

# Bestandsentwicklung, Habitatwahl und Bruterfolg der Flussseeschwalbe, *Sterna hirundo* Linnaeus 1758, im Neusiedler See-Gebiet (Burgenland)

Beate Wendelin

---

Wendelin B. (2010): Population change, habitat selection and breeding success of Common Tern, *Sterna hirundo* Linnaeus 1758, in the Lake Neusiedl area (Burgenland). *Egretta* 51: 60–73.

The Common Tern was a common breeding bird in the 1940s and 1950s with a population of between 150 and 200 pairs. From the mid-1960s there was a strong decline in the number of breeding pairs to about 40 pairs in the 1980s. From the mid-1990s the population started to increase, reaching a maximum of 109 pairs in 2000. The main reasons for the initial decline were a shortage of suitable nesting sites and the presumed deterioration of feeding grounds on Lake Neusiedl. In the 1970s, several small salt lakes in the Seewinkel were completely destroyed by agricultural activities, while the formerly open and only sparsely vegetated lakeshores of most other lakes (“Lacken”) were overgrown by reeds. This development was caused by the almost complete cessation of cattle grazing in the Seewinkel followed by the disappearance of most pastureland in the area. In the 1970s and 1980s Common Terns mainly nested on man-made sites, such as artificial islands and breeding rafts. However, the breeding success on these structures was low and the population remained at a precariously low level during these two decades. Additionally, the introduction of grass carps in the early 1970s caused the disappearance of the extensive beds of floating vegetation (mostly *Potamogeton* sp.) from Lake Neusiedl, which were known to be the preferred feeding habitat of Common Tern in the 1950s. The reintroduction of extensive cattle grazing and management action by the then newly founded National Park (e.g. removal of reeds on the “Lacken”) led in the mid-1990s to a considerable improvement of nesting habitats for Common Tern. The feeding habitat on Lake Neusiedl improved because of the extirpation of grass carps in the 1990s and the subsequent reappearance of floating vegetation on the open surface of the lake. The breeding success between 2001 and 2005 was very low and the population was probably not self supporting. It is presumed that there was immigration from neighbouring breeding areas in Hungary and Slovakia: this idea is supported by ringing recoveries. The main reason for the low breeding success during these years was predation caused by low water levels. Long-term recovery of Common Tern in the Lake Neusiedl area depends on the recreation of a near natural water regime, including natural fluctuations and water retention in periods of high water level.

**Keywords:** breeding habitat, breeding success, Burgenland, Common Tern, Lake Neusiedl, population trends, Seewinkel, *Sterna hirundo*

---

# 1. Einleitung

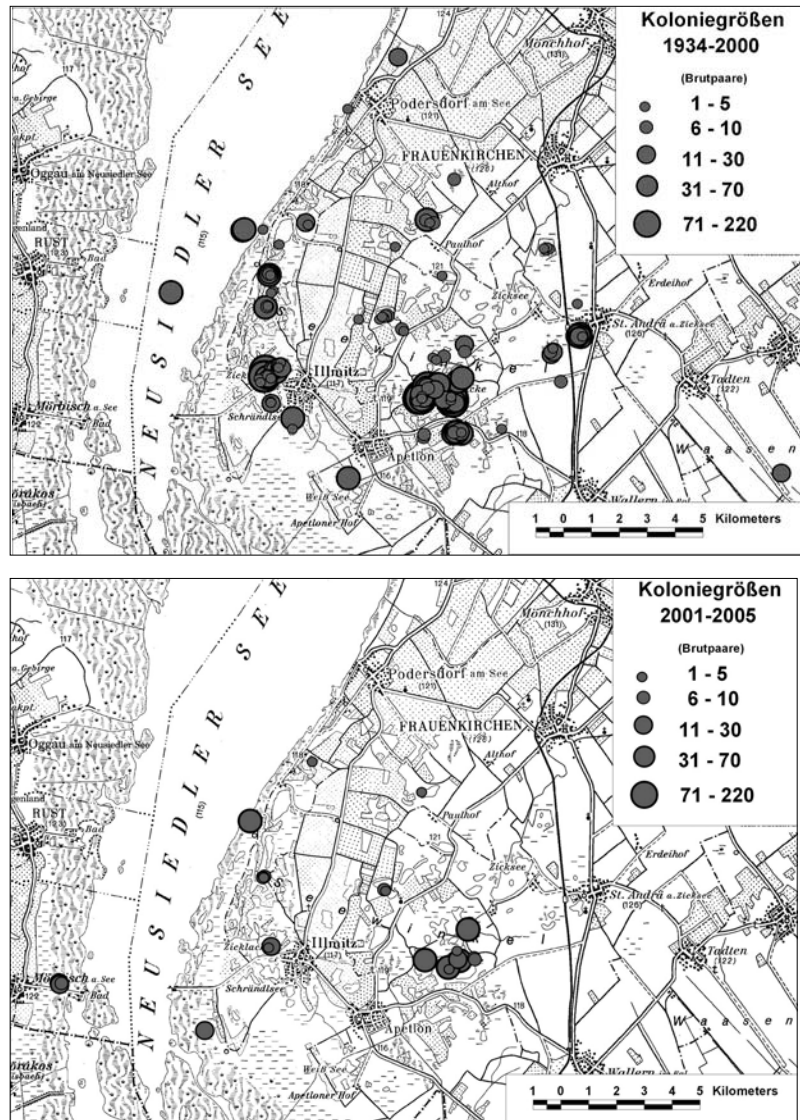
Die Flusseeeschwalbe war bis Ende des 19. Jahrhunderts in fast ganz Mitteleuropa verbreitet. Sie brütete vorwiegend an Flussläufen mit hoher Geschiebedynamik und periodischer Neubildung von Pionierstandorten (Grüll 1982, Bauer & Berthold 1996). Der Ausbau der Fließgewässer sowie die Lebensraumveränderungen an Stillgewässern führten zu einem weitgehenden Verlust primärer Brutplätze. Das heutige Verbreitungsgebiet in Mitteleuropa konzentriert sich daher auf die küstennahen Bereiche des Ost- und Nordseeraums. Das Binnenland hingegen ist nur mehr schwach besiedelt (Hagemeijer & Blair 1997). Der derzeitige Brutbestand in Mitteleuropa beläuft sich auf 35.000–39.000 Brutpaare (BirdLife International 2004). Die Brutplätze des Binnenlandes beschränken sich heute mit wenigen Ausnahmen auf

Sekundärbiotope, die oft erst durch Nisthilfen für Flussseeschwalben bewohnbar werden (Bauer et al. 2005).

Zu den wenigen naturnahen Brutplätzen Mitteleuropas zählen der Neusiedler See und die angrenzenden Sodalacken des Seewinkels. Hier brütete die Flusseeeschwalbe von den 1930er bis Mitte der 1960er Jahre noch in Beständen von mehr als 200 Paaren auf Schotter- und Schlammflächen natürlicher Inseln und Uferbereiche. Zwischen 1965 und 1969 kam es zu einem drastischen Einbruch, der den Brutbestand auf rund die Hälfte schrumpfen ließ (Grüll 1982, Dvorak 1994). In den 1980er Jahren war mit jährlich ca. 40 Brutpaaren der Tiefpunkt erreicht (Archiv BirdLife Österreich). In den Jahre 1995 und 1996 konstatierten Steiner & Wendelin (1997) akuten Brutplatzmangel, da viele traditionelle Brutplätze verschwunden bzw. stark verkrautet und/oder verschilt waren. Zusätzliche Relevanz gewannen diese

Abb. 1: Verteilung der Brutkolonien der Flussseeschwalbe in den Jahren 1934–2000 (oben) und 2001–2005 (unten).

Fig. 1: Breeding Distribution of the Common Tern 1934–2000 (above) and 2001–2005 (below).



Befunde nach dem Beitritt Österreichs zur Europäischen Union, da die Flusseeeschwalbe als Art des Anhangs 1 der Vogelschutzrichtlinie zu einem primären Schutzgut des Natura 2000-Gebietes Neusiedler See – Seewinkel wurde. Die Flusseeeschwalbe wird in der Roten Liste der Brutvögel Österreichs (Frühauf 2005) auf Grund der Gefährdung ihrer Bruthabitate als Critically Endangered (vom Aussterben bedroht) geführt.

Angesichts dieser Situation erschien eine längerfristige und systematische Erfassung der Bestände, Brutplätze und des Bruterfolges dringend erforderlich, wie sie seit 2001 im Rahmen eines Projektes des Nationalparks Neusiedler See – Seewinkel durchgeführt wird. Die vorliegende Arbeit präsentiert die Ergebnisse dieser Erhebungen für die Jahre 2001–2005 (BirdLife Österreich 2006). Darüber hinaus sollen alle vorliegenden Daten zur Verbreitung und Populationsentwicklung in den letzten Jahrzehnten zusammenfassend dargestellt werden. Auf dieser Grundlage soll geprüft werden, welche Faktoren für die Bestandsveränderungen und die Reproduktionsrate verantwortlich sind und welche Schutzmaßnahmen daraus abgeleitet werden können.

## 2. Untersuchungsgebiet

Die Untersuchungsfläche umfasst den Schilfgürtel des Sees mit seinem Vorgelände im österreichischen Teil des Neusiedler See-Gebietes (100 km<sup>2</sup>) sowie das gesamte Lackengebiet des Seewinkels mit etwa 45 Flachgewässern, die ursprünglich auf Salzlacken unterschiedlicher Sodakonzentration zurückzuführen sind (140 km<sup>2</sup>; Abb. 1). Periodische Wasserstandsschwankungen führen im Schilfgürtel zu Überflutungen der landseitigen Verlandungszone bzw. zum Trockenfallen von Schilfbereichen, und im Seewinkel zur sommerlichen Austrocknung vieler Lacken. Eine ausführliche Beschreibung der Habitatsituation findet sich bei Dick et al. (1994). Für die Flusseeeschwalbe sind vor allem die folgenden Entwicklungen wesentlich: (1) Der durch den Bau des Einserkanales (1908–1910) um 60 cm abgesenkte Wasserstand des Sees wurde erst 1965 über eine Schleusenregelung wieder um etwa 40 cm angehoben. Damit verbunden war eine weitere Einschränkung in der Amplitude der Pegelschwankungen von mehr als 1 m auf maximal 40 cm. (2) Bis Anfang des 20. Jahrhunderts verhinderte der hohe Sodagehalt vieler Salzlacken sowie die intensive Beweidung ein Aufkommen größerer Schilfbestände. In den 1940er und 1950er Jahren entstand das heute bestehende Netz an Entwässerungsgräben, über die aus den meisten Lacken Wasser zum See hin abgeleitet wird. Das Ausbleiben der Hochwässer sowie Salzverluste in den Lackenböden als Folge dieser Eingriffe bewirkten ab Ende der 1950er Jahre eine Zunahme der Verschilfung an fast allen

Gewässern. Die vielfältigen Eingriffe in den Wasserhaushalt führten schließlich zwischen 1950 und 1990 zu einem Gewässerschwind von 80 auf etwa 45 Salzlacken. Dieser Gewässerverlust wirkte sich in den nördlichen und östlichen Teilen entlang der Linie Podersdorf – St. Andrä – Wallern schon Anfang der 1970er Jahre stärker aus als in den grundwassernahen Bereichen des zentralen und westlichen Seewinkels (Abnahme der offenen Wasserfläche von 1.400 ha auf maximal 800 ha). (3) Ab den 1970er Jahren bis etwa 1985 erweiterte sich das Angebot sekundärer Habitate im Seewinkel und in der Seerandzone durch den Aushub von ca. 300 Fischteichen im Gesamtausmaß von mehr als 100 ha (A. Herzig, pers. Mitt.).

## 3. Material und Methode

### 3.1. Bestandserhebungen in den Jahren 2001–2005

Zu Beginn der Brutsaison Ende April/Anfang Mai wurden alle bekannten Brutplätze (Literaturauswertungen sowie aktuelle einlangende Beobachtungsdaten) im Lackengebiet des Seewinkels aufgesucht und auf die Anwesenheit von Altvögeln kontrolliert. Zusätzlich wurden Beobachtungen, die im Rahmen des Nationalpark-Monitorings anderer Vogelgruppen an den Lacken gesammelt wurden (vgl. BirdLife Österreich 2006), mit einbezogen. In Jahren mit niedrigen Wasserständen wurde der Schilfgürtel des Sees durch Beobachtung von der Landseite kontrolliert und im Rahmen der Reiherzählungen vom Flugzeug aus abgesucht (vgl. Nemeth & Grubbauer 2005). Kolonien, die nicht vom Ufer oder von Dämmen aus einsehbar sind, wurden anhand der Aktivität der Altvögel (vor allem Fütterungsflüge) lokalisiert. Sobald Seeschwalben anwesend waren und brutverdächtiges Verhalten zeigten (z.B. Nistplatz zeigen, Balzfütterungen, Kopulationen), wurde der Platz für die betreffende Saison als „Koloniestandort“ aufgenommen und in die laufenden Kontrollen einbezogen. Die Brutbestands-erhebungen erfolgten mit Hilfe eines Fernrohres (30–60x) an einem übersichtlichen Punkt vom Ufer aus. Dabei wurde in ein- bis zweiwöchigen Abständen die Anzahl der anwesenden Altvögel bzw. Brutpaare ermittelt. Nur in nicht einsehbaren Kolonien im Schilfgürtel des Sees erfolgte die Bestandserhebung erst zum Zeitpunkt der Bruterfolgskontrolle.

Auch ohne Schlechtwettereinbrüche oder andere gravierende Störungen können Abwanderungen und Neubesiedlungen von Flusseeeschwalbenkolonien die gesamte Brutsaison hindurch vorkommen. Kam es zu solchen größeren Verlagerungen des Brutbestandes oder zur Aufgabe einer Kolonie, wurde flächendeckend nach neuen Koloniestandorten gesucht. Diese Dynamik macht eine

exakte Ermittlung der Brutpaar-Anzahl für manche Jahre schwierig. Als Bestandsangabe für das jeweilige Jahr wird daher die Maximalzahl an Brutpaaren herangezogen, die innerhalb eines Zeitraumes von höchstens zwei Tagen im gesamten Untersuchungsgebiet dokumentiert wurde.

### 3.2. Literaturauswertung und unveröffentlichte Daten

Für die Darstellung der langfristigen Bestandsentwicklung wurden für den Zeitraum 1934 bis 2000 insgesamt 1.280 Beobachtungsdaten ausgewertet. Bei den frühen Daten aus den Jahren 1934–1961 handelt es sich hauptsächlich um Literaturangaben, spätere Beobachtungen wurden in den Archiven der Biologischen Station Neusiedler See und von BirdLife Österreich dokumentiert. Die meisten älteren Daten wurden nicht systematisch erfasst, sodass im Gesamtmaterial schwer interpretierbare Lücken bestehen bleiben. Erst für die Jahre 1986 bis 2000 liegen für die Mehrzahl der Jahre flächendeckende Erhebungen vor. Um Doppelzählungen zu vermeiden

und die Dynamik durch Umsiedlungen, Nachbargelege usw. zu berücksichtigen, wurde bei der Auswertung der jährlichen Brutbestandszahlen soweit möglich auf Synchronzählungen zurückgegriffen. Dazu wurde zunächst für jede Kolonie die Maximalzahl der festgestellten Paare pro Jahr ermittelt. Dann wurden Zeiträume von wenigen Tagen definiert, in denen zumindest ein Großteil der Kolonien kontrolliert wurde. Die jeweils höchste Bestandssumme für diese Zeiträume innerhalb eines Jahres wurde als Brutbestand gewertet. Zusätzlich wurden die für den Zeitraum 1960–1990 vorliegenden Daten beringter Jungvögel mitberücksichtigt (Triebel unveröff. Daten; Triebel 1990). Für die Auswertung der einzelnen Kolonien wurden nur die, durch Lage und/oder Größe eindeutig definierten berücksichtigt.

### 3.3. Bruterfolg

Für Auswertungen zum Bruterfolg wurden nur die Daten aus den Jahre 2001 bis 2005 verwendet, da alle früheren Angaben nicht auf systematischen Erfassungen beruhen.

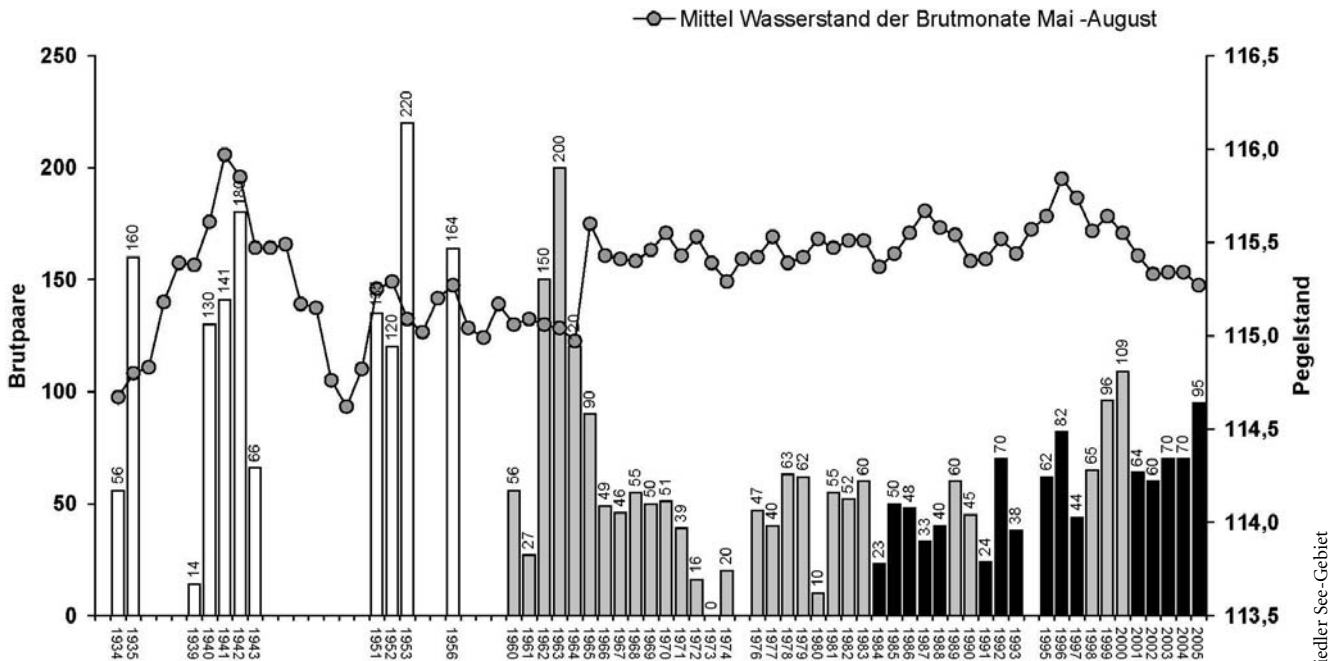
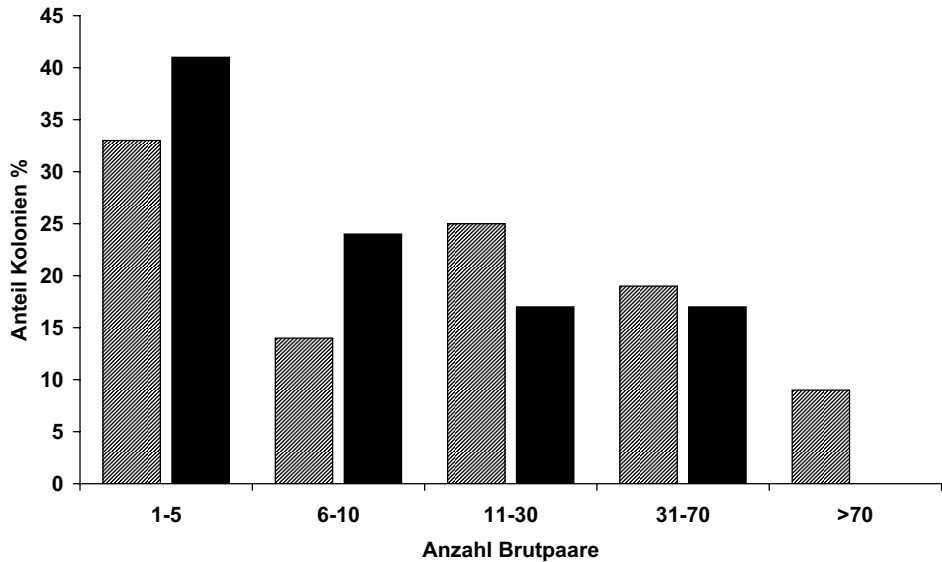


Abb. 2: Bestandsentwicklung der Flusseeeschwalbe im Untersuchungsgebiet in Relation zu den Wasserständen des Neusiedler Sees in den Jahren 1934–2005. Aus Jahren für die keine Jahreszahlen angegeben werden liegen keine Zählzahlen vor, schwarze Säulen kennzeichnen Jahre in denen systematische Erhebungen durchgeführt wurden, graue Säulen kennzeichnen Jahre in denen im Rahmen von Projekten Erhebungen durchgeführt wurden (wahrscheinlich vollständig), weiße Säulen kennzeichnen Jahre aus denen die Bestandszahlen aus Archiven und Literaturangaben rekonstruiert wurden (zuverlässige Daten, deren Vollständigkeit aber nicht überprüft werden kann).

Fig. 2: Population size of the Common Tern in relation to water level of the Lake Neusiedl between 1934 and 2005.

When no year is given, no data were available, black columns mark years in which specific and systematic counts were undertaken, grey columns mark years from which counts from various projects are available (most likely complete), white columns mark years for which numbers were reconstructed from literature and archival data (reliable data but the completeness can not be verified).

Abb. 3: Anteile unterschiedlicher Koloniegrößen der Flusseeeschwalbe im Neusiedler See-Gebiet 1934–2000 (grau) und 2001–2005 (schwarz).  
 Fig. 3: Share of different colony sizes in the Common Tern between 1934–2000 (grey) and 2001–2005 (black).



Entsprechend der Größe und Lage der Kolonie sowie des Brutfortschritts, wurde jeder Koloniestandort ein- bis dreimal wöchentlich kontrolliert. Diese Brutzeitbeobachtungen erfolgten grundsätzlich vom Ufer aus. Die Lage jedes Nestes wurde mit einem Fernrohr (30–60x) lokalisiert und anhand markanter Geländestrukturen auf einer Karte verortet. In gut einsehbaren Kolonien wurde die Anzahl der frisch geschlüpften Pulli pro Nest ermittelt. Ältere Jungvögel sowie nicht mehr brütende Altvögel waren besonders in großen Kolonien meist nicht mehr einem bestimmten Nest zuzuordnen und wurden nur in der Gesamtzahl berücksichtigt.

Die Kolonien im Schilfgürtel des Sees wurden möglichst kurz nach dem Schlupftermin vom Boot aus oder zu Fuß watend kontrolliert. Dabei wurden die kleinen Pulli in den Nestern gezählt. Bei einer zweiten Begehung kurz vor dem Flüggewerden wurde der Bruterfolg anhand der mehr oder weniger flüggen Jungvögel abgeschätzt. An den Lacken des Seewinkels erfolgten Begehungen der Kolonien nur dann, wenn die Standorte aufgrund ihrer Lage oder der fortschreitenden Vegetationsentwicklung vom Ufer aus nicht einzusehen waren und/oder die Entwicklung des Brutgeschehens nicht mehr eindeutig interpretiert werden konnte. Die Besuche erfolgten meist zu zweit, sodass die Störungsdauer möglichst kurz gehalten werden konnte. Um keine Gelege zu zerstören und Doppelzählungen zu vermeiden wurden in den größeren Kolonien die einzelnen Nestmulden kurzfristig mit nummerierten Fähnchen markiert und fotografisch dokumentiert. Dabei wurde die Anzahl der Eier, sowie lebende und tote Küken im Nest und in der umgebenden Vegetation erfasst. Als Habitatangaben wurden Größe des Koloniestandortes, Substrat, Wasserstand, sowie Höhe und Deckungsgrad der Vegetation erhoben. In einzelnen Kolonien konnte auch die Entfernung der

Nester zueinander gemessen werden. Insgesamt wurden im Schilfgürtel und an den Seewinkellacken in den fünf Untersuchungsjahren 14 direkte Begehungen in sieben von außerhalb nicht einsehbaren Kolonien durchgeführt.

Jungvögel wurden dann als flügge eingestuft, wenn sie bei einer Kontrolle davon flogen oder zumindest 22 Tage nach dem beobachteten oder vermuteten Schlupftermin lebend in der Kolonie angetroffen wurden (vgl. auch Sudmann 1998). Als minimaler Gesamtbruterfolg einer Kolonie wird die Anzahl der flüggen Jungvögel, die gleichzeitig (innerhalb eines Tages) im Koloniebereich gezählt werden konnten, gewertet. Der maximale Bruterfolg einer Kolonie ergibt sich aus der Höchstanzahl an Jungvögeln, die bei der vorangegangenen Kontrolle knapp vor dem Ausfliegen, aber noch nicht flügge (d.h. ca. 16–20 Tage alt) und bei der nächsten Kontrolle aus der Kolonie verschwunden waren (Frank 1998).

## 4. Ergebnisse

### 4.1. Anzahl und Verteilung der Kolonien

Im Zeitraum 1934 bis 2000 wurden insgesamt 137 Koloniegründungen bekannt (=Besetzungen von Brutplätzen bei denen zumindest ein Brutversuch stattfand (Abb. 1)). Diese Kolonien verteilen sich auf 36 verschiedene Brutplätze, die sich im Seewinkel ausschließlich auf einzelne Lacken bzw. Teiche beziehen. Ein Großteil dieser Koloniegründungen (130) konzentriert sich auf 30 Lacken des Seewinkels. Nur aus Perioden mit sehr niedrigen Wasserständen wie in den 1930er Jahren (vergleiche auch Abb. 2) sind auch drei Koloniestandorte am Ufer und auf Inseln des Neusiedler Sees bei Podersdorf bekannt (z.B. „Hoanzl-Riegel“). Aus Jahren mit sehr hohen Was-

serständen hingegen sind zwei Ansiedlungen auf überschwemmten Hutweiden und Wiesen bekannt geworden (Seitz 1942, Zimmermann 1943, Bauer 1965, Festetics & Leisler 1970).

Mit Beginn der Wasserstandsregulierung über die Schleusen des Einserkanaals im Jahr 1965 verlagerten sich die Kolonien noch stärker vom See in den Seewinkel (Triebel 1990). Ab Ende der 1970er Jahre wird eine Konzentration auf die Lacken am Ostufer des Neusiedler Sees und im zentralen Seewinkel deutlich erkennbar (Grüll 1982). Die mit Abstand wichtigsten Brutplätze waren bis zum Jahr 2000 die Lange Lacke (34 Koloniegründungen) und der Illmitzer Zicksee (19), gefolgt vom Unteren Stinkersee (12) und der Baderlacke (11). Auch Götschlacke (8), Birnbaumlacke (5), Huldenlacke (4), Kirchsee (4), Pimezlacke (4), Obere Halbjochlacke (4), Mosadolacke (3), Westliche (3) und Östliche (2) Wörthenlacke, Südlicher Stinkersee (2) und die Lettengrube (2) wurden wiederholt genutzt. Für eine Reihe anderer Lacken (Stundlacke, Ochsenbrunnlacke, Podersdorfer Lacke, Grundlacke, Ganslacke, Haidlacke, Szerdaheyer Lacke, Oberer Stinkersee, Oberer und Unterer Schrändlsee, Weißsee, Apetloner Badese), sowie für verschiedene Teiche in Schottergruben lässt sich zumindest eine einzelne Koloniegründung nachweisen.

Die 29 Koloniegründungen im Zeitraum 2001–2005 unterscheiden sich von der früheren Verteilung durch ihre Konzentration auf acht zentrale und westliche Lacken (Abb. 1). Die nördlichen und östlichen Salzlacken waren hingegen nicht mehr besiedelt. Von den bis ins Jahr 2005 erhaltenen Brutplätzen wurde die Lange Lacke am häufigsten genutzt (9 Koloniegründungen), gefolgt vom Südlichen Stinkersee (4), Illmitzer Zicksee (3) und der Oberen Halbjochlacke (3). Nur je einmal fanden Ansiedlungen an der Birnbaumlacke, Lettengrube, Oberen Hölllacke und Östlichen Wörthenlacke statt. Die Brutplätze auf Schotterinseln im See und am Seeufer (Podersdorfer Strand) waren nicht mehr besetzt. Andererseits sind in den sehr trockenen Jahren nach 2000 drei historisch nicht bekannte, neue Brutplätze im Schilfgürtel des Neusiedler Sees, südlich Podersdorf (Przewalskikoppel), südlich Illmitz (Sandeck) und südlich Mörbisch, hinzugekommen (Abb. 1).

#### 4.2. Bestandsentwicklung

Der Flusseeeschwalben-Brutbestand des Neusiedler See-Gebietes war in der Vergangenheit starken Fluktuationen unterworfen (Abb. 2). In den 16 Beobachtungsjahren im Zeitraum 1934 bis 1965, in denen Kolonien erfasst wurden, betrug der durchschnittliche Brutbestand 121 und der maximale Bestand 220 Paare (Seitz 1942, Zimmermann 1943, Bauer et al. 1955, Festetics und Leisler 1970, Triebel 1990).

Ende der 1960er Jahre kam es zu einem Rückgang um etwa 50 % (Archivdaten BirdLife Österreich). In den Jahren 1973–1993 schwankte der Bestand auf niedrigem Niveau um einen Wert von nur noch 42 Brutpaaren. Erst ab 1995 konnten zumindest in einigen Jahren wieder etwas höhere Bestände verzeichnet werden, im Jahr 2000 brüteten erstmals wieder > 100 Brutpaare (Dvorak et al. 2008). In den Jahren 2001–2005 wurde im Rahmen dieser Studie ein Bestand von etwa 70 Brutpaaren festgestellt. Für den gesamten Zeitraum 1966 bis 2005 lässt sich ein positiver Trend absichern ( $p > 0,001$ ,  $\tau = 0,380$ ,  $n = 38$ ).

#### 4.3. Koloniegröße

1934–2000 lag die durchschnittliche Koloniegröße bei 26 Brutpaaren. Von den 12 Kolonien mit mehr als 70 Brutpaaren, die insgesamt dokumentiert sind stammen 10 Nachweise aus dem Zeitraum 1942 bis 1963. Die größte im Gebiet dokumentierte Kolonie wurde im Jahr 1953 an der Langen Lacke festgestellt und umfasste 220 Brutpaare. Im Zeitraum 2001–2005 waren pro Jahr 4–7 Kolonien besetzt, die durchschnittliche Koloniegröße erreichte aber nur 17, und die maximale 70 Brutpaare. Zwischen den beiden Perioden stieg der Anteil kleiner Kolonien (mit 1–10 Paaren) von 47 % auf 65 %, während der Anteil der größeren Kolonien von 53 % auf 34 % abnahm (Abb. 3).

#### 4.4. Habitatwahl

Von den 1930er bis Mitte der 1960er Jahre wurden mit wenigen Ausnahmen natürliche oder naturnahe Bruthabitate besiedelt. So brütete die Flusseeeschwalbe bei niedrigen Wasserständen auf den damals schilffreien Sand- und Schotterbänken sowie auf vorgelagerten Schotterinseln in der Uferzone des Neusiedler Sees (Seitz 1942, Zimmermann 1943, Bauer 1965). Nach 1965 sind diese historischen Brutplätze durch die Wasserstandsregulierung verloren gegangen bzw. verschilft. Sekundäre Brutplätze wurden dadurch immer wichtiger.

Abb. 4 zeigt die Verteilung der Koloniegründungen auf unterschiedliche Habitattypen in den Zeiträumen 1934–2000 und 2001–2005. In beiden Perioden fanden etwa 50 % der Ansiedlungen auf Inseln statt, die zumindest zu Beginn der Brutsaison allseits von Wasser umgeben waren. Der hohe Anteil von Kolonien auf künstlichen Inseln vor 2000 ist auf das Angebot zusätzlicher Nisthilfen zurückzuführen: Ab 1970 brüteten Flusseeeschwalben auf künstlich aufgeschütteten Inseln an der Götschlacke, am Kirchsee sowie am Illmitzer Zicksee, und 1978–1979 wurden am Unteren Stinkersee, an der Wörthenlacke und an der Langen Lacke Brutflöße errichtet (Triebel 1979). Weitere anthropogen bedingte

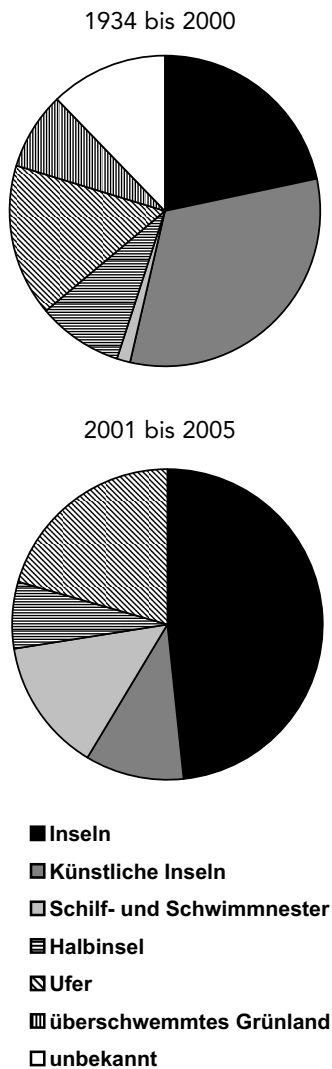


Abb. 4: Verteilung der Brutkolonien (%) auf verschiedene Habitattypen in den Jahren 1934 bis 2000 (oben) und 2001–2005 (unten).

Fig. 4: Distribution of breeding colonies (%) on different habitat types 1934–2000 (above) and 2001–2005 (below).

Brutplätze bildeten Dammschüttungen in diversen Feuchtgebieten (z.B. Baderlacke und Birnbaumlacke) oder alte Schilfbündel am Schrändlsee.

In der Periode vor 2000 kamen bei hohen Wasserständen noch Ansiedlungen auf überschwemmten Wiesen und Hutweiden vor (Abb. 4). Im Hochwasserjahr 1965 brüteten Flusseeschwalben sogar in den überfluteten Wiesen im österreichischen Teil des Hanság (Festetics & Leisler 1970). Aus den Jahren 2001–2005 ist hingegen wegen der durchgehend niedrigen Wasserstände kein einziger Brutversuch auf Überschwemmungsflächen des Seewinkels bekannt. Eine Besonderheit dieser Periode stellt mit 14 % der erfassten Kolonien die Besiedlung des

Schilfgürtels am Neusiedler See dar, wo 2004 und 2005 auf gefluteten Flächen, die durch unsachgemäße Mahd geschädigt wurden, die dichten Lagen abgestorbener Schilfhorste und Rhizome die Nestunterlage bildeten. 2003–2005 siedelte außerdem jährlich eine Kolonie im Schilfgürtel bei Mörbisch auf Hügeln aus Schlamm und Schilfrhizomen, die bei der Ertüchtigung der Schilfkanäle abgelagert wurden. Auch aus früheren Trockenjahren sind vereinzelte, erfolglose Brutversuche aus anthropogen beeinflussten Schilfbereichen bekannt (Peschek 1951, Bauer et al. 1955, R. Triebel, pers. Mitt.). Im Seewinkel wurden vor der Gründung des Nationalparks keine kontinuierlichen Pflegemaßnahmen durchgeführt. Nach 2000 waren daher die künstlichen Nisthilfen, aber auch andere Sekundärstandorte zum Brüten für Flusseeschwalben nicht mehr geeignet. 75 % der Koloniegründungen fanden daher auf den noch verbliebenen, offenen, schütter oder niedrig bewachsenen Uferabschnitten, Halbinseln und natürlich entstandenen Inseln der Lacken statt (Abb. 4).

#### 4.5. Bruterfolg

2001–2005 brüteten die Flusseeschwalben in den insgesamt 29 kontrollierten Kolonien in sieben Fällen erfolgreich (= mindestens ein flügger Jungvogel), in 10 der Kolonien konnten fast flügge Juvenile (ca. 16–20 Tage alte Jungvögel, siehe auch 3.1. Methodik) beobachtet werden. Am erfolgreichsten war die Brutsaison 2004 mit zwei Kolonien, in denen insgesamt mindestens 55 Jungvögel flügge wurden (Tab. 1).

In diesem Jahr wurde mit 0,97 flüggen Jungvögeln pro Paar (Tab. 2) auch die höchste Reproduktionsrate (= Anzahl Jungvögel pro maximaler Brutpaaranzahl eines Jahres, siehe auch 3.1. Methodik) erreicht. In allen anderen Jahren zwischen 2001 und 2005 lag die Reproduktionsrate mit 0,07–0,17 Jungen pro Paar weit unter diesem Wert (Tab. 2).

An 20 Koloniestandorten, an denen im Untersuchungszeitraum ein kompletter Brutausfall festgestellt wurde, scheiterten die Brutversuche in drei Fällen aus unbekanntem Gründen schon nach maximal 10 Tagen. In 17 Fällen waren die Kolonien zwar länger besetzt, aber die Flusseeschwalben brüteten erfolglos. Neun dieser Kolonien konnten trotz mehrwöchiger Besiedlung keinen Schlupferfolg aufweisen, in fünf Kolonien wurden die Nester unmittelbar nach dem Schlupf der Pulli aufgegeben, und in drei Kolonien wurden Jungvögel beobachtet, die älter als 16 Tage waren, ein Ausfliegen konnte jedoch nicht mit Sicherheit bestätigt werden.

Die Gründe für die Aufgabe einer Kolonie waren oft nicht eindeutig zu klären. 2002–2005 war der Wasserstand so niedrig, dass bis Mitte Juli viele der zentralen Seewinkellacken ausgetrocknet waren. Vor allem an den

größeren Lacken werden im Frühjahr Uferzonen mit bewegtem Relief nicht gänzlich überschwemmt, sondern bilden Halbinseln und Inseln, die je nach Niederschlag meist nur vorübergehend als Brutplatz zur Verfügung stehen. In extrem trockenen Jahren tauchen schon zu Beginn der Brutzeit auf den Lackenböden zusätzliche Inseln auf, auf denen in weiterer Folge das weitere Absinken des Wasserstandes in fast allen Fällen zum Brutausfall führte. Auf diese Art wurden 12 Kolonien durch das vorzeitige Trockenfallen für Bodenprädatoren mühelos erreichbar und verzeichneten totalen Brutverlust. In sechs dieser Kolonien konnten Trittsuren von Füchsen (*Vulpes vulpes*) oder freilaufenden Hunden sowie ausgefressene Eier bestätigt werden.

Auf ähnliche Weise wurden in den 1980er Jahren Kolonien auf den Sekundärstandorten (Brutflößen) nach dem Austrocknen der Lacken häufig von Füchsen und anderen Prädatoren geplündert (Triebel 1990, Dvorak 1994, Steiner 1995). Fielen die Brutplätze schon während der Eiablage trocken, reagierten die Seeschwalben mit einer Verlagerung der gesamten Kolonie. Wenn die Kücken bereits geschlüpft waren (z.B. 2003 an der Langen Lacke), verblieben die Flusseeeschwalben in der Kolonie, die meisten Jungvögel hatten aber keine Überlebenschance. Nur ältere Jungvögel konnten von den Eltern auf sichere Aufzuchtspatze geführt werden. An Lacken, die nicht vor Mitte Juli austrockneten, konnten Flusseeeschwalben hingegen wiederholt erfolgreich brüten (Lange Lacke, Südlicher Stinkersee, vergleiche Tab. 1). Auch aus den 1990er Jahren liegen Meldungen über erfolgreiche Bruten an der Langen Lacke sowie am Südlichen Stinkersee vor.

2005 kam es nach anfänglicher Trockenheit in der zweiten Julihälfte wiederholt zu Starkregenereignissen, die zu teilweiser Überflutung der Kolonien im Schilfgürtel führten. Im gleichen Zeitraum wurde die Schilfkolonie bei Podersdorf an zwei Wochenenden mehrere Stunden lang von Jägern für die Entenjagd aufgesucht und empfindlich gestört. Auch in der Kolonie im Schilfgürtel bei Mörbisch konnte die Anwesenheit von Sportfischern und Besuchern mit Booten zu einem frühzeitigen Verlassen der Kolonie geführt haben. In beiden Fällen traten fast vollständige Brutverluste auf.

Für sieben Kolonien, in denen der Brutverlust nicht auf die Trockenheit zurückzuführen war, blieb die Ursache ungeklärt. So kam es 2001 in der 30 Nester umfassenden Kolonie auf der Südhalbinsel der Langen Lacke zu einer auffällig hohen Sterblichkeit der Jungvögel. Bei der Begehung am 7. Juni waren die Pulli gerade am Schlüpfen. Von den 23 Totfunden lagen 11 außerhalb ihrer Nester und waren offenbar verschleppt worden. Nahrungsreste (v.a. Fische) waren ausreichend vorhanden und in den Tagen davor gab es keine extremen Schlechtwetter- oder Hitzeperioden.

Tab. 1: Anzahl der Brutpaare in Kolonien in denen zumindest ein Brutversuch stattgefunden hat, sowie minimale und maximale Anzahl flügger Jungvögel der Flusseeeschwalbe in Kolonien mit Bruterfolg 2001–2005 (Details siehe Text).

Table 1: Number of breeding pairs in colonies where at least one juvenile fledged to independence, and the max. and min. number of fledglings from 2001 to 2005.

Jahr	Koloniestandort	Brutpaare	Bruterfolg	
			Min.	Max.
2001	Lange Lacke Nordufer	3	0	0
2001	Obere Halbjochlacke	1	0	0
2001	Südlicher Stinkersee	1	0	0
2001	Illmitzer Zicksee	14	0	0
2001	Lange Lacke Nordwestinsel	38	0	0
2001	Lange Lacke Südhalbinsel	42	3	7
2001	Lange Lacke Ostufer	7	2	2
2002	Lange Lacke Südhalbinsel	2	0	0
2002	Lange Lacke Zentralinsel	21	0	2
2002	Birnbaumlacke	7	0	0
2002	Illmitzer Zicksee	5	0	0
2002	Östliche Wörthenlacke	32	0	0
2002	Schilfgürtel Mörbisch	30	0	4
2003	Obere Halbjochlacke	10	0	0
2003	Lange Lacke Zentralinsel	26	0	3
2003	Obere Höllacke	2	0	0
2003	Lange Lacke Ostufer	21	1	2
2003	Südlicher Stinkersee	1	0	0
2003	Schilfgürtel Mörbisch	10	0	0
2004	Lange Lacke Zentrum	53	53	60
2004	Schilfgürtel nördlich Sandeck	10	0	0
2004	Südlicher Stinkersee	8	2	8
2005	Obere Halbjochlacke	8	0	0
2005	Südlicher Stinkersee	7	0	0
2005	Schilfgürtel Mörbisch	25	0	0
2005	Schilfgürtel Przewalskikoppel	93	5	5
2005	Schilfgürtel nördlich Sandeck	17	1	6

## 5. Diskussion

Ausgehend von einem Bestand von 150–200 Paaren in den 1950er und Beginn der 1960er Jahren kam es ab 1965 zu einem dramatischen Rückgang der Flusseeeschwalbenpopulation. In den 1980er Jahren schwankte die Anzahl der Brutpaare dann nur mehr um einen Wert von etwa 40 Brutpaaren. Seit Mitte der 1990er Jahre



kann wieder eine leichte Erholung des Bestands festgestellt werden. Dennoch werden von den 30 Lacken, an denen Flusseeeschwalben in der Vergangenheit nachweislich gebrütet haben, heute nur mehr acht als Koloniestandorte genutzt. Diese Ergebnisse werfen daher die Fragen auf, (1) welche Faktoren für die langfristigen Bestandsveränderungen entscheidend waren, und (2) wo die Ursachen für den geringen Bruterfolg der letzten fünf Jahre liegen.

### 5.1. Bestandsveränderungen

Der Bestandseinbruch Ende der 1960er Jahren fällt zeitlich mit der Anhebung und Stabilisierung des Pegels am Neusiedler See durch die Schleusenregelung im Jahr 1965 zusammen (Änderung des Pegelstandes von durchschnittlich 115,11 auf 115,49 m.ü.A., Dick et al. 1994; vergleiche auch Abb. 2). Während vor der Schleusenregelung in Jahren mit hohen Wasserständen durchaus auch hohe Bestandszahlen festgestellt wurden hat die Anhebung und Stabilisierung des Seespiegels seit den 1960er Jahren insgesamt zu einer Bestandsabnahme geführt. Ein Zusammenhang mit diesem Eingriff wird auch durch eine positive Korrelation zwischen den jährlichen Seespiegelschwankungen (Wasserstandsdifferenz innerhalb eines Jahres) und den Brutbeständen bestätigt. Die Korrelation ist allerdings nur für den gesamten Zeitraum 1934–2005 signifikant ( $\tau = 0,23$ ,  $p < 0,05$ ; Kendalls tau), das heißt sie ist auf den großen Unterschied zwischen den Perioden vor und nach 1956 zurückzuführen. Eine Abhängigkeit von der jeweiligen Höhe des Wasserstandes ist hingegen nicht erkennbar (Abb. 2). Die Befunde zeigen, dass der entscheidende Faktor die Wasserstandsdynamik war, die vor 1965 einen höheren Brutbestand ermöglichte als danach. Von den unmittelbar wirksamen Einflussfaktoren als Folge dieser tiefgreifenden ökologischen Veränderung ist nur das Brutplatzangebot am See bekannt. Während die starken Schwankungen vor der Regulierung periodisch vegetationsfreie Inseln und Uferbänke freilegten, ging durch den Wasserstandsanstieg um etwa 40 cm und dessen Stabilisierung ein Großteil dieser Brutmöglichkeiten verloren.

Eine zunehmende Einschränkung geeigneter Koloniestandorte ist für diesen Zeitraum auch aus der fortschreitenden Verlandung vieler Salzlacken abzuleiten. Nach Einstellung des traditionellen Weidebetriebes, der Reduktion der Wasserstandsschwankungen und der Aussüßung der Lackenböden durch die Anlagen von Entwässerungsgräben (Dick et al. 1994), nahm die Verkrautung und Verschilfung der Hauptbrutplätze an den zentralen Lacken (vor allem an der Langen Lacke) und am Illmitzer Zicksee stark zu. Eutrophierung, Grundwasserabsenkung und Aussüßung führten aber auch zum vollständigen Verlust vieler Gewässer. So waren vor allem die

Tab. 2: Reproduktionserfolg der Flusseeeschwalben (maximaler Bruterfolg flügger Jungvögel/Jahr) bezogen auf die jährlichen maximalen Brutbestände 2001–2005.

Table 2: The reproductive output (max no. chicks/year) for the max. number of breeding pairs of Common Terns in the years 2001–2005.

Jahr	Brutbestand	Bruterfolg	Reproduktionsrate
2001	64	11	0,17
2002	60	6	0,10
2003	70	5	0,07
2004	70	68	0,97
2005	95	11	0,12

Lacken am nördlichen und östlichen Rand des Seewinkels wie Grundlacke, Pimezlacke, Ganslacke, Huldlacke und Schoschtolacke bereits Anfang der 1970er Jahre zerstört oder so weit verschilft, dass sie für die Flusseeeschwalbe als Brutplatz nicht mehr zur Verfügung standen (Dick et al. 1994, Krachler et al. 2000). Diese Habitatverluste wirkten sich in einer Verkleinerung des besiedelten Areals im Seewinkel aus (Abb. 1). Auch die wenigen noch bestehenden Inseln am See und große Abschnitte der ehemals freien Seeufer waren in den 1970er Jahren bereits zur Gänze verschilft. Zusätzlich gestützt wird die Annahme eines Brutplatzmangels durch das Ausweichen vieler Brutpaare auf suboptimale, oft nur kurzlebige Sekundärstandorte im Randbereich des Lackengebietes und künstliche Bruthilfen.

Neben dem hier skizzierten Mangel an geeigneten Brutplätzen könnte natürlich auch ein eingeschränktes Nahrungsangebot für den Einbruch der Flusseeeschwalbenpopulation verantwortlich sein. Die dem Schilfgürtel vorgelagerten Tausendblatt-Kammlaichkraut-Atolle (*Myriophyllum* sp. und *Potamogeton pectinatus*) spielten in den 1960er Jahren für die Flusseeeschwalbe nahrungsökologisch eine überaus wichtige Rolle (hoher Anteil an Schwimm- und Wasserkäferlarven *Dytiscidae* und *Hydrophilidae* in der Aufzuchtsernährung; Bauer 1965). Durch den Einsatz des Graskarpfens (*Ctenopharyngodon idella*) wurde dieser Makrophytengürtel fast vollständig zerstört (Dick et al. 1994). Bis zum Erlöschen der Graskarpfen-Population gegen Ende der 1980er Jahre war daher eine sehr ergiebige Nahrungsquelle der 1960er Jahre nicht mehr verfügbar. Trotzdem liegen bislang keine Hinweise vor, die auf einen substantiellen Nahrungsmangel als Grund für den Bestandseinbruch gegen Ende der 1960er Jahre hindeuten.

Der wahrscheinlich wichtigste Faktor für die Erholung der Bestände waren sicherlich die Maßnahmen der Nationalparkverwaltung zur Wiederherstellung ehemaliger Brutplätze ab den 1990er Jahren. In einer einmaligen Pflegeaktion wurden die Südhälfte und die Nordwest-

insel der Langen Lacke vom Schilf befreit. Die Flächen werden seither mit Rindern beweidet um die erneute Verschilfung zu verhindern. Auch am Illmitzer Zicksee wurde das Schilf durch mechanische Maßnahmen und Beweidung zurückgedrängt, sodass zwei der Hauptbrutplätze von Flusseeeschwalben wieder genutzt werden konnten (vgl. Korner et al. 2008). Die positiven Auswirkungen der gesetzten Maßnahmen werden auch durch die Daten aus den Folgejahren belegt (Nationalpark-Monitoring 2006–2010), in denen die Zählungen fortgeführt wurden und sich der leichte Anstieg des Brutbestandes deutlich zu etablieren scheint. Eine detaillierte Darstellung ist nach Abschluss dieses Projekts geplant.

Flusseeeschwalben sind bei der Beutewahl sehr flexibel (z.B. Becker et al. 1987, Wendeln et al. 1994). Sie nutzen neben den Lacken und den seeseitigen Rändern des Schilfgürtels auch alle anderen Gewässer im Gebiet des Neusiedler Sees, auf der nördlich gelegenen Parndorfer Platte und im Heideboden. Aus den letzten zehn Jahren liegen zahlreiche Beobachtungen von jagenden Flusseeeschwalben an den neu entstandenen großen Materialabgabebereichen bei Parndorf und Gattendorf (Teiche aus Nassbaggerungen in Schottergruben), an Fisch- und Badeteichen und sogar von den Absetzbecken an der Autobahn A4 vor (B. Wendelin, unpubl.). Die offenen Rohrlacken im Inneren des Schilfgürtels spielen ebenso eine wichtige Rolle: Käferlarven und kleine Fische sind bei großer Hitze oder niedrigem Wasserstand aufgrund der Sauerstoffzehrung gezwungen, nahe an die Oberfläche zu kommen und werden dort von Flusseeeschwalben und Reiher massenhaft gefangen (Nemeth et al. 2004). Beobachtungen haben gezeigt, dass Silberreiher (*Casmerodius albus*) in diesen Situationen innerhalb von 20 min den Tagesbedarf an Nahrung decken können (E. Nemeth, pers. Mitt.). Jedenfalls liegen für die Jahre 2001–2005 keine Hinweise auf Brutverluste durch Futtermangel vor.

## 5.2. Ursachen des geringen Bruterfolges

Aus den Untersuchungen zum Bruterfolg ergeben sich zwei Hinweise auf mögliche Ursachen der geringen Reproduktionsrate: das häufige Trockenfallen der Lacken sowie die ungünstigen Verhältnisse an den Brutplätzen im Schilfgürtel des Sees.

Als Folge der Verlandungstendenzen kam es in den letzten 20 Jahren auch an größeren Lacken immer häufiger zur sommerlichen Austrocknung (z.B. Lange Lacke, Östliche Wörthenlacke, Illmitzer Zicksee; Krachler et al. 2000). Für Flusseeeschwalbenbruten bedeuten diese Perioden ein stark erhöhtes Risiko durch Bodenprädatoren. In der vorliegenden Untersuchung waren zumindest 60 % der registrierten Totalausfälle diesem Faktor zuzuordnen. Besonders gefährdet sind Flusseeeschwalben durch Prädatoren, die sich durch das kollektive Abwehrverhalten

der Art nicht vertreiben lassen oder nachtaktiv sind. Ein einziges Individuum kann dabei auch in einer größeren Kolonie einen kompletten Brutverlust verursachen (Becker und Anlauf 1988, Morris & Hunter 1976, Denac 2006). Die vorliegenden Befunde lassen vermuten, dass hierbei im Seewinkel vor allem Füchse eine wichtige Rolle spielen. Die Bedeutung des Wasserstandes im Zusammenhang mit der Feindabwehr wird durch den Nachweis mehrerer erfolgreicher Bruten an Lacken, die zumindest bis Mitte Juli Wasser führten, unterstrichen.

An zweiter Stelle stehen bei den Verlustursachen die instabilen und störungsanfälligen Verhältnisse an den Brutplätzen im Schilfgürtel des Sees. Die Daten aus den Jahren 2002–2005 zeigen, dass es hier durch Wasserstandsschwankungen und anthropogene Störungen zu massiven Brutverlusten kommen kann. Von den vier Brutansiedlungen waren zwei erfolglos, in den beiden anderen Schilfkolonien mit 16 bzw. 63 Paaren wurden maximal je 5 Jungvögel flügge. Bei starken Niederschlägen werden die flachen Nestunterlagen schnell überflutet und die Vögel haben keine Möglichkeit, auf höher gelegene Stellen auszuweichen. Bei niedrigen Wasserständen fallen die Brutplätze im Sommer trocken und können über Landbrücken leicht von Prädatoren erreicht werden (neben Fuchs z.B. auch Wanderratte *Rattus norvegicus*). Eine zusätzliche Gefahr geht von den in unmittelbarer Nachbarschaft brütenden Rohrweihen (*Circus aeruginosus*) und Mittelmeermöwen (*Larus michahellis*) aus, da die Kolonien von hohen Schilfwänden umgeben sind und Angreifer aus der Luft spät entdeckt bzw. schwer abgewehrt werden können. Ein weiterer Nachteil an diesen Standorten ist das Fehlen von Lachmöwen (*Larus ridibundus*) und Säbelschnäblern (*Recurvirostra avosetta*) als Brutnachbarn, die an den Lacken oft in enger Nachbarschaft mit der Flusseeeschwalbe brüten. Beide Arten sind sowohl bei der Entdeckung als auch bei der Abwehr von Bodenfeinden wichtige Verbündete der Flusseeeschwalben (eigene Beobachtungen).

Aufgrund der hohen Brutverluste, der ungünstigen Habitatstruktur und hohen Prädatorendichte müssen die Brutplätze im Schilfgürtel als suboptimale Ausweichmöglichkeit bei niedrigen Wasserständen gewertet werden. Dennoch eröffnen sie in Trockenjahren bei Ausfall der Seewinkellacken zumindest eine gewisse Reproduktionschance, und stellen so für die Population einen bedeutenden Puffer dar. Zusätzliche Störungspotentiale ergeben sich außerhalb der Naturzone des Nationalparks durch den unzureichenden Schutzstatus, mangelnde Kontrollmöglichkeiten und die jagdliche Nutzung.

## 5.3. Populationsdynamik

Die zur Populationserhaltung erforderliche Reproduktionsrate wird für Mitteleuropa mit mindestens 0,8 Jung-

vögeln pro Paar angegeben (Wendeln & Becker 1998). Im Zeitraum 2001 bis 2005 wurde dieser Wert nur 2004 erreicht (0,97 Jungvögel pro Paar), lag aber in allen anderen Jahren weit darunter. Der Reproduktionserfolg ist daher derzeit nicht ausreichend, um den Bestand der Flusseeeschwalbe im Gebiet langfristig aus eigener Reproduktion zu sichern. Die relativ stabile Populationsentwicklung, vor allem aber die Zunahme nach 1995 ist daher nur mit einer kontinuierlichen Immigration aus anderen Brutgebieten zu erklären. Für den Artenschutz nicht unwesentlich ist in diesem Zusammenhang die Frage nach der Abgrenzung einer Metapopulation, aus der Zuwanderungen in das Neusiedler See-Gebiet erfolgen können.

Die nächstgelegenen Brutplätze befinden sich nur wenige km entfernt in Ungarn. Für diese Vorkommen machen die synchronen Zählungen einen Austausch mit dem österreichischen Bestand wahrscheinlich. 2001 wanderten z.B. viele Brutpaare von der Langen Lacke ab. Im selben Zeitraum entstand in Ungarn auf neu überschwemmten Wiesenflächen bei Kapuvár eine neue Kolonie mit 22 Paaren (A. Pellinger, pers. Mitt.). Im ungarischen Teil des Nationalparks waren 2001–2005 fast jährlich größere Kolonien auf künstlich dotierten Überschwemmungsflächen bei Fertőújlak und im Überflutungsgebiet des Nyírikai-Hany zwischen Einserkanal und Raab besetzt (Tab. 3; Pellinger & Takács 2006, A. Pellinger, pers. Mitt.). Nördlich des Untersuchungsgebietes liegt das nächste Vorkommen in der Slowakei an der Donau bei Bratislava (Hrušovská zdrž – Dunajské luhy; Chudý 2009). Im Unterschied zu den kleinen ungarischen Beständen kam es hier 2001–2005 zu einer starken Zunahme auf fast 300 Brutpaare (Tab. 3). Ältere Ringfunde belegen aber auch Migrationen zwischen dem Neusiedler See und bis zu 260 km entfernten Brutgebieten. So reichen Brutzeitfunde von 2.869 Jungvögeln (zwischen 1961 und 1990 im Untersuchungsgebiet beringt, Triebel 1990 und pers. Mitt.) bis in die südböhmischen Teichgebiete und die Große Ungarische Tiefebene (Tab. 4).

In Kombination mit der geringen Reproduktionsrate lassen diese Befunde den Schluss zu, dass die aktuelle Bestandsentwicklung der Flusseeeschwalbe im Untersuchungsgebiet von der Dynamik in der gesamten Metapopulation stärker beeinflusst wird als von den lokalen Bruterfolgen. Eine fachlich fundierte Beurteilung des Erhaltungszustandes im Sinne der EU-Vogelschutzrichtlinie ist daher nur bei Berücksichtigung der Bestände und Produktivität in einem viel größeren Einzugsgebiet möglich.

#### 5.4. Ausblick und Schutzmaßnahmen

Künstliche Nisthilfen und andere anthropogen geschaffene Brutplätze im Neusiedler See-Gebiet bleiben nur bei

Tab. 3: Brutbestände (Paare) der Flusseeeschwalbe in benachbarten Brutgebieten Ungarns und der Slowakei 2001–2005.

Tab. 3: Number of breeding pairs of Common Tern in neighbouring breeding sites in Hungary and Slovakia from 2001–2005.

Jahr	Fertőújlak	Hanság	Dunajské luhy
2001	0	25	183
2002	10	15	175
2003	0	15	218
2004	0	10	242
2005	9	20	280

sehr hohem Pflegeaufwand längerfristig besiedelbar und sind lagebedingt in vielen Fällen einem hohen Prädationsdruck ausgesetzt (vgl. auch Neubauer 1989, Zintl 1998). Im Nationalpark ist daher der langfristigen Sicherung natürlicher Brutplätze aus der Sicht eines zeitgemäßen Artenschutzes, der auch den Prozessschutz mit einschließt, unbedingt der Vorrang einzuräumen. Neben anderen Arten wie z.B. dem Seeregenpfeifer *Charadrius alexandrinus* kommt dabei der Flusseeeschwalbe eine Indikatorfunktion zu, die mit erfolgreichen Bruten das natürliche Potential der Gewässer zur periodischen Neubildung von Pionierstandorten anzeigt. Wichtigste Voraussetzung ist die Wiederherstellung einer ausreichenden Wasserstandsdynamik. Im Seewinkel wäre es vordringlich, in den heute noch besiedelten Lacken durch Anhebung des Grundwasserspiegels und durch Wasserrückhalt weitere Salzverluste zu vermeiden und eine ausreichende Wasserführung zu gewährleisten. Für erfolgreiche Bruten dürfen die Brutplätze zumindest bis Mitte/Ende Juli nicht trocken fallen. Ein zweiter wesentlicher Faktor sind ausreichende Wasserstandsschwankungen, um die Verkräutung der Brutplätze zu unterbinden. Die bereits durchgeführten Rückstaumaßnahmen durch Schließen der Entwässerungsgräben an der Langen Lacke und am Illmitzer Zicksee stellen in dieser Hinsicht einen wichtigen Schritt dar.

An bereits verschliffen und für die Flusseeeschwalbe nicht mehr nutzbaren Lacken könnten die wasserbaulichen Maßnahmen durch einmalige Eingriffe wie die mechanische Schilfentfernung oder Salzausbringung im Rahmen einer ganzheitlichen Gewässerrenaturierung zusätzlich unterstützt werden (vgl. Krachler et al. 2000). Zum langfristigen Offenhalten der bestehenden und wiederhergestellten Brutplätze ist als Instrument eine kontrollierte Beweidung ausreichend (z.B. Waitzbauer et al. 2008), die zum Schutz der Kolonien zeitlich und räumlich an das jeweilige Brutgeschehen anzupassen ist. Das

Ring	Datum	Koordinaten	Ort	Entfernung
G 236588	13.06.1962	47°45' N, 16°45' E	Österreich, Apetlon	
	28.06.1967	49°05' N, 14°44' E	Tschechien, Lomnice n. L.	225 Km NW
G 307961	16.06.1967	47°46' N, 16°48' E	Österreich, Apetlon	
	16.07.1969	47°39' N, 18°19' E	Ungarn, Tata	110 Km E
G 322740	18.06.1969	47°46' N, 16°48' E	Österreich, Illmitz	
	21.07.1971	48°23' N, 17°35' E	Slowakei, Trnava	100 Km NE
G 308388	18.06.1969	47°46' N, 16°48' E	Österreich, Illmitz	
	30.05.1977	46°53' N, 19°15' E	Ungarn, Szabadszállás	260 Km SE

Tab. 4: Wiederfunde im Untersuchungsgebiet beringter Flusseeeschwalben aus späteren Brutperioden. In der ersten Zeile sind jeweils die Beringungsdaten angegeben, in der zweiten Zeile die Wiederfunddaten sowie die Entfernung und Richtung vom Beringungsort (nach Ringfundmeldungen Vogelwarte Radolfzell).

Tab. 4: Recoveries of Common Terns ringed in the study area (Vogelwarte Radolfzell Ringing Centre unpubl.). First line: date and place of ringing, 2nd line: date, coordinates and site of recovery, approximate distance to the site of origin.

Betreten aktiver Kolonien durch Weidetiere ist dabei unbedingt zu vermeiden.

Ein zusätzliches Habitatangebot könnte sich nach Anhebung der Wasserstände auf terrestrischen Flächen ergeben: neben den Lacken werden im Rahmen des Nationalpark-Managements auch große Bereiche in den Bewahrungszonen Zitzmannsdorfer Wiesen, Sandeck – Neudegg und Illmitz – Hölle beweidet. Auf diesen früher verschilften Flächen entstehen wieder Feuchtwiesen, die bei hohen Wasserständen geflutet und dann ebenfalls von Flusseeeschwalben besiedelt werden können. Die Brutplätze im Schilfgürtel des Sees, die 2001–2005 erstmals genauer dokumentiert wurden, haben sich als nur suboptimal erwiesen. Größere Seepiegelschwankungen, die langfristig wieder optimale Habitats in Form von Schotterinseln und schilffreien Uferbänken entstehen lassen könnten, sind aus Gründen der Siedlungsentwicklung und touristischen Nutzung heute nicht mehr möglich. Der Schilfgürtel kann aber bei zu niedrigen Wasserständen im Seewinkel eine wichtige Rolle als Ersatzhabitat spielen. Die Brutplätze sollten dann auch außerhalb des Nationalparks vor Störungen durch jagdliche und touristische Nutzung geschützt werden.

## Zusammenfassung

Im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel werden in einem langfristigen Monitoring Bestand, Brutplätze und Bruterfolg der Flusseeeschwalbe erfasst. Die Arbeit präsentiert die Ergebnisse für die Jahre 2001–2005 sowie die Daten zur Populationsentwicklung ab 1934, und ermittelt die Einflussfaktoren für die Bestandsveränderungen und Reproduktionsrate. Während von den 1930er bis in die

1960er Jahre noch 150–200 Paare brüteten, kam es nach 1965 bedingt durch die Anhebung und Stabilisierung des Wasserstandes am See zu einem dramatischen Rückgang. Hauptfaktor für das anhaltende Bestandstief in den 1970er und 1980er Jahren war ein Brutplatzmangel durch die Zerstörung und Verschilfung vieler Lacken, der die Flusseeeschwalben auf künstliche Nisthilfen und wenig geeignete Sekundärstandorte abdrängte. Erst die Pflegemaßnahmen des Nationalparks ermöglichten mit der Wiederherstellung ehemaliger Brutplätze eine Bestandserholung ab 1995. Hauptursache für die geringen Bruterfolge 2001–2005 waren ein hoher Prädationsdruck durch die frühzeitige Austrocknung vieler Lacken, sowie die ungünstigen Habitatverhältnisse an den Ausweichbrutplätzen im Schilfgürtel des Sees. Die positive Bestandsentwicklung bei sehr niedriger Reproduktionsrate (meist < 0,2 Jungvögel/Brutpaar) ist nur durch Zuwanderungen aus benachbarten Teilpopulationen zu erklären. Bei den Managementmaßnahmen im Nationalpark sollte der langfristigen Sicherung natürlicher Brutplätze durch die Wiederherstellung der Wasserstandsdynamik und Renaturierung der Salzlacken gegenüber künstlichen Nisthilfen absolute Priorität eingeräumt werden.

## Danksagung

Michael Dvorak und Alfred Grill danke ich für die sorgfältige und kritische Korrektur des Manuskripts, ohne ihre wiederholte positive Aufmunterung und den Input ihrer langjährigen fachlichen Erfahrung wäre es wohl noch immer nicht fertig. Ganz besonders möchte ich auch Renate Hölzl (geb. Steiner) und Rudolf Triebel dafür danken, dass sie mir ihre Daten überlassen haben. Eben-

so Attila Pellingner, der die Daten aus den nahe gelegenen Bruthabitaten in Ungarn zur Verfügung gestellt hat, und Alexandra Novotna, die sie mir aus der Slowakei schickte. Mein Dank gilt auch dem KollegInnen-Team des Vogelmonitoringprojektes, besonders Georg Bieringer für die Hilfestellung bei der statistischen Auswertung und Erwin Nemeth für die Unterstützung „aus der Luft“. Die Biologische Station Illmitz und ihr Leiter Alois Herzog stellten mir ein Boot zur Verfügung, das Richard Haider sicher durch den Schilfdschungel steuerte. Michael Dvorak und Sabine Zelz haben mich des öfteren bei den Aufnahmen während der Koloniebesuche unterstützt, die Nationalparkgebietsbetreuer Dieter Hämmerle und Walter Tschida haben mich auf den Begehungen der Kolonien an der Langen Lacke begleitet. Und zum Schluss möchte ich mich auch bei den zahlreichen BeobachterInnen bedanken, die konsequent für das Archiv der Biologischen Station Illmitz und BirdLife Daten sammeln und Meldezettel ausfüllen, wodurch sie einen essentiellen Beitrag zum Monitoring vieler Arten leisten, sowie beim Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel, der diese Untersuchungen im Rahmen des Projekts NP25 gefördert hat.

## Literatur

- Bauer H. G. & P. Berthold (1996):** Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula Verlag, Wiesbaden. 702 pp.
- Bauer H. G., E. Bezzel & W. Fiedler (2005):** Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas – Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band 1: Nonpasseriformes – Nichtsperlingsvögel. 2. vollst. überarb. Aufl., AULA-Verlag Wiebelsheim. 808 pp.
- Bauer K. (1965):** Zur Nahrungsökologie einer binnenländischen Population der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*). *Egretta* 2/8: 35–51.
- Bauer K., H. Freundl & R. Lugitsch (1955):** Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. *Wiss. Arb. Burgenland* 7, 123 pp.
- Becker P. H., D. Frank, & U. Walter (1987):** Geographische und jährliche Variation der Ernährung der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) an der Nordseeküste. *J. Orn.* 128: 457–475.
- Becker P. H. & A. Anlauf (1988):** Nistplatzwahl und Bruterfolg der Flußseeschwalbe im Deichvorland. I Nestdichte. II Hochwasser-Überflutung. *Ökol. Vögel* 10: 27–43.
- BirdLife International (2004):** Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series no. 12. Cambridge, UK, BirdLife International. 374 pp.
- BirdLife Österreich (2006):** Ornithologisches Monitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel (Nationalpark-Projekt NP25). Bericht über das Jahr 2005. Unveröff. Bericht, BirdLife Österreich, Wien.
- Chudý A. (2009):** Hniezdenie rybára riečneho (*Sterna hirundo*) na Slovensku, faktory ovplyvňujúce početnosť, hniezdnú úspešnosť a návrhy manažmentu; Diplomova práca, PRIF UK v Bratislave. Breeding of Common Tern (*Sterna hirundo*) in Slovakia, factors affecting numbers and breeding success and suggestions of the management. Diplomarbeit an der Comenius Universität in Bratislava, 86 pp.
- Denac D. (2006):** Chick shelters did not prevent raptor predation on chicks in a mixed common Tern *Sterna hirundo* and Black-headed Gull *Larus ridibundus* colony in Slovenia. *Vogelwelt* 127: 187–192.
- Dick G., M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer (1994):** Vogelparadies mit Zukunft?. Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 356 pp.
- Dvorak M., B. Wendelin, M. & J. Pollheimer (2008):** SPA Neusiedler See Seewinkel. Kartierung gemäß Richtlinie 79/409/EWG schützenswerte Vogelarten und Erarbeitung von Managementgrundlagen in den drei Burgenländischen Natura 2000- Gebieten Neusiedler See-Seewinkel, Nordöstliches Leithagebirge und Mattersburger Hügel-land. Unveröff. Bericht, BirdLife Österreich, Wien.
- Dvorak M. (1994):** Möwen und Seeschwalben. In: G. Dick, M. Dvorak, A. Grill, B. Kohler & G. Rauer Vogelparadies mit Zukunft?. Ramsar-Bericht 3 Neusiedler See – Seewinkel. Umweltbundesamt, Wien, 177–194 pp.
- 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.
- Frank D. (1998):** Bruterfolgsmonitoring an der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* als Instrument ökologischer Begleituntersuchungen zu einer Pipeline-Verlegung im Wattenmeer. *Vogelwelt* 119 Heft 3–5: 235–241.
- Frühauf J. (2005):** Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: K. P. Zulka. Rote Liste gefährdeter Tiere Österreichs Teil 1. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1. BLFUW, Wien, 36–166 pp.
- Grill A. (1982):** *Sterna hirundo* Linnaeus 1758 – Flußseeschwalbe. In: Glutz von Blotzheim, U. N. & K. M. Bauer Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Bd. 8. Akad. Verlagsges., Wiesbaden, 791–846 pp.
- Hagemeijer W. J. M. & M. J. Blair (1997):** The EBCC atlas of European breeding birds: Their distribution and abundance. T & AD Poyser, London, 903 pp.
- Korner I., T. Wrbka, M. Staudinger & M. Böck (2008):** Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See-Seewinkel. Ergebnisse der vegetationsökologischen Langzeitstudie 1990 bis 2007. In: W. Waitzbauer, I. Korner, & T. Wrbka (Hrsg., 2008): Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel 2000–2006. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 37: 1–84.
- Krachler R., R. Krachler, E. Milleret & W. Wesner (2000):** Limnochemische Untersuchungen zur aktuellen Situation der Salzlacken im burgenländischen Seewinkel. *Burgenländische Heimatblätter* 62: 3–49.
- Morris R. D., & R. A. Hunter (1976):** Factors influencing desertion of colony sites by Common Terns. *Can. Field Natur.* 90: 137–143.
- Nemeth E. & P. Grubbauer (2005):** Zur aktuellen Bestandssituation der Reiher und Löffler des Neusiedler See – Gebietes. Status, distribution and population trends of colonial breeding wading birds at Lake Neusiedl. *Egretta* 48: 1–18.
- Nemeth E., P. Grubbauer, M. Rössler & A. Schuster (2004):** Ökologische Untersuchungen an den Reiher und Löfflern des Neusiedler See – Gebietes. *Biol. Forschungsinst. Burgenland – Bericht* 92, Illmitz, 22 pp.
- Neubauer W. (1989):** Habitatwahl der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* in Ostdeutschland. *Vogelwelt* 119 Heft 3–5: 169–179.
- Pellingner A. & G. Takács (2006):** Restoration Project of the Wetland Habitat of the “Nyirkai-Hany”, Fertő-Hanság National Park (North-West Hungary). Fertő-Hanság Nemzeti Park, Sarród. 12 pp.
- Peschek E. (1951):** Bericht über den Schutzdienst am Neusiedler See. *Natur und Land* 37: 30–32.
- Seitz A. (1942):** Die Brutvögel des „Seewinkels“ (der „Burgenländischen Salzsteppe“) am Ostufer des Neusiedlersees, Gau Niederdonau. Niederdonau / Natur und Kultur 12. Heft. Verlag Karl Kühne, Wien-Leipzig. 52 pp.

**Steiner R. (1995):** Brutbestand und Verteilung der Bruten bei der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) in den Jahren 1992 und 1993 im Seewinkel. Biol. Forschungsinst. Burgenland – Bericht 83: 31–36.

**Steiner R. & B. Wendelin (1997):** Die Brutsituation der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) im Seewinkel. Untersuchungsergebnisse und Managementvorschläge zur Verbesserung der Brutbedingungen für die Flusseeeschwalbe im Seewinkel. Unveröff. Bericht an die Biol. Station Neusiedler See.

**Sudmann S. R. (1998):** Wie dicht können die Flusseeeschwalben brüten? Extremsituationen auf Brutflößen. Die Vogelwelt 119 Heft 3–5: 181–192.

**Triebel R. (1979):** Nisthilfen für Flusseeeschwalben (*Sterna hirundo*). Natur und Umwelt Bgld 2(2): 68–69.

**Triebel R. (1990):** Bestand und Brutverteilung der Flusseeeschwalbe (*Sterna hirundo*) im Neusiedler See-Gebiet in den 80er Jahren. Biol. Forschungsinst. Burgenland – Bericht 73: 23–27.

**Waitzbauer W. Korner, I. & T. Wrba (2008):** Beweidungsmonitoring im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel 2000–2006. Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich 37. 344 pp.

**Wendeln H. & P.H. Becker (1998):** Populationsbiologische Untersuchungen an einer Kolonie der Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo*. Vogelwelt 119 Heft 3–5: 209–213.

**Zimmermann R. (1943):** Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Ann. Naturhistor. Mus. Wien 54/1: 1–272.

**Zintl H. (1998):** Bestandsentwicklung der Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern. Die Vogelwelt 119 Heft 3–5: 123–132.

Anschrift der Verfasserin:

**DI Beate Wendelin**  
Hauptplatz 30  
7122 Gols  
[beate.wendelin@aon.at](mailto:beate.wendelin@aon.at)