch: sie haben für das Jahr 1974 etwa 35-45 und für 1975 38-47 Brutpaaren ergeben (Glutz v. Blotzheim et al. 1977).

Bei fast allen bisher genannten Quellen ist von einer Unterschätzung der tatsächlichen Bestandsgröße auszugehen, weil die meisten früheren Beobachter entweder nicht das gesamte Gebiet kontrollieren konnten, oder weil sie ihre Bestandsschätzungen auf einmalige und über die gesamte Brutperiode verteilte Besuche der einzelnen Brutplätze gestützt und die dabei gewonnenen Zahlen aufsummiert haben. Angesichts der beträchtlichen zeitlichen Streuung der Bruteinsätze, der Häufigkeit von Gelegeverlusten, der raschen Zeitigung von Ersatzgelegen und der mitunter plötzlichen Verlagerung von Koloniestandorten sind mehrere, flächendeckende Synchronzählungen pro Brutsaison erforderlich, um beim Säbelschnäbler zu einer realistischen Bestandsschätzung zu kommen. Immerhin dürften die älteren Angaben zumindest eine ungefähre Vorstellung von der Größenordnung der Bestände vermitteln und sie enthalten jedenfalls interessante Angaben zum Verbreitungsbild. Besonders ins Auge fallen hier natürlich Brutvorkommen an Lacken, die heutzutage zerstört oder in unterschiedlichem Ausmaß degradiert sind. So rechnen

Festetics & Leisler (1970) unter die „konstant“ besetzten Brutplätze die St. Andräer Ganslacke, die Baderlacke, die Laulacke und die Podersdorfer Lacke, Seitz (1942) nennt als gelegentlich genutztes Gebiet zudem die Götschlacke. Nach verschiedenen, von Zimmermann (1943) zitierten Quellen liegen aus der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts Brutnachweise auch für den St. Andräer Zicksee, die Pimezlacke und die Golser Lacke vor. Ein Foto von H. Franke aus dem Jahr 1956 zeigt einen brütenden Säbelschnäbler an der Karmaziklacke südlich von Podersdorf (Dick et al. 1994), was als schöner Beleg für die Nutzung von Plätzen weit abseits der viel besuchten ornithologischen Hotspots gelten kann. Übereinstimmend werden in der älteren Literatur die Lange Lacke, die Wörthenlacken, der Illmitzer Zicksee sowie die Stinkerseen als bedeutende Brutplätze genannt, die Bewertung der Oberen Halbjochlacke, Fuchslochlacke, Stundlacke, Birnbaumlacke und der Oberen Höllacke sowie des Xixsees, Kirchsees und Albersees fällt bei den einzelnen Autoren hingegen unterschiedlich aus, sie werden teils zu den regelmäßig besetzten, teils zu den nur gelegentlich besiedelten Gebieten gerechnet. Die uneinheitliche Beurteilung lässt sich unschwer mit der Kürze der jeweiligen Berichtszeiträume und den wasserstandsabhängigen Schwerpunktverlagerungen der Säbelschnäblerkolonien erklären. Die einzige ältere kartographische Darstellung der Säbelschnäblerverbreitung aus den Jahren 1961 und 1962 (Triebel, in lit.) zeigt Vorkommensschwerpunkte jedenfalls an der Lange Lacke und den Wörthenlacken, am Illmitzer Zicksee, Kirchsee, Albersee und im angrenzenden Vorgelände des Neusiedler Sees sowie am Unteren Stinkersee (incl. Lacke 54); einzelne Bruten wurden am Oberen Stinkersee, der Birnbaumlacke, sowie an der Freifleck-, Oberen Halbjoch-, Fuchsloch- und Stundlacke sowie am Xixsee festgestellt. Ange-

sichts jüngerer, genau gegenläufiger Trends darf schließlich auch nicht unerwähnt bleiben, dass Festetics & Leisler (1970) von einem dramatischen Bedeutungsverlust des Neusiedler See-Ostufers als Säbelschnäblerbrutplatz ausgehen. Nach ihrer Einschätzung, die auf den Angaben von Schenk (1917) beruhen dürfte, befand sich dort im frühen 20. Jahrhundert „sogar der Hauptteil der Brutpopulation“. Sie bringen das Verschwinden dieses Verbreitungsschwerpunkts mit der raschen Ausbreitung des Neusiedler See-Schilfgürtels in Zusammenhang.

Systematische, flächendeckende und methodisch einheitliche Erhebungen des Seewinkler Säbelschnäbler-Bestandes haben 1984 begonnen und wurden seither (mit einer kurzen Unterbrechung von 1990 bis 1993) alljährlich fortgesetzt, sodass gegenwärtig Bestands-, Bruterfolgs- und Verteilungsdaten aus insgesamt 28 Untersuchungsjahren vorliegen. Ab 2001 fanden die Erhebungen im Rahmen des von BirdLife Österreich koordinierten, ornithologischen Nationalpark-Monitorings statt. Die Ergebnisse der Säbelschnäblerzählungen wurden wiederholt dargestellt (Kohler & Rauer 1994b, Kohler 1997, 1999 und 2005, unpublizierte Nationalpark-Monitoringberichte 2001-2015). Zuletzt wurde das gesamte Datenmaterial 1984-2010 zusammenfassend ausgewertet (Kohler & Bieringer 2015, in diesem Heft). Der folgende Abschnitt kann sich deshalb drauf beschränken, die Ergebnisse dieser Publikation mit den Daten des Zeitraums 2011-15 zu ergänzen und zu vergleichen.

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Die Abb. 28 zeigt die Bestandsentwicklung des Säbelschnäblers 2001-2015 im österreichischen und ungarischen Teil des Seewinkels. Daraus ist zu entnehmen, dass in der letzten der drei fünfjährigen Monitoringperioden die Bestände (Brutpaare) in Österreich mit durch-

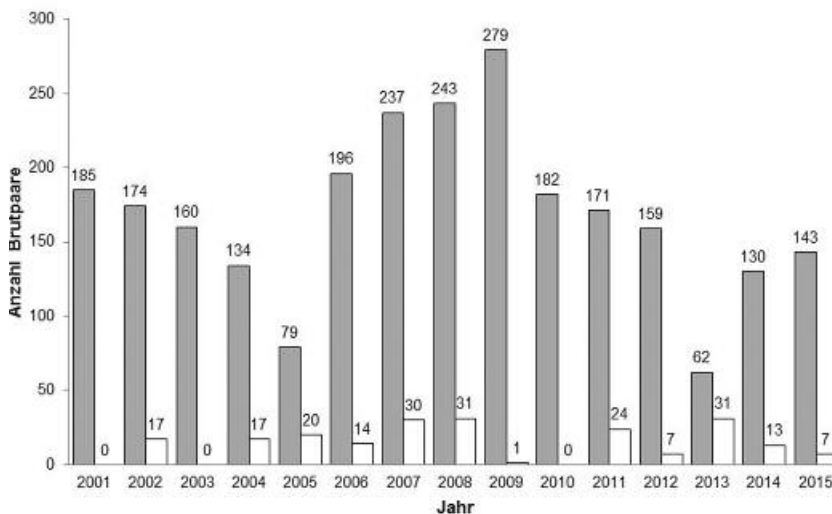


Abb. 28: Bestandsentwicklung des Säbelschnäblers *Recurvirostra avosetta* in den Jahren 1984-2015. Graue Abschnitte der Säulen Österreich, weiße Abschnitte Ungarn.
Fig. 28: Population development of *Avocet Recurvirostra avosetta* in the years 1984-2015. Grey bars Austria, white bars Hungary.

schnittlich 133,0 (Stabw. \pm 42,6) gegenüber der vorangegangenen Periode 2006-10 merklich abgenommen haben (Mittelwert 2006-10 = 227,4, Stabw. \pm 38,9), während jene des Zeitraums 2001-05 nur leicht unterschritten worden sind (Mittelwert 2001-05 = 146,4, Stabw. \pm 42,2). Das Gesamtbild für den Zeitraum 1984-2015 verändert sich damit nur geringfügig gegenüber den in Kohler & Bieringer (2015) genannten Zahlen; das Bestandsmaximum liegt nach wie vor bei 279 Paaren, ebenso das Minimum bei 36 Paaren, der Mittelwert fällt mit 126,2 + 64,9 Brutpaare (n=28 Erhebungsjahre) etwas geringer aus als zuletzt. Auf ungarischer Seite (Abb. 28 nach Daten A. Pellinger briefl.) ist kein Trend zu erkennen, auch hier bewegen sich die Zahlen seit der Besiedlung der 1990 errichteten „Biotoprekonstruktionen“ bei Mekszikópuszta in immer dem gleichen Rahmen (vgl. dazu Pellinger & Takács 2010).

Im österreichischen Teil des Seewinkels könnte der leichte Bestandsrückgang auf der besonderen Abfolge ungünstiger Jahre im Zeitraum 2011-15 beruhen. Auf das in wasserstands- und witterungsmäßiger Hinsicht unauffällige Jahr 2011 (dessen Säbelschnäbler-Bestand mit 171 Brutpaaren noch mit den Spitzenwerten der vorangegangenen Phase vergleichbar ist) folgte mit 2012 ein ungewöhnlich trockenes Jahr, in dem die Seewinkel lacken erstmals seit Beginn der hydrographischen Aufzeichnungen schon in der zweiten Maihälfte ausgetrocknet waren. Zwar versuchten auch in diesem Jahr noch 159 Paare im Gebiet zu brüten, der Bruterfolg fiel aber auf einen bis dahin nie gekannten Tiefststand (s. u.). 2013 dürfte dann vor allem das extrem kalte Frühjahr die Ansiedlung brutwilliger Säbelschnäbler verhindert haben, mit nur 62 Brutpaaren war der niedrigste Wert seit 2001 zu verzeichnen. Zudem fiel der Bruterfolg in diesem Jahr noch geringer aus als 2012. Ab 2014 kam es zwar zu einer leichten Erholung des Bestands, doch wurden die hohen Werte der zweiten Hälfte der 2010er Jahre nicht mehr erreicht. Positiv zu vermerken ist immerhin, dass es im extremen Hochwasserjahr 2015 zu keinem neuerlichen Bestandseinbruch gekommen ist. Dies wäre nach den Erfahrungen der Hochwasserphase 1996/97 eigentlich zu erwarten gewesen. Offenbar wurde der neuerliche Ausfall des Hauptbrutplatzes an der Langen Lacke diesmal durch die Besiedlung anderer Plätze aufgefangen.

Besorgniserregend bleibt allerdings die Entwicklung des Bruterfolgs. In der jüngsten Monitoringperiode wurde der zur Selbsterhaltung einer Säbelschnäblerpopulation notwendige Mindestwert von durchschnittlich 0,4 flügenden Jungvögel/Paar (Freise et al. 2006) lediglich im Jahr 2011 erreicht (0,42), während der Schwellenwert in den beiden vorangegangenen Fünfjahres-Perioden drei- bzw. zweimal erreicht oder überschritten wurde (Abb. 29). Von 2012 bis 2015 war der Bruterfolg zudem so niedrig, wie noch nie zuvor in der Geschichte der sys-

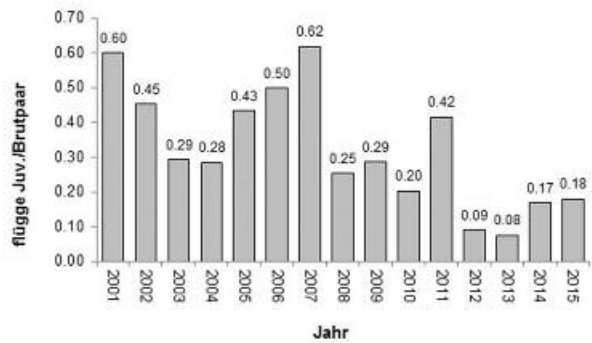


Abb. 29: Bruterfolg des Säbelschnäblers *Recurvirostra avosetta* in Österreich den Jahren 2001-2015 (flügende Jungvögel pro Brutpaar).
Fig. 29: Breeding success of Avocet *Recurvirostra avosetta* in the years 2001-2015 (fledged young per breeding pair).

tematischen Bestandskontrollen: die Liste der Negative-
korde wird von 2013 mit nur 0,08 flügenden
Jungvögel/Paar angeführt, dicht gefolgt von 2012 (0,09),
2014 (0,17) und 2015 (0,18 FJ/BP). Damit hat sich der
langfristige Trend zur Abnahme des Bruterfolgs (Kohler
& Bieringer 2015) deutlich verstärkt.

Was das Verteilungsmuster betrifft, so ergaben sich
2011-15 keine starken Abweichungen von den bisheri-
gen Verhältnissen (vgl. Kohler & Bieringer 2015). Das
Lange Lacken-Gebiet (NP-Managementplan Teilgebiet
17) beherbergt mit durchschnittlich 50,1 % der Bruten
weiterhin den Schwerpunkt des Seewinkler Säbelschnä-
bler-Vorkommens – auch wenn sich die Bestände in
Hochwassersituationen wie 2015 vorübergehend von der
Langen Lacke weg, in die umliegenden Alkalisteppen
verlagert haben. Das zweitwichtigste Gebiet blieb weiter-
hin das Managementplan-Teilgebiet 19 „Fuchslochlacke“,
in dem 15,8 % der Bruten stattgefunden haben. Neu ist
hingegen die verstärkte Besiedlung der Graurinderkoppel
(TG 12) und des Sandecks (TG 11), wo in der jüngsten
Monitoringperiode zusammen 11,5 % des Gesamt-
bestandes brüteten. Die vermehrte Nutzung des Neu-
siedler See-Vorgeländes dürfte auf dem Zusammenwir-
ken der Seespiegelanhebung (infolge der neuen Wehrbe-
triebsordnung 2010) mit der nunmehr durchgehenden
Beweidung des Neusiedler See-Ostufer beruhen. Die
intensivierte bzw. wieder aufgenommene Beweidung hat
den Schilfgürtel weit seewärts zurückgedrängt und im
Seevorgelände großflächig kurzrasige Salzsteppen
geschaffen, die infolge der Seespiegelanhebung im Früh-
jahr auch länger überflutet bleiben und so den Säbel-
schnäblern beim Zurückweichen des Wassers ideale
Brutplätze bieten. Der in der zweiten Hälfte des 20. Jahr-
hunderts durch Verschilfung verlorengegangene Säbel-
schnäbler-Verbreitungsschwerpunkt am Ostufer des
Neusiedler Sees erlebt also derzeit eine kleine Renaissance.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

An den neuesten Befunden zur langfristigen Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung (Kohler & Bieringer 2015) ändert sich durch die Ergebnisse der jüngsten Monitoringperiode nur wenig. Der Seewinkler Säbelschnäbler-Bestand hat aus langfristiger Sicht deutlich zugenommen, obwohl es in den letzten 100 Jahren zu erheblichen Flächenverlusten bei Lacken und Alkalisteppen gekommen ist und obwohl der Bruterfolg seit dem markanten Bestandsanstieg 2001 eine deutlich rückläufige Tendenz zeigt. Diese paradoxe Entwicklung wird offenbar durch die Zugehörigkeit des lokalen Bestandes zu einer größeren, insgesamt vitalen Säbelschnäbler-Population ermöglicht, die nach unpublizierten Farbberingungsergebnissen von S. Lengyel (briefl.) im Karpatenbecken und eventuell auch im nordadriatischen Raum zu lokalisieren sein dürfte, und die reichlich ansiedlungswillige Individuen produziert. Diese finden derzeit im Seewinkel an Lacken mit gestörten hydrologischen Verhältnissen ein erhöhtes Angebot von attraktiven Brutplätzen vor. Die dadurch ermöglichte Bestandszunahme dürfte allerdings vorübergehender Natur sein, denn sowohl bei fortschreitendem Niedergang der Lacken, als auch bei erfolgreicher Renaturierung ist mit einer Verschlechterung des Brutplatzangebotes zu rechnen. Kompensiert werden könnte dieser Verlust nur, wenn entweder neue Brutplätze entstehen (wie derzeit am Ostufer des Neusiedler Sees) oder wenn der Bruterfolg insgesamt deutlich ansteigt. Die derzeitige Fortpflanzungsrate reicht jedenfalls mit Sicherheit nicht aus, um den aktuellen Säbelschnäbler-Bestand ohne laufende Zuwanderung aufrecht zu erhalten. Es muss sich allerdings erst zeigen, ob die vermehrte Nutzung des Neusiedler See-Ostufers ein vollwertiger Ersatz für verloren gehende Brutplätze an den Lacken ist. Das beweidete Seeufer erscheint zwar von der Vegetationsstruktur her für Säbelschnäbler geeignet zu sein, wie sehr sich die ausgedehnten Schwarzwasserzonen an der Landseite des Schilfgürtels aber als Nahrungsflächen für adulte Säbelschnäbler bzw. als Jungenaufzuchtgebiet eignen, muss sich erst zeigen. Wassertrübe, Substratqualität und möglicherweise auch das Nahrungsangebot weichen hier doch sehr von den Verhältnissen an den vom Säbelschnäbler bevorzugten, mehr oder weniger intakten Weißwasserlacken ab.

Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Als Spezialität des Seewinkels wurde dem Seeregenpfeifer schon von allen früheren Bearbeitern des Neusiedler See-Gebiets große Beachtung geschenkt. Die Aussagen der Autoren der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts deuten nicht darauf hin, dass die Art damals im Seewinkel besonders häufig war, allerdings stellte O. Reiser (in

Zimmermann 1943) im Jahr 1886 bei Podersdorf etwa 10 Paare fest. In den Jahren 1907 und 1909 machte J. Schenk Angaben zum Vorkommen an zumindest neun Lacken, von denen jede nach seinen Aussagen mindestens 1-2 Paare beherbergte (Schenk 1917). Einige Angaben aus den 1930er Jahren lassen vermuten, dass der Seeregenpfeifer damals schon ein vergleichsweise häufiger Brutvogel war: Im Juli 1932 wurden z. B. an allen Lacken des Ostufers 100 Exemplare gesehen (O. Steinfatt in Zimmermann 1943) und Mitte April 1936 konnte ein Trupp von 50 Individuen beobachtet werden (Seitz 1942). Sehr viel detailliertere Angaben verdanken wir dann R. Zimmermann (1943), der bei seinen dreijährigen Erhebungen dem Seeregenpfeifer besonderes Augenmerk schenkte. Er führte sieben Lacken konkret als Brutplätze an und betonte ein Brutvorkommen von „wenigstens 10 Paaren“ am Ufer des Neusiedler Sees südlich von Podersdorf. Für das Jahr 1940 schätzte Zimmermann den Brutbestand des Seewinkels auf 60-80 Paare. 10 Jahre später schrieb dann Bauer et al. (1955): „Der Bestand übertraf 1951 und wohl auch in den folgenden Jahren die von Zimmermann geschätzten 60 bis 80 Paare.“ Den nächsten Bericht zum Vorkommen der Art verdanken wir J. Walters (1959), der im Juni 1958 während eines zweiwöchigen Aufenthalts im zentralen Seewinkel immerhin 24 Brutpaare feststellte, aber nur einen Teil der vom Seeregenpfeifer besiedelten Lacken kontrollierte. Triebel (1983) beschäftigte sich in den Jahren 1958-1965 ebenfalls intensiv mit der Art; aus der Aufstellung der von ihm kontrollierten Brutplätze und deren Bestandszahlen lässt sich ein Bestand von 40-45 Brutpaaren ableiten, und er fügt hinzu: „Darüber hinaus brüten Seeregenpfeifer noch an zahlreichen anderen Lacken des Seewinkels!“ Für die zweite Hälfte der 1960er Jahre gehen Festetics & Leisler (1970) dann von ca. 35-40 Brutpaaren im Seewinkel und einem deutlichen Rückgang auf „fast auf die Hälfte“ seit 1940 aus. Sie listeten noch acht regelmäßig und fünf unregelmäßig besetzte Brutplätze auf. Im Vergleich zu den viel später publizierten und den Autoren damals offenbar nicht bekannten Angaben von Triebel (1983) fehlten in der Aufstellung von Festetics & Leisler (1970) allerdings zumindest drei noch zu Beginn der 1960er Jahre mit zusammen ca. 15-20 Brutpaaren besetzte Brutplätze, sodass davon auszugehen ist, dass deren Angaben auf unvollständigen Erhebungen beruhten. Der zwischen 1950 und 1970 erfolgte Rückgang dürfte daher weniger stark gewesen sein als von Festetics & Leisler (1970) beschrieben. Nach einer 15jährigen Pause wurden erst in den Jahren 1985-1988 wiederum systematische Erhebungen durchgeführt, die mit nur 12-19 erfolgreichen Brutpaaren (Kohler 1988, Rauer & Kohler 1990) auf einen zwischenzeitlich dramatischen Rückgang hinwiesen. Weiter führende intensive Untersuchungen im Rahmen einer Diplomarbeit in den Jahren 1991-1993 ergaben dann einen doch etwas

höheren Brutbestand von 27-30 Paaren (Braun 1996). Ergänzende Erhebungen in den Jahren 1995 und 1996 zeigten einen leichten Anstieg auf 30-32 bzw. 30-34 Brutpaare (Braun & Lederer 1997).

Bestandsentwicklung 2001-2014

Der Brutbestand des Seeregenpfeifers schwankte in den letzten 15 Jahren zwischen 18 bzw. 41-45 Brutpaaren (Abb. 30). Phasen relativer tiefer (2001-2005, 2012-2014) und hoher (2006-2011) Bestandsniveaus wechselten sich in diesem Zeitraum ab, wobei innerhalb dieser Zeitabschnitte einzelne Jahre wiederum durch besonders hohe oder niedrige Werte herausstechen. 2001-2005 wurden 24-35 Brutpaare gezählt, 2006-2010 39-42 (nur 2007 mit 30 deutlich weniger) und seit 2011 sind es nur mehr 27-34 Brutpaare, mit einem Tiefpunkt von nur 17 Paaren im Jahr 2013. In den Jahren 2001-2012 waren die Bestandszahlen signifikant positiv mit den (kombinierten) Pegelständen von Langer Lacke und Illmitzer Zicksee korreliert (Pearson-Korrelation, $r = 0,7184$, $p = 0,00849$). Eine Ausnahme bildete das Jahr 2013, wo bei sehr hohen Wasserständen (den höchsten seit Ende der 1990er Jahre), ein regelrechter Zusammenbruch des Bestandes erfolgte. Vor allem die Lange Lacke fiel in diesem Jahr durch das Fehlen geeigneter offener Uferpartien als Brutplatz fast völlig aus.

Gebietsnutzung 2001-2015

In den Jahren 2001-2014 wurden in 23 Gebieten (Lacken und landseitiger Rand des Neusiedler Sees) Brutpaare festgestellt (Tab. 6). Der größte Teil davon wird vom Seeregenpfeifer allerdings nur unregelmäßig bzw. in wenigen Jahren genutzt: 12 Lacken waren nur in maximal sechs oder weniger Jahren besiedelt. Podersdorfer Pferdekoppel, Lettengrube und Albersee waren bis 2008 regelmäßig besetzt, werden aber seither vom Seeregenpfeifer nicht mehr oder nur mehr ausnahmsweise

genutzt. In acht Gebieten wurden seit 2001 regelmäßig Brutpaare festgestellt. Die drei wichtigsten Brutgebiete, die alljährlich von mehreren Paaren besetzt sind und zusammen 50-70 % des Brutbestandes beherbergen sind Illmitzer Zicksee, Geiselsteller und Lange Lacke. Die Graurinderkoppel südlich von Apetlon beherbergt seit 2008 weitere 15-25 % der Brutpopulation.

Die Bestandsentwicklung seit 2001 verlief in den fünf wichtigsten Brutgebieten sehr unterschiedlich. Die Graurinderkoppel wurde bis 2007 nicht als Brutplatz angenommen, obwohl augenscheinlich geeignete Flächen bereits früher vorhanden waren. 2008 wurden dann erstmals gleich fünf Brutpaare festgestellt und seither gab es hier alljährlich zwischen sechs und zwölf Paare. Die Obere Halbjochlacke zählte 2006-2011 mit 5-10 Paaren kurzfristig zu den besten Brutgebieten, beherbergt aber seither, wie schon zuvor bestenfalls einzelne (1-2) Brutpaare oder blieb überhaupt unbesiedelt. Die Lange Lacke ist schon allein aufgrund ihrer Größe eines der wichtigsten Brutgebiete und war in den meisten Jahren von 10-15 Paaren besiedelt; nur im Jahr 2013 mit dem besonders an der Langen Lacke sehr hohen Wasserstand fand sich nur ein viel kleinerer Bestand. Die Zickflächen am Geiselsteller waren mit jährlich 5-12 Paaren das wohl am kontinuierlichsten gut besetzte Brutgebiet. Der Illmitzer Zicksee hatte von 2001-2009 die (oft mit Abstand) größte Bedeutung als Brutgebiet, zwischen 2010 und 2013 ist seine Bedeutung jedoch stark gesunken. 2014 blieb er im April und Mai weitgehend unbesiedelt, ab Anfang Juni wurden dann jedoch wiederum bis zu 11 Brutpaare festgestellt (der nahe gelegene Geiselsteller wurde in diesem Zeitraum interessanterweise von neun Brutpaaren aufgegeben).

Ein auffälliger Unterschied in der Gebietsnutzung besteht zwischen den Jahren 2001-2008 bzw. 2009-2014. Während sich im ersten Zeitraum die Population jedes Jahr auf 11-15 Gebiete verteilt, waren ab 2009 nur mehr

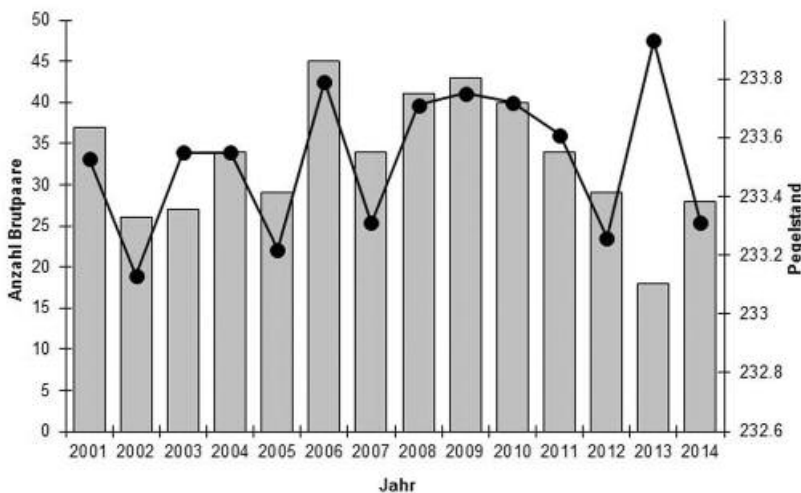


Abb. 30: Bestandsentwicklung des Seeregenpfeifers *Charadrius alexandrinus* in den Jahren 2001-2015.
Fig. 30: Population development of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* in the years 2001-2015.

Tab. 6: Anzahl der Brutpaare des Seeregenpfeifers an den Lacken und im Seevogelände und in den Vieh- und Pferdekoppeln in den Jahren 2001–2014. Die Summe für die einzelnen Jahre liegt aufgrund von Verlagerungen einzelner Brutpaare über den Angaben für den Gesamtbestand einzelner Jahre.
 Tab. 6: Number of breeding pairs of Kentish Plover on the different lakes and in the pastures on the landward margins of Lake Neusiedl in the years 2001–2014. Due to movements of breeding pairs between sites during one season the sum of pairs can be higher than the estimated breeding population for that year.

Ort	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	Gesamt	Anzahl
Geiselsteller	9	8	9	9	5	9	5	9	10	11	10	8	7	12	121	14
Illmitzer Zicksee	18	9	13	12	14	11	16	18	19	5	2	5	3	11	156	14
Lange Lacke	11	10	15	5	6	7	10	10	12	10	9	13	3	12	133	14
Obere Halbjochlacke	0	0	1	3	2	5	5	8	8	10	9	2	2	2	57	12
Oberer Stinkersee	4	3	1	2	1	3	3	1	3	2	1	0	1	0	25	12
SVG Hölle	2	1	2	3	2	8	3	1	0	0	2	2	1	0	27	11
Hutweidenlacke	3	1	4	2	1	0	1	1	0	0	3	1	0	0	17	9
Albersee	1	0	1	3	2	2	2	1	1	0	0	0	0	0	13	8
Graurinderkoppel								5	6	10	12	6	7	6	52	7
Lettengrube	5	2	2	4	1	3	0	1	0	0	0	0	0	0	18	7
Podersd. Pferdekoppel	1	1	2	2	2	7	0	0	0	0	0	1	0	0	16	7
Fuchslochlacke	0	0	0	0	1	1	1	2	0	1	0	0	0	2	8	6
Ochsenbrunnlacke	0	0	0	1	0	2	1	1	1	0	0	0	0	0	6	5
Obere Hölllacke		1	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	4	4
Wörtenlacken	0	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	1	4	4
Mittelstinker		2	2	1		0									5	3
Stundlacke	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0			3	3
Kirchsee	1	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	3	2
Südlicher Stinkersee	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2
Unterer Stinkersee		5	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	2
Xixsee	0	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	2	2
Arbestau													2		2	1
Freiflecklacke	1														1	1
Gesamtergebnis	56	45	53	49	40	60	48	62	61	49	48	38	26	46	681	
Anzahl Gebiete	11	13	12	14	14	13	11	15	9	7	8	8	8	7	23	

7-9 besiedelt, d. h. der Seeregenpfeifer ist seither viel stärker als früher auf wenige Brutgebiete konzentriert. Die vor 2009 zumindest unregelmäßig besiedelten Gebiete Albersee, Lettengrube, Podersdorfer Pferdekoppel, Fuchslochlacke, Ochsenbrunnlacke, Obere Hölllacke und die Wörtenlacken wurden als Brutplatz aufgegeben ohne dass wesentliche Änderungen in deren Lebensraumeignung augenscheinlich wären.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Noch vor 60-70 Jahren gab es für den Seeregenpfeifer im Seewinkel zweifellos noch sehr viel mehr geeignete Brutflächen als heutzutage. Die Bestandsschätzung von Zimmermann (1943) lässt darauf schließen, dass die Brutpopulation damals noch gut doppelt so groß war und sich wohl auch noch bis in die 1950er und frühen 1960er Jahre in dieser Größenordnung bewegt haben dürfte, wie die damaligen Angaben vermuten lassen (Bauer et al. 1955, Walters 1959, Triebel 1983). Wenngleich Festetics & Leisler (1970) für die späten 1960er Jahre von einer augenfälligen rapiden Abnahme des Bestandes schreiben (der nicht ganz so rapide gewesen sein dürfte, siehe oben), muss es spätestens im Verlauf der 1970er und 1980er Jahre zu einem starken Rückgang gekommen sein in Zuge dessen sich der Brutbestand im Vergleich zur Mitte des 20. Jahrhunderts mehr als halbiert hatte. Während

die Brutpopulation Mitte der 1990er Jahre mit nur mehr ca. 30 Brutpaaren vermutlich den Tiefpunkt erreicht hatte zeigten die aktuellen Erhebungen ab 2001 wie bei so vielen anderen Vogelarten im Seewinkel einen mit den Wasserständen stark schwankenden Brutbestand, der sich zwischen ca. 20 und 45 Brutpaaren bewegt.

In der historischen und früheren Literatur finden sich Angaben zu Brutplätzen, die entweder völlig verschwunden sind oder im heutigen Zustand keinerlei Eignung mehr für den Seeregenpfeifer besitzen: Feldsee und Hollabernlacke sind heute ausgedehnte Röhrichbestände, waren aber einstmals Brutplatz der Art (Schenk 1917). Die Goiser Lacke, wo 1951 und 1952 Bruten bekannt wurden (Bauer et al. 1955), wurde entwässert und umgeackert, ebenso die Laulacke bei Andau mit ehemals 1-3 Paaren (Festetics & Leisler 1970). Grund- und Pimetzlacke, heute zu Schotterteichen umgestaltet, waren noch in den 1960er Jahren Brutgebiet mehrerer Paare (Festetics & Leisler 1970, Triebel 1983). Gansl- und Huldenlacke bei Sankt Andrä waren bis in die 1960er bzw. frühen 1980er Jahre wichtige Brutgebiete (Festetics & Leisler 1970, Archiv BirdLife Österreich) und sind im Zuge des Lackensterbens (Krachler et al. 2000, Krachler et al. 2012) völlig verlandet. Andere ehemals besiedelte Lacken, wie z. B. Podersdorfer Lacke, Birnbaumlacke, Stundlacke, Meierhoflacke, Unterer Stinkersee und

Kirchsee haben aufgrund zunehmender Sukzession und dem dadurch begründeten Zuwachsen der vormals offenen Uferbereiche ihre Lebensraumeignung für den Seeregenpfeifer komplett verloren. Andererseits haben sich die bereits Mitte des 20. Jahrhunderts beschriebenen Schwerpunkte des Vorkommens an der Langen Lacke (Seitz 1942) und am Illmitzer Zicksee (Zimmermann 1943) bis heute erhalten, und der weitere Umkreis der ehemaligen Einsetzlacke, von Zimmermann (1943) als „größerer Brutplatz“ beschrieben, ist heutzutage nach Wiederaufnahme des Hutweidebetriebs als „Geiselsteller“ wieder eines der wichtigsten Brutgebiete. Durch die Beweidung der Seeufer zwischen Podersdorf und Apetlon entstanden neue Brutmöglichkeiten (an der Graurinderkoppel), und es wurden ehemalige Brutgebiete wie das Ufer des Neusiedler Sees zwischen Illmitz und Podersdorf, wo Zimmermann (1943) 1941 und 1942 noch „wenigstens 10 Brutpaare“ fand, wiederum für den Seeregenpfeifer attraktiv.

Kiebitz (*Vanellus vanellus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Über die 1930er Jahre schreibt Seitz (1942): „Der Kiebitz kann neben der Feldlerche als Charaktervogel der pontischen Grasfluren gelten“. In den frühen 1940er Jahren wurde er als „einer der häufigsten Brutvögel des Lackengebiets am Ostufer des Sees“ bezeichnet (Zimmermann 1943) und auch zu Beginn der 1950er Jahre war die Art ein „häufiger und verbreiteter Brutvogel“ (Bauer et al. 1955). Dazu passt, dass der Brutbestand in den 1960er Jahren mit rund 500 Paaren beziffert wurde (Festetics & Leisler 1970). Die nächsten Zahlenangaben aus der ersten Hälfte der 1990er Jahre zeigten für den Seewinkel in trockenen Jahren wie 1991 (302) und 1993 (304) deutlich geringere Zahlen als in Jahren hoher Wasserstände mit 424 Paaren im Jahr 1992 und 434 im Jahr 1995 (Kohler & Rauer, 1992, 1993, 1995).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Der Brutbestand des Kiebitzes schwankte im Zeitraum 2001-2009 zwischen 274 und 550 warnenden Paaren. Während die 550 Paare aus dem Jahr 2005 den höchsten bisher erfassten Bestand darstellen, ergaben die Hochrechnungen für das sehr trockene Jahre 2012 einen historischen Tiefststand von ca. 102 warnenden Paaren. Der Seewinkel-Bestand fluktuierte somit über den gesamten, 15-jährigen Monitoring-Zeitraum zwischen ca. 102 und 550 führenden Paaren (Abb. 31). Die sehr niedrigen Bestände in den Jahren 2011 und 2012 sind insofern auffällig, als in den teilweise ebenfalls sehr trockenen Jahren Anfang der 1990er Jahre deutlich höhere Zahlen führender Paare ermittelt wurden (Kohler & Rauer 1992, 1993).

Die Hochrechnung für den Brutzeitbestand der Jahre 2011 bis 2015 ergab Werte zwischen 433 und 1.483 adulten Individuen. Daraus errechnet sich ein potenzieller Bestand von 217 bis 742 Brutpaaren. In den trockenen Jahren 2012 und 2014 waren bereits zu Beginn der Zählungen weitaus weniger adulte Kiebitze in den Probeflächen anzutreffen als in den günstigeren Jahren 2011 und 2015. Während in den Trockenjahren in der 3. Aprildekade auf den Probeflächen 139 bzw. 171 Kiebitze gezählt wurden, waren es in den beiden feuchteren Jahren 319 bzw. 286 Individuen. Offenbar bleiben in ungünstigen Jahren deutlich weniger Kiebitze im Gebiet. Die Art scheint in der Lage zu sein, sehr flexibel auf das Habitatangebot zu reagieren.

Der Schlupferfolg lag in drei von vier Jahren zwischen 54,2 % und 57,4 %, nur im Jahr 2012 mit 36,7 % deutlich niedriger. Vergleichswerte stammen aus dem sehr trockenen Jahr 1991 (Kohler & Rauer 1991) und aus dem in Bezug auf den Niederschlag leicht überdurchschnittlichen Jahr 2014 (Khil 2015). Aus den Angaben von Kohler & Rauer (1991) errechnet sich für eine 85 ha große Probefläche ein Anteil geschlüpfter Gelege am Höchstwert gleichzeitig brütender bzw. führender

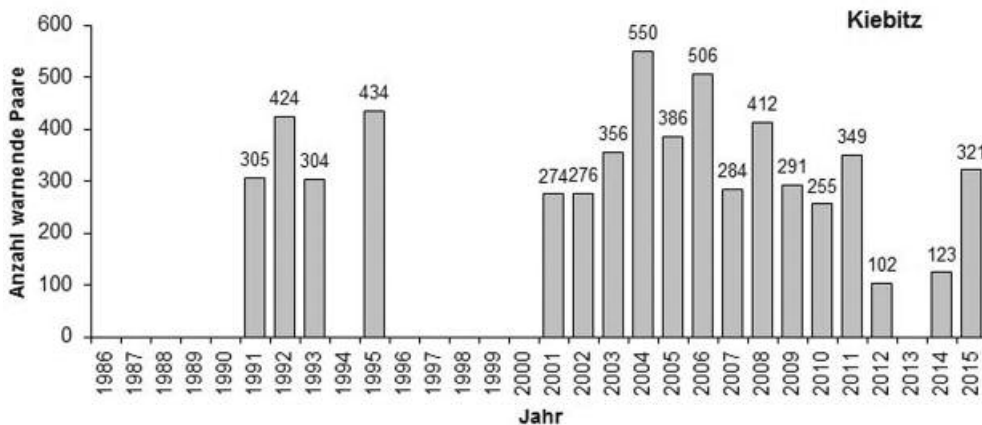


Abb. 31: Bestandsentwicklung des Kiebitz *Vanellus vanellus* in den Jahren 2001-2015.
Fig. 31: Population development of Lapwing *Vanellus vanellus* in the years 2001-2015.

Paare (als Näherungswert für die Bestandsgröße) von 29,4 %. Khil (2015) errechnete für 58 von ihm im Lange Lacken-Gebiet kontrollierte Nester eine durchschnittliche Überlebensrate bis zum Schlüpfen von nur 20,3%, wobei die Erfolgsrate mit der Koloniegröße korreliert war. Große Kolonien (>5 Nester) hatten einen signifikant höheren Schlupferfolg (55 %) als kleine (2-5 Nester, 14,8 %), bzw. Einzelbruten (3,5 %).

Im Zeitraum 2001 bis 2009 hatten zwei Teilgebiete des Nationalparks herausragende Bedeutung für den Seewinkler Kiebitz-Bestand, und zwar das Gebiet „Lange Lacke“ mit 27,2 % und das Gebiet „Arbesthau“ mit 13,5 % des Gesamtbestandes. Während das Lange Lacke-Gebiet die größten Hutweiden des Seewinkels beherbergt, handelt es sich bei der Arbesthau und den weiteren zu diesem Teilgebiet zählenden Flächen um Mähwiesen. In dieser Auswertung ist aber die Graurinderkoppel im Seevogelände unterrepräsentiert, denn diese erlangte im Lauf der Jahre eine immer größere Bedeutung. Während in diesem Gebiet im Jahr 2001 erst 4,4 % der führenden Kiebitze des Seewinkels gezählt wurden, waren es 2009 bereits 12,7 %.

Die Dichte führender Kiebitz-Paare war in den Jahren 2011-2015 in beweideten Probestflächen mit durchschnittlich 1,83 Paaren/10 ha deutlich höher als in gemähten Probestflächen (0,72 Paare/10 ha). Der Unterschied zwischen Weiden und Wiesen fällt damit stärker aus als Ende der 1980er bis Anfang der 1990er Jahre: Kohler & Rauer (1994) gaben – ebenfalls bezogen auf vier Jahre – 2,49 Paare/10 ha für Weiden und 1,87 Paare/10 ha für Mähwiesen an. In den feuchteren Jahren 2011 und 2015 lagen die Dichten mit 2,22 Paaren/10 ha (Weiden) bzw. 1,28 Paaren/10 ha sowohl näher an den Werten von Kohler & Rauer (1994) als auch näher beisammen. In den trockeneren Jahren 2012 und 2014 verloren hingegen v. a. die Mähwiesen ihre Bedeutung als Kiebitz-Habitat fast vollständig: Während die Dichte in den Weiden immerhin noch 1,45 Paare/10 ha betrug, fiel sie in den Wiesen auf 0,17 Paare/10 ha.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Schon Kohler & Rauer (1992) stellten fest, dass die Zählung junggeführer Paare für sich alleine keinen realistischen Schätzwert für die Größe des Brutbestandes von Wiesenlimikolen liefert. Anhand des noch sehr kleinen Datensatzes zum Schlupferfolg zeichnet sich ab, dass dieser beim Kiebitz in Trockenjahren vermindert ist. Das führt in ohnehin schon ungünstigen Jahren, in denen ein kleinerer Brutbestand im Seewinkel bleibt, zu einer stärkeren Unterschätzung als in günstigeren Jahren. Die Zählung junggeführer Paare überzeichnet daher die tatsächlichen Fluktuationen des Brutbestandes. Aufgrund der Bedeutung gerade des erfolgreich brütenden Teils der Population für den Bestand ist es jedoch trotzdem

sinnvoll, Vergleiche auf dieser Datenbasis durchzuführen.

Der Mittelwert für die Jahre 2001 bis 2009 beträgt 370,6 führende Paare, verglichen mit einem Mittelwert von 384,3 führenden Paaren für die erste Hälfte der 1990er Jahre. Das kann immerhin als Indiz für einen in diesem Zeitraum stabilen Seewinkler Kiebitz-Bestand angesehen werden. Die Abnahme auf durchschnittlich 223,7 führende Paare in den Jahren 2011 bis 2015 ist zwar wegen der Datenlücke im feuchten Jahr 2013 nur begrenzt aussagekräftig, gibt aber doch Anlass, die weitere Bestandsentwicklung aufmerksam zu verfolgen.

Während die Verbreitungsschwerpunkte des Kiebitz-Bestandes im Seewinkel insgesamt weitgehend der Beschreibung von Kohler & Rauer (1994) entsprechen, ist es auf manchen Flächen durch das Management des Nationalparks zu deutlichen Änderungen gekommen. Neben dem bereits erwähnten Beispiel der Graurinderkoppel, die heute für Kiebitze eine weitaus höhere Bedeutung hat als in den 1990er Jahren, sind auch andere Teile des Seevogeländes, in denen Beweidungsprojekte umgesetzt wurden, für Kiebitze attraktiver als in den 1980er oder 1990er Jahren.

Die Habitatnutzung hat sich seit der zusammenfassenden Darstellung von Kohler & Rauer (1994) nur wenig verändert. Die damalige Feststellung, dass Kiebitze (intensiv) beweidete Gebiete gegenüber Mähwiesen bevorzugen, hat nach wie vor Gültigkeit. Hingegen kann über Brachland keine Aussage mehr getroffen werden, da aufgrund des umfassenden Grünland-Managements des Nationalparks Brachland im Sinne von Kohler & Rauer (1994) im Gebiet keine nennenswerte Rolle mehr spielt.

Aufgrund des engen Zusammenhangs zwischen Brut-erfolg und Koloniegröße streicht Khil (2015) die Bedeutung von ausgedehnten Flächen geeigneten Habitats hervor, die erst die Entwicklung größerer Nest-Ansammlungen ermöglichen.

Uferschnepfe (*Limosa limosa*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im 19. Jh. und frühen 20. Jh. wurde die Uferschnepfe übereinstimmend als sehr selten bezeichnet (Jukovits 1864, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943) oder gar nicht erwähnt (Fischer 1883a, Schenk 1917); lediglich Dombrowski (1889) meinte die Art wäre ein „sehr häufiger Brutvogel“, was wohl auf einem Irrtum beruht, da er selbst nie zur Brutzeit das Gebiet besucht hatte. Mitte der 1930er Jahre war die Uferschnepfe „als Brutvogel ausgesprochen selten. In den folgenden feuchten Jahren hat der Bestand langsam zugenommen“ (Seitz 1942). Zu Beginn der 1940er Jahre stufte Zimmermann (1943) die Art als „spärlicher Brutvogel in den Steppengebieten östlich des Sees“ ein; in Widerspruch dazu gab er aber allein für den Viehhüter (auf den heutigen Zitzmanns-

dorfer Wiesen) für 1941 20-25 Paare an. Anfang der 1950er Jahre wurde die Art als „sehr spärlicher Brutvogel des Seewinkels“ bezeichnet (Bauer et al. 1955). Für die Mitte der 1960er Jahre berichteten Festetics & Leisler (1970) von nur 25-30 Brutpaaren (wovon 6 auf den Hanság entfielen), für die Jahre 1974/75 wurden immerhin 25-40 und für 1976 bei hohem Wasserstand sogar 60-70 Paare angegeben (P. Prokop, Ch. & M. Staudinger in Glutz v. Blotzheim et al. 1977). 1986 und 1987 wurden bereits 74 bzw. 116-119 Paare im Seewinkel erfasst, 1988 hingegen nur 37 (Rauer & Kohler 1990). In der ersten Hälfte der 1990er Jahre wurden mit 90-160 Paaren Rekordzahlen ermittelt, die 158 warnenden Paare des Jahres 1995 waren der zweithöchste jemals gezählte Wert (Kohler & Rauer 1992, 1993 & 1995).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Der Uferschnepfen-Bestand war im Zeitraum 2001-2009 relativ konstant, mit einem Minimum von 93 warnenden Paaren im Jahr 2002 und einem Maximum von 159 warnenden Paaren im Jahr 2003. Die Hochrechnungen für die Jahre 2011 bis 2015 liegen hingegen durchwegs unter diesen Werten, mit einem Minimum von 53 warnenden Paaren im Jahr 2014 (siehe Abb. 32). Wegen des Ausfalls der Zählung im Jahr 2013 kann nicht beurteilt werden, ob es sich dabei bereits um eine mehrere Jahre hindurch konstante Abnahme handelt. Im sehr trockenen Jahr 1991 wurde zwar mit 72 warnenden Paaren ein deutlich höherer Bestand erfasst (Kohler & Rauer 1991), aber im Jahr 1988 wurden auf 1.765 ha Wiesen und Weiden nur 37 warnende Uferschnepfen-Paare gezählt (Kohler & Rauer 1994). Insofern liegen die aktuellen Zahlen zwar an der unteren Grenze der aus dem Gebiet innerhalb der letzten 30 Jahre bekannten Fluktuationen, fallen aber nicht völlig aus dem Rahmen.

Die Hochrechnungen für den Brutzeitbestand der Jahre 2011 bis 2015 lagen zwischen ca. 234 und ca. 344 adulten Individuen. Daraus errechnet sich ein potenziel-

ler Bestand von 117 bis 172 Brutpaaren. Von 2011 bis 2015 ist eine konstante Abnahme der Maximalzahl adulter Uferschnepfen in den Probeflächen festzustellen (von 91 auf 62), wobei dieser Maximalwert in allen vier Jahren in die dritte Aprildekade fiel.

Der Schlupferfolg war 2011 und 2012 relativ hoch mit 63,7 bzw. 60,5 % aller vorhandenen Paare, 2014 und 2015 hingegen deutlich niedriger, nämlich 46,4 bzw. 48,4 %. Vergleichswerte aus dem Gebiet liegen keine vor.

Für die Uferschnepfe sind neben dem Lange Lacken-Gebiet, das mit 28,7 % des Gesamtbestandes der Jahre 2001 bis 2009 eine ähnlich hohe Bedeutung hat wie für den Kiebitz, zwei Mähwiesengebiete besonders wichtig: Im Arbesthau-Gebiet wurden 20,9 % des Bestandes gezählt und die Zitzmannsdorfer Wiesen beherbergten 13,7 % des Gesamtbestandes. Die Uferschnepfe ist daher noch stärker als Kiebitz und Rotschenkel von einigen Gebieten abhängig.

In den Jahren 2011-2015 betrug die Dichte führender Uferschnepfen-Paare in beweideten Probeflächen durchschnittlich 0,47 Paare/10 ha, in gemähten Probeflächen 0,40 Paare/10 ha. Kohler & Rauer (1994) geben dem gegenüber 0,38 Paare/10 ha für Weiden und 0,61 Paare/10 ha für Mähwiesen an. Diese Bevorzugung der Wiesen kann heute nicht mehr bestätigt werden: Sowohl in den feuchteren Jahren 2011 und 2015 als auch in den trockeneren Jahren 2012 und 2014 waren die Dichten in Weiden im Mittel höher als in Mähwiesen, wobei der Unterschied in den feuchteren Jahren sehr gering ausfiel (0,44 gegenüber 0,42 führende Paare/10 ha). 2012 und 2014 waren Weiden mit 0,50 führenden Paaren/10 ha jedoch deutlich dichter besiedelt als Mähwiesen mit 0,37 führenden Paaren/10 ha. Für das Jahr 1991 beschreiben Kohler & Rauer (1992) das weitgehende Fehlen der Uferschnepfe in den Mähwiesengebieten südlich von Illmitz und Apetlon, was darauf hinweist, dass schon damals in trockenen Jahren die Bedeutung der Wiesen geringer war als in Jahren mit durchschnittlichen Wasserständen.

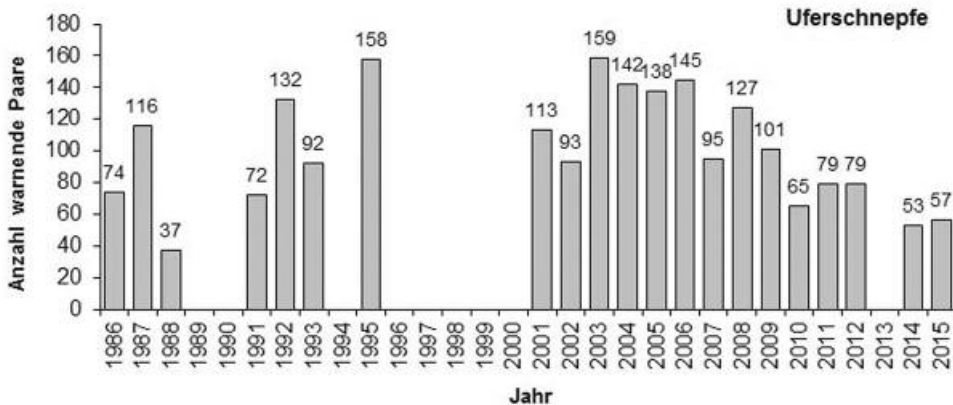


Abb. 32: Bestandsentwicklung der Uferschnepfe *Limosa limosa* in den Jahren 2001-2015. Fig. 32: Population development of Black-tailed Godwit *Limosa limosa* in the years 2001-2015.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

In den letzten vier Monitoringjahren fallen sinkende Frühjahrsbestände mit einem sinkenden Bruterfolg zusammen, was insgesamt eine starke Abnahme der führenden Paare bewirkt. Der Mittelwert für die Jahre 2001 bis 2009 beträgt 123,7 führende Paare, verglichen mit einem Mittelwert von 113,5 führenden Paaren für die erste Hälfte der 1990er Jahre. Der Bestand der Jahre 2011 bis 2015 fällt dagegen mit einem Mittelwert von 67,1 deutlich ab. Langfristig betrachtet ist der Bestand der Uferschnepfe im Seewinkel und sogar der Status als Brutvogel weniger konstant als bei Kiebitz und Rotschenkel. Ob die jüngsten Abnahmen nur eine von mehreren solchen Fluktuationen darstellen oder gerade im Hinblick auf den europaweiten Rückgang der Art kritischer zu sehen sind, kann derzeit nicht beurteilt werden.

Die Verbreitungsschwerpunkte der Uferschnepfe haben sich seit den Angaben von Kohler & Rauer (1994) kaum verändert und liegen immer noch im Lange Lacke-Gebiet, im Arbesthau-Martenthau-Gebiet und in den Zitzmannsdorfer Wiesen. Die Wiesen südwestlich von Illmitz, die ihre ehemalige Bedeutung bereits Anfang der 1990er Jahre weitgehend eingebüßt hatten (Kohler & Rauer 1994), haben diese bis heute nicht mehr wiedererlangt. Die neu angelegten Weideflächen im Seevorge-lände haben für die Uferschnepfe geringere Bedeutung als für Kiebitz und Rotschenkel.

In der Habitatnutzung zeichnet sich eine deutliche Veränderung ab: Die Mähwiesen, die Ende der 1980er und Anfang der 1990er Jahr die höchsten Dichten der untersuchten Grünlandtypen aufwiesen (Kohler & Rauer 1994), werden von führenden Uferschnepfen-Paaren mittlerweile in geringerer Dichte genutzt als Weiden.

Rotschenkel (*Tringa totanus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

In den 1930er und 1940er Jahren wurde der Rotschenkel als die „nach dem Kiebitz häufigste Limicole (soweit Brut-

vögel)“ (Seitz 1942) und „einer der häufigsten Brutvögel des Lackengebietes“ und „jedenfalls nach dem Kiebitz die häufigste, im Lackengebiet brütende Limicolenart“ (Zimmermann 1943) bezeichnet. Auch in den frühen 1950er Jahren wurde der Rotschenkel als „häufiger Brutvogel des Seewinkels“ eingestuft (Bauer et al. 1955). Mitte der 1960er Jahren wurde der Brutbestand des Seewinkels auf 120 Paare geschätzt (Festetics & Leisler 1970), für die Jahre 1974 und 1975 wurden mindestens 150 Paare angegeben (P. Prokop, Ch. & M. Staudinger in Glutz v. Blotzheim et al. 1977). In den 1980er Jahren ergaben die ersten systematischen Erhebungen 1986/87 ca. 150-190 und 1988 ca. 120 warnende Paare (Rauer & Kohler 1990), und weitere Erhebungen in den Jahren 1991-1995 zeigten dann, dass der Bestand in diesen Jahren in weiten Grenzen schwankte mit minimal 116 (1991) und maximal 231 (1995) Paaren (Kohler & Rauer 1992, 1993 & 1995).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Der Bestand des Rotschenkels im Seewinkel lag im Zeitraum 2001-2009 zwischen 109 und 265 warnenden Paaren (Abb. 33). Der Höchstwert dieser Monitoringphase übersteigt somit den bisherigen Maximalwert aus dem Jahr 1995 deutlich. Für 2012 ergaben die Hochrechnungen mit ca. 25 warnenden Paaren einen historischen Tiefststand, der auch die bisher niedrigsten erfassten Bestände bei weitem unterschreitet. Sogar im extremen Trockenjahr 1990 wurden – auf nur 995 ha Fläche – 35 warnende Rotschenkel-Paare gezählt (Kohler & Rauer 1994); der tatsächliche Bestand dürfte mehr als doppelt so hoch gewesen sein. Beginnend mit den ersten gezielten Erhebungen in den 1960er Jahren konnte noch nie ein auch nur annähernd so geringer Brutbestand des Rotschenkels im Seewinkel dokumentiert werden (vgl. Kohler & Rauer 1994). (Anmerkung: Im Jahr 2012 lag das Bestandsmaximum nicht an einem der beiden traditionellen Termine, sondern in der 2. Maidekade. Zieht man für die Hochrechnung diesen Wert heran, ergeben sich ca. 43 führende Paare für den gesamten Seewinkel, was

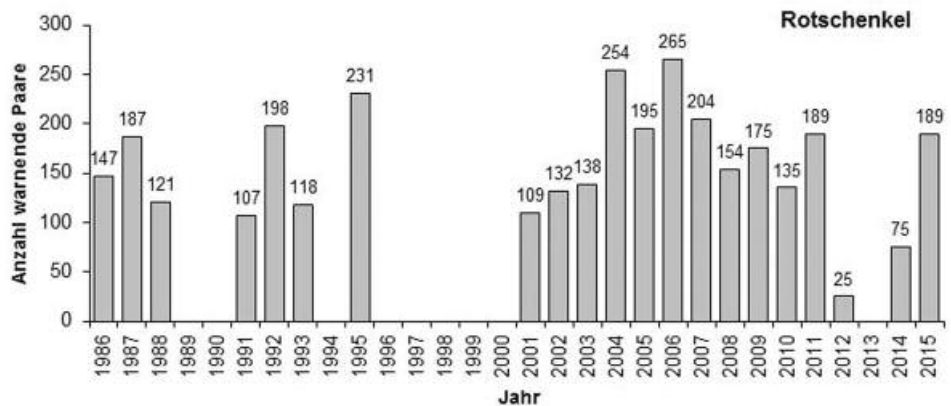


Abb. 33: Bestandsentwicklung des Rotschenkels *Tringa totanus* in den Jahren 2001-2015.
Fig. 33: Population development of Redshank *Tringa totanus* in the years 2001-2015.

immer noch den niedrigsten je erfassten Wert darstellt).

Der hochgerechnete Brutzeitbestand der Jahre 2011 bis 2015 lag auf Basis der Maximalzählungen zwischen ca. 368 und ca. 635 adulten Individuen. Daraus errechnet sich ein potenzieller Bestand von 184 bis 318 Brutpaaren (Abb. 33). In den trockenen Jahren 2012 und 2014 waren zwar in den Probeflächen selbst weniger adulte Rotschenkel anzutreffen als 2011 und 2015; Ansammlungen in anderen Teilen des Seewinkels belegen jedoch, dass die meisten Nichtbrüter im Gebiet blieben. Der Rotschenkel ist in dieser Hinsicht großräumig weniger flexibel als der Kiebitz.

Der Schlupferfolg schwankte stark, von 23,3 % im Jahr 2012 bis 67,5 % im Jahr 2011. Für das einzige Vergleichsjahr (1991) ergibt sich aus den Angaben von Kohler & Rauer (1991) für eine 85 ha große Probefläche ein Anteil geschlüpfter Gelege am Höchstwert gleichzeitig brütender bzw. führender Paare von 30,3 %. Dieser Wert aus einem sehr trockenen Jahr passt größenordnungsmäßig gut zu den – allerdings mit einer deutlich anderen Methode erhobenen – Werten für die Jahre 2012 (siehe oben) und 2014 (28,2 %).

Im Zeitraum 2001 bis 2009 hatten das Lange Lacken-Gebiet mit 17,9 %, das Arbesthau-Gebiet mit 14,7 % und der Illmitzer Zicksee mit 10,4 % des Gesamtbestandes die größte Bedeutung. Die Bedeutung der Zitzmannsdorfer Wiesen schwankte bei tendenzieller Zunahme; in vier von neun Jahren wurde ein Anteil von 10 % des Gesamtbestandes überschritten. Damit haben für den Rotschenkel zwei Hutweidegebiete und zwei Mähwiesegebiete herausragende Bedeutung.

Die Dichte führender Rotschenkel-Paare war auf Weiden etwas höher als auf Wiesen: In den Jahren 2011-2015 wiesen die beweideten Probeflächen im Mittel 0,86 führende Paare/10 ha auf, gemähte Probeflächen 0,59 führende Paare/10 ha. Kohler & Rauer (1994) ermittelten 0,77 führende Paare/10 ha auf Weiden und 0,66 führende Paare/10 ha auf Wiesen. In den feuchteren Jahren 2011 und 2015 war der Unterschied zwischen Wiesen (1,0 führende Paare/10 ha) und Weiden (1,13 führende Paare/10 ha) gering, in den Trockenjahren 2012 und 2014 hingegen ausgeprägt (0,18 gegenüber 0,59 führende Paare/10 ha auf Wiesen bzw. Weiden). Ähnlich wie bei Kiebitz und Uferschnepfe ist die Bedeutung der Mähwiesen offenbar viel stärker von einer guten Wasserversorgung abhängig als jene der Hutweiden.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Der Mittelwert für die Jahre 1991 bis 1995 beträgt 163,5 führende Paare, liegt also etwas unter dem für den Zeitraum 2001 bis 2009 mit 180,7 führenden Paaren. In den Jahren 2011 bis 2015 wurden hingegen nur durchschnittlich 119,6 führende Paare ermittelt. Gerade beim Rotschenkel ist aber die Anzahl führender Paare offenbar

ein schlechtes Maß für den gesamten Brutzeitbestand: Erstens bleibt in einzelnen ungünstigen Jahren zwar der Großteil des traditionell im Seewinkel brütenden Bestandes im Gebiet, schreitet aber nur teilweise zur Brut.

Zweitens schwankt beim Rotschenkel der Schlupferfolg stärker als bei Kiebitz oder Uferschnepfe. Der Bestand an grundsätzlich „brutwilligen“ Altvögeln dürfte daher weit- aus konstanter sein als der Bestand an führenden Paaren.

Die Verbreitungsschwerpunkte des Rotschenkel-Bestandes im Seewinkel sind langjährig dieselben. Schon Kohler & Rauer (1994) nennen Lange Lacke, Illmitzer Zicksee und das Arbesthaugebiet als die prominentesten Plätze.

Ebenso konstant ist die Habitatnutzung. Die von Kohler & Rauer (1994) beschriebene leichte Bevorzugung von Weiden gegenüber Wiesen besteht nach wie vor. Ende der 1980er bis Anfang der 1990er Jahre gab es auf Brachland sogar noch etwas höhere Dichten auf als auf Weiden, wobei Kohler & Rauer (1994) darauf hinweisen, dass es sich dabei um ein „relativ heterogenes Konglomerat von Flächen“ handelt, das unter anderem die von Natur aus schütter bewachsenen bzw. niedrigwüchsigen, heute durchwegs beweideten Salzstandorte des Seevogelgeländes enthält.

Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die ersten konkreten Nachweise im 20. Jahrhundert gelangen in den Jahren 1955 und 1956 (Bauer 1956). In den darauf folgenden Jahren werden die Nachweise regelmäßiger, mit beinahe alljährlichen Meldungen bis 1966. Zumindest 1959 sowie 1962-1964 hielten sich zur Brutzeit adulte Vögel in einer Lachmöwen-Kolonie auf der Langen Lacke auf (Festetics 1959, Festetics & Leisler 1970). 1966-1976 werden die Nachweise wieder spärlicher mit nicht mehr alljährlichen Meldungen (Archiv BirdLife Österreich). 1977 gelang dann der erste sichere Brutnachweis an der Huldenlacke (Staudinger 1978), eine weitere Brut wurde 1983 ebenfalls von der Huldenlacke gemeldet (M. Staudinger & H.-M. Berg in Dvorak et al. 1993b). Ab Ende der 1980er Jahre kann man die Schwarzkopfmöwe als regelmäßigen Brutvogel des Seewinkels bezeichnen. 1988 und 1989 gelangen weitere Brutnachweise für 1-2 Paare an der Langen Lacke (R. Triebel in Dvorak et al. 1993b). Brutverdächtige Paare gab es dann 1990, 1992 und 1993 an der Langen Lacke. Ab 1995 nahm die Zahl der zur Brutzeit anwesenden Paare dann zu: 1995 wurden bis zu fünf, 1996 bis zu drei Paare gezählt. 1997 ergaben gezielte Erhebungen 11 Paare, 1998 sechs und 1999 stieg die Zahl der Brutpaare auf 14. Im Jahr 2000 wurde ein Maximum von 35 Paaren an der Langen Lacke und einem Paar am Illmitzer Zicksee erreicht (Laber 2000).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Auch in den Jahren 2001-2015 brütete die Schwarzkopfmöwe

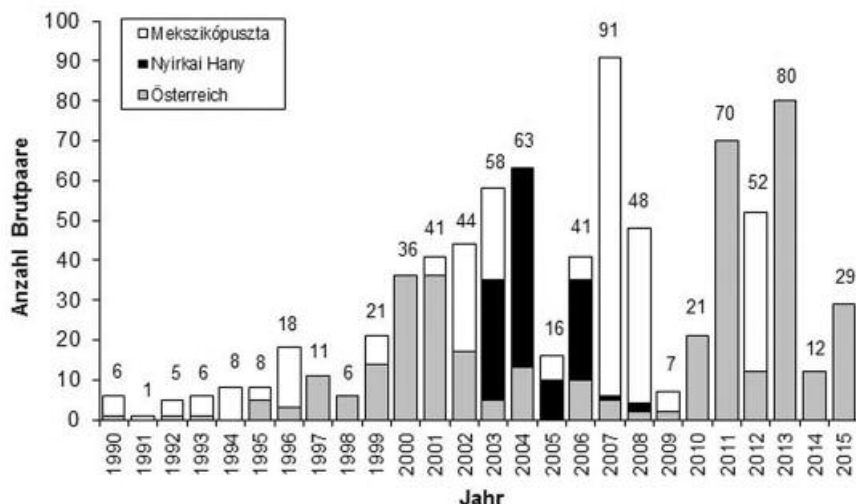


Abb. 34: Bestandsentwicklung der Schwarzkopfmöwe *Larus melanocephalus* in den Jahren 1988-2015, separat dargestellt für die drei Brutgebiete.
 Fig. 34: Population development of Mediterranean Gull *Larus melanocephalus* in the years 1988-2015, separately shown for the breeding sites in Austria and Hungary.

möwe alljährlich im Seewinkel (Abb. 34), die meisten Brutkolonien lagen wie in den Jahren davor an der Langen Lacke. Zweimal wurden Bruten auch am St. Andräer Zicksee und 2013-2015 auch am Illmitzer Zicksee festgestellt. Wie bereits in den 1990er Jahren wechselten die Brutplätze immer wieder zwischen Österreich und Ungarn. Der Brutbestand in beiden Ländern zusammen schwankte zwischen sieben (2007) und 91 Paaren (2009), in Österreich zwischen null (2005) und 80 Paaren (2013). Ein großer Teil des Bestandes brütete kurzfristig im 2001 gefluteten Nyirkai-Hany, wo 2003-2006 10-50 Brutpaare festgestellt wurden (Pellinger & Takács 2012, Pellinger & Ferenczi 2012). 2006 gab es Anfang Mai eine kleine Brutansiedlung (10 Paare) am traditionellen Brutplatz in der Lachmöwen-Kolonie auf der Halbinsel am Südufer der Langen Lacke. 2007 brüteten auf österreichischer Seite nur fünf Paare, auf ungarischer Seite jedoch erstaunliche 85 Paare am Nyéki-szállás und ein Paar im Nyirkai-Hany. Der Gesamtbestand für 2007 von 91 Paaren im Neusiedler See-Gebiet ist das Maximum, das je festgestellt wurde. Auch 2008 schritten auf österreichischer Seite nur 1-2 Paare zur Brut, auf ungarischer Seite brüteten jedoch 44 Paare wieder am Nyéki-szállás. 2009 kam es zu keiner erfolgreichen Brut auf österreichischer Seite. Ab 2010 fanden sich Brutvorkommen mit Ausnahme von 2012 ausschließlich auf österreichischer Seite. 2010 wurden an der Langen Lacke 21 Paare gezählt. 2011 brüteten mindestens 70 Paare an der Langen Lacke und es flogen 70-90 Jungvögel aus. 2012 entstand wieder eine Kolonie auf der Halbinsel der Langen Lacke, diese blieb jedoch aufgrund der Trockenheit ohne Bruterfolg. 40 Paare brüteten aber im Nyéki-szállás bei Meksikopuszta in Ungarn. 2013 siedelten sich ca. 80 Paare in einer großen Lachmöwenkolonie auf einer Insel im nördlichen Teil des Illmitzer Zicksees an. Sie hatten einen sehr guten Bruterfolg mit mindestens 112, wahrscheinlich aber deutlich mehr flüggen Jungvögeln. Auch

2014 brüteten an derselben Stelle ca. 10 Paare, hatten aber keinen Bruterfolg. 2015 haben mindestens 23 Brutpaare auf drei Kolonien verteilt (Huldenlacke, Fuchslochlacke, Illmitzer Zicksee) einen Brutversuch gestartet. In den Kolonien selbst konnte zwar kein Bruterfolg nachgewiesen werden, jedoch tauchten im Juli an diesen Stellen mehrere Familien mit in Summe neun Juvenilen auf.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Seit 2005 wechseln sich Jahre mit Beständen von 10 oder weniger Paaren (2005, 2009, 2014) und Jahre mit mehr als 50 brütenden Schwarzkopfmöwen-Paaren ab. Ein regelmäßiger Austausch mit nahe gelegenen Kolonien, v. a. derjenigen an der slowakischen Donau bei Somorja, ist daher anzunehmen. Gerade im Jahr 2009 mit einem Bestandstief im Neusiedler See-Gebiet wurde bei Somorja ein Maximum von 181 Paaren erreicht (Laber et al. 2016). Alle Bruten der Schwarzkopfmöwe fanden im Anschluss an Lachmöwenkolonien statt, wobei im Gegensatz zur Lachmöwe fast nie in Schilfbeständen gelegene Brutplätze genutzt wurden, sondern fast immer nur solche auf festem Boden. Auf österreichischer Seite gab es seit 1988 beinahe ausschließlich Bruten an der Langen Lacke und am Illmitzer Zicksee, in Ungarn brüteten Schwarzkopfmöwen 2003-2008 auf einer Insel im Nyirkai-Hany, ab 2007 siedelte der Großteil des Bestandes auf den Nyéki-szállás bei Meksikopuszta um.

Lachmöwe (*Larus ridibundus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im späten 19. Jahrhundert wurde die Lachmöwe als „Standvogel“, sowie als häufiger bzw. seltener Brutvogel bezeichnet (Jukovits 1864, Fischer 1883, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943, Dombrowski 1889). Mitte der 1930er Jahre wurden an sieben Lacken Brutvorkommen festgestellt und 1939 der gesamte Brutbestand mit

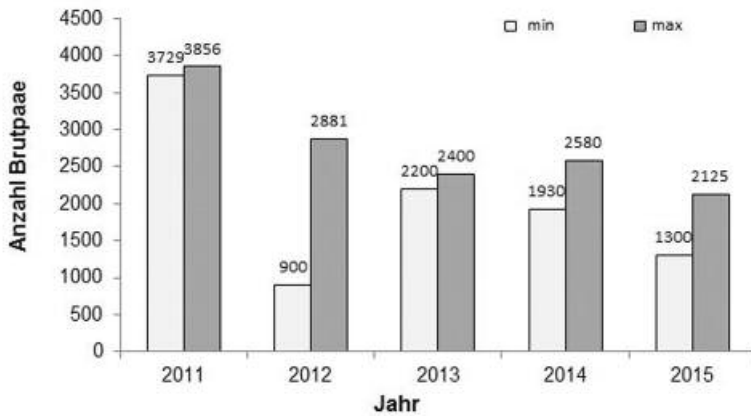


Abb. 35: Bestandsentwicklung der Lachmöwe *Larus ridibundus* in den Jahren 2011-2015. 2013 brütete die Art auch in Ungarn.

Fig. 35: Population development of Black-headed Gull *Larus ridibundus* in the years 2011-2015. Breeding on the Hungarian side was recorded only in 2013.

200-250 Paaren angegeben; regelmäßig brütete die Art nur an der Langen Lacke und an der Wörthenlacke (Seitz 1942). 1940-1942 dürfte sich der Brutbestand in etwa derselben Höhe bewegt haben, Bruten wurden wiederum von Langer Lacke und Wörthenlacke bekannt, zusätzlich gab es ein Brutvorkommen auf einer Insel im Neusiedler See (Zimmermann 1943). Die, Anfang der 1950er Jahre etwa 200 Brutpaare besiedelten wie 10 Jahre früher Lange Lacke und Wörthenlacke (Bauer et al. 1955). In den 1960er Jahren wurde der Brutbestand im Seewinkel auf 700-800 Paare geschätzt (Festetics & Leisler 1970) und für 1980 wurden 3.000-3.500 Brutpaare angegeben (P. Prokop & R. Triebel in Glutz von Blotzheim & Bauer 1982). Kursorische Erhebungen im Verlauf der 1980er Jahre deuteten auf einen Brutbestand in etwa in derselben Größenordnung hin (Dvorak 1994b).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Im Jahr 2011 erfolgte erstmals eine systematische Bestandserfassung; für die größte Brutkolonie am Illmitzer Zicksee wurde dafür eine Befliegung durchgeführt (siehe Methoden). Der Gesamtbestand lag bei 3.729-3.856 Brutpaaren, die größten Kolonien lagen am Illmitzer Zicksee mit 2.673-2.733 Nestern und an der Langen Lacke mit 923-975 Nestern an zwei Standorten. Zwei kleinere Brutkolonien fanden sich am Südlichen Stinkersee und an der Neufeldlacke. 2012 brüteten bei sehr niedrigen Wasserständen nur ca. 900 Paare im Neusiedler See-Gebiet, eine mehrere tausend Individuen starke Ansiedlung am Illmitzer Zicksee scheiterte bereits während der Nestbauphase und war am 22.4. weitgehend verlassen. 2013 wurden bei hohen Wasserständen 1.790 bis 1.800 Brutpaare gezählt, der Großteil davon (1.500) brütete wiederum in einer großen Kolonie im Nordteil des Illmitzer Zicksees. Zusätzlich fanden sich 400-600 Paare auf ungarischer Seite im Borsodi-Dülő. 2014 wurden maximal 2.580 Paare gezählt und 2015 minimal 1.300 bis maximal 2.125. Die großen jährlichen Schwankungen

(Abb. 35) ergeben sich durch viele nicht einsehbare Kolonien und die relativ große Fluktuation der Brutpaare im Gebiet. Eine Zusammenschau der in den einzelnen Jahren genutzten Brutplätze findet sich in Tabelle 7.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Für die Lachmöwe ist ein langfristig stark positiver Bestandstrend belegt. Von 200 Brutpaaren Mitte des 20. Jahrhunderts stieg der Bestand bis Ende der 1960er Jahre auf knapp unter tausend und muss sich schließlich im Verlauf der 1970er Jahre rasch auf über 3.000 Paare vergrößert haben. Aktuelle Erhebungen ab 2011 zeigten,

Tab. 7: Verteilung und maximale Brutpaarzahl der Lachmöwen-Kolonien, wobei die Brutplätze im Schilfgürtel des Neusiedler Sees und die Brutpaare im ungarischen Teil nicht alljährlich erhoben wurden.

Tab. 7: Distribution of breeding colonies and maximum number of breeding pairs of Black-headed Gull. Colonies in the reed belt of Lake Neusiedl and on the Hungarian side were not covered each year.

Ort	2011	2012	2013	2014	2015
Albersee				100	
Götschlacke					147
Hansag			43		
Hottergrube					43
Huldenlacke					150
Illmitzer Zicksee (Nord und Süd)	2.733	2.000	1.500	1.000	1.500
Lange Lacke Nordufer	310				20
Lange Lacke Südhalbinsel	665	671			
Maierhoflacke			30	100	
Neufeldlacke	35		50	20	30
Östliche Fuchslochlacke					150
Kirchsee				30	
Przewalski-Koppel	2			100	
Schilfgürtel Mörbisch		25			
Schilfgürtel Oggau		65		160	
Schilfgürtel Sandegg		10			
Schwarzlacke					150
Südlicher Stinkersee	110	60	24	60	
Ungarn			600		
Westliche Hutweidenlacke					38
Westliche Wörthenlacke			156	200	
Xixsee	1			1200	100
Zitzmannsdorfer Wiesen		50			

dass der Brutbestand sich zwischen ca. 2.300-3.800 Paaren bewegt und damit keine Veränderung im Vergleich zu den 1970er Jahren erkennbar ist. Obwohl für den dazwischen liegenden Zeitraum keine systematischen Erhebungen vorliegen gibt es keine Hinweise auf größere, kurzfristige Ab- oder Zunahmen. Die Lachmöwe zeigte eine große Flexibilität in der Wahl ihrer Brutstandorte. So besiedelte sie 2012 überraschend den Viehhüter auf den Zitzmannsdorfer Wiesen, 2013 die überschwemmte Wiesenflächen im Hanság und 2015, aufgrund der hohen Wasserstände, fanden sich ca. 70 Nester auf großen Rundheuballen im überschwemmten Bereich der Schwarzseeacke.

Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Die Flusseeeschwalbe wurde bereits in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts von verschiedenen Autoren als gemeiner und häufiger Brutvogel bezeichnet (zusammengefasst in Zimmermann 1943). Mitte der 1930er Jahre waren die Lange Lacke, eine Schotterinsel im

Neusiedler See („Hoanzl-Riegel“) sowie der damals noch unverbaute Podersdorfer Strand die drei regelmäßig besetzten Brutplätze (Seitz 1942). Anfang der 1940er Jahre brütete die Art nur im Seewinkel mit Kolonien an der Langen Lacke und am Illmitzer Zicksee, die Inseln im Neusiedler See waren aufgrund der hohen Wasserstände damals nicht besiedelbar. An der Langen Lacke brüteten z. B. 1940 120-130 Paare, 1942 wurden sogar mindestens 180 Brutpaare an den Lacken gezählt (Zimmermann 1943). 1951 brütete der Großteil des Flusseeeschwalben-Bestandes (120 Paare) am Illmitzer Zicksee, 1953 wurden an der Langen Lacke sogar 220 Paare festgestellt (Bauer et al. 1955). In den 1960er Jahren wurde der Brutbestand auf 150-180 Paare beziffert, die überwiegend an der Langen Lacke und am Illmitzer Zicksee brüteten (Festetics & Leisler 1970). Sollten die Angaben für die 1960er Jahre stimmen, so hat ab Mitte der 1960er und im Verlauf der 1970er Jahre ein deutlicher Rückgang stattgefunden, da für die Jahre 1978-1981 der Brutbestand des Seewinkels nur mehr auf ca. 60 Paare geschätzt wurde (Wendelin 2010). Für die darauf folgenden Jahre 1981-1993, wurde ein durchschnittlicher Bestand von

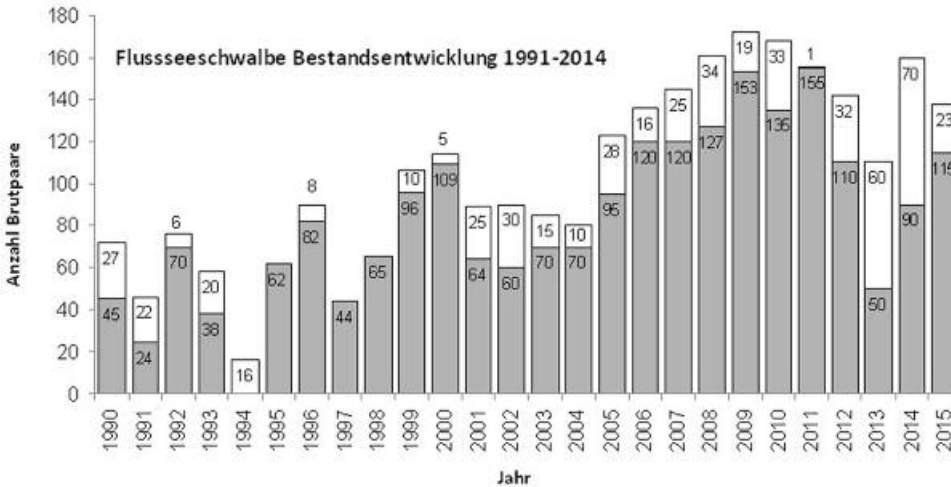


Abb. 36: Bestandsentwicklung der Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* in den Jahren 1990-2015 auf österreichischer (grau) und ungarischer (weiß) Seite.
Fig. 36: Population development of Common Tern *Sterna hirundo* in the years 1990-2015 on the Austrian (grey) and Hungarian (white) side.

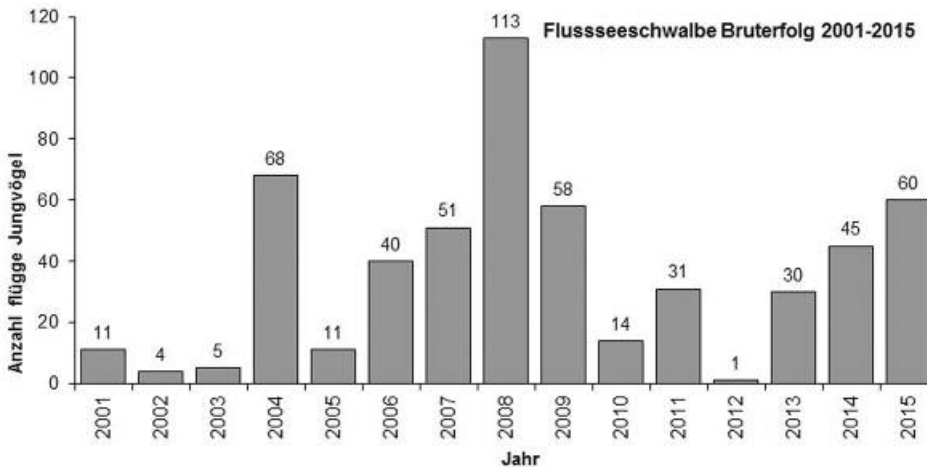


Abb. 37: Bruterfolg der Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* in den österreichischen Kolonien und durchschnittlicher Bruterfolg pro Brutpaar in den Jahren 2001-2015.
Fig. 37: Breeding success of Common Tern *Sterna hirundo* in the years 2001-2015 on the Austrian side.

Tab. 8: Brutpaare, Bruterfolg (flügge Jungvögel = JV) und jährliche Anzahl der Kolonien der Flussseeschwalbe im österreichischen Teil des Neusiedler See-Gebiets.

Tab. 8: *Breeding pairs, breeding success (fledglings = JV) and yearly number of occupied colonies of Common Tern in the Austrian part of the Neusiedler See area.*

Jahr	Brutpaare	Kolonien	JV	JV pro Paar
2001	64	6	11	0,17
2002	60	6	4	0,07
2003	70	5	5	0,08
2004	70	3	68	0,97
2005	95	5	11	0,12
2006	120	6	40	0,30
2007	120	6	51	0,43
2008	127	6	113	0,89
2009	153	6	58	0,38
2010	135	5	14	0,43
2011	155	1	31	0,20
2012	110	5	1	0,00
2013	50	4	30	0,60
2014	90	7	65	0,72
2015	115	7	60	0,52

50-60 Paaren ermittelt, in manchen Jahren brüteten nur 30-40 (Triebel 1990, Dvorak 1994b). Ab Mitte der 1990er Jahre stieg der Bestand wieder leicht an (Steiner 1995), 1996 wurden 82 Paare erfasst, 1997 gab es mindestens 70, 1998 dann sogar 115, 1999 69, und 2000 109 Brutpaare (Wendelin 2010).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

In den Jahren 2001-2005 brüteten mit kleinen Schwankungen im Mittel 70 Paare (Wendelin 2010). In den Jahren mit niedrigem Wasserstand bis 2005 kam es auch wieder zu Bruten im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, auf Flächen, die durch unsachgemäße Mahd geschädigt wurden, und abgestorbene Schilfhorste und abgelagerte Rhizome die Nestunterlage bildeten (Wendelin 2010). Ab 2005 begann eine schnelle, deutliche Bestandszunahme auf ca. 130 Paare 2008 und sogar knapp mehr als 150 Paare 2009. Während die Brutpopulation in den folgenden zwei Jahren auf diesem Niveau verblieb, war in den Jahren 2013 und 2014 mit 125-130 Paaren ein geringfügiger Verlust zu verzeichnen (Abb. 36).

Dabei ist zu berücksichtigen, dass je nach Verfügbarkeit der Brutstandorte (abhängig vom Wasserstand, Vegetationsentwicklung) die Population teilweise in

Tab. 9: Übersicht der in den Jahren 2001 bis 2015 im österreichischen Neusiedler See-Gebiet besetzten Koloniestandorte der Flussseeschwalbe. AV = Ansiedlungsversuch ohne jeglichen Bruterfolg, BV = Brutversuch mit nachweislich geschlüpften Pulli, EB = erfolgreiche Brut mit nachweislich flüggen Juvenilen. LL = Lange Lacke
Tab. 9: *Overview of occupied colonies 2001-2015 in the in the Austrian part of the Neusiedler See area. AV = Attempt of colonization without eggs hatching; BV = attempted breeding, eggs hatched but no fledged juveniles; EB = successful broods with fledged juveniles. LL= Lange Lacke*

Brutstandorte	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	Summe Jahre
Birnbaumlacke		AV							AV					AV		3
Fuchslochlacke															EB	1
Illmitzer Zicksee	AV	AV					AV						AV		AV	5
Kichsee													AV		AV	2
Lettengrube						EB	AV	AV	AV	AV				AV		6
LL Nordufer	AV														BV	2
LL Nordwestinsel	BV					EB	EB	EB	EB	BV						6
LL Ostuferinsel	EB		EB													2
LL Südhalbinsel	EB	AV									EB	AV				4
LL Westufer Sauspitz															EB	1
LL Zentralinsel im Ostteil		AV	BV	EB				BV								4
Obere Halbjochlacke	AV		BV	AV	EB				AV	EB				EB		7
Obere Höllacke			AV													1
Ochsenbrunnlacke								EB	AV	AV				AV		4
Östliche Wörthenlacke		AV					AV									2
Przewalski-Koppel										EB			AV	AV		3
Sandack Koppel															AV	1
Schilfgürtel in Oggau												BV		BV		2
Schilfgürtel Mörbisch		EB	BV		BV		EB	EB				BV				6
Schilfgürtel Przewalski-Koppel					EB											1
Schilfgürtel Sandegg				AV	EB								BV			3
Südlicher Stinkersee	AV			EB	AV	AV	AV	EB	EB	BV		EB	EB	AV	EB	12
Summen Kolonien	7	6	5	4	5	3	6	6	6	6	1	5	4	7	7	78

Bereichen des ungarischen Nationalparks brütet (Abb. 36). 2001-2009 brüteten hier 10-34 Paare in der Überflutungsfläche Nyirkai Hany, die ab 2010 aufgrund fortschreitender Verschluffung ungeeignet wurde. Bei Mekszikópuszta war das (künstliche) Überflutungsgebiet Nyéki szállás 1990-2015 in 17 von 26 Jahren besiedelt. Zumeist brüteten hier weniger als 35 Paare, lediglich 2013 und 2014 waren es 60 bzw. 70 Brutpaare (A. Pellingner in litt.).

Während in den trockenen Jahren 2001-2007 im Durchschnitt pro Jahr 28 Jungvögel ausflogen waren es in den feuchteren Jahren 2008-2015 im Mittel 44 (Abb. 37); dieser Unterschied lässt sich jedoch statistisch nicht sichern (Mann-Whitney U-Test, $U = 19,5$, $p = 0,3652$). In den Jahren 2001-2015 wurden insgesamt 78 Kolonien gegründet (Tab. 8). In 37 dieser Kolonien kam es nur zu Ansiedlungsversuchen, in 13 zu Brutversuchen und in 28 zu erfolgreichen Bruten. 2004 und 2008 wurde die für eine Populationserhaltung erforderliche Reproduktionsrate von mindestens 0,8 Jungvögeln pro Paar (Wendeln & Becker 1998), nachweislich deutlich überschritten. Auch 2014 lag sie mit 0,76 schon nah daran und 2014 und 2015 gab es ebenfalls einen hohen Bruterfolg.

Mittel- und langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Der Bestand zeigte in den Jahren 1981-2000 eine knapp signifikant positive Entwicklung ($r_s = 0,45985$, $p = 0,0476$), in den Jahren 2001-2014 gab es sogar einen hoch signifikant positiven Zusammenhang ($r_s = 0,79208$, $p = 0,0007$). Der Brutbestand der Flusseeeschwalbe hat also seit 1981 zugenommen, und seit 2001 hat sich dieser Trend noch verstärkt. Die 78 in den Jahren 2001-2015 besetzten Kolonien verteilten sich auf 23 verschiedene Standorte (Tab. 9). Mit 12 Kolonien am häufigsten besetzt war der Brutplatz am Südlichen Stinkersee. Auf sechs verschiedenen Brutplätzen an der Langen Lacke gab es insgesamt 18 Kolonien. In sehr trockenen Jahren (z. B. 2004, 2005 und 2012) weichen die Flusseeeschwalben in den Schilfgürtel des Neusiedler Sees aus, in sehr nassen Jahren brüten sie auf neu entstandenen Inseln und Halbinseln an den überschwemmten Lackenrändern und in den angrenzenden Hutweiden.

Weißbart-Seeschwalbe (*Chlidonias hybrida*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts war die Weißbart-Seeschwalbe nur eine Ausnahmerecheinung im Neusiedler See-Gebiet. In den drei Saisonen (1940-42) intensiver Beobachtungen im Gebiet konnte Zimmermann (1943) die Art nicht feststellen und auch in den Jahren 1951-53 gelang keine einzige Beobachtung im eigentlichen Neusiedler See-Gebiet (Bauer et al. 1955). Für die Mitte der 1960er Jahre wurde die Weiß-

bart-Seeschwalbe als „regelmäßiger“ Durchzügler eingestuft, der allerdings nicht alljährlich zu beobachten sei (Festetics & Leisler 1970). Zwischen 1966 und 1991 wurde die Art nicht jedes Jahr gemeldet, zu einer Häufung von Nachweisen kam es lediglich 1977, einem Jahr mit überdurchschnittlich hohen Wasserständen. Ab 1992 wurden Weißbart-Seeschwalben dann alljährlich festgestellt, allerdings in doch sehr stark schwankender Zahl mit besonders vielen Meldungen in Jahren mit hohen Frühjahrs-Wasserständen (z. B. 1992). In den Jahren 1995-2000 mit den durchgehend hohen Wasserständen und dem Hochwasser im Jahr 1996 nahmen auch die Nachweise der Weißbart-Seeschwalbe sprunghaft zu (Dvorak et al. 2010). Die Hochwasserjahre 1996 und 1997 erbrachten einen Einflug in den Seewinkel und es kam sogar zur Ansiedlung brutwilliger Paare. 1996 baute ein Paar an einem Nest in der Nähe einer Lachmöwen-Kolonie im Westteil der Langen Lacke, gab dieses jedoch wieder auf. Anfang Juni hielten sich dann nicht weniger als 75 Exemplare im südlichen Seewinkel im Grenzgebiet zu Ungarn auf, einige davon bauten Nester und kopulierten; die Brutkolonie mit 44 Paaren etablierte sich dann knapp auf ungarischer Seite. 1997 hielten sich bis Anfang Juni wiederum brutverdächtige Paare im Seewinkel auf (Dvorak et al. 2010).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Im Jahr 2009 gelang an der unmittelbar westlich der westlichen Wörthenlacke gelegenen Neufeldlacke der erste Nachweis einer erfolgreichen Brut der Weißbart-Seeschwalbe in Österreich. In der aus 40-50 Brutpaaren bestehenden Kolonie schlüpften mindestens 61 Pulli (Dvorak et al. 2010). Die nächsten erfolgreichen Bruten gab es 2011, ebenfalls an der Neufeldlacke. Es siedelten sich rund 50-60 Paare an und brüteten in einem schütterten Schilfbestand auf Matten von fadenförmigen Grünalgen, mindestens 12 Jungvögel flogen aus. Zwei weitere erfolgreiche Bruten gab es im Nordwestteil der Langen Lacke. Während es im Trockenjahr 2012 zu keinen Bruten auf österreichischer Seite kam, entstanden im feuchten Frühjahr 2013 gleich zwei Brutkolonien an der Neufeldlacke und an der Apetloner Meierhoflacke. Ende Mai und Anfang Juni konnten an der Neufeldlacke 84-88 Nester gezählt werden. In der zweiten Kolonie in der Apetloner Meierhoflacke konnten Ende Mai 35 Nester erfasst werden. An beiden Brutplätzen gab es einen guten Bruterfolg, Ende Juli konnten bei einer Synchronzählung im Seewinkel insgesamt 109 flügge Jungvögel festgestellt werden. Im trockenen Jahr 2014 blieb der Brutplatz an der Neufeldlacke verwaist und an der Apetloner Meierhoflacke gab es nur einen kurzfristigen Ansiedlungsversuch. Zumindest 21 Paare machten jedoch einen Brutversuch in einem überschwemmten Röhrichtbestand im Bereich der Martentaulacke bei

Tab. 10: Verteilung der Brutpaare der Weißbart-Seeschwalbe (*Chlidonias hybrida*) auf die einzelnen Kolonien und jährlicher Gesamtbruterfolg (flügge Jungvögel) von 2009 bis 2015.

Tab. 10: Occupied colonies of Whiskered Tern (*Chlidonias hybrida*) between 2009 and 2015, number of breeding pairs and breeding success (fledglings) on each site.

Jahr	Koloniestandort	Brutpaare	Bruterfolg
2009	Neufeldlacke	42	43
2011	Neufeldlacke	45	
2011	LL Nordwest Uferbereich	2	12
2013	Neufeldlacke	84-88	
2013	Apetloner Meierhoflacke	35	109
2014	Martentau	21	0
2015	Neufeldlacke	19	
2015	Götschlacke	80	
2015	Stundlacke	51	
2015	Haidlacke	10	
2015	Lange Lacke Nordufer	112	
2015	Schwarzlacke	10	
2015	Hottergrube	19	136

Apetlon, ein Bruterfolg bleibt jedoch aus.

2015 gab es das bisherige Rekordjahr an Brutpaaren seit dem Erstbrutnachweis 2009 in Österreich. Verteilt auf sieben Koloniestandorte brüteten insgesamt 301 Brutpaare (Tab. 10), die allesamt einen guten Bruterfolg zu verzeichnen hatten. Die meisten Kolonien wurden in überschwemmten und nicht zu dichten Röhrichtbeständen und auf Matten von fadenförmigen Grünalgen angelegt. Während einer Simultanzählung im Zuge der Wasservogelerhebungen (1. und 2. August) wurde im gesamten Gebiet ein Mindest-Bruterfolg von 136 flüggen Jungvögeln registriert, in einem Zeitraum wo in einigen Kolonien noch Juvenile gefüttert wurden.

Auch wenn die Besiedlung des Neusiedler See-Gebietes durch die Weißbart-Seeschwalbe noch relativ kurz ist und über langfristige Trends noch keine Aussagen gemacht werden können, lässt sich sagen, dass eine steigende Anzahl von Brutpaaren großes Interesse am Gebiet zeigt und bei geeignet hohen Wasserständen ausreichend Brutplätze findet um hier erfolgreich zu brüten. So konnte die Art in wenigen Jahren von einer Rarität zu einer der dominanten Erscheinungen des Gebiets werden.

Wiedehopf (*Upupa epops*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Nur wenige Autoren des 19. Jahrhunderts stufen den Wiedehopf als Brutvogel ein, mit der Anmerkung, dass er in Weidegebieten vorkommt (Jukovits 1864, Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943). Koenig (1939) kannte die Art als Brutvogel am Westufer bei Donnerskirchen. Zimmermann (1943) beschrieb den Wiedehopf in den frühen 1940er Jahren als spärlichen Brutvogel und zählte am Ostufer von Illmitz bis Podersdorf in den extrem

nasskalten Jahren 1941-1942 etwa fünf besetzte Reviere. Anfang der 1950er Jahre war der Wiedehopfbestand dann „etwa dreimal so groß wie 1940-1942“ (Bauer 1952) und die Art wurde als „ziemlich häufiger Brutvogel im gesamten Gebiet“ bezeichnet (Bauer et al. 1955). Diese günstige Situation hielt im heutigen Nationalparkgebiet möglicherweise bis in die 1980er Jahre an. Die Kernzone des Brutgebietes am Ostufer bildete zu dieser Zeit der weitgehend geschlossen besiedelte Seedamm und das angrenzende Lackengebiet von Podersdorf bis südlich von Apetlon. 1986 konnten bei einer annähernd flächendeckenden Erhebung durch systematische Nistkastenkontrollen im Bereich Illmitz-Podersdorf 20 Reviere auf einer Fläche von 58 km² festgestellt werden (Dvorak 1988), 1987 und 1988 wurden im Seewinkel 18 bzw. 20 erfolgreiche Bruten beringt (Steiner et al. 2003). In den 1990er Jahren erfolgte ein Rückgang um mindestens 70 %, der in erster Linie auf Änderungen in der landwirtschaftlichen Nutzung zurückzuführen war (Grüll et al. 2008).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Ab 2002 brachte eine überregionale Ausbreitungswelle auch eine Bestandserholung im Seewinkel. 2003 wurden auf 37 km² am Ostufer des Neusiedler Sees acht, 2004 13 und 2005 14 Reviere erfasst (Grüll et al. 2008). Ab 2006 wurden Zählungen rufender Männchen auf einer Fläche von 32,5 km² durchgeführt (Grüll et al. 2014). Ab 2011 wurde das Untersuchungsgebiet dann nach Süden bis zum Apetloner Hof erweitert und umfasste damit 41 km², wobei in dieser ergänzten Fläche 0-2 Rufer, in einem Jahr maximal drei Rufer je Zählung festgestellt wurden. Auf der ursprünglichen Fläche wurde in diesen 10 Jahren eine signifikante Zunahme festgestellt ($r_s = 0,78994$, $p = 0,011$). Von 2006 (16) bis 2015 (24) nahm

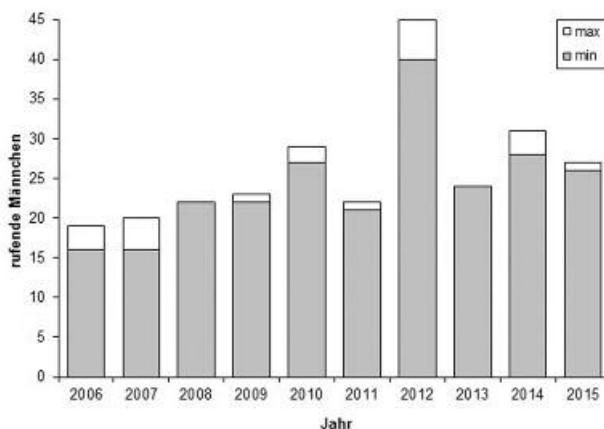


Abb. 38: Bestandsentwicklung des Wiedehopfs *Upupa epops* in den Jahren 2016-2015.

Fig. 38: Population development of Hoopoe *Upupa epops* in the years 2006-2015.

der Bestand um 50 % zu, wobei es 2011-2013 kurzfristig zu starken Schwankungen zwischen 21-22 und 40-45 rufenden Männchen kam (Abb. 38). Letzterer Wert, der im Jahr 2012 gezählt werden konnte, wurde danach nicht mehr erreicht und dürfte eher auf eine außergewöhnlich hohe Zahl an (durchziehenden) Nichtbrütern zurückzuführen sein. Nach wie vor beherbergt das Ostufer des Neusiedler Sees zwischen Podersdorf und Illmitz den überwiegenden Teil der Wiedehopf-Population (Grüll et al. 2014), wobei in den Jahren 2010-2015 auf der 32,5 km² großen Probefläche Siedlungsdichten zwischen 0,8 und 1,0 rufende Männchen/km² (2012 sogar 1,2-1,4) ermittelt wurden.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Der Wiedehopf-Bestand im Seewinkel zeigte langfristig starke Schwankungen mit einem Tiefstand in den frühen 1940er Jahren und einem Hoch zwischen den frühen 1950er und späten 1980er Jahren. Nach einem neuerlichen Tiefstand in den 1990er Jahren kam es ab dem Beginn der 2000er Jahre wieder zu einer starken Bestandszunahme. Seit 2010 lassen stark schwankende Ergebnisse der Simultanzählungen auf der zentralen Probefläche offen, ob der positive Trend momentan noch anhält. Eher gehen wir davon aus, dass zumindest auf dieser Teilfläche der Bestand momentan stabil ist.

Den überwiegenden Teil der Wiedehöpfe beherbergt nach wie vor der Sandrücken des Seedamms zwischen Podersdorf und Illmitz, entlang dem sich die Reviere perlenschnurartig auffädeln. Dieses Vorkommen strahlt in geringerer Dichte noch bis an die Ortsränder von Illmitz und Apetlon und bis zur Graurinderkoppel südlich von Apetlon aus. Abseits davon existieren im Seewinkel noch verstreut einzelne Reviere, etwa im Bereich der zentralen Lacken oder auf den Zitzmannsdorfer Wiesen.

Blaukehlchen (*Luscinia svecica*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im späten 19. und frühen 20. Jh. wurde das Blaukehlchen von den meisten Autoren als Brutvogel angeführt, es wurde als häufiger (Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943, Dombrowski 1889) und als „sicherer“ Brutvogel (Schenk 1917) bezeichnet. Koenig (1939) stellte die Art Mitte der 1930er Jahre als häufigen Brutvogel vor allem an der Wulkamündung fest. Zimmermann (1943) fasste dann den Wissensstand zu Beginn der 1940er Jahre wie folgt zusammen: „das Weißsternige Blaukehlchen ist ein über das gesamte Gebiet verbreiteter, stellenweise häufiger Brutvogel“. Er betont besonders die hohen Dichten in den Grauweiden-Beständen bei Purbach und Neusiedl. Ähnlich stufen Bauer et al. (1955) den Status der Art 10 Jahre später ein: „Häufiger Brutvogel der Verlandungszone des Sees“. Am zwei Kilometer langen Damm

zum Seebad Neusiedl lagen 1951 10-12 Blaukehlchen-Revier. Als Verbreitungsschwerpunkte wurden in diesen beiden und in allen weiteren verfügbaren Quellen übereinstimmend die landseitigen Schilfränder genannt, keine einzige der älteren Arbeiten (vor 1960) macht Angaben zu Vorkommen abseits der landseitigen Verlandungszone.

In den Jahren ab 1960 und bis 1980 besiedelte das Blaukehlchen dann vermehrt Sekundärstandorte im Seewinkel. Während in diesen Jahren zumindest 40 verschiedene Vorkommen bekannt wurden, verwaisten die früheren Verbreitungsschwerpunkte in der Seerandzone fast völlig; die wenigen verbliebenen Vorkommen lagen im Bereich von Störstellen wie den Dämmen oder an Kanälen mit frisch aufgeschütteten Flächen (Grüll 2001).

In den 1980er und 1990er Jahren brütete das Blaukehlchen in den Randzonen des Schilfgürtels fast nur noch an anthropogenen Sonderstandorten wie Schilflagerplätzen, Gräben, Dämmen und anderen Aufschüttungen. Außerhalb des Schilfgürtels war im Seewinkel ein deutlicher Verbreitungsschwerpunkt an den Lacken und Grabensystemen in den grundwassernahen Teilen des südwestlichen Seewinkels in den Gemeindegebieten von Illmitz und Apetlon vorhanden (Grüll 2001). Eine Bestandschätzung für die Jahre 1986-87 ergab 150 Brutpaare für das gesamte Neusiedler See-Gebiet. Davon entfielen auf den zu dieser Zeit nur noch stellenweise besetzten Schilfgürtel des Sees kaum mehr als 50 Reviere (Grüll 1988).

Ab den 1980er Jahren nahm der Bestand im Seewinkel ab und dieser kontinuierliche Rückgang beschleunigte sich nach 1995 dann dramatisch. Im zentralen Seewinkel verschwanden alle Brutplätze zwischen 1981 und 1995. Im südwestlichen Seewinkel wurden 1990-2000 nur mehr maximal 28 Reviere gezählt, während 1986 bei einer einmaligen Erhebung noch 36 erfasst wurden. Nach dem Hochwasserjahr 1996 fiel der Bestand auf sechs Reviere, stieg aber im Jahr 2000 wieder leicht an. Von den 150 Paaren Mitte der 1980er Jahre dürften bis Ende der 1990er Jahre kaum mehr als 60-70 Reviere übrig geblieben sein (Grüll 2001).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Eine überraschende Wendung nahm die Bestandsentwicklung dann in den Jahren niedriger Wasserstände zwischen 2002 und 2005. Ab 2002 gab bereits die Bestandsentwicklung entlang zweier Seedämme am Westufer Hinweise auf eine Bestandszunahme am Neusiedler See: Entlang des Seedamms Winden nahm die Zahl der Blaukehlchen-Revier von drei 2001 auf vier 2004, 6-9 2005 und 6-8 Reviere 2006 zu. Eine ganz ähnliche Entwicklung wurde entlang des Seedamms in Mörbisch registriert: 2001 und 2002 fehlte die Art hier, 2003 wurden drei, 2004 3-4, 2005 4-5 und 2006 drei Reviere kartiert.

2005 war das Blaukehlchen im Schilfgürtel der Kernzone weit verbreitet. An 23 von 40 Zählpunkten wurden

32 singende Blaukehlchen festgestellt; weitere Reviere fanden sich am Rand des Schilfgürtels beim Sandeck und beim Neudegg sowie im Gebiet des Herrensees. Allein diese Zählungen, die nur einen kleinen Teil des Gebiets abdeckten, ergaben zumindest 40 Reviere. Der tatsächliche Brutbestand in diesem Jahr muss weit höher gelegen sein. Erhebungen am West- und Nordufer ergaben 2006 41 singende Männchen an 27 von 40 bearbeiteten Zählpunkten. Da allerdings die meisten Zählpunkte im weiteren Umkreis von Dämmen oder Kanälen lagen, kann anhand dieser Daten noch nicht auf eine weitere Verbreitung im Schilfgürtel geschlossen werden, wenngleich entlang der Wulka und im Schilfgürtel bei Weiden auch mitten im Schilf gelegene Reviere abseits von Dämmen entdeckt wurden. Weitere Kartierungen entlang der Seedämme erbrachten für das Seebad Jois acht Reviere, für den Seedamm Breitenbrunn 4-5 und für den Seedamm Purbach 8-12 Reviere. Zumindest neun weitere Reviere wurden bei Kartierungen entlang des Seerandes zwischen Mörbisch und Neusiedl am See entdeckt. Insgesamt wurden 2006 am Westufer 64-71 Blaukehlchen-Reviere gezählt. Man kann für die Jahre 2005 und 2006 mit einem Blaukehlchen-Bestand von zumindest 200-300 Revieren im Schilfgürtel des Neusiedler Sees rechnen. Nach 2007 ist dann mit dem steigenden Wasserstand der Bestand im Schilfgürtel wieder rasch zurückgegangen. Entlang der seit 2001 jährlich kontrollierten Seedämme in Mörbisch und Winden war das Blaukehlchen aus dem überschwemmten Schilfgürtel verschwunden und nur mehr im Bereich der Dämme zu finden. Zwischen 2011-2015 sind dann fast alle Vorkommen am Westufer erloschen (M. Dvorak unveröff.).

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Eine ähnlich kurzzeitige Besiedlung des Schilfgürtels wurde bereits von Koenig (1939, 1952) für Mitte der

1930er Jahre beschrieben, die sich ebenfalls durch sehr niedrige Wasserstände auszeichneten. Bei den in den Schilfgürtel kurzzeitig einwandernden, vielen hundert Blaukehlchen-Paaren scheint es sich um Vögel einer mehr oder weniger isolierten „pannonischen“ Population zu handeln (Grüll 2001), die offenbar bei kurzfristig neu entstehenden, optimalen Lebensraumbedingungen große Flächen sehr schnell besiedeln können. Davon abgesehen hat der Blaukehlchen-Bestand im Verlauf des 20. Jahrhunderts unzweifelhaft sehr stark abgenommen; allein im Verlauf der 1980er und 1990er Jahre ist ein starker Bestandsrückgang um 60-70 % dokumentiert (Grüll 2001). Damit ist das Blaukehlchen, von den Invasionsjahren abgesehen, von einem häufigen zu einem nur mehr ganz vereinzelt vorkommenden Brutvogel geworden.

Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Aus dem 19. Jahrhundert gibt es nur wenige Berichte über ein Brutvorkommen, hervorzuheben ist ein Bericht aus dem Mai 1891 über zumindest 28 singende Rohrschwirle bei Donnerskirchen und „überall schwirrende“ Vögel bei Meksikopuzza (Homeyer 1892). Schenk (1917) stellte die Art in denselben Gebieten fest und schrieb „Meiner Ansicht nach brütet der Nachtigallrohrsänger entlang des ganzen Seeufers überall an ihm zugehenden Stellen“. Von den 1930er bis in die 1950er Jahre wird der Rohrschwirl übereinstimmend als häufiger Brutvogel eingestuft (Koenig 1939, Seitz 1943, Zimmermann 1943, Koenig 1952). Quantitative Angaben wurden erstmals in den 1980er Jahren erhoben: 1982-1983 wurden bei Linientaxierungen 0,3 und 1,3 Reviere/ha erfasst (Zwicker & Grüll 1985) und 1989 auf vier größeren Probestellen (12-92 ha) Siedlungsdichten von 0,3-0,9 Revieren/ha ermittelt (M. Dvorak unveröff.). 1995

	Punkte/Zählungen	Beob.	Beob. je Zählung	Punkte mit Rohrschwirlen	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	209	1,2	52 (85 %)	0,9 (0,6-1,3)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	256	2,1	40 (100 %)	1,6 (1,1-2,2)
2006					
Westufer gesamt	40/120	272	2,3	40 (100 %)	1,6 (1,2-2,3)
Weiden	5/15	36	2,4	5	
Jois	5/15	40	2,6	5	
Winden	6/18	46	2,6	6	
Purbach	5/15	39	2,6	5	
Wulka	14/42	85	2,0	14	
Mörbisch	5/15	25	1,7	5	
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	115	1,4	28 (100 %)	

Tab. 11: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren 1995, 2005, 2006 und 2012 für den Rohrschwirl (*Locustella luscinioides*).

Tab. 11: Results of point counts in the years 1995, 2005, 2006 and 2012 for Savi's Warbler (*Locustella luscinioides*).

wurde in einem 12,7 km² großen Schilfgebiet im Südeil des Sees mittels Punkttaxierung ein Bestand von 612 (297-927) Brutpaaren ermittelt (Dvorak et al. 1997), dies entsprach einer mittleren Siedlungsdichte von 0,5 Brutpaaren/ha und damit ziemlich genau den auf kleineren Flächen erzielten Werten. Eine Hochrechnung anhand dieser Daten ergab einen geschätzten Bestand von 3.000-5.000 Brutpaaren für den gesamten österreichischen Teil des Neusiedler Sees (Dvorak et al. 1997).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Die Erhebungen der Jahre 2005 und 2006 ergaben eine überraschende Zunahme um ca. 80 % im Vergleich zu 1995 (Tab. 11). Sowohl am Ost- als auch am Nord- und Westufer wurden durchschnittliche Siedlungsdichten von 1,6 Revieren/ha ermittelt. Rechnet man für 2006 mit 73,5 km² an geeignetem Habitat (25 km² am Ostufer und 48,5 am Nord- und Westufer) ergeben sich hochgerechnet 8.570-16.655 Reviere und damit eine Bestandschätzung von 8.000-16.000 Brutpaaren für die Jahre 2005 und 2006. Eine weitere Bestandserfassung mittels Punkttaxierung in der Kernzone des Nationalparks ergab 2012 wiederum einen Rückgang (Tab. 11). Die relative Dichte lag hier 1995 bei 1,2, 2005 bei 2,1 und 2012 wiederum bei nur 1,4 singenden Männchen/Punkt. Die relative Dichte war damit in den beiden Jahren mit hohen Wasserständen (1995 und 2012) sehr ähnlich, im Jahr mit sehr viel niedrigeren Wasserständen (2005) jedoch deutlich höher. Eine ähnliche, sogar etwas höhere relative Dichte wurde überdies 2006 bei immer noch niedrigen Wasserständen auch im Schilfgürtel am Westufer des Neusiedler Sees ermittelt. Die bisher ermittelten Zahlen für Jahre stark unterschiedlicher Wasserstände deuten damit an, dass die Dichten des Rohrschwirls im Schilfgürtel des Neusiedler Sees bei niedrigen Wasserständen deutlich höher sind als bei hohen Wasserständen.

Obwohl für 2012 Zählungen nur aus der Kernzone des Nationalparks vorhanden sind, gehen wir davon aus, dass die Tendenz zu geringeren Siedlungsdichten auch für die anderen Teile des Schilfgürtels gilt. Wir schätzen den Brutbestand für das Jahr 2012 daher auf 5.000-10.000 Paare.

Auf der ungarischen Seite wurde im Jahr 2008 eine erste Siedlungsdichte-Untersuchung im Schilfgürtel durchgeführt. Es wurden hier Dichten zwischen 0,8 und 1,8 Revieren/ha ermittelt, was im Bereich der auf österreichischer Seite erhobenen Zahlen liegt. Der Bestand in Ungarn wurde, auf diesen Zahlen basierend, auf rund 5.000 (2.500-7.500) Reviere hochgerechnet (Vadász et al. 2011).

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Alle älteren Angaben aus dem 20. Jahrhundert zeigen, dass der Rohrschwirl schon damals ein häufiger Brutvogel war. Einen Hinweis darauf, dass die Art Mitte des 20. Jahrhunderts möglicherweise seltener war als ab den 1980er Jahren liefern die Fangdaten der Vogelwarte Neusiedl am See aus den Jahren 1954-1964. Mit 681 gefangenen Exemplaren erreichte der Rohrschwirl nur ca. 30 % der Fangzahlen von Mariskens- und Schilfrohrsänger, beides Arten, die in den 1980er und 1990er Jahren ein ähnliches Bestandsniveau wie der Rohrschwirl hatten.

Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Der Mariskensänger wurde schon in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts als Brutvogel des Neusiedler Sees angegeben (zusammengefasst in Zimmermann 1943). Koenig (1939) ist der erste, der die Art als regelmäßigen Brutvogel bezeichnete und auch erste Angaben zur Brutbiologie (Neststandort) lieferte, Goethe (1939) veröffentlichte dann ergänzende Beobachtungen. In den Jahren 1941 und 1942 gelangen Zimmermann (1943) Beobach-

Tab. 12: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren 1995, 2005, 2006 und 2012 für den Mariskensänger (*Acrocephalus melanopogon*).

Tab. 12: Results of point counts in the years 1995, 2005, 2006 and 2012 for the Moustached Warbler (*Acrocephalus melanopogon*).

	Punkte/Zählungen	Beob.	Beob. je Zählung	Punkte mit Mariskens.	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	204	1,2	56 (92 %)	1,2 (0,9-1,6)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	110	0,9	34 (85 %)	0,9 (0,6-1,4)
2006					
Westufer gesamt	40/120	49	0,4	25 (63 %)	0,5 (0,3-0,8)
Weiden	5/15	4	0,3	3	
Jois	5/15	15	1	4	
Winden	6/18	17	1,1	6	
Purbach	5/15	9	0,6	5	
Wulka	14/42	5	0,1	4	
Mörbisch	5/15	9	0,6	3	
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	31	0,4	14 (50 %)	

tungen bei Purbach, Donnerskirchen, Weiden und beim Sandeck. Zu Beginn der 1950er Jahre gaben Bauer et al. (1955) den Mariskensänger für das Westufer als recht häufigen, aber wegen der Bindung an Rohrkolbenbestände sehr ungleichmäßig verbreiteten Brutvogel an.

In den 1980er und frühen 1990er Jahren wurden in geeigneten Schilfbeständen großflächig 1-2 Revier/ha gezählt (M. Dvorak unveröff.), in kleineren Flächen sind noch höhere Zahlen möglich: Probeflächenuntersuchungen ergaben z. B. zwei und vier Revier auf 2 ha (Zwicker & Grüll 1985), zwei und 3,1 Revier/ha (M. Dvorak unveröff.), 16 Revier auf 5 ha (M. Dvorak & A. Ranner unveröff.) und 12 Revier auf 4,8 ha (Laußmann & Leisler 2001).

1995 wurden in der Kernzone an 56 von 61 Zählpunkten zumindest bei einer Zählung Mariskensänger festgestellt (Tab. 12), was einer Frequenz von 1,2 Individuen pro Punkt und Zählung entspricht (Dvorak et al. 1997). Eine Bestandsschätzung ergab 1.955 Revier (± 555) auf einer Fläche von 12,7 km², dies entsprach einer großflächigen Dichte von 1,5 ($\pm 0,4$) Revieren/ha. Eine Hochrechnung dieser Zahl auf den gesamten Schilfgürtel ergab eine Bestandsschätzung von 8.700-15.600 Revieren (Dvorak et al. 1997).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

In der Kernzone des Nationalparks wurde der Mariskensänger 2005 an 85 % aller Zählpunkte nachgewiesen. Am Nord- und Westufer des Sees war die Frequenz des Auftretens 2006 mit 63 % deutlich geringer, besonders im Bereich nördlich der Wulkamündung fehlte die Art an der Mehrzahl der Zählpunkte. Die Berechnung der Siedlungsdichte ergab für die Kernzone des Nationalparks eine durchschnittliche Dichte von 0,9 Revieren/ha, am Westufer waren es großflächig nur 0,5/ha (Tab. 12). In den Jahren 2005 und 2006 wurden 53 km² Schilffläche als ungeeigneter Lebensraum für den Mariskensänger klassifiziert, 48,5 km² wurden als geeigneter Lebensraum eingestuft. Die Hochrechnung ergab daher für 21,6 km² Schilffläche am Ostufer zwischen Illmitz und der Staatsgrenze zu Ungarn mit einer Siedlungsdichte von 0,6-1,4 Revieren/ha 1.296-3.024 Revier. Für den restlichen Schilfgürtel wurden Dichten von 0,3-0,8 Revieren/ha ermittelt, rechnet man diesen Wert auf die verbleibenden 26,9 km² hoch ergeben sich 807-2.152 Revier. Als Gesamtbestand im österreichischen Teil des Neusiedler Sees ergaben sich daher für die Jahre 2005/06 2.100-5.200 Brutpaare. 2012 wurde eine weitere, starke Abnahme in der Kernzone festgestellt: Wurden 1995 noch 1,2 singende Männchen/Zählung registriert fiel dieser Wert 2005 auf 0,9 und 2012 auf nur mehr 0,4. Auch das Verbreitungsgebiet hat abgenommen: 1995 wurden noch an 92 % der Zählpunkte Mariskensänger festgestellt, 2005 waren es noch 85 %, 2012 aber nur mehr 50 % (Tab. 12). Obwohl aufgrund der im Vergleich zu 2005 deutlich höheren

Wasserstände eine Erholung des Bestandes zu erwarten war, trat diese nicht ein, sondern es kam zu einer weiteren Abnahme.

Die im Jahr 2008 durchgeführten Bestandserfassungen von Schilfvögeln in Ungarn ergaben demgegenüber großflächig Dichten, die mit 1,6-2,4 Revieren/ha weit über den Werten auf österreichischer Seite lagen. Auf die insgesamt in Ungarn vorhandenen Schilfflächen bezogen wurde mit diesen Dichten ein Bestand von 13.000 (± 3.500) Revieren hochgerechnet (Vadász et al. 2011). Da derartige Siedlungsdichten in Österreich bei keiner der früheren Untersuchungen auch nur annähernd festgestellt wurden und andererseits die angewandte Erfassungsmethode mit einiger Wahrscheinlichkeit zur Überschätzung von weithin hörbaren Arten (wie z. B. dem Mariskensänger) und zur Unterschätzung von nur über kurze Distanzen hörbaren Arten (z. B. dem Teichrohrsänger) führen kann, sind diese Ergebnisse mit Vorbehalt zu sehen.

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Auch in der älteren Literatur wird die aufgrund der spezifischen Lebensraumsprüche ungleichmäßig Verbreitung der Art betont. Aus den vorliegenden Angaben kann geschlossen werden, dass der Mariskensänger Mitte des 20. Jahrhunderts seltener als Drossel- und Teichrohrsänger war. Der Anteil der Art an den Rohrsänger-Fänglingen 1954-1964 bei Neusiedl (1.917) und 1981-1983 bei Winden (892) fiel mit 11,9 bzw. 13,1 % sehr ähnlich aus und gibt keinen Hinweis auf stärkere Bestandsveränderungen in diesem Zeitraum (nach Daten in Samwald 1965, Zwicker & Grüll 1985). Anfang der 1980er Jahre wagten Grüll & Zwicker (1993) erstmals eine Bestandsschätzung und kamen auf einen „Näherungswert“ von 7.000 Brutpaaren. Die wesentlich höhere Schätzung aus der Mitte der 1990er Jahre dürfte auf einer zu optimistischen Einschätzung der abseits der Kernzone vorhandenen, geeigneten Lebensräume basieren. Die flächenmäßige Ausdehnung der Schilf- und Brandflächen hatte im Vergleich zu den 1980er Jahren vermutlich nicht wesentlich zugenommen: So schätzte Knoll (1986) für die Jahre 1984 und 1985 eine durch Schnitt und Brand beeinflusste Fläche von 37 km², was ziemlich genau dem Anteil entspricht, der auch 2005 und 2006 in Anspruch genommen wurde.

Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im 19. Jahrhundert wurde der Teichrohrsänger als häufiger Brutvogel des Sees bezeichnet (Faszl 1883 zit. in Zimmermann 1943) und in den 1930er Jahren stufte Koenig (1939) die Art als sehr häufigen Brutvogel ein. Anfang der 1940er Jahre wurde er als „der dritthäufigste

der Rohrsänger“ bezeichnet, der an „Zahl jedoch noch erheblich hinter dem Drossel- und dem Schilfrohrsänger zurückbleibt“ (Zimmermann 1943). Auch Bauer et al. (1955) sahen den Teichrohrsänger als häufigen, Schilf- und Drosselrohrsänger hingegen als „sehr häufige Brutvögel“ an. Böck (1979) schätzte hingegen anhand von Fangdaten aus den 1960er Jahren, dass der Teichrohrsänger dreimal so häufig wäre als der Drosselrohrsänger.

Bei den ersten quantitativen Kartierungen wurden in den 1980er und frühen 1990er Jahren in Altschilfflächen Dichten von 16,7 (Laußmann & Leisler (2001), 17 und 28,5 Revieren/ha ermittelt, auf jüngeren Flächen fanden sich fünf, sechs (Zwicker & Grüll 1985), fünf bzw. 9,4 Reviere/ha (Dvorak et al. 1993a) und in einem 19 ha großen Gebiet wurden immerhin noch 5,8 Reviere/ha erfasst (M. Dvorak unveröff.). 1995 wurde in einem 12,7 km² großen Schilfgebiet im Südteil des Sees ein Bestand von 5.014 (3.298-6.730) Brutpaaren ermittelt. Eine Hochrechnung anhand dieser Daten ergab für 1995 eine Bestandsschätzung von 20.500-42.000 Brutpaaren für den gesamten österreichischen Teil des Neusiedler Sees (Dvorak et al. 1997).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

2005 und 2006 wurden durchschnittliche Dichten von 6,7 Revieren/ha am Ostufer und 7,3 Revieren/ha am Nord- und Westufer ermittelt (Tab. 13). In der Kernzone des Nationalparks, die in beiden Jahren untersucht wurde, kam es im Vergleich zu 1995 zu einer Abnahme um ca. 20 % von 8,2 auf 6,7 Reviere/ha. 73,5 km² des Schilfgürtels (25 km² am Ost- und 48,5 am Nord- und Westufer) wurden 2005/06 als geeigneter Lebensraum eingestuft. Eine Hochrechnung mit den ermittelten Dichtewerten (Tab. 13) ergab 44.805-60.975 Reviere und damit eine Bestandsschätzung von 45.000-60.000 Brutpaaren für die Jahre 2005/06. Im Vergleich zu 1995 dürfte es allerdings

keine Zunahme gegeben haben, denn die damalige Schätzung wurde mit anderer Methode errechnet. Im Jahr 2012 wurde in der Kernzone des Nationalparks erneut eine Bestandserfassung durchgeführt, die eine relative Dichte von 3,6 singenden Männchen/Punkt ergab (Tab. 13). Der Brutbestand hat sich daher in letzten 15 Jahren, von leichten Schwankungen abgesehen, nicht verändert.

Auf ungarischer Seite wurden 2008 Siedlungsdichten zwischen 1,1 und 3,4 Revieren/ha erhoben, was sehr deutlich unter den Zahlen auf österreichischer Seite liegt. Der Bestand in Ungarn wurde, auf diesen Dichtewerten basierend, auf rund 13.000 (9.500-16.000) Reviere hochgerechnet (Vadász et al. 2011).

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

In den 1930er bis 1950 Jahren wurde der Teichrohrsänger teils als „sehr häufig“, teils aber auch nur als die dritthäufigste Rohrsängerart eingestuft. Der Anteil der Art an den Rohrsänger-Fänglingen 1954-1964 bei Neusiedl (8.918) und 1981-1983 bei Winden (3.738) fiel mit 55,5 bzw. 54,8 % sehr ähnlich aus und gibt keinen Hinweis auf stärkere Bestandsveränderungen in diesem Zeitraum (nach Daten in Samwald 1965, Zwicker & Grüll 1985).

Böck (1979) kam, allein von den durchschnittlichen Reviergrößen ausgehend, auf einen Brutbestand von 210.000 Paaren, Zwicker & Grüll (1993) schätzten, anhand konkreter Dichtewerte und mit ersten Daten zur Ausdehnung geeigneten Lebensraums für den Beginn der 1980er Jahre immerhin noch 130.000 Paare. Die Angaben aus den 1990er Jahren liegen daher ebenso wie die aktuellen Hochrechnungen sehr deutlich unter diesen früheren Schätzungen. Obwohl aufgrund unterschiedlicher Erhebungsmethoden ein direkter Vergleich dieser Zahlen nicht möglich ist, deutet sich mittelfristig doch ein Rückgang des Teichrohrsänger-Bestandes an.

	Punkte /Zählungen	Beob.	Beob. je Zählung	Punkte mit Teichrohrs.	Reviere/ha (+/- 95 % CI)
1995					
Sandeck-Neudegg	61/177	588	3,3	61 (100 %)	8,2 (7,1-9,6)
2005					
Sandeck-Neudegg	40/120	361	3,0	40 (100 %)	6,7 (5,7-7,9)
2006					
Westufer gesamt	40/120	382	3,2	40 (100 %)	7,3 (6,3-8,5)
Weiden	5/15	49	3,3	5	
Jois	5/15	36	2,4	5	
Winden	6/18	40	2,2	6	
Purbach	5/15	54	3,6	5	
Wulka	14/42	145	3,4	14	
Mörbisch	5/15	59	3,9	5	
2012					
Sandeck-Neudegg	28/84	300	3,6	28 (100 %)	

Tab. 13: Ergebnisse der Punkttaxierungen in den Jahren 1995, 2005, 2006 und 2012 für den Teichrohrsänger (*Acrocephalus scirpaceus*).

Tab. 13: Results of point counts in the years 1995, 2005, 2006 and 2012 for the Reed Warbler (*Acrocephalus scirpaceus*).

Drosselrohrsänger (*Acrocephalus arundinaceus*)

Bestandsentwicklung bis 2000

Im späten 19. und in der ersten Hälfte des 20. Jh. wurde der Drosselrohrsänger übereinstimmend als häufiger bis sehr häufiger Brutvogel bezeichnet (Schenk 1917, Koenig 1939) und Anfang der 1940er Jahre soll er noch häufiger als der Teich- und etwa ähnlich häufig wie der Schilfrohrsänger gewesen sein (Zimmermann 1943). Auch zu Beginn der 1950er Jahre wurde der Drosselrohrsänger als „sehr häufiger Brutvogel“ eingestuft (Bauer et al. 1955). In den 1960er Jahren wurde dann allerdings anhand von Fangdaten geschätzt, dass der Drosselrohrsänger-Bestand nur mehr 1/3 des Bestandes des Teichrohrsängers ausmacht (Böck 1979). Verschiedene Untersuchungen in den 1980er und frühen 1990er Jahren zeigten, dass der Drosselrohrsänger lokal, vor allem entlang von Seedämmen, hohe Dichten erreichen kann, dass die Art aber andererseits an sehr vielen Stellen des Schilfgürtels auch völlig fehlt (Dvorak et al. 1993a, M. Dvorak unveröff. Beob.). Bestätigt wurde dieser Befund durch eine großflächige Untersuchung im Südosten des Schilfgürtels zwischen Sandeck und Neudegg im Jahr 1995 (Dvorak et al. 1997). Auf einer Fläche von 14,2 km² wurden hier nur 75 Reviere gezählt, die Siedlungsdichte lag bei nur 5,4 Revieren/km². Es waren vorwiegend die seeseitige Randzone, Bereiche entlang von Kanälen sowie die Ränder offener Wasserflächen besiedelt, alles Stellen an denen besonders starkhalmiges, hohes Schilf wächst. Derartige Schilfbestände kommen im Schilfgürtel nur stellenweise vor, daher ist auch der Drosselrohrsänger nur lokal, hier aber unter Umständen in höherer Dichte, verbreitet. Der Gesamtbestand des Neusiedler Sees wurde 1995 auf maximal 2.000 Brutpaare geschätzt (Dvorak et al. 1997).

Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung 2001-2015

Die Bestandsentwicklung seit 2001 wurde in drei reprä-

sentativen Untersuchungsgebieten verfolgt (Abb. 39). Nach einem Rückgang im ersten Jahr kam es 2002-2011 zu einer starken Zunahme, gefolgt von zwei Jahren mit stagnierendem und schließlich in den beiden letzten Jahren (2014/15) stark rückläufigen Zahlen. Zwischen 2011 und 2015 betrug die Abnahme ca. 40 %. Seit 2001 zeigte sich ein signifikant positiver Zusammenhang zwischen den Pegelständen des Neusiedler Sees und der Revierzahl des Drosselrohrsängers (Kendalls $\tau = 0,579$, $n = 15$, $p = 0,003$). Die Zunahme war in erster Linie von der Entwicklung am seeseitigen Schilfrand bestimmt, in den beiden anderen Zählgebieten verlief der Zuwachs weniger steil bzw. flachte die Kurve viel früher ab.

In der Kernzone wurde der Drosselrohrsänger 2005 an acht von 40 Punkten festgestellt, fünf davon lagen im Neudegg, wo die Art bereits 1995 recht verbreitet war. Im Vergleich dazu waren jedoch neun Punkte nicht mehr besiedelt. Es scheint daher in der Kernzone zwischen 1995 und 2005 zu einer Reduktion des Verbreitungsgebiets gekommen zu sein, die gut zum Rückgang an den drei Transekten passt. Im Jahr 2006 wurde der Drosselrohrsänger am Westufer an 12 von 40 Punkten festgestellt. Entlang der Seedämme und in der Seerandzone am Westufer wurden 2006 200-250 Reviere kartiert. Drosselrohrsänger waren hier entlang der fünf untersuchten Seedämme (Jois, Winden, Breitenbrunn, Purbach, Mörbisch) häufig, ebenso am landseitigen Seerand zwischen Mörbisch und Jois. Ein wesentliches Vorkommensgebiet, nämlich der seeseitige Schilfrand wurde 2006 kaum untersucht, hier ist, ausgehend von den Dichten in der Kernzone, zumindest mit 300-500 weiteren Revieren zu rechnen. In den 2006 nicht erfassten Teilen des Schilfgürtels (weitere Kanäle, Blänken) sollten zusätzlich 200-350 Reviere zu finden sein. Es ist aber davon auszugehen, dass der Drosselrohrsänger in allen Bereichen mit niederwüchsigem, vergleichsweise dünnem Schilf weitgehend fehlt. Die Bestandsschätzung für

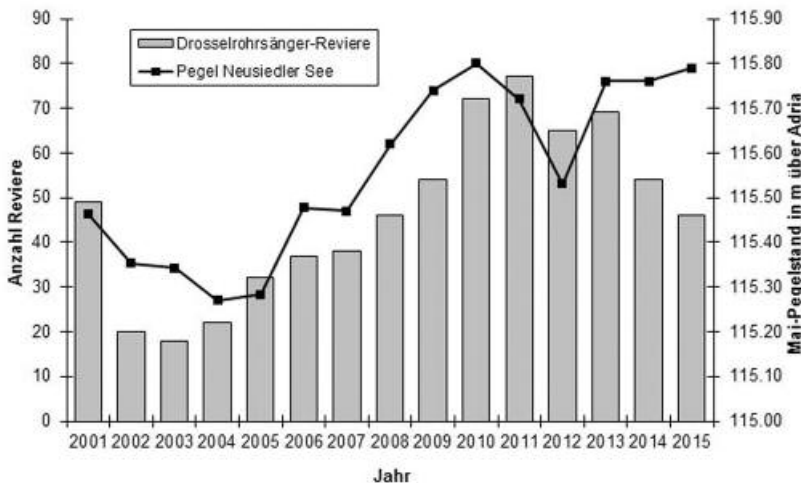


Abb. 39: Bestandsentwicklung des Drosselrohrsängers *Acrocephalus arundinaceus* (kombinierte Revierzahlen von drei Transekten) und mittlere Pegelstände des Neusiedler Sees im Monat Mai.
Fig. 39: Population trend of the Great Reed Warbler *Acrocephalus arundinaceus* (total numbers of territories from three transects) and mean water level of Lake Neusiedl in May.

2006 für den gesamten österreichischen Schilfgürtel des Neusiedler Sees beträgt daher nur 700-1.100 Reviere und liegt damit unter der Schätzung von 1995.

Eine starke Zunahme im Vergleich zu 2006 zeigen hingegen die 2012 durchgeführten Punkttaxierungen in der Kernzone. Während Drosselrohrsänger 2006 nur an 20 % aller Punkte festgestellt wurden, gelangen 2012 an 95 % der 28 gezählten Punkte Nachweise. Die relative Dichte pro Zählpunkt lag bei 0,9 singenden Männchen/Zählung. Auch hier spiegelt sich die starke Zunahme in den Transekten in den Zählwerten der Punkttaxierung wieder. Sollte dieser Befund einer starken Zunahme auch für die übrigen Bereiche des Schilfgürtels zutreffen, ist mit einer deutlichen Bestandszunahme seit 2006 zu rechnen. Der aktuelle Brutbestand des Drosselrohrsängers im österreichischen Teil des Schilfgürtels wird auf 1.500-3.000 Reviere geschätzt.

In Ungarn wurde 2008 eine Untersuchung zur Siedlungsdichte in unterschiedlichen Teilen des Schilfgürtels durchgeführt. Wie auf österreichischer Seite zeigte sich eine sehr uneinheitliche Verbreitung mit hohen Dichten in starkhalmigen, hohen Schilfbeständen und einem fast vollständigen Fehlen in den anderen Schilftypen. Der Bestand in Ungarn wurde auf rund 700 (\pm 550) Reviere hochgerechnet (Vadász et al. 2011).

Langfristige Bestandsentwicklung und Gebietsnutzung

Bis in die 1950er Jahre hinein wurde der Drosselrohrsänger übereinstimmend als häufigste oder eine der zwei häufigsten Rohrsängerarten oder als sehr häufiger Brutvogel eingestuft. Auch wenn nur sehr beschränkt quantitative Daten vorliegen, die einen Vergleich mit der heutigen Situation ermöglichen würden, ist davon auszugehen, dass der Brutbestand im Verlauf des 20. Jahrhunderts stark abgenommen hat und sich auch das Verbreitungsgebiet deutlich verkleinert hat. Fangdaten zeigen eine starke Abnahme des Anteils an der Gesamtzahl gefangener Rohrsänger: In den Jahren 1954-1964 waren unter 16.097 Individuen bei Neusiedl am See 2.972 Drosselrohrsänger, ein Anteil von 18,5 %. 1981-1983 wurden bei Winden 6.817 Rohrsänger gefangen, darunter 474 Drosselrohrsänger, was einem Anteil von nur 7,0 % entspricht (nach Daten in Samwald 1965, Zwicker & Grüll 1985). Einen Rückgang spiegeln auch die verschiedenen Versuche, den Gesamtbestand des Schilfgürtels auf österreichischer Seite zu schätzen, wieder: Für die 1960er Jahre kam Böck (1979) noch auf 70.000 Brutpaare, Zwicker & Grüll (1993) gaben für die frühen 1980er Jahre nur mehr 11.000 an! Angesichts der viel niedrigeren Angaben für Mitte der 1990er Jahre (Dvorak et al. 1997) waren jedoch beide Schätzungen vermutlich deutlich zu hoch angesetzt.

4. Diskussion

4.1 Die internationale Bedeutung des Neusiedler See-Gebiets als Brutgebiet für Vögel

Das Neusiedler See-Gebiet beherbergt für zahlreiche der untersuchten Arten auch in internationalem Maßstab für den Naturschutz bedeutende Brutbestände. Um diese Zusammenhänge anhand aktueller Daten zu quantifizieren, konnte auf die Datenbasis zurückgegriffen werden, die von BirdLife International im Rahmen der Arbeiten zur Europäischen Roten Liste der Vögel angelegt wurde. Für die Staaten der Europäischen Union (jedoch nicht für Griechenland) konnten die Daten für den Artikel 12-Bericht zur Vogelschutzrichtlinie integriert werden (BirdLife International 2015). Für jede regelmäßig in Europa vorkommende Vogelart liegen damit weitgehend Bestandsangaben oder -schätzungen vor, die idealerweise den Zeitraum 2008-2012 abdecken, in vielen Fällen aber auch, je nach Datenverfügbarkeit, längere und/oder weiter zurück liegende Zeiträume umfassen. Der Großteil dieser Angaben stammt aber aus dem Zeitraum nach 2001 und ist daher mit den im Rahmen des Nationalpark-Vogelmonitorings gesammelten Daten zeitlich vergleichbar.

Die Einschätzung der internationalen Bedeutung des Neusiedler See-Gebiets als Brutgebiet für Vögel erfolgte auf vier verschiedenen Ebenen, wodurch in Hinsicht auf die relative Bedeutung für einzelne Arten eine feinere Abstufung (als ja/nein) möglich wird. Unterschieden wurde (i) eine Pannonische Region, für welche die Daten aus Österreich, Ungarn, der Tschechischen Republik, der Slowakei und Serbiens summiert wurden. Obwohl jeweils (mit Ausnahme Ungarns) nur Teile dieser Länder der Pannonischen Region angehören, scheint die Verwendung der jeweiligen Angaben für das gesamte Land vertretbar, da die meisten der betroffenen Vogelarten in den Ländern wiederum weitgehend oder gänzlich auf den jeweils pannonischen Anteil an der Landesfläche beschränkt sind.

Als nächst höhere Ebene (ii) wurde Mitteleuropa gewählt, und zwar in der Einteilung, die im Handbuch der Vögel Mitteleuropas gewählt wurde. Zu Mitteleuropa gehören demnach die Länder Österreich, Belgien, Niederlande, Luxemburg, Deutschland, Schweiz, Liechtenstein, Tschechien, Slowakei, Ungarn und Polen.

Die dritthöchste Ebene (iii) bilden die 27 Mitgliedsländer der Europäischen Union und als oberste Ebene wurde Europa (iv) gewählt. Für die Abgrenzung von „Europa“ wurde allerdings entgegen der Vorgangsweise von BirdLife International (2015) nicht nach biogeographischen oder politischen Aspekten vorgegangen sondern nach rein geographischen. Daher wurden die Atlantischen Inseln, Island, Grönland, die Faröer Inseln, die Staaten im Kaukasus (Aserbaidschan, Armenien, Georgien) sowie die Türkei aus dem Datensatz exklu-

Tab. 14: Bestandsangaben für 39 ausgewählte Vogelarten für das Untersuchungsgebiet (Ö NSSG= österreichischer Teil des Neusiedler See-Gebiets, inklusive Zeitraum der Bestandsschätzung), für die Pannonische Region, Mitteleuropa, Europäische Union und Europa. Definitionen der Gebietseinheiten siehe Text.
 Tab. 14: Population estimates for 39 selected bird species for the study area (Ö NSSG, incl. time period for the estimate), the pannonic region, Central Europe, the European Union and Europe.

Art	Zeitraum	Ö NSSG	Pann. Reg.	Mitteleuropa	EU	Europa
Graugans	2014-2015	1.500-1.800	4.200-5.950	100.954-222.244	197.490-343.476	258.759-423.980
Brandgans	2011-2015	12-23	35-56	11.148-17.484	40.834-53.916	49.840-66.861
Schnatterente	2011-2015	45-84	2.514-4.487	24.894-38.589	37.403-69.955	74.337-123.410
Spießente	2011-2015	2-4	2-60	40-112	8.606-17.343	209.176-268.951
Knäkente	2011-2015	43-104	1.187-2.162	5.047-8.308	12.568-24.904	352.017-522.622
Löffelente	2011-2015	66-135	420-775	9.371-11.846	27.129-42.862	170.190-232.687
Kolbenente	2011-2015	19-34	480-752	1.955-2.811	10.556-14.114	25.958-34.781
Tafelente	2011-2015	8-28	12.300-21.950	37.244-59.832	86.383-131.974	197.767-283.514
Moorentc	2011-2015	11-20	1.585-2.653	1.007-1.802	14.103-22.609	15.726-25.989
Zwergtaucher	2011-2015	20-95	10.500-18.000	29.939-47.295	99.253-152.998	113.181-182.258
Schwarzhalstaucher	2011-2015	9-19	830-2.153	4.144-7.894	9.897-17.742	45.372-75.382
Zwergscharbe	2011-2015	116-358	1.616-3.246	716-1.646	14.657-17.287	25.167-31.692
Kormoran	2013-2015	19-32	4.705-5.172	73.726-82.484	225.272-259.802	386.279-487.419
Rohrdommel	2015	150-200	1.225-1.750	5.465-6.978	11.007-18.628	37.379-66.053
Nachtreiher	2011-2015	16-40	6.174-9.183	4.390-6.478	26.910-34.643	50.820-67.643
Seidenreiher	2011-2015	4-11	1.790-2.970	842-1.592	43.784-52.194	56.409-69.174
Silberreiher	2011-2015	561-776	4.610-6.980	4.390-6.745	5.268-7.916	20.238-32.878
Graureiher	2011-2015	67-119	10.350-13.470	55.155-170.050	142.834-269.081	220.571-385.096
Purpureiher	2011-2015	107-152	1.566-2.488	1.656-2.454	12.783-15.870	30.213-43.845
Weißstorch	2011-2013	17-25	8.581-9.474	64.281-67.790	155.326-165.016	215.818-232.543
Löffler	2011-2015	72-121	1.098-1.794	3.195-4.507	6.833-9.089	8.903-11.824
Kleines Sumpfhuhn	2005-2006	1.000-2.000	3.245-5.690	4.525-7.389	6.410-15.476	54.890-82.295
Wasserralle	2012	2.500-5.000	11.200-20.500	34.854-61.702	81.873-198.737	118.813-260.097
Kiebitz	2011-2015	102-349	43.550-59.700	341.255-527.006	907.497-1.410.895	1.583.247-2.559.405
Rotschenkel	2011-2015	25-189	785-1.560	28.469-42.545	93.707-129.685	197.929-388.120
Uferschnepfe	2011-2015	53-79	235-790	41.739-68.026	43.406-70.313	77.450-123.905
Säbelschnäbler	2011-2015	130-171	356-1.280	11.011-14.338	51.657-59.300	56.844-69.693
Seeregenvögel	2011-2014	18-34	40-70	427-508	10.046-16.471	12.906-21.004
Stelzenläufer	2011-2015	104-161	630-1.552	331-1.188	37.847-47.422	49.847-66.472
Flussseseschwalbe	2011-2015	110-155	1.949-3.654	32.891-48.238	130.014-209.265	294.908-565.653
Weißbartseeschwalbe	2013-2015	123-301	3.755-10.204	3064-9624	31139-44165	59.474-93.525
Lachmöwe	2011-2015	2.100-3.800	75.800-133.100	375.225-513.539	883.300-1.150.567	1.319.210-1.954.216
Schwarzkopfmöwe	2011-2015	29-80	388-1.035	2.224-4.887	13.217-19.532	115.763-323.199
Wiedehopf	2011-2015	22-45	12.370-16.540	40.711-70.573	1.019.835-2.068.062	1.138.076-2.329.696
Blaukehlchen	2005-2006	200-300	2.005-3.025	28.526-39.817	219.837-461.022	4.460.011-7.751.317
Rohrschwirl	2012	5.000-10.000	70.150-116.200	100.930-173.506	156.871-265.952	278.576-469.267
Mariskensänger	2005-2006	3.000-5.000	13.090-25.130	13.010-25.020	15.014-30.173	66.104-102.383
Teichrohrsänger	2005-2006	45.000-60.000	191.000-336.000	583.665-977.024	1.509.895-2.688.850	2.029.013-3.650.142
Drosselrohrsänger	2012	1.500-3.000	234.000-322.800	315.355-475.762	1.080.358-1.688.113	2.472.108-4.238.963

diert. Die Inseln im Mittelmeer sind hingegen im Datensatz enthalten. Da nur Daten aus der gesamten Türkei vorlagen, konnte auch der europäische Teil der Türkei nicht berücksichtigt werden.

Im nächsten Schritt wurde der Brutbestand des Neusiedler See-Gebiets (österreichischer Teil) für die Jahre 2011-2015 (Minimum und Maximum dieses Zeitraums, oder die aktuellste Schätzung wenn keine Daten für diesen Zeitraum vorlagen) in Beziehung zu den Minima und Maxima der vier Bezugs Ebenen gesetzt (Tab. 14). Daraus ergab sich ein prozentueller Anteil, den die jeweilige Population des Untersuchungsgebiets am Bestand der Bezugs Ebenen i bis iv hat (Tab. 15). Die Einstufung der internationalen Bedeutung erfolgte auf allen vier Ebenen mit der Festlegung folgender Schwellenwerte: 5 % für die Pannonische Region, 3 % für Mitteleuropa, 2 % für die Europäische Union, und 1 % für Europa.

Während der Schwellenwert für internationale Bedeutung mit dem ein Prozent-Kriterium häufig für ähnliche Einstufungen verwendet wird (z. B. B- und C-Kriterien für die Auswahl von Important Bird Areas, Heath & Evans 2000; internationale Bedeutung von Flyway-Populationen von Wasservögeln, Wetlands International 2006), spiegeln die höheren Schwellen für die anderen drei Ebenen die abnehmende Flächengröße wider.

Die Ergebnisse zeigen klar die sehr hohe Bedeutung des Neusiedler See-Gebiets für den Vogelschutz: Insgesamt erreichen 24 von 39 Arten internationale Bedeutung auf 1-4 Betrachtungsebenen (Tab. 15). Sechs Vogelarten erreichen in allen vier Ebenen internationale Bedeutung: Alle sechs Arten bewohnen primär den Schilfgürtel des Neusiedler Sees, der mit einer Gesamtausdehnung von 181 km², davon 104,9 auf österreichischer Seite (Csaplovics & Schmidt 2011), einen der

Tab. 15: Bestandsanteil (%) des Neusiedler See-Gebiets für 39 ausgewählte Vogelarten an der Pannonischen Region (Pann. Reg.), Mitteleuropa (ME), der Europäischen Union (EU) und Europa. Score = Summe der Regionen, in denen internationale Bedeutung erreicht wird. Anteile, die in der jeweiligen Region internationale Bedeutung erreichen sind fett gedruckt. Schwellenwerte siehe Text. Tab. 15: Percentage of bird populations of the Neusiedler See area on the pannonic region, Central Europe, the European Union and Europe. Score: sum of regions with internationally important percentages. Percentages reaching international importance are printed in bold. Thresholds are: pannonic region (5 %), Central Europe (3 %), the European Union (2 %) and Europe (1 %).

	Pann. Reg.	ME	EU	Europa	Score
Mariskensänger	21,4	21,5	18,3	4,7	4
Silberreiher	11,6	12,1	10,2	2,6	4
Kleines Sumpfhuhn	33,0	24,6	14,3	2,1	4
Wasserralle	23,4	7,6	2,8	2,0	4
Rohrschwirl	7,9	5,4	3,5	2,0	4
Teichrohrsänger	20,7	6,9	2,6	1,9	4
Löffler	6,7	2,5	1,2	1,0	2
Zwergscharbe	9,1	19,0	1,4	0,8	2
Kolbenente	28,9	7,3	1,4	0,6	2
Purpurreiher	6,5	6,3	0,9	0,4	2
Stelzenläufer	13,4	22,5	0,3	0,2	2
Seeregenpfeifer	46,8	5,5	0,2	0,2	2
Spießente	53,3	4,3	0,0	0,0	2
Graugans	33,0	1,1	0,6	0,5	1
Rohrdommel	11,8	2,8	1,2	0,4	1
Säbelschnäbler	24,9	1,2	0,3	0,2	1
Uferschnepfe	21,0	0,2	0,2	0,1	1
Löffelente	16,6	0,9	0,3	0,0	1
Rotschenkel	15,0	0,5	0,2	0,0	1
Flussseeschwalbe	5,0	0,3	0,1	0,0	1
Brandgans	37,7	0,1	0,0	0,0	1
Schwarzkopfmöwe	7,6	1,5	0,3	0,0	1
Blauehlchen	9,9	0,7	0,1	0,0	1
Weißbart-Seeschwalbe	3,1	3,6	0,5	0,3	1
Knäkente	4,2	1,1	0,4	0,0	1
Lachmöwe	2,8	0,6	0,3	0,2	1
Schnatterente	1,8	0,2	0,1	0,1	1
Schwarzhalsttaucher	1,0	0,2	0,1	0,0	1
Drosselrohrsänger	0,8	0,6	0,2	0,1	1
Graureiher	0,8	0,1	0,0	0,0	1
Moorente	0,7	1,1	0,1	0,1	1
Kiebitz	0,7	0,1	0,0	0,0	1
Kormoran	0,5	0,0	0,0	0,0	1
Zwergtaucher	0,4	0,1	0,0	0,0	1
Nachtreiher	0,3	0,5	0,1	0,0	1
Seidenreiher	0,3	0,6	0,0	0,0	1
Weißstorch	0,2	0,0	0,0	0,0	1
Wiedehopf	0,2	0,1	0,0	0,0	1
Tafelente	0,1	0,0	0,0	0,0	1

europa- und sogar weltweit größten Reinbestände des Schilfrohrs darstellt. Eine konsistent hohe Bedeutung auf allen vier Ebenen (die jeweils höchste auf EU- und europäischem Niveau) erreicht der Mariskensänger, den die vorliegende Einstufung als Vogelart mit der größten Bedeutung in Hinsicht auf die Populationsgröße ausweist. Zählt man auch noch den Populationsteil auf ungarischer Seite hinzu, beherbergt der Neusiedler See eine der wichtigsten Brutpopulation europa- und weltweit. Vier weitere Arten (Kleines Sumpfhuhn, Wasserralle, Rohrschwirl und Teichrohrsänger) sind ebenfalls spezialisierte Schilfbewohner, für die der Neusiedler See jeweils eine der größten Brutpopulationen Europas

beherbergt. Die Brutpopulation des Kleinen Sumpfhuhns, die in den letzten 20 Jahren einen massiven Rückgang erlitten hat, war in den 1980er Jahren vermutlich von noch größerer internationaler Bedeutung als dies beim Mariskensänger heute der Fall ist. Die Art muss daher aus Sicht des Naturschutzes als hoch prioritär angesehen werden, vor allem in Hinsicht auf die Ursachen des Rückgangs. Die Brutpopulation des Silberreiher ist eine der bedeutendsten in Europa (vgl. Ławicki 2014). Acht Vogelarten erreichen in zwei Ebenen internationale Bedeutung. Der Löffler erreicht ganz knapp die 1 %-Schwelle auf europäischem Niveau. Die in den letzten 10 Jahren rasch angewachsenen Brutpopulationen von Stelzenläufer und Zwergscharbe zählen mittlerweile auf mitteleuropäischer Ebene zu den bedeutendsten überhaupt. Auch die Kolbenente zählt zu den erst rezent eingewanderten Arten. Das Neusiedler See-Gebiet beherbergt nun das größte Brutvorkommen im Karpatenbecken. Besonders zu erwähnen ist die kleine Seeregenpfeifer-Population, Teil eines bemerkenswerten Binnenlandvorkommens in der Ungarischen Tiefebene. Das Vorkommen im Seewinkel ist mittlerweile der einzige regelmäßig besetzte Brutplatz der Art im Karpatenbecken, alle ungarischen Brutplätze sind nur mehr unregelmäßig besiedelt, der Brutbestand wurde für die Jahre 2008-2012 mit 0-22 Paaren angegeben; weitere 0-3 Paare sind in Serbien zu finden (BirdLife International 2015). Das kleine Vorkommen der Spießente ist eines der wenigen am südlichen Arealrand, das nach wie vor regelmäßig besetzt ist (Dvorak 2013). Für neun Vogelarten ist das Neusiedler See-Gebiet von zentraler Bedeutung als wichtigster oder einer der wichtigsten Brutplätze im Karpatenbecken. Das gilt insbesondere für charakteristische Arten der Pannonischen Region wie Säbelschnäbler und Löffelente, für im mitteleuropäischen Binnenland nur mehr sehr lokal verbreitete Feuchtwiesenbewohner wie Uferschnepfe und Rotschenkel sowie für ursprüngliche Meeresküstenbewohner wie die Brandgans. Für die Graugans ist das Neusiedler See-Gebiet der mit Abstand größte Brutplatz in der Ungarischen Tiefebene. Selbst der Brutbestand der erst 2009 erstmals im Untersuchungsgebiet brütenden Weißbart-Seeschwalbe erreichte schon nach wenigen Jahren nach rapider Bestandszunahme (auf rund 300 Brutpaare) mitteleuropäische Bedeutung.

Die Ergebnisse dieser ersten Bewertung zeigen zweifelsfrei, dass das Neusiedler See-Gebiet mit 24 Arten, deren Populationen internationale Bedeutung erreichen, zu den für Brutvögel bedeutendsten Gebieten im binnenländischen Europa zählt.

Tab. 16: Bestandstrends der 39 behandelten Vogelarten in drei Zeiträumen (siehe Text). Starke Zu/Abnahme (+/- 50 % und mehr), Zu/Abnahme (+/- 20-50 %), schwankend (kein Trend).

Tab. 16: Population trends of 39 bird species in three time periods (see text). Starke Zu/Abnahme = Large decline/increase (+/- 50 % and more), Zu/Abnahme = decline/increase (+/- 20-50 %), gleichbleibend = stable, schwankend = fluctuating, Neuansiedlung = new breeder, unbekannt = unknown.

	kurzfristig (2001-2015)	mittelfristig (1981-2015)	langfristig (Mitte 20. Jh. bis 2015)
Graugans	starke Zunahme	starke Zunahme	starke Zunahme
Brandgans	starke Zunahme	Neuansiedlung (1995)	
Schnatterente	schwankend	gleichbleibend	gleichbleibend
Spießente	schwankend	Abnahme	Abnahme
Knäkente	schwankend	schwankend	Abnahme
Löffelente	schwankend	Abnahme	Zunahme
Kolbenente	schwankend	starke Zunahme	Neuansiedlung (1980)
Tafelente	schwankend	schwankend	gleichbleibend
Moorente	schwankend	Zunahme	starke Abnahme
Zwergtaucher	schwankend	schwankend	Abnahme
Schwarzhalstaucher	schwankend	Abnahme	starke Abnahme
Zwergscharbe	Neuans. (2007) starke Zunahme		
Kormoran	Neuansiedlung (2012)		
Rohrdommel	Schwankend	schwankend	schwankend
Nachtreiher	Schwankend	schwankend	schwankend
Seidenreiher	Schwankend	Neuansiedlung (1995)	
Silberreiher	Gleichbleibend	starke Zunahme	starke Zunahme
Graureiher	Gleichbleibend	starke Zunahme	gleichbleibend
Purpureiher	Gleichbleibend	gleichbleibend	gleichbleibend
Weißstorch	starke Abnahme	starke Abnahme	gleichbleibend
Löffler	Zunahme	schwankend	starke Abnahme
Kleines Sumpfhuhn	starke Abnahme	starke Abnahme	Abnahme
Wasserralle	Schwankend	schwankend	gleichbleibend
Stelzenläufer	starke Zunahme	Neuansiedlung (1981)	
Säbelschnäbler	starke Zunahme	starke Zunahme	starke Zunahme
Seeregenpfeifer	Gleichbleibend	Zunahme	starke Abnahme
Kiebitz	Gleichbleibend	gleichbleibend	gleichbleibend
Uferschnepfe	starke Abnahme	Abnahme	Abnahme
Rotschenkel	Schwankend	gleichbleibend	gleichbleibend
Flusseeeschwalbe	starke Zunahme	starke Zunahme	Abnahme
Weißbartseeschwalbe	Neuans. (2009) starke Zunahme		
Lachmöwe	Gleichbleibend	Zunahme	starke Zunahme
Schwarzkopfmöwe	starke Zunahme	Neuansiedlung (1988)	
Wiedehopf	Zunahme	schwankend	gleichbleibend
Blaukehlchen	Schwankend	starke Abnahme	starke Abnahme
Rohrschwirl	schwankend	Zunahme	Zunahme
Mariskensänger	Abnahme	starke Abnahme	unbekannt
Teichrohrsänger	gleichbleibend	Abnahme	unbekannt
Drosselrohrsänger	starke Zunahme	Abnahme	starke Abnahme

4.2 Bilanz der Bestandsentwicklung einzelner Arten

Die Populationsentwicklungen der behandelten Vogelarten weisen sowohl lang- als auch kurz- und mittelfristig eine beträchtliche Dynamik auf. Für die Zusammenschau wurden drei unterschiedliche Zeiträume benutzt, deren Beginn jeweils eine deutliche Veränderung in der Intensität der ornithologischen Bearbeitung markiert (Tab. 16 & 17). Der langfristige Betrachtungszeitraum umfasst sechs Jahrzehnte und beginnt Mitte des 20. Jahrhunderts, als durch die zusammenfassenden Arbeiten von Seitz (1942), Zimmermann (1943) und Bauer et al. (1955) erstmals für einige Arten auch quantitative Anga-

ben verfügbar wurden. Als mittelfristiger Zeitraum dienen die 35 Jahre ab 1981. In diesem Jahr wurde an der Biologischen Station Illmitz erstmals ein Ornithologe angestellt, womit für viele Arten und Artengruppen eine deutliche verbesserte quantitative Bearbeitung begann, sodass heute für viele Arten die Bestandsentwicklung in diesem Zeitraum sehr genau bekannt ist und bei anderen sehr gute Hinweise bestehen, die eine verlässliche Einschätzung ermöglichen. Als Zeitraum für die kurzfristige Bestandsentwicklung dienen schlussendlich die Jahre 2001-2015, also die 15 Jahre, über die für alle behandelten Vogelarten detaillierte Bestandsdaten vorliegen.

Tab. 17: Zusammenfassung der Trends für die drei Zeiträume (siehe Text).
 Tab. 17: Summary of trends for the three time periods (see text and table).

	langfristig	mittelfristig	kurzfristig
starke Abnahme	6	4	3
Abnahme	6	6	1
gleichbleibend	9	4	7
Zunahme	2	4	2
starke Zunahme	4	6	9
schwankend	2	8	16
Neuansiedlung	1	4	3
nicht vorkommend	7	3	0
unbekannt	2	0	0

Aus langfristiger Perspektive überwiegen Bestandsabnahmen. Seit Mitte des 20. Jh. haben 12 Arten im Bestand abgenommen während es nur bei drei Arten Zunahmen gab. Betrachtet man mittelfristig nur die letzten 35 Jahre, so halten sich Ab- und Zunahmen die Waage (jeweils 10 Fälle) und verkürzt man den Betrachtungszeitraum auf die letzten 15 Jahre, gab es nur bei vier Arten Abnahmen, bei 11 hingegen Zunahmen (Tab. 17). Diese sehr grobe Bilanz zeigt, dass es zwar langfristig gesehen Verschlechterungen gab, dass aber gerade in den letzten beiden Jahrzehnten eine eher positive Bilanz gezogen werden kann. Im Detail betrachtet, zeigt sich dann ein viel differenzierteres Bild. Einige wenige Arten kamen nach den damaligen Angaben in den 1950er Jahren in weitaus größerer Zahl vor, wie z. B. Moorente, Schwarzhalstaucher, Löffler, Weißstorch und Seeregenpfeifer. Diese fünf Arten sind (neben den weiter unten erwähnten Arten, deren Population erloschen ist) langfristig zu den Verlierern zu zählen. Langfristig leichte Abnahmen sind auch für Spieß- und Knäkente zu diagnostizieren, während sich der Brutbestand der Flusseeeschwalbe nach einer drastischen Abnahme bis in die 1980er Jahre hinein in den letzten 20 Jahren wiederum in bemerkenswerter Weise erholt hat.

Die intensiven Erhebungen der letzten 20-30 Jahre ergaben bei einigen Arten, für die früher relativ stabile Bestandssituationen angenommen wurden, sehr starke, von wechselnden Wasserständen bedingte Bestandschwankungen. Paradebeispiel dafür ist der Säbelschnäbler, dessen Bestand für die Jahre 1957 bis 1969 für fast alle Jahre auf „ca. 45 Paare“ beziffert wurde (Festetics & Leisler 1970), dessen Zahlen jedoch seit 1981 in sehr weiten Grenzen schwankten und dies sehr wahrscheinlich auch damals taten. Ähnliches, wenn auch nicht in so großem Ausmaß gilt für eine Reihe anderer Arten; so scheinen extreme Schwankungen z. B. auch ganz typisch für die Populationsdynamik des Blaukehlchens, der Rohrdommel und der drei betrachteten Schwimmarten zu sein.

Besonders interessant ist der Aspekt des Artenwandels im Gebiet. Während in einer früheren Zusammenfassung (Dvorak 1994b, Kohler & Rauer 1994b) in erster Linie das Verschwinden von Arten wie Lach- (*Gelocheli-*

don nilotica) und Zwergseeschwalbe (*Sternula albifrons*) sowie Triel (*Burhinus oedicnemus*) im Seewinkel zu beklagen war, deren Verbreitungsschwerpunkte im panonischen Raum an den großen unregulierten Flüssen und den angrenzenden Schottersteppen und Dünenlandschaften gelegen waren und deren Bestände bis zur Zerstörung dieser Landschaften ins Neusiedler See-Gebiet ausstrahlten hatten, zeichnet sich die Periode ab 1980 durch den Zugewinn von nicht weniger als acht neuen Brutvogelarten aus (und noch einigen anderen, die nicht Gegenstand dieser Publikation sind wie z. B. Mittelmeermöwe *Larus michahellis*). Die meisten davon kommen nunmehr in großen Brutpopulationen vor, wie z. B. Brandgans, Kolbenente, Nachtreier, Kormoran, Zwergscharbe, Stelzenläufer, Schwarzkopfmöwe und Weißbart-Seeschwalbe.

Bilanziert man bei einer zusammenfassenden Wertung die Bestandsentwicklungen der einzelnen Betrachtungszeiträume, so zeigt sich, dass die noch zu Beginn der 1990er Jahre befürchtete „Trivialisierung“ der Avifauna, weg von spezialisierten Vogelgemeinschaften von Trocken- und Feuchtgebietshabitaten hin zu „Allerweltsarten“ eutrophierter (Agrar-)Landschaften (siehe diverse Beispiele und die Diskussion in Dick et al. 1994), nicht im befürchteten Umfang eingetreten ist. Bedauerlich ist dennoch das Verschwinden einiger spezialisierter Arten, die im Neusiedler See-Gebiet aber alle nur einen Vorposten eines ansonsten viel weiteren Verbreitungsgebiets hatten (Sichler, Triel, Lach- und Zwergseeschwalbe, Seggenrohrsänger). Demgegenüber stehen viele Arten, die nach einer Phase instabiler und rückläufiger Bestandssituationen von den 1960er bis zu den frühen 1990er Jahren ab Mitte/Ende der 1990er Jahre wiederum den Weg einer positiven Bestandsentwicklung eingeschlagen haben. Dazu zählen Silber- und Graureiher, Flusseeeschwalbe, Säbelschnäbler und Seeregenpfeifer. Bei einigen dieser Arten sowie bei den meisten Neuansiedlern (siehe oben) hatten die vom Nationalpark gesetzten Flächensicherungs- und Managementmaßnahmen sicherlich einen sehr positiven Einfluss und sind als wesentliche Faktoren für Verbesserungen einzustufen. Es darf jedoch auch nicht übersehen werden, dass sich bei einzelnen Arten, deren Bestände vom Nationalpark-Management vorerst positiv beeinflusst wurden, aktuell möglicherweise eine neuerliche Verschlechterung anbahnt. Markantes Beispiel dafür ist die Ufevrtschnepfe, bei der es in den letzten 10 Jahren eine deutliche Abnahme gab.

4.3 Faktoren, die Bestandsveränderungen beeinflussen

Während eine detailliertere Betrachtung derjenigen Faktoren, die für die Bestandsentwicklung schutzbedürftiger und ökologisch bedeutender Vogelarten relevant sind, einer weiteren Arbeit vorbehalten bleibt, sollen in die-

sem Abschnitt kurz für jede Art und Artengruppe die 1-2 wesentlichsten Faktoren angesprochen werden.

Die landwirtschaftliche Intensivnutzung ist für den Großteil der behandelten Arten von untergeordneter Bedeutung, da solche agrarisch genutzten Flächen als Lebensräume zumindest zur Brutzeit kaum Bedeutung haben. Einzig die Nutzung der im Gebiet vorhandenen Mähwiesen betrifft über den Termin der Mahd in Wiesen brütende Arten wie Kiebitz und Uferschnepfe. Für das Grünland im Nationalpark und seiner Umgebung gelten überwiegend späte Mähtermine, die auf den Brutzyklus Wiesen bewohnender Arten abgestimmt sind. Für die 12 im Schilf brütenden Arten spielt die Schilfnutzung durch Mahd eine überragende Rolle, deren Diskussion aber ebenfalls einer weiteren Veröffentlichung vorbehalten bleiben soll. Es verbleiben damit drei wichtige Einflussgrößen, die für zumindest 27 Arten von zentraler Bedeutung sind. Dies sind: Die Beweidung, der veränderte Wasserhaushalt (der sich u. a. im „Lackensterben“ äußert) und schließlich auch die rezente Klimaveränderung, welche sich sowohl auf bereits etablierte, aber vor allem auf die Neuansiedlung von zumindest fünf hier diskutierten Arten ausgewirkt hat. „Klimagewinner“ wie Brandgans, Seidenreiherr, Zwergscharbe, Weißbart-Seeschwalbe, Schwarzkopfmöwe und Stelzenläufer stellen heute einen großen Teil der wasser gebundenen Brutvogelfauna des Neusiedler See-Gebiets, dessen heutige Vogelmengenschaft aktuell in vieler Hinsicht derjenigen eines mediterranen Feuchtgebiets vor drei Jahrzehnten gleicht, mit Zwergscharbe, Weißbart-Seeschwalbe und Stelzenläufer als Charakterarten. In der Folge wird separat auf die jeweiligen Arten und Artengruppen eingegangen.

Schwimmvögel

Die Brutbestände aller sieben behandelten Enten- und Lappentaucherarten schwankten im Zeitraum 2001-2015 in Abhängigkeit von den jährlichen Schwankungen der Wasserstände an den Lacken des Seewinkels. Höhere Wasserstände bedeuten daher gut gefüllte Lackenbecken, ausgedehnte überschwemmte Wiesenflächen und in Jahren sehr hohen Wasserstandes wie 2015 auch die Wiederbefüllung von bereits langjährig ausgetrockneten Lackenbecken. Umgekehrt bedingen niedrige Wasserstände das frühzeitige Austrocknen der Lacken. Dies kann in solchen Jahren bereits im Mai beginnen, wobei Mitte Juni bereits ein großer Teil der offenen Wasserflächen auch der größeren und tieferen Lacken auf sehr flache Reste reduziert ist. Erfolgreiche Bruten der sieben hier betrachteten Schwimmvögel sind unter solchen Bedingungen nur an wenigen Plätzen möglich. Kurz- und mittelfristig gesehen hat das „Lackensterben“ für alle Schwimmvögel eine starke Verschlechterung des Lebensraumangebots gebracht. Einerseits spielt hier angesichts des Verschwindens selbst großer Lacken

(z. B. die Lacken um St. Andrä wie Pimetz-, Hulden- und Gansellacke, die Grundlacke bei Podersdorf oder der Dorfsee bei Wallern) direkte Habitatzerstörung und damit Flächenverlust eine Rolle, andererseits sind in vielen Fällen zwar die Lacken noch vorhanden, allerdings hat sich deren Wasserführung in den letzten drei Jahrzehnten stark verändert, wobei auch einstmals kaum austrocknende Gewässer wie die Lange Lacke nunmehr regelmäßig und auch für längere Zeit trockenfallen (Krachler et al. 2012). Der Kirchsee bei Illmitz war noch in den Jahren 2001-2005 eines der besten Brutgebiete für Schwimmvögel. Seine (leider nicht durch Messungen dokumentierte) längerfristige Wasserstandsentswicklung ist stark negativ zu beurteilen. In Jahren niedriger Wasserstände trocknet dieser nunmehr bereits Anfang/Mitte Mai soweit aus, dass er als Brutgebiet für Schwimmvögel uninteressant wird. Bei anderen großen Lacken wie z. B. dem Illmitzer Zicksee ist es zusätzlich sicherlich auch zu Veränderungen im Nährstoffgehalt gekommen; vor Errichtung der Seewinkel-Kläranlage zwischen Apetlon und Pamhagen diente dieser als Vorfluter für die Abwässer der Gemeinde Illmitz.

Tabelle 18 zeigt beispielhaft die Entwicklung des Brutbestandes der Löffelente an sechs ausgewählten Lacken. An allen ist der Brutbestand drastisch zurückgegangen. Am Kirchsee brüten Löffelenten nur mehr sporadisch, an den anderen Lacken gab es Rückgänge um das Zwei- bis Fünffache. Gemildert wird dieser Rückgang im Lackengebiet dadurch, dass durch die Beweidung in den landseitigen Bereichen des Neusiedler Sees großflächig neue geeignete Bruthabitate entstanden sind, die von 2011-2015 jeweils 30-50 % des Brutbestandes der Löffelente beherbergten. Obwohl prinzipiell erfreulich, kann dieser Zugewinn alleine die offensichtliche Verschlechterung der Situation an den Lacken nicht wettmachen.

Reiher, Löffler, Kormoran und Zwergscharbe

Betrachtet man die Zeitreihen der in Kolonien brütenden piscivoren Vögel, so fällt neben der starken Zunahme der Silberreiher im Zeitraum 1982-1997 das Auftreten neuer Brutvogelarten auf. Mit Nachtreiher, Seidenreiherr (1998), Zwergscharbe (2006) und Kormoran (2012)

Tab. 18: Durchschnittlicher Brutbestand der Löffelente (*Anas clypeata*) an sechs ausgewählten Lacken 1985, 1997 und ab 2006 (M. Dvorak unveröff.). Trockene Jahre wurden nicht berücksichtigt.

Tab. 18: Average number of breeding pairs of Shoveler (*Anas clypeata*) on six selected Lacken 1985, 1997 and since 2006. Dry years are excluded.

Lacke	1985-1997	2006-2015
Illmitzer Zicksee	28,7	6,6
Kirchsee	8,0	0,4
Lange Lacke	25,7	12,3
Lettengrube*	9,0	3,2
Obere Halbjochlacke	4,8	2,4
Unterer Stinkersee	10,0	2,6

brüten jetzt acht verschiedene Arten im Schilfgürtel des Sees. Offensichtlich spielt der Klimawandel hier eine wichtige Rolle, bei Seidenreiher und Zwergscharbe dürfte es sich um „Klimagewinner“ handeln, die ihr Brutareal in den letzten Jahren in Europa nach Norden bzw. Westen ausgedehnt haben (Fasola et al. 2010, Ławicki et al. 2012). Das gleiche gilt für den Silberreiher, seine Zunahme am Neusiedler See in den 1980er und 1990er Jahren fällt zeitlich mit einer Ausbreitung des Brutareals nach West- und Nordeuropa zusammen und das ehemals am Rand des Verbreitungsgebietes gelegene Brutvorkommen am Neusiedler See liegt jetzt im Zentrum des europäischen Vorkommens dieser Art (Ławicki 2014). Der Klimawandel kombiniert mit hohen Wasserständen könnte zum Teil auch die lokalen Bedingungen für Fischfresser am Neusiedler See verbessert haben. Der starke Anstieg der Zwergscharbe auf über 300 Brutpaare und die Neuan siedlung der Kormorane lassen eine Zunahme bei der Fischbiomasse vermuten.

Beim Silberreiher kann man neben den längerfristigen Trends auch den Einfluss kurzfristiger Wasserstandsschwankungen auf die Populationsbiologie der Art nachweisen. So fanden wir in Jahren mit stärker sinkenden Wasserständen während der Brutzeit signifikant mehr Bruterfolg. Der Grund dürfte in der besseren Verfügbarkeit der Fischbeute im Schilfgürtel liegen. Bei einer Abnahme des Wasserpegels werden Fische wie in anderen Feuchtgebieten zur leichten Beute für Schreitvögel, weil sie in seichten isolierten Wasserkörpern eingegrenzt werden (Kahl 1964, Kushlan 1976 & 1979, Smith et al. 1995, Gawlik 2002). Zusätzlich kommt es bei wärmerer Witterung zu anoxischen Bedingungen im Schilfgürtel und die Fische sind vor allem morgens gezwungen, in der dünnen, sauerstoffreicheren Schicht an der Wasseroberfläche zu atmen. Dadurch sind sie wie in der Camargue (Kersten et al. 1991) den Schreitvögeln fast schutzlos ausgeliefert und Silberreiher können so innerhalb von 20 Minuten den Nahrungsbedarf für einen Tag decken (Nemeth et al. 2003, Nemeth et al. 2004, Nemeth & Schuster 2005). Die von der Witterung hydrologisch gesteuerte Nahrungsverfügbarkeit spiegelt sich daher im Bruterfolg der Reiher wieder. Diese Abhängigkeit zwischen Hydrologie und Bruterfolg wurde auch in nordamerikanischen Feuchtgebieten nachgewiesen (Powell 1987, Frederick & Spalding 1994) und unterstreicht die starke Abhängigkeit der piscivoren Schreitvögel von der Hydrodynamik des Neusiedler Sees.

Rohrdommel

Die Bestandsentwicklung korreliert hoch signifikant mit den Wasserstandsschwankungen des Neusiedler Sees. Höhere Wasserstände zur Brutzeit bedingen höhere Brutbestände, bei niederen Wasserständen sinkt auch der Brutbestand der Art. Neu und in dieser Form bisher

nicht bekannt war die Tatsache, dass in Jahren extrem tiefer Wasserstände große Teile des Schilfgürtels für die Rohrdommel unbesiedelbar werden. Diese Wasserstandsabhängigkeit wurde z. B. auch aus England beschrieben, wo im Lebensraum der Art offene Wasserflächen auch noch in den trockensten Monaten des Jahres vorhanden sein müssen und Stellen mit tieferem Wasser zur Nestanlage und zur Nahrungssuche bevorzugt werden (Gilbert et al. 2005). Untersuchungen in der französischen Camargue ergaben, dass trockene Bereiche keine besetzten Reviere aufwiesen (Poulin et al. 2005).

Weißstorch

Neben überregionalen Einflüssen wie Verlusten in den Überwinterungsgebieten und auf dem Zug spielt das Angebot an günstigen Nahrungsflächen, vor allem produktiven, aber nicht zu dichtwüchsigem Grünland in Horstnähe die zentrale Rolle für den Weißstorch. Optimal ist es, wenn diese Flächen vom Horst aus direkt einsehbar sind bzw. direkt angefliegen werden können. Der Verlust von ortsnahem Grünland durch Verbauung, Nutzungsumwandlung oder Nutzungsaufgabe ist daher sicher einer der wichtigsten hausgemachten Ursachen für den Rückgang der Seewinkler Storchbestände. Eine zentrale Aufgabe für den Weißstorchschutz ist die Erhaltung der noch verbliebenen Feuchtwiesen an den Ortsrändern, eventuell auch das Anbieten von möglichen Horstplätzen näher zu günstigen Nahrungsflächen.

Stelzenläufer

Der starke Populationszuwachs im Seewinkel hat vor allem am landseitigen Rand des Schilfgürtels des Neusiedler Sees, auf den beweideten Bereichen der Rinder- und Pferdekoppeln, stattgefunden. Hier hat die Ausweitung der Beweidung zu einem Zurückdrängen des geschlossenen Schilfbestandes in Richtung See geführt, wodurch das Angebot an nutzbaren Schwarzwasserbereichen gestiegen ist. Dies gekoppelt mit dem steigenden Trend des Frühling-Seewasserstandes in den Jahren des starken Populationswachstums (2006-2010) führte zu einer klaren Verbesserung des Habitatangebotes. Ein Rückgang der Stelzenläuferpopulation im Neusiedler See-Gebiet wäre jedenfalls in ausgesprochenen Trockenjahren zu erwarten, wo sich einerseits die Bereiche offenen Wassers in den geschlossenen Schilfgürtel zurückziehen und andererseits die Seewinkellacken als Ausweichbiotop aufgrund frühzeitigen Trockenfallens weitgehend ausfallen (wie beispielsweise im Jahr 2012). Der wesentlichste Parameter ist jedenfalls der Wasserstand. Denn wie die letzten Jahre gezeigt haben, können zwar die seenahen Beweidungsflächen als Bruthabitat die trockenen Lacken und Mähwiesengebiete kompensieren, doch wenn der Seewasserspiegel sinkt und sich die offene Wasserfläche in den Schilfgürtel zurückzieht, fallen auch

diese Flächen als Bruthabitat aus. Zwar könnten dann etliche Paare im Schilfgürtel brüten (größere Blänken mit seichem Wasserstand), doch reicht dies für eine Population von 130-160 Paaren nicht aus. Einerseits bevorzugt die Art nämlich sehr wohl kurzrasige, gut übersichtliche Flächen und andererseits ist die Nahungssituation für die Stelzenläufer im trockenfallenden Faulschlamm des Schilfgürtels wohl nicht so optimal. Voraussetzungen für den Erhalt der bedeutenden Stelzenläuferpopulation sind daher das Weiterführen des Managements der seenahen Koppeln (Beweidung) und der Mähwiesen (alljährliche Mahd) einerseits, und der Erhalt einer guten Wasserstandssituation (Rückhalt des Wassers im Gebiet durch Aufstau der Entwässerungskanäle; auf die Grundwasserneubildung abgestimmte Entnahme von Beregnungswasser; kein zu frühes Absenken des Seewasserspiegels über den Einserkanal) andererseits.

Säbelschnäbler

Der Seewinkler Säbelschnäbler-Bestand ist mittel- bis langfristig vor allem durch seine Bindung an die hochgradig gefährdeten, pannonischen Salzlebensräume bedroht. Auch wenn die aktuelle Bestandsentwicklung vordergründig positiv erscheint, muss doch eindringlich auf die Zwiespältigkeit dieser Entwicklung hingewiesen werden. Vieles deutet daraufhin, dass das momentane Bestandshoch an eine vorübergehend günstige Phase in der fortschreitenden Degradation der Seewinkler Lacken geknüpft ist (Kohler & Bieringer 2016). Da der Fortpflanzungserfolg des lokalen Säbelschnäbler-Bestands einen langfristigen und deutlichen Trend zur Abnahme zeigt und der zur Selbsterhaltung notwendige Mindestbruterfolg in den meisten Jahren nicht erreicht wird, besteht eine offensichtliche Abhängigkeit vom Schicksal der Nachbarvorkommen. Dies ist insofern problematisch, als die Säbelschnäbler-Teilpopulationen der Großen Ungarischen Tiefebene ebenfalls an Salzstandorte gebunden sind, die von ihrer Gesamtausdehnung die Seewinkler Salzlebensraumvorkommen zwar bei weitem übertreffen, deren Erhaltungszustand aber noch wesentlich ungünstiger beurteilt wird (Boros et al. 2013). Ohne eine konsequente und großflächige Rücknahme der anthropogenen Eingriffe in den Wasser- und Salzhaushalt der Sodalacken und Alkalisteppen des gesamten Karpatenbeckens besteht langfristig keine Aussicht auf eine Erhaltung der einmaligen Artengemeinschaften der pannonischen Salzlebensräume, zu denen auch der Säbelschnäbler gehört. Während in Ungarn bereits mehrere LIFE-Projekte umgesetzt werden konnten, die auf eine Renaturierung von Salzsteppen und Lacken abzielen (Zusammenstellung in Boros et al. 2013), wurden im Seewinkel erst ab 2015 wirklich nachhaltige, d. h. wasserrechtlich abgesicherte Rückstaumaßnahmen zur Sanierung von Salzstandorten realisiert, die in Zukunft

hoffentlich noch ausgeweitet werden können. Die Auswirkungen dieser Maßnahmen werden in den kommenden Jahren jedenfalls zu dokumentieren sein.

Wiesenlimikolen (Kiebitz, Rotschenkel, Uferschnepfe)

Angesichts der künftig möglicherweise noch häufiger auftretenden Witterungsextreme steigt die Bedeutung des Grundwassers für die Wasserstandsverhältnisse in den Wiesen und Weiden weiter. Wenn Winterniederschläge ausbleiben oder gering ausfallen, sind insbesondere die lackenfernen Mähwiesen zur Zeit der Revierbildung der Wiesenlimikolen zu trocken und daher unattraktiv. Höhere Grundwasserstände können hingegen einzelne Jahre mit trockenerer Witterung abpuffern. Ein im Durchschnitt trockenerer Seewinkel kann insbesondere für die Uferschnepfe die traditionelle Bedeutung als Brutgebiet nicht gewährleisten. Daran kann auch das beste Mäh- und Weidemanagement nichts ändern. Wenn diese Maßnahmen nicht durch eine konsequente Wasserrückhaltung ergänzt werden, muss für die Zukunft mit einem Rückgang der Wiesenlimikolenbestände gerechnet werden. Zu beachten ist auch der Faktor Flächengröße: ausgedehnte, zusammenhängende Flächen geeigneten Habitats scheinen zumindest beim Kiebitz mit über Koloniegöße und daher Bruterfolg zu entscheiden (Khil 2015). Die Erhaltung der aus landwirtschaftlichen Flächenstilllegungs-Programmen stammenden Pufferzonen des Nationalparks, die zumeist wiesenartigen Charakter haben, ist deshalb eine dringende Aufgabe. Diese Flächen sollten nach Möglichkeit als Pachtflächen in den Nationalpark übernommen werden, um ihren Fortbestand langfristig abzusichern und das Flächenmanagement für Wiesenbrüter optimieren zu können.

Seeregenpfeifer

Lebensraumzerstörung und Habitatveränderungen spielen für den starken Rückgang nach der Mitte des 20. Jahrhunderts sicherlich die entscheidende Rolle. Schon allein der Verlust der zahlreichen ehemaligen Brutgebiete, wie oben beschrieben, muss eine deutliche Reduktion der Brutpopulation zur Folge gehabt haben. Die in den Hutweidegebieten gelegenen, stark beweideten Zickflächen und Lackenränder dürften für den Seeregenpfeifer sehr geeignete Brutgebiete gewesen sein. So schreibt etwa Schenk (1917), der die Lange Lacke 1907-1909 ohne jeglichen Rohrwuchs antraf: „Hier ist nur ein einziger Brutvogel zuhause, der Seeregenpfeifer, welcher regelmäßiger Brutvogel sämtlicher Natrongebiete ist, ...“. Weiters: „Auf den Seen und Lacken, welche auf dem Ostufer des Fertósees gelegen sind, brüten auf jedem zum mindesten 1-2 Paare, und wenn auch andere Brutvögel hier nicht vorhanden sind, der Seeregenpfeifer ist ganz bestimmt anzutreffen.“ Die stärker sodahaltigen Lacken des Seewinkels dürften sich damals also im Vergleich zu heute

sehr vogelarm präsentiert haben, und bisweilen war der Seeregenpfeifer offensichtlich die einzige regelmäßig an diesen Gewässern vorkommende Brutvogelart. Nach der Einstellung des Hutweidebetriebs in den meisten Gemeinden und der starken Reduktion der Viehzahl auf der letzten verbliebenen Hutweide in Apetlon im Verlauf der 1960er und 1970er Jahre muss sich die Lebensraumqualität für den Seeregenpfeifer an den Lackenrändern und Zickflächen rasch verschlechtert haben und die Art war daher in zunehmendem Maße auf austrocknende Lackenböden angewiesen, deren Verfügbarkeit in weiten Grenzen in Abhängigkeit von den Wasserständen schwankte.

Beweidung trug einerseits zur Lebensraumerhaltung der Art bei, andererseits wurden Geleeverluste durch Viehtritt auch als Gefährdungsfaktor genannt (z. B. Festic & Leisler 1970). Als weiterer Negativfaktor wurden menschliche Störungen durch Fotografen und andere Touristen am Geiselsteller genannt (Braun 1996), doch ist davon auszugehen, dass derartige Einflüsse lokaler Natur sind und auf Populationsebene keine Auswirkungen haben.

Ende der 1980er Jahre waren sowohl Beweidung als auch Seeregenpfeifer-Bestand am Tiefststand, damals starteten aber auch erste Initiativen für eine Wiederaufnahme der Beweidung in Illmitz, die einige Jahre später seitens des Nationalparks nochmals stark ausgeweitet und intensiviert wurden (siehe Kap. Beweidung). Seither sind einige Flächen wieder in einem Zustand, der sie als Brutgebiet für Seeregenpfeifer geeignet macht. Am Geiselsteller wurden 1986-1988 bei systematischen Erhebungen nie brütende Seeregenpfeifer gefunden (Rauer & Kohler 1990). Nach Beginn einer Beweidung 1987 wurden hier 1991-1993 erstmals 1-4 Brutpaare nachgewiesen (Braun 1996) und 2001-2003 wurden schon 8-9 Brutpaare gezählt. Das Vorgelände des Neusiedler Sees südlich von Apetlon bestand bis in die 1990er Jahre hinein aus großflächig verschilften Wiesen mit eingestreuten Zickflächen. Durch intensive Beweidung in den letzten beiden Jahrzehnten entstanden hier im Bereich der heutigen Graurinderkoppel (wiederum) großflächig schütter bewachsene Weideflächen; ab 2008 ist dieser Bereich mit seinen ausgedehnten offenen Zickflächen eines der besten Brutgebiete im Seewinkel (siehe oben).

Möwen und Seeschwalben

Schwarzkopfmöwe und Weißbart-Seeschwalbe sind beides Arten, die das Untersuchungsgebiet im Zuge ihrer rezenten Ausbreitung nach Mittel- und Westeuropa besiedelt haben. Die Weißbart-Seeschwalbe erreichte 2015 einen Brutbestand von ca. 300 Paaren im österreichischen Seewinkel und wurde so zu einer der auffälligsten und allgegenwärtigsten Vogelarten überhaupt. Die Art zeigte bereits in den 1980er und 1990er Jahren Bestandszunahmen in Ungarn, Rumänien, Serbien und Kroatien (BirdLife International 2004) und besiedelte ab 1990 Polen

regelmäßig, wo der Bestand von 40 Paaren im Jahr 1990 auf 1.600 im Jahr 2007 zunahm (Ledwoń et al. 2014). Im Osten Deutschlands brütet die Art seit 2002 \leq regelmäßig mit stark steigendem Bestand (Gruneberg & Boschert 2009). Die Etablierung und Bestandszunahme der Schwarzkopfmöwe zog sich seit 1990 über einen längeren Zeitraum von ca. 15-20 Jahren hin und der Bestand schwankt seither in weiten Grenzen mit Maxima zwischen 60 und 90 Paaren (Laber et al. 2016). Bei der Flusseeeschwalbe zeichnet sich ab, dass sowohl Brutbestand als auch Bruterfolg im Untersuchungsgebiet einen steigenden Trend zeigen. Vor allem durch die starke Dynamik der Wasserstände in den letzten Jahren sind neben den traditionellen (Lange Lacke, Illmitzer Zicksee) auch immer wieder neue geeignete Brutplätze (Südlicher Stinkersee, Obere Halbjochlacke, Lettengrube) entstanden, die eine gefahrenlose erfolgreiche Brut ermöglichen. Vorausgesetzt, dass dieser Trend und die Dynamik im Gebiet weiterhin erhalten bleibt, kann für die Zukunft im Neusiedler See-Gebiet durchaus auf eine gesunde, reproduzierende Population gehofft werden, die sich auch weiterhin ohne künstliche Niststandorte und womöglich auch ohne Zuzug von benachbarten Brutgebieten erhalten kann.

Wiedehopf

Die Bestandsschwankungen bei dieser Art, wie das Tief in den 1990er Jahren, besonders aber die darauf folgende Zunahme seit Beginn der 2000er Jahre, verliefen in vielen mitteleuropäischen Brutgebieten parallel (Zusammenfassung in Grüll et al. 2014) und können als überregionale Entwicklung infolge von klimatischen Einflüssen gewertet werden. So zählt der Wiedehopf sicherlich zu den Gewinnern des Klimawandels, da er besonders von trockenwarmen Bedingungen während der Aufzuchtzeit profitiert. Nichtsdestotrotz spielt der verfügbare Lebensraum ebenfalls eine wichtige Rolle. Neben ausreichend Bruthöhlen und einzelnen Gehölzen als Sitzwarten benötigt der Wiedehopf zur Nahrungssuche vor allem Bereiche mit schütterer und niedriger Vegetation. Essentiell sind dabei offene Bodenstellen. Entlang des Seedammes verschwanden solche nach Aufgabe von Weingärten in den 1990er Jahren, da die entstehenden Brachen teilweise bald dicht überwachsen waren. Die danach einsetzende Beweidung der Flächen zwischen Seedamm und Schilfrand erhöhte dagegen das Angebot an verfügbaren günstigen Nahrungsflächen wieder. Die Beweidung entlang des Seedammes ist daher als für den Wiedehopf als wichtigste Managementmaßnahme zu betrachten.

Schilfvögel

Die Bestandsentwicklung aller Schilfbewohnenden Rallen und Singvögel wird einerseits durch die flächenmäßige Ausdehnung, die Intensität und das jährliche Muster der

Schilfnutzung beeinflusst, andererseits auch durch die jährlichen Schwankungen des Wasserstands des Neusiedler Sees. Ein weiterer, bedeutender Faktor sind auch standörtliche Unterschiede, die unabhängig von der aktuellen menschlichen Nutzung in gewissen Bereichen für die meisten Schilf bewohnenden Vogelarten verschlechtere Lebensraumqualität bedeuten. Beispiele dafür sind die ausgedehnten, aber einförmig monotonen und nicht von offenen Wasserflächen gegliederten Schilfflächen im Bereich der Wulkamündung bei Donnerskirchen; sämtliche Schilfvögel wiesen hier bei einer Untersuchung im Jahr 2006 deutlich geringere Dichten auf als anderswo oder fehlten hier überhaupt (E. Nemeth & M. Dvorak unveröff.). Ähnliches gilt für die stark aufgelockerten Schilfbestände nördlich des Seedamms Mörbisch und südlich der Seestraße Illmitz.

5. Ausblick

5.1 Management

Eine ausführlichere fachliche Analyse der Auswirkungen der Management-Maßnahmen des Nationalparks wie Beweidung, Wasserrückhalt, Wiesenmahd und Landschaftspflege (z. B. Entfernung von nicht autochthonen Gebüsch und Bäumen) war nicht Gegenstand der vorliegenden Arbeit und wird Thema einer späteren Veröffentlichung sein: Dennoch lassen bereits erste, halb-quantitative Ergebnisse in Hinblick auf Änderungen im zeitlich-räumlichen Muster bei einigen Vogelarten und -gruppen erkennen, dass die Einrichtung großflächiger Vieh- und Pferdeweiden für die Populationsdynamik zum vermutlich zentralen Faktor werden kann. Zu erwähnen sind in diesem Zusammenhang unter den Brutvögeln besonders Arten wie der Stelzenläufer, dessen sehr rasche Bestandszunahme auf die großflächige Verfügbarkeit geeigneter Brutlebensräume in den beweideten Gebieten zurückzuführen ist. Profiteure der Beweidung sind weiters u. a. der Seeregenpfeifer, für den in der Graurinderkoppel großflächig gänzlich neuen Lebensraum geschaffen wurde, die Wiesenlimikolen, für die sehr viele Bereiche im unbeweideten Zustand nur beschränkt oder gar nicht als Brutplatz nutzbar waren, oder die Schwimmtentenarten Löffel- und Knäkente, bei denen sich ein großer Teil der Brutpopulation in den Bereich der Weideflächen am Seerand verlagert hat. Bei allen genannten Arten außer dem Stelzenläufer ist allerdings zu beachten, dass dem positiven Effekt der Beweidung die stark negativ zu bewertende Degradation der Seewinkellacken entgegensteht. Der bei diesen Arten eigentlich unausweichliche Bestandsrückgang aufgrund von Lebensraumverlust konnte durch die Neuschaffung von Brutlebensraum mittels Beweidung aufgefangen bzw. gemildert werden. Dass der natur-

schutzkonformen Beweidung im Nationalpark daher allerhöchste Priorität zukommt, konnte in dieser Arbeit anhand der Brutvögel eindrucksvoll belegt werden.

5.2 Monitoring

Die Stärken des Vogelmonitoring-Programms im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel sind die Langfristigkeit, die große Zahl an abgedeckten Arten mit unterschiedlichen ökologischen Ansprüchen (sowohl häufige mit weniger spezifischen Lebensraumansprüchen als auch seltene und/oder sehr spezialisierte Arten) aber auch die Vielfalt der Fragestellungen, für die der bereits vorliegende Datensatz genutzt werden kann. Die nunmehr einen Zeitraum von 15 Jahren (und bei einigen Arten auch deutlich länger) abdeckenden Arbeiten ermöglichten es bei vielen Arten, vorher unbekannt oder nur vermutete Zusammenhänge mit ökologischen Faktoren (z. B. Wasserstände, Flächennutzung) aufzudecken und/oder mit Daten zu belegen. Maßnahmen des Flächen-Managements, hier in erster Linie die Beweidung, können in vielen Fällen nunmehr hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Bestandsentwicklung von Vogelarten beurteilt werden. In jedem Fall gilt, dass die Aussagekraft von 15 Jahre umfassenden Datensätzen zwar bereits hoch ist, jede weitere Untersuchungsperiode aber neue, teils unvermutete Zusammenhänge ans Licht bringen kann. Eine Schwäche im derzeitigen Untersuchungs-Design liegt jedoch darin, dass Datensätze zu ökologisch relevanten Umweltfaktoren und zur Landnutzung teils gar nicht existieren, zumeist aber schwer zugänglich sind, oder in einer Form vorliegen, die den unmittelbaren Einsatz in Analysen erschweren. Seitens der Biologischen Station Illmitz und des Nationalparks sind daher innerhalb der nächsten 3-5 Jahre sowohl die Einrichtung eines Umwelt-Informationssystems für das gesamte Neusiedler Se-Gebiet sowie eines Nationalpark-GIS mit den entsprechenden Datenlayern geplant. Die ausführliche und in dieser Form bislang noch nicht vorliegende Darstellung der aktuellen Beweidungsprojekte im Seewinkel ist ebenfalls als Beitrag zu einer Verbesserung der oben angeführten Mankos zu sehen. Die Verpflichtung zur langfristigen Dauerbeobachtung in Form von Monitoring-Programmen ist sowohl im Nationalpark- als auch im Naturschutzgesetz explizit vorhanden. Die langfristige Fortführung des Vogelmonitoring-Programms und der Einrichtung eines Umwelt-Informationssystems werden für Nationalpark und die zuständigen Landstellen essentielle Bausteine sein, diesen Verpflichtungen auch in Zukunft und in Hinblick auf nicht aufzuhaltende Veränderungen, z. B. durch den Klimawandel, in fachlich ausreichender Form nachkommen zu können.

Danksagungen

Der Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel finanzierte in den Jahren 2001-2015 die in dieser Publikation dargestellten Arbeiten im Rahmen der Nationalpark-Forschung als Projekt „NP25 Nationalpark-Vogelmonitoring“. Unser besonderer Dank gebührt dabei dem wissenschaftlichen Leiter der Nationalparks, Dr. Alois Herzig, der sich in all den Jahren ganz besonders intensiv für das Vogelmonitoring einsetzte und ohne den das Projekt wahrscheinlich nie in dieser umfangreichen Form durchgeführt werden hätte können. Seitens des Nationalparks gilt unser Dank auch dem Finanzreferenten des Nationalparks, Hrn. Franz Haider, für die problemlose Abwicklung der finanziellen Aspekte des Projektes, angesichts des Umfangs des Projektes keine Selbstverständlichkeit. Der frühere Leiter der Biologischen Station, Dr. Alois Herzig sowie sein Nachfolger, Dr. Thomas Zechmeister, ermöglichten uns dankenswerterweise die Infrastruktur der Biologischen Station Illmitz (Übernachtungsmöglichkeiten, Boote, Motoren) zu nutzen. Übernachtungsmöglichkeiten und logistische Unterstützung bot weiters auch die WWF-Bildungswerkstätte Seewinkelhof. Dr. Christian Schulze sah dankenswerterweise das gesamte Manuskript auf Schreibfehler, Ungereimtheiten und Auslassungen durch.

Für die Überlassung von Daten zur Entwicklung und Durchführung der Beweidungsprojekte danken wir den folgenden Personen: Mario Fleischhacker, Alois Gangl, Johann Göttl, Johann Groß, David Hötsch, Kurt Kirchnerberger, Michael Kroiss, Andreas Lang und Franz Renz. Daniela Stiegelmar (Verein BERTA/Natura 2000-Gebietsbetreuung) sind wir für die Bereitstellung von Kartenunterlagen zur Abgrenzung der Beweidungsgebiete und Gilbert Hafner für die Datenauswertung zur Herdentwicklung in der Graurinderkoppel zu Dank verpflichtet.

Während es für jedes Projekt eine(n) oder zwei Hauptverantwortliche(n) gab, die in der Regel auch den größeren Teil der Feldarbeit durchführten, konnten die Zählungen von Wiedehopf, Graugans und den Wiesenlimikolen nur unter Beteiligung zahlreicher weiterer MitarbeiterInnen durchgeführt werden:

Beim Projekt „Wiesenlimikolen“ waren dies: Konrad Edelbacher (+), Christoph, Roland, Elisabeth Lauber, Harald Grabenhofer, Sabine Zelz, Michael Bierbaumer, Bernadette Strohmaier, Beate Wendelin, Michael Dvorak und Gilbert Hafner.

Beim Projekt „Graugans“: Markus Schneider, Marion Schindlauer, Daniel Leopoldsberger, Denise Reiter, Niki Filek, Tobias Schernhammer, Benjamin Seaman, Günther Wöss, Veronika Fasching, Johannes Hohenegger, Martin Suanjak, Norbert Teufelbauer und Alice Thinschmidt.

Beim Projekt „Wiedehopf“ (ab 2011): Flora Bittermann, Evelyn Brunner, Iris Fischer, Heinrich Frötscher, Harald Grabenhofer, Gilbert Hafner, Johannes Hohenegger, Johanna Kronberger, Elisabeth Lauber, Christina Nagl,

Jakob Pöhacker, Regina Riegler, Christoph Roland, Tobias Schernhammer, Marion Schindlauer, Maria Schindler, Benjamin Seaman, Sebastian Sperl, Martin Suanjak, Norbert Teufelbauer, Beate Wendelin und Günther Wöss.

Das Reihermonitoring hätte ohne den im August 2015 bei einem Flugzeugabsturz tödlich verunglückten Robert Klein nicht in der bisherigen Form durchgeführt werden können.

Zusammenfassung

In den Jahren 2001-2015 wurden im Neusiedler See-Gebiet im Rahmen des Forschungsprojektes „Nationalpark-Vogelmonitoring“ des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel Untersuchungen zu Bestand und Bestandsentwicklung von 39 gefährdeten oder ökologisch wichtigen Vogelarten durchgeführt. Für 33 der 39 behandelten Vogelarten wurde der Brutbestand alljährlich flächendeckend oder mit sehr umfangreichen Stichproben erhoben, für sechs Arten liegen Stichproben aus einzelnen Jahren vor. In der vorliegenden Veröffentlichung werden die Ergebnisse dieser Untersuchungen im Detail präsentiert, die Bestandsentwicklungen analysiert und erste grobe Hinweise auf die den Veränderungen zugrunde liegenden Faktoren gegeben. Die wichtigsten Ergebnisse zu den Bestandszahlen sind in Tabelle 14, die Einschätzung der internationalen Bedeutung der Brutpopulationen in Tabelle 15 und eine Zusammenfassung der Bestandsentwicklung der einzelnen Arten in Tabelle 16 zu finden.

Bis zum Beginn der 1980er Jahre wiesen ca. 40 % der behandelten Arten negative Bestandstrends auf, beim Seeregenpfeifer als Charakterart ging man von einem Rückgang um ca. 75 % aus. Ab den frühen 1990er Jahren setzte sich der Großteil der Rückgänge nicht weiter fort, bzw. begannen sich manche Arten wieder zu erholen, ein Vorgang, der durch großflächige Managementmaßnahmen des Nationalparks noch verstärkt wurde. An erster Stelle und als Maßnahme mit der größten Wirksamkeit auf die behandelten Vogelarten ist die Wiedereinführung der großflächigen Beweidung zu nennen, von der der Großteil der Arten positiv beeinflusst wurde. Als Gegenpol und großer Negativfaktor sind die umfangreichen Eingriffe in den Wasserhaushalt des Gebiets zu nennen, die in den letzten Jahrzehnten stattfanden und immer noch stattfinden. Das dadurch verursachte „Lackensterben“ hat dazu geführt, dass seit den 1930er Jahren nicht weniger als 70 % aller Lacken durch Verlandung verschwunden sind oder durch direkte menschliche Eingriffe zerstört wurden. Alle noch bestehenden Lacken sind in unterschiedlichem Ausmaß negativ betroffen. Von den Veränderungen der Hydrologie werden die meisten der an Wasser gebundenen Arten negativ beeinflusst. Negative Auswirkungen wurden für die Brutbestände mehrerer Schwimmtentenarten nachgewiesen und sind für Wiesenlimikolen sehr wahrschein-

lich. Es steht zu befürchten, dass sich zukünftig die Erfolge des Nationalpark-Managements und die Auswirkungen des Lackensterbens die Waage halten könnten bzw. das letzteres sogar die Anstrengungen seitens des Nationalparks zunichte machen könnte. Eine markante Veränderung betrifft die in den letzten Jahrzehnten laufend stattfindende Neuansiedelung verschiedener Vogelarten südlicher und südöstlicher Herkunft (Tab. 16). Zwergscharbe, Weißbart-Seeschwalbe und Stelzenläufer können schon wenige Jahre nach ihrem erstmaligen Auftreten nunmehr als häufige Charakterarten des Neusiedler See-Gebiets gelten, es ist aber wahrscheinlich, dass von den Auswirkungen des Klimawandels noch viele andere Vogelarten des Gebiets in unterschiedlicher Art und Weise betroffen sind.

Literatur

- Aumüller, S. (1949): Der Bestand des Weißen Storches im Burgenland in den Jahren 1934-1948. Burgenländisch Forschungen 6. 43 pp.
- Aumüller, S. (1960): Der Bestand des Weißstorches im Burgenland in den Jahren 1954 und 1955. Burgenländ. Heimatblätter 22: 76-88.
- Barabas, L. (2013): A hazai récefajok fészkelőállományainak elterjedése [Breeding distribution of hungarian duck species]. Magyar Vízivad Közlemények 23. [Hungarian Waterfowl Publications 23]: 79-120. (ungarisch mit engl. Zus.)
- Bauer, H.-G., E. Bezzel & W. Fiedler (Hrsg., 2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. Aula-Verlag, Wiebelsheim. 808 pp.
- Bauer, K. (1952): Arealveränderungen und Bestandsschwankungen bei österreichischen Vögeln. Bonner Zool. Beitr. 3: 31-40.
- Bauer, K. (1956): Interessante Brut- und Sommervorkommen im Neusiedlersee-Gebiet. Vogelkundl. Nachr. Österreich 7: 1-7.
- Bauer, K. (1965): Zur Nahrungsökologie einer binnenländischen Population der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*). Egretta 8: 35-51.
- Berg, H.-M. & O. Samwald (1989): Zum Auftreten der Zwergscharbe (*Phalacrocorax pygmaeus* Pallas 1773) in Österreich. Egretta 32: 79-82.
- Bernatzik, H.A. (1947): Vogelparadies. Vogelparadiese und Menschen in europäischen Rückzugsgebieten. Schlüsselverlag, Wien. 120 pp.
- Bezzel, E. (1967): Versuch einer Bestandsaufnahme und Darstellung der Arealveränderungen der Tafelente (*Arthya ferina*) in einigen Teilen Europas. Anz. Orn. Ges. Bayern 8: 13-44.
- BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12. BirdLife International, Cambridge, UK. 374 pp.
- BirdLife International (2015): IUCN Red List for birds. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 13/12/2015.
- Blaschke, A. P. & C. Gschöpf (2011): Grundwasserströmungsmodeill Seewinkel. Unpubl. Studie des Instituts für Wasserbau und Ingenieurhydrologie, Technische Universität Wien, im Auftrag der Burgenländischen Landesregierung, Abteilung 9: Wasser- und Abfallwirtschaft.
- Böck, F. (1979): Birds of Neusiedlersee. Pp. 439-474 in H. Löffler (Hrsg.): Neusiedlersee: The limnology of a shallow lake in Central Europe. Monographiae Biologicae 37. W. Junk, Den Haag.
- Boros, E., Z. Ecsedi & J. Oláh (2013): Ecology and Management of Soda Pans in the Carpathian Basin. Hortobágy Environmental Association, Balmazújváros, 551 pp.
- Braun, B. & E. Lederer (1997): Brutbestand, Schlupferfolg und Habitatwahl von See- und Flussregenpfeifer im Seewinkel - Nordburgenland, in den Brutsaisonen 1995 und 1996. Unpubl. Bericht an den Nationalpark Neusiedlersee - Seewinkel und die Biologische Station Illmitz. 63 pp.
- Breuer, G. (1930): Vogelmarkierungen der Vogelwarten Herzog Paul Esterházy des Bundes ung. Ornithologen. Kócsag 3: 51-52.
- Burgenländisches Landesmuseum (Hrsg. 1959): Landschaft Neusiedlersee. Grundriss der Naturgeschichte des Großraumes Neusiedlersee. Wiss. Arb. Burgenland Heft 23. 208 pp.
- Chlaupek, A., (2006): Die Erstellung eines digitalen Geländemodells des Nationalparks Neusiedler See - Seewinkel aus flugzeuggetragenen Laserscannerdaten zur Detektion natürlicher Senken. Diplomarbeit, Fakultät für Geowissenschaften, Geographie und Astronomie der Universität Wien.
- Csaplovics, E. & J. Schmidt (2011): Schilfkartierung Neusiedler See Ausdehnung und Struktur der Schilfbestände des Neusiedler Sees. Endbericht an den Naturschutzbund Österreich – Landesgruppe Burgenland. Technische Universität Dresden, Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung. 34 pp..
- Dick, G. (1994): Gänse. Pp. 75-90 in G. Dick, M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer: Vogelparadies mit Zukunft?. Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.
- Dick, G., M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer (1994): Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Bericht 3 – Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 356 pp.
- Dombrowski, E. v. (1889): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersees in Ungarn. Mitt. Orn. Ver. Wien 13: 3-6, 19-22, 39-44, 52-59.
- Dvorak, M. (1985): Siedlungsdichte und Biotopwahl von Kleinem Sumpfhuhn (*Porzana parva*) und Wasserralle (*Rallus aquaticus*) im Schilfgürtel des Neusiedler Sees. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 446-454.
- Dvorak M. (1988): Verbreitung und Bestand des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Neusiedler See-Gebiet. Biol. Station Neusiedler See, BFB-Bericht 66: 33-37.
- Dvorak, M. (1988): Verbreitung und Bestand des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Neusiedler See-Gebiet. Biol. Forschungsinst. Burgenland-Bericht 66: 33-37.
- Dvorak, M. (1992): Erfolgreiche Brut des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Seewinkel. Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich 4/1992: 18-19.
- Dvorak, M. (1994a): Schwimmvögel. Pp. 90-131 in G. Dick, M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer: Vogelparadies mit Zukunft?. Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.
- Dvorak, M. (1994b): Möwen und Seeschwalben. Pp. 177-194 in G. Dick, M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer: Vogelparadies mit Zukunft?. Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See - Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.
- Dvorak, M. (2012): Die Vogelwelt der Randzonen (Seewiesen) des Neusiedler Sees zwischen Weiden und Mörbisch. Studie im Auftrag des Naturschutzbundes Burgenland im Rahmen des Projektes EULakes. BirdLife Österreich, Wien, 42 pp.
- Dvorak, (2013): Das Brutvorkommen der Spießente (*Anas acuta*) im Nordburgenland. Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich 24: 53-59.
- Dvorak, M. E. Nemeth & A. Ranner (1993): Projektgruppe Schilf. Arbeitsgruppe Ornithologie. Endbericht über die Projektjahre 1990-1992. Bericht an die Arbeitsgemeinschaft Neusiedler See. 31 pp.
- Dvorak, M., A. Ranner & H.-M Berg (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981-1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien. 527 pp.
- Dvorak, M., B. Wendelin & A. Pellinger (2010): Die Weißbartseeschwalbe, *Chlidonias hybridus* (Pallas 1811) im österreichisch-ungarischen Neusiedler See-Gebiet - erster Brutnachweis für Österreich im Jahr 2009. Egretta 51: 51- 59.
- Dvorak, M., E. Nemeth, S. Tebbich, M. Rössler & K. Busse (1997): Verbreitung, Bestand und Habitatwahl schilfbewohnender Vogel-

- arten in der Naturzone des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel. Biol. Forschungsinstitut Burgenland - Bericht 86: 1-69.
- Dvorak, M. & S. Tebbich (1998):** Bestand, Bestandsentwicklung und Schutzsituation der Moorente (*Aythya nyroca*) im Neusiedler See-Gebiet. Ergebnisse von Bestandsaufnahmen in den Jahren 1996 und 1997. Bericht an die Biol. Station Illmitz und die Abt. IV (Naturschutz) des Amtes der Burgenländ. Landesregierung. BirdLife Österreich, Wien. 33 pp.
- Eitzinger, J., G. Kubi & H. Formayer, (2005):** Auswirkungen einer Klimaänderung auf den Wasserhaushalt des Neusiedler Sees. Unpubl. Bericht an das Amt der Burgenländischen Landesregierung, Abt. 9 – Wasser- und Abfallwirtschaft. 82 pp.
- European Topic Centre on Biological Diversity (2014):** Article 17 Report – Habitat assessments at EU biogeographical level–Coastal Habitats–Pannonic salt steppes and salt marshes. <http://art17.eionet.europa.eu/article17/reports2012/habitat/summary/?period=3&group=Coastal+habitats&subject=1530®ion=> (accessed 05. January 2016)
- Fally, J. & L. Kárpáti (Hrsg. 2012):** Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel Fertő-Hanság Nemzeti Park. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság. Nationalparkverwaltung Fertő-Hanság, Szaktudás Kiadó Ház AG, Budapest.
- Fászl, I. (1883):** Sopron madarai. A Pannonhalmi Szent-Benedek-Rend Soproni Kath. Főgymnasiumának Értesítője az 1882/83 iskolaévről, 1 -31.
- Fasola, M., D. Rubolini, E. Merli, E. Boncompagni & U. Bressan (2010):** Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. *Population Ecology* 52: 59-72.
- Festetics, A. (1959):** Erster Brutnachweis der Schwarzkopfmöwe vom Neusiedlersee und ihre Verbreitung im Karpathenbecken. *Egretta* 2: 67-74.
- Festetics, A. & B. Leisler (1968):** Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedlersee-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund-Reservates Seewinkel (I. Teil: Biogeographie des Gebietes, II. Teil: Schwimmvögel). *Wiss. Arb. Burgenland* 40: 83-130.
- Festetics, A. & B. Leisler (1970):** Ökologische Probleme der Vögel des Neusiedlersee-Gebietes, besonders des World-Wildlife-Fund-Reservates Seewinkel (III. Teil: Möwen- und Watvögel, IV. Teil: Sumpf- und Feldvögel). *Wiss. Arb. Burgenland* 44: 301-386.
- Festetics, A. & B. Leisler (1999):** Die Brutkolonien der Reiher und Löffler am Neusiedler See – Bestandsentwicklung, Nistökologie, Naturschutz. *Ökologie der Vögel* 21: 269-329.
- Fischer, L. v. (1883a):** Ornithologische Beobachtungen am Neusiedler See. *Mitt. Orn. Ver. Wien* 7: 75-76, 96-98, 115-118, 141-145.
- Fischer, L. v. (1883b):** Im Kapuvärer Erlenwalde. *Mitt. Orn. Ver. Wien* 7: 153-155.
- Fournes, H. (1886):** Vom Neusiedlersee. *Mitt.-Heft Orn. Ver. Wien* 10: 157-162.
- Frederick, P.C. & M.G. Spalding (1994):** Factors affecting reproductive success of wading birds (Ciconiiformes) in the Everglades ecosystem. Pp. 659-691 in *Everglades: the ecosystem and its restoration*.
- Freise, F., K.-M. Exo & B. Oltmanns (2006):** Ist das NSG Leyhörn als Brutgebiet für Säbelschnäbler *Recurvirostra avosetta* geeignet? *Vogelwelt* 127: 175-186.
- Frühstück, H. (1977):** Der Bestand des Weißstorches (*Ciconia ciconia* L.) im Burgenland im Jahre 1976. *Egretta* 20: 61-64.
- Frühstück, H. (1979):** Der Bestand des Weißstorches (*Ciconia ciconia* L.) im Burgenland in den Jahren 1977 und 1978. *Egretta* 22: 76-78.
- Frühstück, H. (1982):** Der Bestand des Weißstorches (*Ciconia ciconia* L.) im Burgenland in den Jahren 1979 und 1980. *Egretta* 25: 33-36.
- Gawlik, D. E. (2002):** The effects of prey availability on the numerical response of wading birds. *Eco-logical Monographs* 72: 329-346.
- Gilbert, G., G. A. Tyler, C. J. Dunn, & K.W. Smith (2005):** Nesting habitat selection by bitterns *Botaurus stellaris* in Britain and the implications for wetland management. *Biological Conservation* 124: 547-553.
- Glutz v. Blotzheim, U. N., K. M. Bauer & E. Bezzel (1977):** Säbelschnäbler. In: *Handbuch der Vögel Mitteleuropas*, Band 7 (Charadriiformes 2. Teil). Akademische Verlagsgesellschaft Wiesbaden, 731-774.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. Bauer (1982):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 8/1, Charadriiformes (3. Teil). Akadem. Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Glutz von Blotzheim, U. N., K. Bauer & E. Bezzel (1977):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas Bd 7., Charadriiformes (2. Teil). Akadem. Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Grüll, A. (1982):** Ein neuer Brutnachweis und die früheren Vorkommen des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Neusiedlerseegebiet. *Egretta* 25: 13-16.
- Grüll, A. (1988):** Zu Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Weißsternigen Blaukehlchens (*Luscinia svecica cyaneola*) im Neusiedlerseegebiet. *Biol. Forschungsinst. Burgenland, Illmitz, BFB-Bericht* 66: 57-65.
- Grüll, A. (1994):** Schilfvögel. Pp. 194-226 in G. Dick, M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer: *Vogelparadies mit Zukunft?. Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See - Seewinkel*. Umweltbundesamt, Wien. 356 pp.
- Grüll, A. (2001):** Populationsuntersuchungen am Weißsternigen Blaukehlchen (*Luscinia svecica cyaneola*) im Neusiedler See-Gebiet. *Egretta* 44: 1-44.
- Grüll A., J. Groß & J. Steiner (2007):** Rufaktivität, Revierverhalten und Polygynie beim Wiedehopf *Upupa epops* im Neusiedler See-Gebiet, Österreich. *Vogelwelt* 128: 67-78.
- Grüll A., J. Groß & J. Steiner (2008):** Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes, *Upupa epops* Linnaeus 1758, im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Egretta* 49: 6-18.
- Grüll, A., E. Karner-Ranner, J. Groß (2014):** Verbreitung, Population und Bruthabitate des Wiedehopfes, *Upupa epops* (Linnaeus 1758) im Burgenland von 1981 bis 2010. *Egretta* 53: 42-63.
- Grüll A. & A. Ranner (1998):** Populations of the Great Egret and Purple Heron in relation to ecological factors in the reed belt of the Neusiedler See. *Colonial Waterbirds* 21: 328-334.
- Grüll, A. & E. Zwicker (1993):** Zur Siedlungsdichte von Schilfsingvögeln (*Acrocephalus* und *Locustella*) am Neusiedlersee in Abhängigkeit vom Alter der Röhrichbestände. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 68: 159-171.
- Gruneberg, Ch. & M. Boschert (2009):** Weißbart- und Weißflügelseeschwalben in Deutschland: Bestandsentwicklung und aktuelle Brutverbreitung. *DDA-Monitoring-Rundbrief Frühjahr 2009*: 9-13.
- Haas, P., G. Haidinger, H. Mahler, J. Reitingner & R. Schmalfuß (1992):** Grundwasserhaushalt Seewinkel. *Forschungsbericht 14*, TU Wien Inst. F. Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft. 62 pp. + Anhänge und Beilagen.
- Hadarics, T. & Z. Tamás (Hrsg., 2008):** Magyarország madarainak névjegyzéke. An annotated list of the birds of Hungary. Budapest, Magyar madártani terméstudományi egyesület. 278 pp.
- Heath, M.F. & M.I. Evans (2000):** Important Bird Areas in Europe: Priority sites for Conservation. 2 vols. Conservation Series no. 8. Cambridge, UK, BirdLife International.
- Herzig, A. (1994):** Monitoring of lake ecosystems. Pp. 1-28 in: G. Aubrecht, G. Dick & C. Prentice (Hrsg.) *Monitoring of Ecological Change in Wetlands of Middle Europe*. Proc. International Workshop, Linz, Austria. Stapfia 31.
- Herzig, A. & M. Dokulil (2001):** Neusiedlersee - ein Steppensee in Europa. Pp. 401-415 in M. Dokulil, A. Hamm & J.-G. Kohl (Hrsg.) *Ökologie und Schutz von Seen*. Facultas-Verlag, Wien.
- Homeyer, A. v. (1892):** Nach Ungarn und Siebenbürgen. 3. Fertő oder Neusiedler See. *Orn. Monatsschrift* 17: 429-441.
- Jukovits, A. (1864):** Verzeichniss der am Neusiedlersee vorkommenden Vögel. *Verh. Ver. f. Naturkde. Pressburg* 8: 49-54.

- Kahl, M. P. (1964):** Food ecology of wood stork (*Mycteria americana*) in Florida. *Ecological Mono-graphs* 34: 97-110.
- Karner-Ranner, E., A. Grüll & A. Ranner (2008):** Monitoring von Kulturlandvögeln im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel als Grundlage für Managementmaßnahmen. *Egretta* 49: 19-34.
- Kersten, M., R.H. Britton, P.J. Dugan & H. Hafner (1991):** Flock feeding and food intake in Little Egrets: the effect of prey distribution and behaviour. *Journal of Animal Ecology* 60: 241-252.
- Kirschner, A., R. Krachler, R. Krachler & I. Korner (2007):** Renaturierung ausgewählter Lacken des burgenländischen Seewinkels. Endbericht zum Projekt LW 621 im Rahmen des „Österreichischen Programms für die Entwicklung des Ländlichen Raums – Sonstige Maßnahmen“, im Auftrag des Naturschutzbundes Burgenland, Eisenstadt, 85 pp.
- Koenig, O. (1939):** Wunderland der wilden Vögel. Verlag Gottschammel und Hammer Wien. 99 pp.
- Koenig, O. (1943):** Rallen und Bartmeisen. Beiträge zur Biologie und Psychologie auf Grund von Beobachtungen am Neusiedler See. *Niederdonau/Natur und Kultur* 25. Heft. Verlag Karl Kühne, Wien-Leipzig.
- Koenig, O. (1952):** Ökologie und Verhalten der Vögel des Neusiedlersee-Schilfgürtels. *J. Orn.* 93: 207-289.
- Koenig, O. (1960):** Neue Wege zur Erforschung der Reiherkolonien des Neusiedler Sees. *Bgld. Heimatbl.* 22: 15-22.
- Koenig, O. (1961):** Das Buch vom Neusiedlersee. Wollzeilen Verlag, Wien. 288 pp.
- Kohler, B. (1988):** Die Brutbestände von Flußregenpfeifer (*Charadrius dubius*), Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*), Uferschnepfe (*Limosa limosa*) und Rotschenkel (*Tringa totanus*) im Seewinkel in den Jahren 1986 und 1987. *Biol. Forschungsinst. Burgenland - Bericht* 66: 13-26.
- Kohler, B. (1991):** Zum Auftreten des Stelzenläufers (*Himantopus himantopus*) im Neusiedlerseegebiet 1982-1990. *Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich* 2/1991, 13-14.
- Kohler, B. (1997):** Habitatnutzung und Verteilungsmuster des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*, L. 1758) an den Sodalacken des Seewinkels, Burgenland. *Phil. Diss. Univ. Wien*, 221 pp.
- Kohler, B. (1999):** Bestand und Bestandsdynamik der Seewinkler Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) in den Jahren 1994-96 – Implikationen für künftige Managemententscheidungen des Nationalparks. Unpubl. Endbericht zum Forschungsprojekt: „Die Brutvögel extremer Sodalacken“. 19 S.
- Kohler, B. (2005):** Population dynamics of Avocets (*Recurvirostra avosetta*) in the Neusiedler See Region, eastern Austria. *Wader Study Group Bulletin* 107: 108-112.
- Kohler, B. & G. Bieringer (2016):** Bestandsgröße und Bruterfolg des Säbelschnäblers (*Recurvirostra avosetta*, L. 1758) im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel, in Abhängigkeit von Wasserstand, Witterung und Entwicklung der Habitatqualität. *Egretta* 54, 87-104.
- Kohler, B. & I. Korner (2006):** Managementplan für den Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel (Entwurf), 239 pp.
- Kohler, B. & G. Rauer (1992):** Ergebnisse der Wiesenlimikolenzählungen 1991 im Seewinkel. *Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich* 3/1: 11-17.
- Kohler, B. & G. Rauer (1993):** Ergebnisse der Wiesenlimikolenzählungen 1992 im Seewinkel. *Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich* 4/2: 48-51.
- Kohler, B. & G. Rauer (1994a):** Wiesenlimikolen. Pp. 226-237 in Dick, G., M. Dvorak, A. Grüll, B. Kohler & G. Rauer: *Vogelparadies mit Zukunft? – Ramsar-Bericht 3, Neusiedler See - Seewinkel*. Umweltbundesamt, Wien.
- Kohler, B. & G. Rauer (1994b):** Limikolen. Pp. 132-176 in Dick, G., M. Dvorak, A. Grüll, B. Kohler & G. Rauer: *Vogelparadies mit Zukunft? – Ramsar-Bericht 3, Neusiedler See - Seewinkel*. Umweltbundesamt, Wien.
- Kohler, B. & G. Rauer (1995):** Die Wiesenlimikolenzählungen 1993 und 1995 im Seewinkel. *Vogelkundl. Nachr. Ostösterreich* 6: 108-113.
- Kohler, B., G. Rauer & B. Wendelin (1994):** Landschaftswandel. Pp. 21-34 in Dick, G., M. Dvorak, A. Grüll, B. Kohler & G. Rauer: *Vogelparadies mit Zukunft? – Ramsar-Bericht 3, Neusiedler See - Seewinkel*. Umweltbundesamt, Wien.
- Kohler, B. & F. Werba (2015):** Einzigartige Lebensräume – die Salzlacken im Seewinkel. Informationsbroschüre zum Salzlebensraum-Renaturierungsprojekt Lange Lacke. WWF Österreich, 10 pp.
- Korner, I. (2006):** Die terrestrische Vegetation. Pp. 109-118 in I. Oberleitner, G. Wolfgram & A. Achatz-Blab (Red.): *Salzlebensräume in Österreich*. Umweltbundesamt Wien.
- Korner, I., A. Traxler & T. Wrška (2000):** Vegetationsökologisches Beweidungsmonitoring Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel, Biologisches Forschungsinstitut Burgenland(BFB)- Bericht 88, 82 pp.
- Korner, I. (2012a):** Flächenmanagement durch Rinderherden im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Pp. 256-262 in J. Fally & L. Kárpáti (Hrsg.): *Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, Fertő – Hanság Nemzeti Park*. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság.
- Korner, I. (2012b):** Beweidung mit Pferden am Ostufer des Neusiedler Sees. Pp. 262-264 in J. Fally & L. Kárpáti (Hrsg.): *Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, Fertő – Hanság Nemzeti Park*. Monographische Studien über das Gebiet Neusiedler See und Hanság.
- Korner, I., T. Wrška, M. Staudinger & M. Böck (2008):** Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitmonitoring-Studie 1990 bis 2007. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37: 1-84.
- Krachler, R., I. Korner, M. Dvorak, N. Milazowszky, W. Rabitsch, F. Werba, P. Zulka & A. Kirschner (2012):** Die Salzlacken des Seewinkels: Erhebung des aktuellen ökologischen Zustandes sowie Entwicklung individueller Lackenerhaltungskonzepte für die Salzlacken des Seewinkels (2008-2011). *Österreichischer Naturschutzbund, Eisenstadt*. 291 pp.
- Krachler, R., R. Krachler, E. Milleret & W. Wesner (1990):** Limnochemische Untersuchungen zur aktuellen Situation der Salzlacken im burgenländischen Seewinkel. *Burgenländ. Heimatbl.* 62: 3-49.
- Kushlan, J.A. (1976):** Wading bird predation in a seasonally fluctuating pond. *Auk* 93: 464-476. 237.
- Kushlan, J.A. (1979):** Temperature and oxygen in an Everglades alligator pond. *Hydrobiologia* 67: 267-271.
- Kushlan, J.A. (2000):** Research and conservation needs for heron conservation Pp. 331-342 in J.A. Kushlan & H. Hafner (Hrsg.): *Heron Conservation* Academic Press, London, UK.
- Laber, J. (2000):** Die Brutbestandsentwicklung der Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*) im Seewinkel. *Egretta* 43: 112-118.
- Laber, J. (2003):** Die Limikolen des österreichisch/ungarischen Seewinkels. *Egretta* 46: 1-91.
- Laber, J. & A. Ranner (1997):** Nachweise seltener und bemerkenswerter Vogelarten in Österreich 1991-1995. *Egretta* 40: 1-44.
- Laber J. & A. Pellingner (2008):** Die durchziehenden und überwinternden Gänsebestände der Gattung *Anser* und *Branta* im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Egretta* 49: 35-51.
- Laber, J. & A. Pellingner (2014):** Der Stelzenläufer (*Himantopus himantopus*) im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. *Egretta* 53: 2-9.
- Laber, J., A. Pellingner, A. Széll & B. Wendelin (2016):** Bestandsentwicklung in den Jahren 1990-2015 und Wanderungen der Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*) im Neusiedler See-Gebiet (Österreich) und in der Region Fertő-Hanság (Ungarn). *Egretta* 54: 110-118.
- Laufmann, H. & B. Leisler (2001):** The function of inter- and intra-specific territoriality in warblers of the genus *Acrocephalus*. Pp. 87-110 in Hoi, H. (Hrsg.): *The ecology of reed birds*. Biosystematics and Ecology Series No. 18. Austrian Academy of Sciences, Wien. 177 pp.

- Ławicki, L., L. Khil & P. P de Vries (2012):** Expansion of Pygmy Cormorant in central and western Europe and increase of breeding population in southern Europe. *Dutch Birding* 34: 273-288.
- Ławicki, L. (2014):** The Great White Egret in Europe: population increase and range expansion since 1980. *British Birds* 107: 8-25.
- Ledwoń, M., J. Betleja, T. Stawarczyk & G. Neubauer (2014):** The Whiskered Tern *Chlidonias hybrida* expansion in Poland: the role of immigration. *J. Ornithol.* 155: 459-470.
- Löffler, H. (1974):** Der Neusiedler See. Naturgeschichte eines Stepensees. Verlag Fritz Molden, Wien-München-Zürich. 175 pp.
- Löffler, H. (1982):** Der Seewinkel. Die fast verlorene Landschaft. Verlag Niederösterreichisches Pressehaus St. Pölten-Wien. 160 pp.
- Marschall, A. F. & A. v. PelzeIn (1882):** Ornithologische Untersuchungen zum Wiesenvogelmanagement im Seewinkel. Unpubl. Endbericht zum AGN-Forschungsprojekt „Pflegemaßnahmen im Nationalpark. Beweidung und ihre Alternativen“, Ornithologischer Teil, 32 pp.
- Samwald, T. (1965):** Beitrag zur Beringungstätigkeit an der österreichischen Vogelwarte in Neusiedl am See. *Wiss. Arb. Burgenland* 34: 241-254
- Seitz, A. (1934):** Beobachtungen in den Reiherkolonien am Neusiedler See Frühling 1933. *Beitr. Fortpfl.-Biol. Vögel* 10: 228-229.
- Seitz, A. (1935):** Ornithologisches vom Neusiedler See. *Kócsag* 8: 29-33.
- Seitz, A. (1937):** Von den Reiherkolonien des Neusiedlersees (Österreich) 1935. *Beitr. Fortpfl.-Biol. Vögel* 13: 13-22.
- Seitz, A. (1940):** Der Hausstorchbestand im Burgenland (Gau Nierdonau) 1934-1939. *Beitr. Fortpfl.-Biol. Vögel* 16: 87-92.
- Seitz, A. (1943):** Ein Beitrag zur Singvogelwelt des Neusiedlersees. *Beitr. Fortpfl.-Biol. Vögel* 19: 1-9.
- Smith, J.P., J.R. Richardson & M.W. Collopy (1995):** Foraging habitat selection among wading birds (Ciconiiformes) at Lake Ocheechobee, Florida in relation to hydrology and vegetation cover. *Arch Hydrobiol Advance Limnol Spec Issues A* 45: 257-285.
- Staudinger, M. (1978):** Erfolgreiche Brut der Schwarzkopfmöwe (*Larus melanocephalus*) im Burgenland, Österreich. *Egretta* 21: 8-11.
- Steiner, J., R. Triebel & A. Grüll (2003):** Bruterfolg und Ansiedlungsentfernung beim Wiedehopf (*Upupa epops*) im Neusiedler See-Gebiet 1961-1991. *Egretta* 46: 136-146.
- Steiner, R. (1995):** Brutbestand und Verteilung der Bruten bei der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) in den Jahren 1992 und 1993 im Seewinkel. *BFB-Bericht* 83: 31-36.
- Steiner, W. & R. Parz-Gollner (2003):** Actual numbers and effects of recreational disturbance on the distribution and behaviour of Greylag Geese (*Anser anser*) in the Neusiedler See – Seewinkel National Park Area. *J. Nature Conserv.* 11: 324-330.
- Thomas, L., S. T. Buckland, E. A. Rexstad, J. L. Laake, S. Strindberg, S. L. Hedley, J. R. Bishop, T.A. Marques & K. P. Burnham (2010):** Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47: 5-14.
- Triebel, R. (1981):** Die Kolbenente *Netta rufina* Brutvogel im Seewinkel. *Egretta* 24: 82.
- Triebel, R. (1983):** Über den Seeregenpfeifer (*Charadrius alexandrinus*) im Seewinkel, Burgenland/Österreich. *Seevögel* 4: 39-41.
- Triebel, R. (1984):** Die Graugans *Anser anser* im Neusiedler See-Gebiet, Österreich. *Acta Sc. Nat. Brno* 18: 25-30.
- Triebel, R. (1990):** Bestand und Brutverteilung der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) im Neusiedler See-Gebiet in den 80er Jahren. *BFB-Bericht* 73: 23-27.
- Triebel, R. & H. Frühstück (1979):** Erhebungen über den Weißstorch (*Ciconia ciconia*) im Burgenland von 1964-1973. *Natur u. Umwelt im Burgenland Sonderheft* 2: 1-31.
- Vádaz, C., S. Mogyorósi, A. Pellinger, R. Aleksza & C. Biró (2011):** Results of the breeding passerine census carried out at the Hungarian part of Lake Fertő in 2008. *Ornis Hungarica* 19: 11-20.
- Walters, J. (1959):** Regenpfeifer-Notizen aus dem „Seewinkel“ im Burgenland (Österreich). *Vogelwelt* 80: 33-42.
- Wendelin, B. (2010):** Bestandsentwicklung, Habitatwahl und Bruterfolg der Flußseeschwalbe, *Sterna hirundo* Linnaeus 1758, im Neusiedler See-Gebiet (Burgenland). *Egretta* 51: 60-73.
- Wendelin, H. & P.H. Becker (1998):** Populationsbiologische Untersuchungen an einer Kolonie der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*. *Vogelwelt* 119 Heft 3-5: 209-213.

Wetlands International (2006): Waterbird Population Estimates - Fourth Edition. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands. 239 pp.

Wolfram, G., L. Déri & S. Zech (Red. 2014): Strategiestudie Neusiedler See – Phase I. Studie im Auftrag der Österreichisch-Ungarischen Gewässerkommission. Wien-Szombathely. 244 pp.

Zwicker, E. & A. Grüll (1985): Über die jahreszeitliche Verteilung, Brutphänologie und nachbrutzeitlichen Wanderungen bei Schilfsingvögeln am Neusiedler See. Wiss. Arb. Burgenland Sonderband 72: 413-445.

Anschriften der Autoren und Autorinnen:

Dr. Michael Dvorak

BirdLife Österreich
Museumsplatz 1/10/8, 1070 Wien
michael.dvorak@birdlife.at

Mag. Dr. Georg Bieringer

Technisches Büro für Biologie
Umlauffgasse 29/4, 2544 Leobersdorf
georg.bieringer@aon.at

Mag. Birgit Braun

Ragnitztalweg 166
8047 Graz
Birgit_Braun@Kastner-Oehler.at

Dr. Alfred Grüll

Eyslergasse 49-51
1130 Wien
alfred.gruell@aon.at

Mag. Eva Karner-Ranner

Kimmerlgasse 19/4/5, 1110 Wien
eva.karner.ranner@birdlife.at

Dr. Bernhard Kohler

Urbangasse 10/17, 1170 Wien
bernhard.kohler@wwf.at

Dr. Ingo Korner

AVL Arge Vegetationsökologie
und Landschaftsplanung
Theobaldgasse 16/4
1060 Wien
ingo.korner@a-v-l.at

DI Dr. Johannes Laber

Brunnstubengasse 50, 2102 Bisamberg
J.Laber@kommunalkredit.at

Dr. Erwin Nemeth

Laudongasse 57/21, 1080 Wien
erwin.nemeth@birdlife.at

Dr. Georg Rauer

Badnerstr. 25, A-2540 Bad Vöslau
georg.rauer@fiwi.at

DI Beate Wendelin

Büro für Landschaftsgestaltung und -planung
Hauptplatz 30, 7122 Gols
beate.wendelin@aon.at