



ORNITHOLOGISCHER ANZEIGER

Zeitschrift bayerischer und baden-württembergischer Ornithologen

Band 55 – Heft 1

Dezember 2016

Ornithol. Anz., 55: 1–22

Die Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern ab Mitte des 20. Jahrhunderts: Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen und Bruterfolg

Heribert Zintl und Andrea Gehroid

The Common Tern *Sterna hirundo* in Bavaria since the middle of the 20th century: population development, conservation and reproductive success

In the middle of the 20th century, a few larger Common Tern *Sterna hirundo* colonies (30–50 breeding pairs „BP“) still survived on Bavarian riversides. However, natural breeding habitats were continuously lost due to the canalization and damming of rivers and the interruption of bed-load and gravel transport. The resulting critical decrease in population size of the Common Tern could be reversed in the 1980s, when artificial breeding-rafts and –islands were provided. Subsequently, such alternative breeding sites, immigration and a reproductive rate „RR“ of 0.82 fledglings/BP*year (1992–2014) favoured population development. More than 300 BP have been recorded in recent years. During 2005–2014, average RR was highest in small colonies with ≤ 10 BP (1.08 fledglings/BP), intermediate in medium-sized colonies with 11–30 BP (0.93 fledglings/BP) and lowest in large colonies holding > 30 BP (0.70 fledglings/BP). The contribution to future breeding populations was, however, highest in large colonies (121 fledglings/year), while medium-sized colonies produced on average 71 and small colonies 51 fledglings/year. All colonies are currently located in southern Bavaria including four breeding centres: Iller-Donauwinkel, Ammersee-Starnberger See-Süd, Mittlere-Untere-Isar and Rottauensee-Salzachmündung. Breeding platforms are often shared with Black-headed Gull *Chroicocephalus ridibundus*, to a minor extent with Common Gull *Larus canus* and Mediterranean Gull *Ichthyaeetus melanocephalus*. At some locations, Yellow-legged Gulls *Larus michahellis* and high numbers of Black-headed Gull replaced whole Common Tern colonies. Red Fox *Vulpes vulpes*, Goshawk *Accipiter gentilis* and Peregrine Falcon *Falco peregrinus* were recorded as predators. The disappearance of chicks at night and the subsequent abandonment of breeding sites were likely caused by owl species. To identify factors influencing breeding success, we compared two large Bavarian colonies over 23 years (1992–2014): RR was on average higher at Ammersee (0.94 fledglings/BP) than at Starnberger See (0.74 fledglings/BP) and probably favoured by higher food availability, pre-defined nesting territories and the manipulation of Black-headed Gull broods. Furthermore, a significant negative relationship of RR and the number of BP was only found at Starnberger See. Here, the investigation of three sub-colonies (2000–2005) suggested that the decrease in RR was stronger linked to overall colony size (indicating competition for food) than to nest-densities within sub-colonies. In addition, there was no significant effect of nest-

density on the percentage of chicks that were found dead or removed by unrelated adults. However, the percentage of removed chicks increased significantly if other causes of death were minor. We conclude that similar factors may influence reproductive success at freshwater and marine breeding sites and propose an exponential function $RR = f(n \text{ BP in colony})$ for certain freshwater habitats (food limited, little predator impact) to assess whether additional breeding space should be provided. Furthermore, we summarise important aspects regarding the construction and maintenance of breeding rafts.

Key words: artificial breeding sites, colony size, habitat loss, nest density in colonial breeders, *Sterna hirundo*

Heribert Zintl ✉, Großherzogin-Maria-Anna-Weg 16a, 83661 Lenggries, Deutschland
E-Mail: hezintl@freenet.de

Dr. Andrea Gehrold, Gebietsbetreuung Starnberger See,
Landsberger Str. 57, 82266 Inning-Stegen, Deutschland
E-Mail: starnberger-see@lbv.de

Einleitung

Die Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* war bis Anfang des 20. Jahrhunderts mit mehreren Hundert Brutpaaren (BP) ein regelmäßiger Brutvogel in Bayern (Raab 1998). In den folgenden Jahrzehnten stand die Brutpopulation jedoch kurz vor dem Aussterben. Ein Grund hierfür war der Bau von Kraftwerken in den dealpinen Flüssen, der ab der Nachkriegszeit stark forciert worden war. Zuletzt waren es z. B. an der Isar 14 und am Lech 24 Wasserkraftwerke. Dadurch ging immer mehr natürliche Flussdynamik als Grundvoraussetzung für Flusseeeschwalben-Brutplätze verloren (Raab 1998, Becker und Ludwigs 2004). Denn nur Geschiebe-Dynamik auf unverbauten Flussstrecken schafft immer wieder neue bewuchsarme Inseln mit guter Rundumsicht, wie sie die Flusseeeschwalben für die Ansiedlung ihrer Kolonien bevorzugen.

Sobald zum Beispiel Ende der 1950er Jahre der Sylvensteindamm und das Tölzer Kraftwerk den Geschiebestrom der Isar aus dem Gebirge bei Hochwasser unterbrochen hatten, war bald auch die Dynamik der Isar in der Ascholdinginger und Pupplinger Au im nördlichen Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen stark eingeschränkt. Es wundert deshalb nicht, dass die von den Vogelschutz-Aktiven in den 1970er Jahren beschilderte und bewachte Kolonie-Insel in der Pupplinger Au – trotz Gegenmaßnahmen mit Hand und Bagger – immer größer wurde und zuwuchs. Sie wurde von Rabenkrähen *Corvus corone corone* heimgesucht,

daraufhin von den Flusseeeschwalben verlassen und erhielt schließlich endgültig Landanschluss.

Nach Nebelsiek (1966) gab es Mitte des 20. Jahrhunderts zumindest noch einige große Kolonien, wie 1947 in der Pupplinger Au (41 BP), 1950 im Delta der Tiroler Achen im Chiemsee (50 BP) und 1964 im Delta des Schärdinger Innstaus (33 BP). Doch bis ins Jahr 1980 war der Brutbestand in Bayern schließlich auf unter 50 Paare gesunken (Wüst 1981). Intensive Schutzbemühungen wurden nötig, um einer weiteren Abnahme der Brutpopulation entgegenzuwirken (Meyer und Sudmann 1999).

Im Fall der Isar-Kolonie gelang die Rettung durch die Umsiedlung auf ein Nistfloß im nahe flussabwärts gelegenen Ickinger Eisweiher. Bei der Eisweiher-Aktion hatte H. Zintl erste Erfahrungen mit der schweizerischen Methode „Nistfloß“ (Stricker 1952, Bruderer und Schmid 1988) mit einem von der Ornithologischen Gesellschaft in Bayern e.V. finanzierten Nistfloß auf dem Tölzer Isarstau (1967–1969) nutzen können. Auch an Lech und Inn experimentierte man bereits in der ersten Hälfte der 1970er Jahre mit verschiedenen Nistfloß-Typen (Ranftl und Lechner 1974, Hohlt und Kaniss 1975). Die künstlichen Nistmöglichkeiten erwiesen sich in den Folgejahren als ausschlaggebende Maßnahme für den Erhalt der Brutpopulation. Dank dieser Erfolge wurde die Flusseeeschwalbe als Brutvogel in Bayern kürzlich nicht mehr als vom Aussterben bedroht eingestuft (Stand Rote Liste BY 2003: Fünfstück et al. 2003), sie gilt aber weiterhin als gefährdet (Rote Liste BY 2016: Baye-

risches LfU 2016). Die Art ist außerdem im Anhang I der europäischen Vogelschutzrichtlinie gelistet (Richtlinie 2009/147/EG) und ist deutschlandweit als stark gefährdet zu bewerten (Grüneberg et al. 2015). Umso wichtiger war und ist die regelmäßige und langfristige Erfassung des Brutbestandes.

Die Bestandsentwicklung in Bayern wurde zuletzt in Bär und Jochums (1997) und Zintl (1998) dargestellt. Sie wird hier durch aktuelle Monitoring-Ergebnisse ergänzt. Dabei gehen wir anhand lokaler Beispiele auf Faktoren wie Renaturierungsmaßnahmen, Nisthilfen, Brutgemeinschaften, Konkurrenz und Prädation ein und untersuchen die Bedeutung der Koloniegröße für den Bruterfolg. Anschließend widmen wir uns den Kolonien am Starnberger See und Ammersee. Dort wurden über 23 Jahre hinweg brutbiologische Daten aufgenommen (Bär und Jochums 1993, 1998, Wagner 2002, Zintl 2003, 2004, 2013). Vorrangige Ziele waren dabei der Erhalt der Brutpopulation und die Steigerung der Reproduktionsrate, weniger die Überprüfung wissenschaftlicher Hypothesen. Durch den Vergleich der beiden Kolonien konnten jedoch Unterschiede im Bruterfolg analysiert und mögliche Ursachen aufgezeigt werden. Am Starnberger See konnte darüber hinaus abgeschätzt werden, welche Rolle die Gelegedichte für die Reproduktionsrate spielt und unter welchen Umständen es vermehrt zur innerartlichen Tötung von Küken kommen kann (Ludwigs 1998, Sudmann 1998a).

Die Untersuchung der Relation von Reproduktionsrate und BP-Zahl (Szostek et al. 2014a)

führte schließlich zur Diskussion einer mathematischen Möglichkeit zur Ermittlung der „carrying capacity“, mit der die Kapazität limnischer Flusseeeschwalben-Habitate abgeschätzt werden könnte. Nicht zuletzt sollten die langjährigen Beobachtungen und Ergebnisse in einem Leitfaden für die Betreuer von Flusseeeschwalben-Brutplätzen münden. Dieser ist in der Diskussion zusammengestellt.

Material und Methode

Bestandsentwicklung in Bayern. Die Entwicklung des Brutbestandes der Flusseeeschwalbe in Bayern wird über die Jahre 1965 und 1979–2014 dargestellt. Die Zahlen für 1965 mussten teilweise aus der Datensammlung bei Nebelsiek (1966) geschätzt werden. Danach wurden die BP-Zahlen aus Wüst (1981), Nitsche (1992) und Bär und Jochums (1997) übernommen. Ab 1997 stammen sie aus Zintls eigenen Erhebungen. Hierzu wurden alljährlich im Herbst die Brutdaten von den bayerischen Flusseeeschwalben-Betreuern eingeholt. Die Monitoring-Abfrage umfasste Angaben über Standort, Brutplatztyp, Anzahl der Brutpaare, Anzahl der Flügglinge (teils geschätzt), konkurrierende Arten und Prädatoren. Tab. 1 gibt einen Überblick über die im Jahr 2014 erfassten (potenziellen) Brutplätze.

Im Folgenden wurden die Kolonien zu Größenkategorien zusammengefasst: „Kleine Kolonien“ mit ≤ 10 BP, „mittelgroße Kolonien“

Tab. 1. Monitoring-Ergebnisse der Brutstandorte der Flusseeeschwalbe in Bayern 2014. – *Monitoring of breeding sites of the Common Tern in Bavaria 2014.*

Nr.	Brutstandort (Landkreis) <i>Breeding site (district)</i>	Typ <i>Type</i>	BP	Fl	Bemerkungen <i>Comments</i>
1	Fetzer-Flachwassersee Sophienried (DLG), Bagg.	2 Flöße	2	4	
2	Schurrsee Gundelfingen (DLG), Bagg.	1 Floß	1	0	Brutversuch
3	Mooswaldsee Günzburg (GZ), Bagg.	1 Floß 1 Insel	0	–	
4	Unterechingen (NU), Bagg.	1 Floß	0	–	
5	Rühmerteiche Burlafingen (NU)	1 Floß	1	1	
6	Plessenteich Gerlenhofen/ Senden (NU)	6 Flöße 1 Insel	32	28	Ca. 1200 BP Lm; 2 BP Mmm
7	Wullenstetten/Senden (NU), Bagg.	2 Flöße	7	9	1 BP Mmm, 1 BP Nig
8	Deilseen Binswangen (DLG), Bagg.	1 Insel	?	–	
9	Mindelstau Jettingen (GZ)	1 Floß	1	?	

Nr.	Brutstandort (Landkreis) <i>Breeding site (district)</i>	Typ <i>Type</i>	BP	Fl	Bemerkungen <i>Comments</i>
10	Oberried/Krumbach (GZ), Bagg.	1 Floß	10	?	(erfolgreich)
11	Oberegg (GZ)	2 Flöße	8	11	
12	Günzstau Kettlershausen (GZ)	1 Floß	?	0	
13	Geisenfeld/Manching (PAF), Bagg.	1 Floß	1	2	
14	Gilching (STA), Bagg.	2 Flöße	1	2	viele BP Lm
15	Ammersee-Süd (LL)	1 Großfloß	57	51	Ca. 160 BP Lm
16	Westenthanner Kiesweiher Wallersdorf (DGF), Bagg.	2 Inseln	3	2	Badegäste
17	Isarstau Landau (DGF)	1 Floß	0	–	1 BP Mmm mit 2 Fl
18	Rädlinger Weiher Mammig	2 Flöße	4	1	1 BP Stm, 1 BP Ht
	Mossandl-Weiher Mammig (DGF)	2 Flöße	2	5	
		1 Insel	20	14	1 BP Stm
19	Wörth a. d. Isar (LA), Bagg.	1 Insel	0	–	viele BP Lm, Bewuchs
20	Isarstau Eching (LA)	2 Flöße	48	42	1 BP Mmm, 1 BP Nig
21	Isarstau Moosburg (FS)	1 Insel	0	–	viele BP Lm, Bewuchs
22	Eittinger Moos (ED), Bagg.	1 Insel	18	25	
23	Ickinger Eisweiher (TÖL)	1 Floß	0	–	1 BP Mmm mit 3 Fl
24	Starnberger See-Süd (STA)	1 Großfloß	62	33	153 BP Lm, 1 BP Mmm
25	Steinach/Parkstetten (SR), Bagg.	5 Flöße	7	3	
26	Rottauensee Postmünster (PAN)	1 Floß	22	32	
27	Salzach-Mündung (AÖ)	3 Flöße	0	–	mehrere BP Mmm
28	Innstau Wasserburg (RO)	2 Inseln	6	5	35 BP Lm, 1 BP Mmm
29	Innstau Feldkirchen (RO)	2 Flöße	0	–	Mmm-Brut?

Bagg. = Baggersee – *gravel pond*, BP = Brutpaare – *breeding pairs*, Fl = Flügglinge – *fledglings*, Ht = Haubentaucher – *Great Crested Grebe*, Lm = Lachmöwe – *Black-headed Gull*, Mmm = Mittelmeermöwe – *Yellow-legged Gull*, Nig = Nilgans – *Egyptian Goose*, Stm = Sturmmöwe – *Common Gull*.

mit 11–30 BP und „große Kolonien“ mit >30 BP. Die räumliche Verteilung der Brutstandorte und die Beschaffenheit der Bruthabitate wurde über die Stichjahre 1965, 1991/1992 und 2014 verglichen. Dabei wurde zwischen „Brutflößen“, „künstlichen Strukturen“ (v. a. künstlich angelegte Inseln) und „natürlichen Inseln“ unterschieden. Über die Jahre 2005–2014 konnte zudem der Einfluss der Koloniegroße auf die Reproduktionsrate „RR“ (= Flügglinge/BP) mit einer One-way ANOVA untersucht werden (R 2.15.0, R Development Core Team 2012).

Datenerfassung in den Kolonien am Ammersee und Starnberger See. Bei den beiden Nistflößen auf den oberbayerischen Seen Ammersee (47°56'15"N, 11°08'20"E) und Starnberger See (47°49'19"N, 11°19'49"E) handelt es sich um Original-Isar-Baumstammflöße (Zintl 2013, Abb. 1–6). Die Kolonie am Ammersee-Süd steht unter

der Regie der Schutzgemeinschaft Ammersee e.V., während die Kolonie am Starnberger See-Süd ein Projekt des Landesbundes für Vogelschutz in Bayern e.V. (LBV) ist. Es wurde 1983 von der LBV-Kreisgruppe Bad Tölz-Wolfratshausen begonnen und ab 2006 von der LBV-Kreisgruppe Starnberg fortgeführt.

Das Nistfloß Starnberger See-Süd wurde 1991 gebaut und hatte zunächst an den Längsseiten zwei Rampen (Abb. 1). Beim Neubau des Brutdecks 1997 wurde auf die seeseitige Rampe verzichtet (wg. Wellenschlags), sodass sich die Brutfläche von 75 m² auf 86 m² vergrößerte. Zusätzlich wurde 1999–2005 die längliche Brutfläche mit hochkant stehenden Brettern quer in gleich große Drittel eingeteilt. Jedes Drittel war mit schmal überdachten Brettern weiter unterteilt (Abb. 2). Am seeseitigen Floßende befand sich damals eine Beobachtungskabine, die für intensive brutbiologische Untersuchungen genutzt wurde (Wagner 2002).



Abb. 1. Bau des ersten Großfloßes am Starnberger See-Süd 1991. – *Construction of the first breeding-raft at Starnberger See 1991.* Foto: H. Zintl



Abb. 2. Unterteilung der Brutfläche am Starnberger See-Süd in gleich große Drittel 1999–2005. Vom Betrachter aus ergaben sich dadurch die Sub-Kolonien A, B und C. – *Division of the breeding platform at Starnberger See into three sub-colonies A (foreground), B (middle) and C (background) 1999–2005.* Foto: H. Zintl



Abb. 3. Nistfloß Starnberger See-Süd in der Bucht von St. Heinrich (Floßtyp ab 2009). – *Breeding raft at Starnberger See (raft-type since 2009).* Foto: F. Wimmer



Abb. 4. Flusseeschwalben und Lachmöwen auf dem Nistfloß Starnberger See-Süd 2014. – *Common Terns and Black-headed Gulls breeding at Starnberger See 2014.* Foto: A. Gehrold



Abb. 5. Kammerung der Brutfläche auf dem Floß Ammersee-Süd. – *Breeding compartments of the raft at Ammersee.* Foto: H. Zintl



Abb. 6. Nistfloß Ammersee-Süd im Binnensee westlich der neuen Ammer (Floßtyp ab 2008). – *Breeding raft in the south of Ammersee (raft-type since 2008).* Foto: G. Wellner (Ausschnitt)

Durch die Drittelung der Brutfläche ergaben sich drei Sub-Kolonien. Sub-Kolonie A befand sich seeseitig vor der Beobertungskabine, Sub-Kolonie B in der Mitte des Floßes und Sub-Kolonie C am landseitigen Floßende (Abb. 2). Durch die Beringung der Küken konnten hier von 2000–2005 die individuellen Schicksale der Jungvögel verfolgt werden. Dabei wurde zwischen flügge gewordenen, tot aufgefundenen (= Verhungern, Unterkühlung, Tod durch Schnabelhiebe) und verschollenen Küken (= durch nicht verwandte Altvögel weggetragene und ins Wasser abgeworfene Küken) unterschieden. Zu Letzteren zählten evtl. auch einzelne erbeutete Küken, doch die Kükenverluste durch Prädation vielen in diesen Jahren gering aus (Wagner 2002, Zintl 2003, 2004). Im Jahr 2001 musste Flächendrittel A ausgeschlossen werden, da es keine Kiesauflage hatte und nur von drei Paaren für Brutversuche genutzt wurde. Ob die Reproduktionsrate in den Sub-Kolonien (zufälliger Faktor) stärker von der Gelegedichte oder der BP-Zahl in der gesamten Kolonie (feste Faktoren) abhing, wurde mit einem gemischten linearen Modell (R 2.15.0, package lme4, Bates et al. 2015) und Likelihood Ratio Test (LRT) untersucht. Das Nistfloß Starnberger See-Süd wurde schließlich, zur Brutsaison 2009 hin,

neu gebaut. Seither besteht es aus zwei Brutplattformen mit je 45 m² (Abb. 3). Eine Entfernung von Nestern der Lachmöwe *Chroicocephalus ridibundus* findet seit 2006 nicht mehr statt (Abb. 4).

Das Floß Ammersee-Süd hatte zu Beginn (1992) ebenfalls beidseitig Rampen. Die Brutfläche war zunächst 70 m², ab 1998 86 m² groß. 2002–2005 befand sich am Nordende eine Beobertungskabine. Ab 2002 experimentierten der Betreuer der Schutzgemeinschaft Ammersee, Clemens Krafft, und H. Zintl mit vorgegebenen Nestrevieren. Ziel war es, jeweils eine Revierfläche anzubieten, in der nur mehr ein einziges Flussseseschwalben-Paar brütete (Abb. 5). Dafür wurden die von hochkant stehenden, teils überdachten Brettern umgrenzten Reviervorgaben von 1 m² auf 0,5 m² und schließlich beim Neubau des Brutdecks 2008 auf 0,33 m² reduziert. Ab dem Neubau handelte es sich um eine Fläche von 100 m² mit 192 vorgegebenen Nestrevieren (Abb. 6).

Um eine Besetzung der vorgegebenen Nestreviere durch konkurrierende Lachmöwen zu verhindern, werden deren Nester im Zentrum des Ammersee-Süd-Floßes entfernt. Lachmöwen-Gelege am Rand werden vom Betreuer als wirksame Abwehr gegen Prädatoren angesehen und auf ein einziges Ei reduziert. Für die Eingriffe liegt

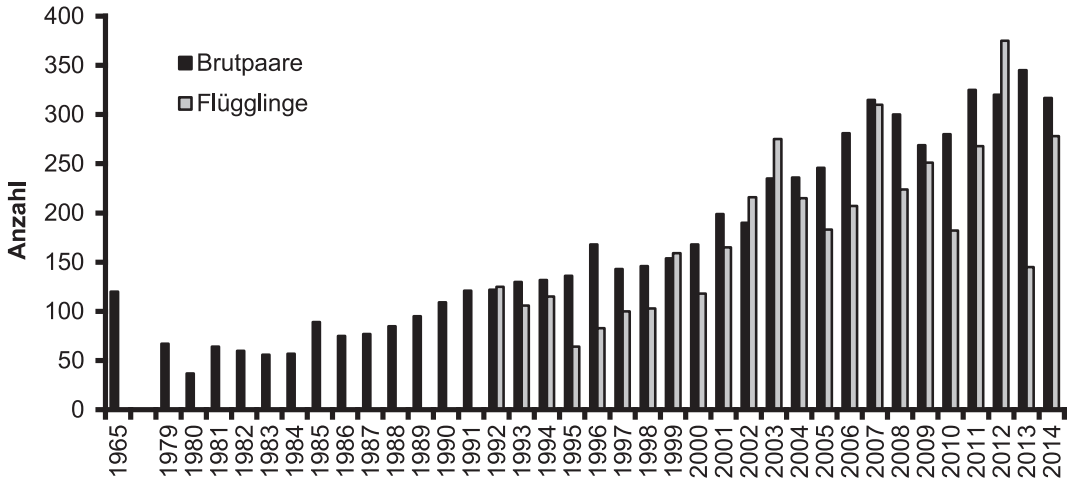


Abb. 7. Der Brutbestand der Flusseeeschwalbe in Bayern von 1965 bis 2014. Die Reproduktionsrate vor 1992 war nicht von allen Kolonien bekannt. Danach wurden die Flüglingszahlen teilweise geschätzt. – Number of breeding pairs of the Common Tern in Bavaria 1965–2014 (black) and estimated number of fledglings (grey).

eine offizielle Genehmigung vor. Dies galt auch für das Floß im Starnberger See bis 2005 (s. o.). Zur Möwenabwehr wird außerdem das Brutdeck am Ammersee Anfang April in Höhe des Randzauns dicht mit einem Maschendraht, z. B. Wildschutzzaun, abgedeckt. Dieser wird erst entfernt, wenn sich eine größere Zahl Flusseeeschwalben in Floßnähe gesammelt hat. So können die Flusseeeschwalben zentral und als geschlossene Gemeinschaft agieren und brüten.

Für den Vergleich der RR in den beiden Kolonien flossen Daten aus dem Zeitraum 1992–2014 in ein gemischtes lineares Modell ein (Jahr als zufälliger Faktor). Getestet wurde mit LRT. Jahre mit starker Beutegreifer-Einwirkung wurden ausgeschlossen (Starnberger See: 1998 Habicht, 2008 Fuchs; Ammersee: 1996/1997/2005 unbekannter Beutegreifer, 2013 Wanderfalke). Der Zusammenhang von RR und BP-Zahl wurde mittels Pearson-Korrelation untersucht. Bei einer signifikanten Korrelation wurde die Gleichung für $RR = f(n \text{ BP in Kolonie})$ aufgestellt. Als Näherung wurde sowohl eine lineare als auch eine Exponentialfunktion getestet. Zur Berechnung der Graphen wurde die Methode der kleinsten Quadrate verwendet. Die Abstände der Messpunkte vom Graphen wurden quadriert, aufsummiert und

gemittelt. Der sich dann ergebende Wert war für den berechneten Graphen kleinstmöglich.

Ergebnisse

Niedergang und erneutes Wachstum des Brutbestands 1965 bis 2014. Der geschätzte Bestand von 120 Flusseeeschwalben-Brutpaaren im Jahr 1965 hatte sich bis zur ersten Hälfte der 1980er Jahre nahezu halbiert (Abb. 7). Im Jahr 1980 wurden sogar nur 37 BP bekannt. Doch durch gezielte Schutzbemühungen und die Bereitstellung künstlicher Brutplattformen kam es in den Folgejahren zu einem deutlichen Aufschwung. 2007 wurden erstmals über 300 BP verzeichnet. Seither zeigten sich, bei weiter steigendem Trend, stärkere Schwankungen im Brutbestand (Abb. 7). Durchschnittlich lag die RR im Zeitraum 1992–2014 bei 0,82 Flüglings/BP.

Rettung mit Nistflößen als schwimmende Kiesinseln. Die Entwicklung zu Kolonien auf künstlichen Inseln/Flößen ist über die Stichjahre 1965, 1991/92 und 2014 gut zu verfolgen (Abb. 8). Während es sich 1965 überwiegend um natürliche oder doch wenigstens naturnahe Brutorte handelte, fehlten diese 1991/92 bereits ganz. Jetzt

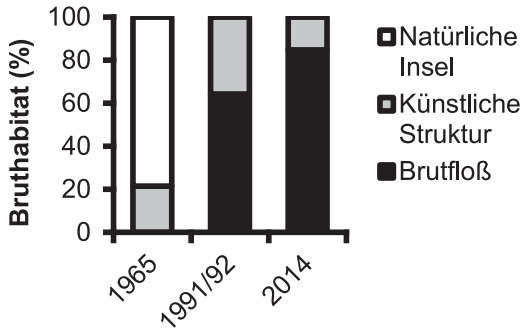


Abb. 8. Nisthabitate in den Jahren 1965, 1991/92 und 2014. – Percentage of breeding sites located on natural islands (white), artificial structures (grey) and breeding rafts (black) in 1965, 1991/92 and 2014.

erfolgte die Brut auf fünf künstlichen Inseln und bereits neun Brutflößen. 2014 brüteten Flussseeschwalben auf sieben künstlichen Inseln und 39 Flößen. Diese lagen überwiegend in Baggerseen (Tab. 1).

Die raum-zeitliche Verteilung der Kolonien nach Größenkategorien. Die Koloniestandorte der

bayerischen Brutpopulation befanden sich 1965–2014 alle südlich der Donau (Abb. 9–11). 1965, also vor dem Tiefststand 1980, gab es nur mehr eine große Kolonie auf dem Delta im Schärldinger Innstau und vier mittelgroße Kolonien, nämlich Litzauer Schleife/Lech, Ammersee-Nord, Puppinger Au/Isar und Delta der Tiroler Achen im Chiemsee (Abb. 9).

Bis 1991/92 hatten sich folgende Flussseeschwalben-Zentren herausgebildet: Ammersee-Süd/Starnberger See-Süd mit zwei mittelgroßen Kolonien, Mittlere Isar mit zwei mittelgroßen Kolonien und Salzachmündung mit einer mittelgroßen Kolonie (Abb. 10).

Bis 2014 (Tab. 1, Abb. 11) stieg das Zentrum Ammersee-Süd/Starnberger See-Süd auf zu zwei großen Kolonien. Vom Zentrum Mittlere Isar ging der Moosburger Isarstau verloren, dafür gab es 2014 eine große Kolonie am Echinger Isarstau und eine neu entstandene mittelgroße Kolonie im Eittinger Moos. An der Unteren Isar entwickelte sich eine mittelgroße Kolonie am Mossandl-Baggersee mit kleineren Brutplätzen in der Umgebung. Die Kolonie an der Salzachmündung fiel 2014 vorübergehend aus (Konkurrenz durch Mittelmeermöwe *Larus michahellis*, s. u.). Am nahe gelegenen Rottauensee war dafür eine neu ent-

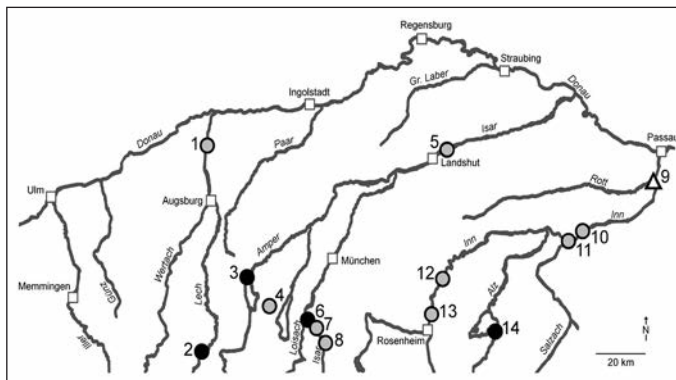


Abb. 9. Brutplätze der Flussseeschwalbe in Bayern 1965. Unterschieden wurden kleine Kolonien (1–10 BP, graue Kreise), mittelgroße Kolonien (11–30 BP, schwarze Kreise) und große Kolonien (>30 BP, Dreieck). – Breeding sites of Common Terns in Bavaria 1965 classified as small colonies (1–10 pairs, grey circles), medium-sized colonies (11–30 pairs, black circles) and large colonies (>30 pairs, triangle): 1. Ellgauer Lechstau, 2. Litzauer Schleife, 3. Ammersee-Nord, 4. Eßsee, 5. Altheimer Isarstau, 6. Puppinger Au, 7. Ascholdinger Au, 8. Tölzer Isarstau, 9. Schärldinger Innstau, 10. Braunau, 11. Salzach-Mündung, 12. Wasserburger Innstau, 13. Mühlstätt/Inn, 14. Tiroler-Achen-Delta/Chiemsee.

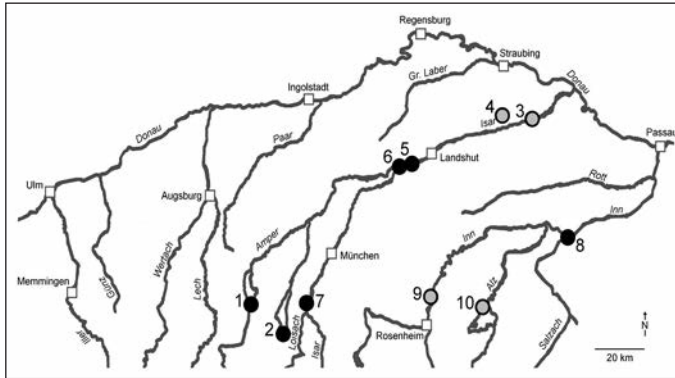


Abb. 10. Brutplätze der Flusseeeschwalbe in Bayern 1991/92 (Symbole wie in Abb. 9). – *Breeding sites of Common Terns in Bavaria 1991/92 (symbols as in Fig. 9):* 1. Ammersee-Süd, 2. Starnberger See-Süd, 3. Ettlinger Isarstau, 4. Baggersee Gannacker, 5. Echingen Isarstau, 6. Moosburger Isarstau, 7. Ickinger Eisweiher, 8. Salzach-Mündung, 9. Innstau Feldkirchen, 10. Seebruck/Chiemsee.

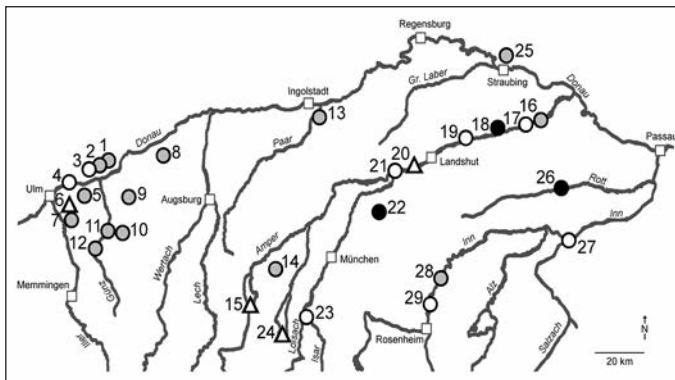


Abb. 11. Brutplätze der Flusseeeschwalbe in Bayern 2014 gemäß Tabelle 1 (Symbole wie in Abb. 9). Kolonien, die in den Vorjahren bestanden, aber 2014 keine Brutpaare beherbergten, sind mit weißen Kreisen gekennzeichnet. – *Breeding sites of Common Terns in Bavaria 2014 according to Table 1 (symbols as in Fig. 9). White circles show colonies without breeding pairs in 2014 but existing in previous years.*

standene mittelgroße Kolonie zu verzeichnen. Zu einem neuen Zentrum entwickelte sich außerdem das schwäbische Gebiet im Winkel zwischen Donautal, unterer Iller und Günz. Dort gab es 2014 auf dem Plessenteich eine große Kolonie und zusätzlich noch nahe gelegene kleine Kolonien (Tab. 1, Abb. 11).

Reproduktionsrate in Abhängigkeit von der Koloniegroße 2005–2014. Die Koloniegroße hatte

einen signifikanten Einfluss auf die RR ($F = 8,51$, $df = 2$, $p = 0,001$). Die kleinen Kolonien wiesen mit 1,08 Flügglings/BP die höchste durchschnittliche RR auf, allerdings bei erheblichen Schwankungen (Abb. 12a). Es folgten die mittelgroßen Kolonien mit 0,93 Flügglings/BP und den geringsten Schwankungen, und schließlich die großen Kolonien mit der kleinsten durchschnittlichen RR von 0,70 Flügglings/BP und ebenfalls größeren Schwankungen (Abb. 12a).

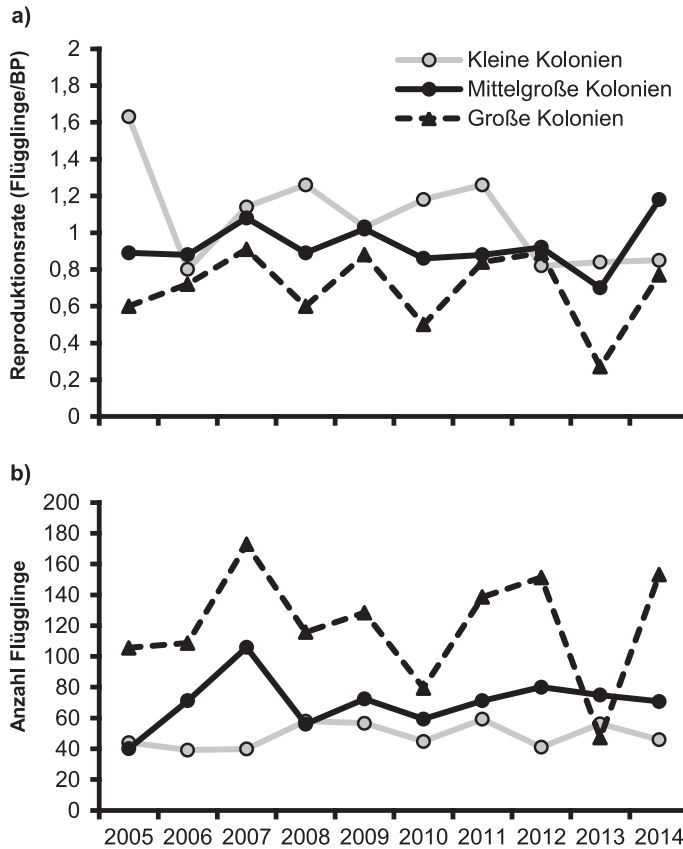


Abb. 12. Vergleich des Bruterfolgs in den Kolonien der drei Größenkategorien 2005–2014 anhand der Reproduktionsrate (a) und der Anzahl der Flügglinge (b). – *Breeding success 2005–2014 in small (grey), medium-sized (black) and large colonies (triangles, broken lines) measured as reproductive rate (fledglings per pair, a) and number of fledglings (b).*

Da aber die großen Kolonien einen deutlich höheren Bestand an Brutpaaren stellten, trugen sie insgesamt die höchste Zahl an Flügglingen zur Population bei (Abb. 12b). Im Jahresdurchschnitt 2005–2014 gab es in den großen Kolonien 121 Flügglinge/Jahr, also etwa genauso viele wie in den mittelgroßen und kleinen Kolonien zusammen (71 bzw. 51 Flügglinge/Jahr).

Brutplatz-Konkurrenten. Anfang der 2000er Jahre kam es auf den Großflößen Ammersee-Süd und Starnberger See-Süd zu einer gewaltigen Zunahme brütender Lachmöwen. In wenigen Jahren erreichten sie eine Zahl von weit über 100 BP je

Großflöß. Auf Inseln im Plessenteich und im Baggersee bei Wörth an der Isar brüten inzwischen sogar über 1000 BP. In Wörth und im Moosburger Isarstau machte die Masse der Lachmöwen, vergesellschaftet mit Mittelmeermöwen, den Flusseeeschwalben das Brüten zuletzt unmöglich (Tab. 1).

Mittelmeermöwen wurden ab den 1990er Jahren auf Nistflößen beobachtet (Bär und Jochums 1997). Steigende Zahlen führten u. a. am Chiemsee, zuletzt auch an der Salzachmündung, zur Verdrängung der einst gut produzierenden Flusseeeschwalben-Kolonien. Ein einzelnes Mittelmeermöwen-BP am Starnberger

See-Süd (2013–2015) blieb bisher wegen der gezielten Attacken der Flusseeeschwalben-Kolonie erfolglos. Gemeinsam brüteten Mittelmeermöwen und Flusseeeschwalben auf einem Floß (8 m x 3 m) am Ickinger Eisweiher/Isar, nachdem das Nest der Mittelmeermöwe durch die Floß-Betreuer von der Mitte an den Rand des Floßes verlegt worden war (s. a. Abschnitt zu Prädatoren). Generell wurden aber Flöße, die schon von Mittelmeermöwen besetzt waren, von den Flusseeeschwalben gemieden (Tab. 1).

Bei der Vergesellschaftung mit einer geringen Anzahl von Sturmmöwen *Larus canus* ergaben sich bisher keine offensichtlichen Probleme (z. B. in Wörth und Mamming). Gleiches galt für Schwarzkopfmöwen *Ichthyaetus melanocephalus*, die immer wieder in ein bis fünf Paaren auf dem Ammersee-Süd-Floß brüteten. Einzelne Brutpaare der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* nutzten Flöße auf dem Baggersee bei Wullenstetten/Senden, im

Echinger Isarstau und am Ammersee, wo es ihnen teilweise sogar gelang, je ein Mittelmeermöwenpaar von der Brutfläche zu vertreiben (L. Jehle, C. Brummer, R. Griesmeyer, mdl.). Gelegentlich brüteten auch Graugänse *Anser anser* auf Nistflößen, z. B. am Ammersee und in Gilching/Starnberg. Für den Abmarsch ihrer Küken musste dann vorübergehend der randliche Zaun des Brutfloßes geöffnet werden. Einzelne Brutversuche des Hautbentauchers *Podiceps cristatus* auf Nistflößen waren besonders bemerkenswert (Tab. 1).

Prädatoren. Als Prädatoren wurden bisher Rotfuchs *Vulpes vulpes*, Habicht *Accipiter gentilis* und Wanderfalke *Falco peregrinus* beobachtet. Junghabichte erbeuteten 1998 am Starnberger See zahlreiche Jungvögel, 2013 holte sich am Ammersee-Süd ein junger Wanderfalke die Jungen der Nachbruten (Abb. 13a). Ein Fuchs soll in den 1980er Jahren die Reproduktion auf Vorläufer-

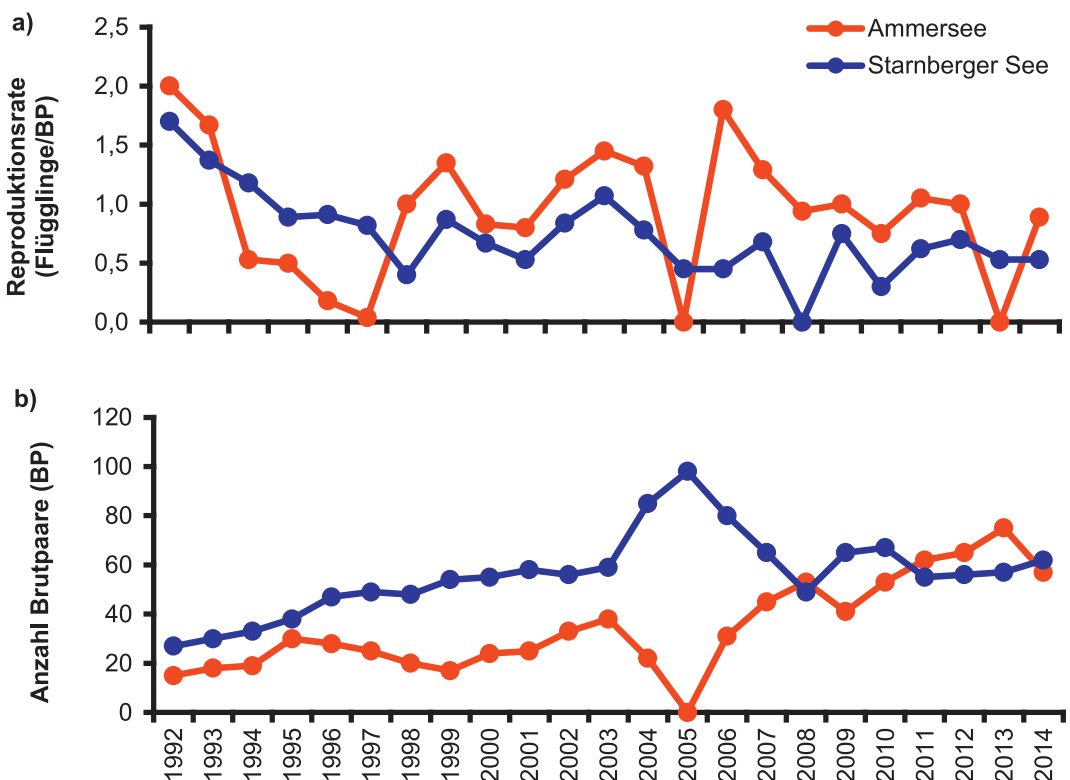


Abb. 13. Vergleich der Kolonien Ammersee-Süd und Starnberger See-Süd 1992–2014 hinsichtlich der Reproduktionsraten (a) und Brutpaar-Zahlen (b). – Comparison of the colonies at Ammersee and Starnberger See regarding reproductive rate (a) and number of breeding pairs (b) 1992–2014.

Brutplätzen am Nordende des Ammersees völlig zum Erliegen gebracht haben. Am Starnberger See plünderte 2008 ein Fuchs das am Schilfrand gestrandete Floß (Abb. 13a).

Als weitere Prädatoren kamen Rabenkrähen und Mittelmeermöwen infrage. So wurden auf dem Floß am Ickinger Eisweiher (s. o.) Überreste von Flusseeeschwalben-Küken am Floßende des gleichzeitig brütenden Mittelmeermöwen-Paares gefunden. Es blieb jedoch unklar, ob die Küken als Beute dienten oder getötet wurden, weil sie achtlos in das Nestrevier der Mittelmeermöwen hineingelaufen waren.

Die Ursachen für die jahrelangen nächtlichen Kükenverluste in den 1990er Jahren am Ickinger Eisweiher und für die Brutabbrüche am Ammersee-Süd 2005 und 2015 (Abb. 13b) konnten nicht eindeutig verifiziert werden. Zumindest am Eisweiher schienen Beutezüge des in der Nähe brütenden Uhus *Bubo bubo* wahrscheinlich. Der wiederholte Zugriff eines Eulenvogels bewirkte 2016 auch am Starnberger See, dass zunächst zahlreicher Jungvögel erbeutet wurden, danach die

Altvögel nachts das Floß verließen (sodass auch die frisch geschlüpften Küken starben) und schließlich ein kompletter Brutabbruch erfolgte.

Untersuchungen an den Großfloß-Kolonien Starnberger See-Süd und Ammersee-Süd 1992–2014. Die RR war am Ammersee durchschnittlich höher (Mittelwert \pm Standardfehler: $0,94 \pm 0,12$) als am Starnberger See ($0,74 \pm 0,08$). Unter Ausschluss der Jahre mit starker Beutegreifer-Einwirkung unterschied sich die RR in den beiden Kolonien signifikant ($\Delta \log \text{Lik} = 5,33$, $\chi^2 = 10,7$, $p = 0,001$). Auch im Zeitraum 2007–2014, als die BP-Zahlen relativ ähnlich waren, wurde am Ammersee eine höhere RR verzeichnet (ohne Totalverluste durch Beutegreifer: Ammersee $RR = 0,99 \pm 0,06$, Starnberger See $RR = 0,59 \pm 0,06$; Abb. 13). Zudem gab es nur am Starnberger See einen signifikanten negativen Zusammenhang zwischen der RR und der BP-Zahl (Korrelationskoeffizient $r = -0,74$, $p < 0,001$; Ammersee: $r = -0,29$, $p = 0,23$). Dabei lieferte die Exponentialfunktion $RR = 1,897 \cdot e^{-0,0167 \cdot (n \text{ BP})}$ ($r = 0,72$, $p < 0,001$) eine bessere Annäherung als eine lineare Funktion ($r = 0,6$, $p < 0,01$, Abb. 14).

Der Einfluss ähnlicher Witterungsbedingungen in den benachbarten Kolonien zeigte sich durch Koinzidenzen der Minima und Maxima der Reproduktionsraten (abgesehen von Katastrophen durch Prädatoren, Abb. 13a). Bei den BP-Kurven fiel dagegen von 2003–2007 ein spiegelbildlicher Verlauf auf (Abb. 13b). Im Jahr 2005 belegten Beobachtungen, dass es, nachdem alle Brutpaare den Koloniestandort am Ammersee aus unbekannter Ursache verlassen hatten, parallel zu einer Erhöhung der BP-Zahl am Starnberger See kam. Der Austausch wurde auch durch einige beringte Vögel nachgewiesen.

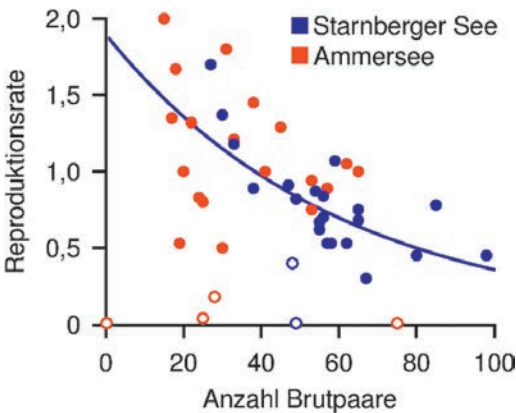


Abb. 14. Reproduktionsraten (Flüglings/BP) am Starnberger See und Ammersee abhängig von der Koloniegröße. Ein signifikanter Zusammenhang zeigte sich nur am Starnberger See und wurde durch die Funktion $RR = 1,897 \cdot e^{-0,0167 \cdot (n \text{ BP})}$ angenähert (blaue Linie). Jahre mit bekannter Prädatoren-Einwirkung wurden ausgeschlossen (offene Punkte). – *Reproductive rates (fledglings/pair) at Starnberger See and Ammersee dependent on the number of breeding pairs. A significant relationship was only observed at Starnberger See and fitted by an exponential function (blue line). Years with known predator-impact were excluded (open dots).*

Schicksal der Küken in den Sub-Kolonien am Starnberger See 2000–2005. In den Sub-Kolonien A, B und C auf dem Starnberger See-Süd-Floß wurden unterschiedliche Gelegedichten festgestellt (Abb. 15). Obwohl die durchschnittliche Gelegedichte in C deutlich höher war als in A, lag die RR in der gleichen Größenordnung. In der intermediären Sub-Kolonie B fiel die RR am niedrigsten aus (Abb. 15). Die Reproduktionsraten in den Sub-Kolonien hingen dabei stärker von der Größe der gesamten Kolonie ab ($\Delta \log \text{Lik} = 1,96$, $\chi^2 = 3,92$, $p = 0,048$) als von der jeweiligen Gelegedichte ($\Delta \log \text{Lik} = 0,68$, $\chi^2 = 1,37$, $p = 0,24$).

Die Gelegedichte hatte keinen signifikanten Einfluss auf den Anteil tot aufgefundener Küken

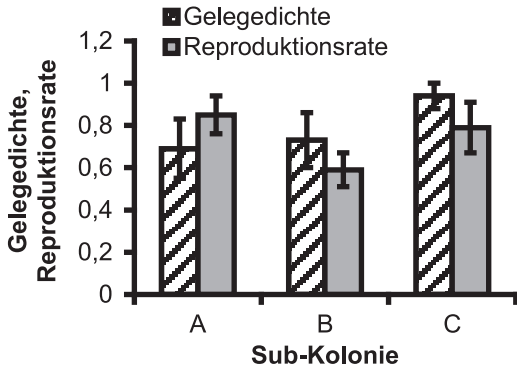


Abb. 15. Mittlere Gelegedichten und Reproduktionsraten (\pm Standardfehler) der drei Sub-Kolonien am Starnberger See 2000–2005. – Average nest densities (striped) and reproductive rates (grey) \pm standard error in the three sub-colonies at Starnberger See 2000–2005.

($r^2 = -0,06$, $p = 0,68$, Abb. 16a). Auch der Anteil verschollener Küken nahm bei höheren Gelegedichten nur tendenziell zu ($r^2 = 0,17$, $p = 0,06$, Abb. 16a). Es zeigte sich aber eine Komplementarität der Todesursachen: Je höher der Anteil der tot aufgefundenen Küken, desto niedriger war der Anteil der verschollenen, also durch aggressives Wegtragen zu Tode gekommenen Küken ($r^2 = 0,5$, $p < 0,001$, Abb. 16b).

Diskussion

Das Wachstum der Brutpopulation auf Nistflößen und künstlichen Inseln. Auf einer Wildfluss-Kiesinsel in der Pupplinger Au/Obere Isar erlosch in Bayern 1982 trotz aller Schutzbemühungen die letzte Flusseeeschwalben-Kolonie an einem natürlichen Standort. Nach wenigen Jahren Verzögerung begann dann durch Anwendung der in der Schweiz entwickelten Nistfloß-Methode (Stricker 1952, Bruderer und Schmid 1988), mit zunächst kleinen Flößen, später zusätzlich auch sehr großen (Abb. 1–6), die wellenförmige Zunahme der Brutpaare (Abb. 7). Die Rettung der Flusseeeschwalben erfolgte also laut Udo Bär über den Typus „Floß“-Seeschwalbe! Vereinzelt entstanden aber auch Kolonien auf von Menschenhand gebauten Inseln, z. B. im Moosburger Isarstau.

Die Moosburger Kolonie hatte zusammen mit derjenigen vom benachbarten Echinger Isarstau und dem Ickinger Eisweiher 1985–1991 eine RR

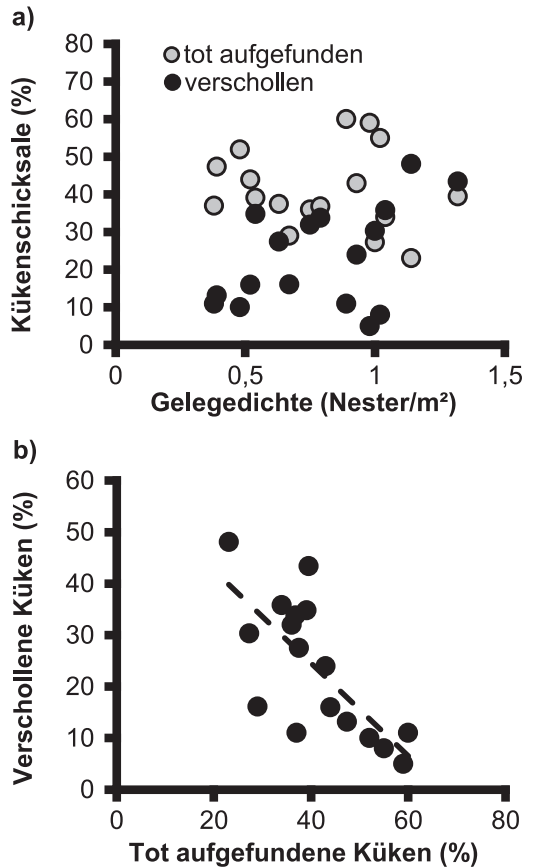


Abb. 16. Kükenschicksale in den drei Sub-Kolonien am Starnberger See 2000–2005: a) Tot aufgefunden und verschollene Küken (in % geschlüpfter Küken) abhängig von der Gelegedichte; b) Anteil der verschollenen in Relation zum Anteil der tot aufgefundenen Küken (in % geschlüpfter Küken; $r^2 = 0,5$, $p < 0,001$). – Fate of chicks in the three sub-colonies at Starnberger See 2000–2005: a) percentage of hatched chicks that were found dead (grey) or disappeared/were removed by conspecifics (black) dependent on nest density; b) Significant relation of removed chicks to chicks found dead (in % hatched).

von 0,95 Flügglern/BP (errechnet aus Daten in Nitsche 1992) und leitete damit einen ersten Schwung des Wachstums ein. In den 1990er Jahren begann auch die Floß-Kolonie an der Salzachmündung gut zu reproduzieren, und an Ammersee und Starnberger See wurden Großflöße geschaffen.

Nach 2000 folgten Nistflöße und einige wenige Kiesinseln in Baggerseen des schwäbischen Donautals, östlich des Unterlaufs der Iller und auf Stauseen von Günz und Mindel. Die Kolonien Oberried/Krumbach/GZ, Sophienried/DLG, Binswangen/DLG stießen in Größenordnungen von 10 BP vor. Plessenteich/Senden/NU zählte 2014 sogar über 30 BP und wurde damit eine große Kolonie. Ein Floß am Rottauensee/PAN und eine Kiesinsel in einem Baggersee im Eittinger Moos/ED beherbergen mittlerweile ebenfalls mittelgroße Kolonien. Derzeit haben wir es also in Südbayern mit vier Flussschwaben-Zentren zu tun: „Iller-Donauwinkel“, „Ammersee-Starnberger See-Süd“, „Mittlere-Untere-Isar“ und bedingt auch „Rottauensee-Salzachmündung“ (Abb. 11).

Im Hintergrund des Populationswachstums stand von 1992–2014 eine durchschnittliche RR von 0,82 Flügglings/BP. Da dieser Wert nur in einem Bereich lag, der die Bestandserhaltung sichert (Wendeln und Becker 1998), muss zusätzlich Zuwanderung aus Fremdkolonien stattgefunden haben (Becker und Ludwigs 2004). Dafür gab es auch Hinweise, z. B. die Ablesung eines beringten Vogels aus der Slowakei auf dem Floß Starnberger See-Süd und die Sichtung von Vögeln mit abweichenden Ringmerkmalen auf einigen betreuten Nistflößen. Die Zuwanderung ist für den Erhalt der genetischen Diversität wichtig und kann offenbar größere Ausmaße annehmen (Ludwig und Becker 2012, Szostek et al. 2014b). Becker (1998) erwähnte zum Beispiel einige Gebiete in England mit Populationen, bestehend aus mehreren Kolonien, die über fünf Jahre trotz Reproduktionsraten von nur 0,8 und 0,5 wuchsen.

Die Wachstumskurve der bayerischen Brutpopulation scheint jetzt in ein Maximum einzuschwenken, das aber wohl eher dem derzeitigen Nistplatzangebot als dem Nahrungsangebot entspricht. Nordbayern, das laut Wüst (1981) bereits im 19. Jh. nur mehr einzelne Brutpaare aufgewiesen haben soll, blieb abgesehen von einer einzigen erfolgreichen Brut 2014 bei Schwandorf (H. Ranke, Mail) bisher unbesiedelt. Kürzlich wurden aber auch nördlich der Donau neue, vielversprechende Nistflöße geschaffen, z. B. am Brombachsee und am Obermain.

Einfluss der Koloniegröße und der Gelegedichte auf den Bruterfolg. Wie gut eine Flussschwaben-Kolonie reproduziert, hängt neben Brutplatzkonkurrenz, Prädation und Witterungs-

einflüssen vor allem von der Nahrungsverfügbarkeit ab (Becker und Finck 1985, Safina et al. 1988, Dänhardt und Becker 2011, Szostek und Becker 2012). Diese wird u. a. durch das Nahrungsaufkommen im Bezug zur Zahl der BP in der Kolonie bestimmt (intraspezifische Konkurrenz). An den bayerischen Brutstandorten fiel beispielsweise die durchschnittliche Reproduktionsrate in größeren Kolonien niedriger aus (2005–2014, Abb. 12a). Allerdings gab es jährliche Schwankungen.

Für Salzwasser-Habitate ermittelten Szostek et al. (2014a) anhand langjähriger Daten vom Banter See/Wilhelmshaven, dass die Anzahl der BP in der Kolonie die Reproduktionsrate maßgeblich beeinflusste, während die Gelegedichte eine untergeordnete Rolle spielte. Ein entsprechender Zusammenhang zeigte sich am Starnberger See (Szostek et al. 2014a), also im Süßwasser-Habitat, und wurde hier durch zusätzliche Studienjahre bestätigt (2012–2014). Ähnlich wie am Banter See in der Reihe der Sub-Kolonien F bis A blieben am Starnberger See in C und A die Mittelwerte von RR etwa in der gleichen Größenordnung, obwohl die Mittelwerte der Gelegedichten abnahmen (Abb. 15). Am Starnberger See fiel die RR der mittleren Sub-Kolonie B jedoch niedriger als erwartet aus. Das könnte dadurch erklärt werden, dass mit Futter anfliegende Elternvögel die Brutfläche nur von zwei statt von drei Seiten (A und C) erreichen konnten (Zintl 2003). Von der Kabine aus wurde beobachtet, wie stark die Altvögel bedrängt wurden und wie häufig sie Fischchen durch Kleptoparasitismus verloren. Die Untersuchung von mindestens vier statt drei Sub-Kolonien über einen längeren Zeitraum hätte mehr erbracht, aber dazu hatten uns die Möglichkeiten gefehlt.

Bei der in Sub-Kolonie C erreichten gleich hohen RR wie in A – trotz höherer Gelegedichte – spielte der altersbedingte Erfahrungsfaktor sicher eine Rolle (Szostek et al. 2014a, Zhang et al. 2015). Sub-Kolonie C wurde immer zuerst von Brutpaaren besetzt. Dort mussten also die älteren und damit erfahreneren Paare brüten (Nisbet et al. 1984, Ludwigs und Becker 2002, Arnold et al. 2004). Flussschwaben optimieren viele reproduktionsrelevante Merkmale im Laufe ihres Lebens und steigern dadurch ihren Bruterfolg (Limmer und Becker 2010, Zhang et al. 2015). Zudem werden sie – bis zu einem gewissen Alter – effizienter bei der Nahrungsbeschaffung und der Versorgung der Küken (Galbraith et al. 1999,

Limmer und Becker 2009). Die Konkurrenz auf den oft dicht belegten künstlichen Brutplattformen (z. B. Loose 1998) scheint also teilweise durch Erfahrungswerte kompensiert werden zu können.

Auch bei dem Anteil verschollener bzw. tot aufgefundener Küken zeigte sich am Starnberger See kein deutlicher Einfluss der Gelegedichte (Abb. 16a; s. aber Sudmann 1998a). Obwohl wir nicht zwischen den Folgen der Konkurrenz am Brutplatz und der Konkurrenz im Fouragiergebiet unterscheiden konnten, deuten die Kükenverluste eher auf folgenden Mechanismus hin: Bei Nahrungsmangel im Fouragiergebiet erleben die Elternvögel Hunger und Stress, den sie am Brutplatz durch Kleptoparasitismus und Aggression gegen nicht verwandte Küken ausgleichen (Cabot und Nisbet 2013). Küken werden dann gezielt ins Wasser geworfen oder beim Futterraub mitsamt einem halb verschluckten Fisch davongetragen (Ludwigs 1998, Sudmann 1998a). Tatsächlich zahlt sich eine Zunahme des kleptoparasitischen Verhaltens gerade bei geringer Nahrungsverfügbarkeit aus. Denn kleptoparasitische Individuen vermeiden zeitaufwendige Nahrungsflüge, können gleichzeitig ihren eigenen Nachwuchs bewachen und steigern dadurch ihren Bruterfolg (García et al. 2013, 2014).

Die Abnahme des Anteils verschollener Küken bei einem höheren Anteil an tot aufgefundenen Küken (Abb. 16b) lässt sich wiederum folgendermaßen erklären (zur Komplementarität der Verlustursachen siehe auch Becker 1998): Ungünstige Witterungs- und Fouragierbedingungen (Kälte/Nässe, Wassertrübung, unruhige Wasseroberfläche) führen oft zum Verlust zahlreicher Küken durch Unterkühlung, oder weil sich die Küken bei Unterversorgung auf die Suche nach Fütterungen und Adoption durch benachbarte Altvögel machen und im fremden Nestrevier tothekackt werden (Becker und Ludwigs 2004, Cabot und Nisbet 2013). Als Folge solcher frühzeitigen Verluste haben die Adulten weniger Küken zu versorgen. Dadurch vermindern sich Nahrungsengpässe, Kleptoparasitismusrate und Kükenverluste durch Wegtragen, und der Anteil verschollener Küken fällt geringer aus.

Um nun den Zusammenhang von Reproduktionsrate und BP-Zahl genauer zu untersuchen, wählten wir eine Exponentialfunktion $RR = f(n \text{ BP})$ (s. aber Szostek et al. 2014a). Zum Vergleich wurde die Exponentialfunktion für ein weiteres Süßwasser-Habitat, den Diersfordter Waldsee,

erstellt (ohne Beutegreiferjahre: 1984–86, 1991, 1992, 1994–98; Daten von S. R. Sudmann, 2015 per Mail): $RR = 3,49 \cdot e^{-0,0374 \cdot (n \text{ BP})}$ ($r = 0,86$, $p < 0,001$). Unter der Annahme, dass diese Funktionen unter bestimmten Voraussetzungen als Kennlinien für die ökologische Potenz des betreffenden Flussseeschwalben-Habitats dienen (charakterisiert durch Nahrungsverfügbarkeit, Strukturen auf der Brutfläche, gebietstypische Wetterabläufe und evtl. auch typische Zu- und Abwanderungen), wurde dann grafisch und rechnerisch diejenige Größenordnung der BP abgeschätzt, mit der die Kolonien ihren Bestand auf Dauer halten können (Abb. 17). Zur Bestimmung dieser „carrying capacity“ wurde vom bestandserhaltenden $RR = 0,85$ Flügglings/BP (Wendeln und Becker 1998) eine Parallele zur X-Achse gezogen. Am Schnittpunkt mit den Graphen wurde das Lot auf die X-Achse gefällt. So ergaben sich für den Starnberger See ca. 48 BP und für den Diersfordter Waldsee ca. 38 BP (Abb. 17). In der Praxis lagen die durchschnitt-

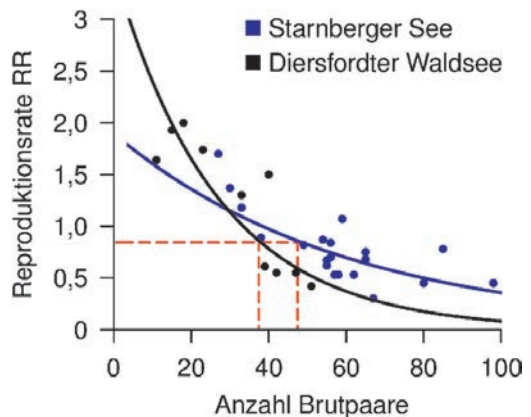


Abb. 17. Exponentialfunktionen $RR = f(n \text{ BP})$ für die Kolonien Starnberger See-Süd und Diersfordter Waldsee (Daten von S. R. Sudmann; ohne Beutegreifer-Jahre, s. Text). Der bestandserhaltende RR-Wert liegt bei 0,85 Flügglings/Brutpaar und diente zur Abschätzung der Kapazität (Brutpaarzahl) des betreffenden Standortes (rote Linien). – Exponential functions $RR = f(n \text{ breeding pairs})$ for the colonies at Starnberger See and Diersfordter Waldsee (data from S. R. Sudmann; years with predator-impact excluded). Population size stays constant for a reproductive rate $RR = 0.85$ fledglings/pair. This value was used to estimate the carrying capacity of the breeding habitats (red lines).

lichen BP-Zahlen zumindest in einer ähnlichen Größenordnung (Starnberger See 56, Diersfordter Waldsee 32 BP). Mit Hilfe solch einer ökologischen Kennlinie könnte eventuell die Frage beantwortet werden: Ist es zweckmäßig, im betreffenden Habitat noch weitere Brutflächen für Flussschwaben zur Verfügung zu stellen?

Wir schlagen daher Flussschwaben-Betreuern vor, das Verfahren zu testen. Dafür sollten Reproduktionsraten aus mindestens 15 Jahren (ohne solche mit starker Beutegreifer-Einwirkung) mit unterschiedlichen BP-Zahlen und möglichst konstantem Brutplatzangebot zur Verfügung stehen. Es muss dann eine signifikante Korrelation zwischen den BP-Zahlen und RR bestehen, damit die Exponentialfunktion aufgestellt werden kann und als ökologische Kennlinie zur Verfügung steht.

Es gibt eine Reihe von Seen, wie z. B. den Ammersee, bei denen keine Korrelation zwischen der Anzahl der BP und der RR besteht. In diesen Fällen liegt die Anzahl der BP wohl noch unter der carrying capacity. Auf Mecklenburgischen Seen stieg die BP-Zahl zum Beispiel auf über 200 an, ohne dass es zu nennenswerten Kükenverlusten durch Nahrungsmangel und intraspezifische Aggression kam (J. Loose und A. Griesau 2012 per Mail). In diesen Mecklenburgischen „Fischsuppen-Seen“ schwankte mit mehr oder minder langer Zunahme der BP-Zahl die RR nur wetterabhängig bzw. wegen Prädation. Für derartige besonders nahrungsreiche Habitate können schwerlich Kennlinien-Gleichungen aufgestellt werden, es sei denn, es käme zu lange anhaltenden Wachstumsphasen mit nur geringen Beutegreifer-Einwirkungen.

Weshalb lag die Reproduktionsrate der Ammersee-Süd-Kolonie über derjenigen der Starnberger-See-Süd-Kolonie? Die Ammersee-Kolonie fiel im Vergleich zur Starnberger-See-Kolonie durch die fehlende Signifikanz der Proportionalität zwischen der Zahl der BP in der Kolonie und RR auf (s. a. Szostek et al. 2014a). In den Jahren mit etwa gleich großer BP-Zahl (2007–2014), wenn eigentlich ein Vergleich erst zulässig wurde, fiel die durchschnittliche RR in der Ammersee-Kolonie um 0,40 Flügglinge/BP höher aus.

Unterschiede in den Witterungsbedingungen (Becker und Finck 1985) spielten in den nur 15 km auseinanderliegenden Kolonien wohl kaum eine Rolle. Alternativ könnten aber folgende Ursachen verantwortlich sein: (1) Unterschiede in der Struktur des Brutdecks, (2) die Manipulation

der Lachmöwen-Bruten am Ammersee und (3) Unterschiede in der Nahrungskapazität (Safina et al. 1988, Dänhardt und Becker 2011).

Während in der Starnberger-See-Kolonie zu locker verstreuten Küken-Unterständen nur 1999–2005 zusätzlich Unterteilungen montiert waren (Sub-Kolonien, Abb. 2), wurde in der Ammersee-Kolonie das Brutdeck ab 2003 in schließlich nur mehr 0,33 m² große, teilweise überdachte Reviere mit Unterschlupf unterteilt (Abb. 5). Die Küken hatten also ausgesprochen viele Möglichkeiten, sich den Angriffen nicht verwandter Altvögel zu entziehen. Solche Versteckmöglichkeiten senken die Prädationswahrscheinlichkeit (Bruderer und Schmid 1988, Burness und Morris 1992) und tragen vermutlich auch dazu bei, die Todesfälle durch intraspezifische Aggression zu reduzieren (Sudmann 1998a, Meyer und Sudmann 1999). Das bedeutet dann ein Plus für die Reproduktionsrate.

In der Ammersee-Süd-Kolonie wurde außerdem in den Brutablauf der Lachmöwen eingegriffen (s. Methoden). Dadurch war die zwischenartliche Konkurrenz (um Brutplätze und evtl. auch Nahrung) am Ammersee weniger ausgeprägt als am Starnberger See. Die Entnahme von Möwenestern und -eiern ist auch von anderen Schutzprojekten für Seeschwalben bekannt (Morris et al. 1992, Cabot und Nisbet 2013), darf aber nur mit offizieller Genehmigung durch die zuständigen Behörden vorgenommen werden (s. Vogelschutzrichtlinie, Richtlinie 2009/147/EG).

Die zuvor genannten Faktoren mögen zwar den Bruterfolg am Ammersee begünstigt haben, doch die fehlende Korrelation zwischen BP-Zahl und RR deutete vor allem auf eine höhere (bisher nicht limitierend wirkende) Nahrungskapazität am Ammersee hin. Das Nahrungsaufkommen in den beiden nährstoffarmen Voralpenseen wurde noch nicht genauer untersucht, und das Fouragiergebiet (= Wasserfläche innerhalb eines 10-km-Radius um die Kolonie, Szostek et al. 2014a) ist am Starnberger See mit 40,88 km² sogar größer als am Ammersee (35,35 km²). Ein Vorteil für die Ammersee-Süd-Kolonie könnten aber die Flussmündungen der neuen und alten Ammer sein. Solche Flussmündungen sorgen gewöhnlich für einen kontinuierlichen Nachschub von Jungfischen, was sich während der Kükenaufzucht positiv auswirkt (z. B. offene Systeme: Becker und Ludwigs 2004, Dänhardt und Becker 2011). Bei Hochwasser trüben die beiden Flussmündungen allerdings weite Gebiete des südlichen Sees ein und erschweren den Seeschwalben das Fischen.

Eine streng wissenschaftliche Prüfung der einzelnen Faktoren war im Rahmen der vorliegenden Studie nicht möglich. Für eine standardisierte Datenaufnahme wäre ein häufiges Betreten der Flöße während der Brut und/oder großer materieller Aufwand (z. B. Vergleichsfloß) nötig gewesen. Dies wurde zugunsten der Störungsarmut innerhalb der Kolonien unterlassen. Spannend wird aber in Zukunft sein, welche Reproduktionsrate einen Anstieg der BP-Zahlen in der Ammersee-Süd-Kolonie mit sich bringen wird.

Renaturierung der Isar, Brutversuche auf Naturinseln und Vorschläge zur Betreuung von Nistflößen. Seit Ende der 1980er Jahre werden an der Isar Renaturierungsmaßnahmen durchgeführt, die alle das Ziel haben, die Menge des Kieses als Medium der Flusssedimentation zu erhöhen. Trotz Kiesdotationen und der Kieströme durch den bei Hochwasser abgelassenen Tölzer Stau, beläuft sich die Geschiebemenge nur auf einen Bruchteil derjenigen vor dem Bau des Sylvensteinspeichers. Im Alpenvorland konnten damit aber wenigstens klassische Verzweigungsstrecken mit Inseldynamik, z. B. die Ascholdingen und Pupplinger Au, aufrechterhalten werden.

Nur in solchen Gebieten ist die Fischfauna, was das Artenspektrum, den Altersaufbau und die Biomasse anlangt, noch in Ordnung (M. v. Siemens, Vortrag 2016).

In der Pupplinger Au (Fischvorzugsgebiet), nahe dem fischreichen Ickinger Eisweiher, kam es dann 2012 auch zum Brutversuch eines Flusseeeschwalben-Paares. Leider ging das Gelege bei Hochwasser verloren. Im Rahmen des Projekts „Flusseeeschwalbe zurück am Fluss“ (Teil des sechs Jahre laufenden Hotspot-Programms „Alpenflusslandschaften – Vielfalt leben von Ammersee bis Zugspitze“) wird aber seit 2015 versucht, die Flusseeeschwalben wieder auf den natürlich entstandenen Kiesinseln anzusiedeln. Flusseeeschwalben-Attrappen und Koloniegeschrei werden zur Anlockung genutzt (Kress 1997, Sprenger 2014). Infotafeln, Vogelschutzbereiche, Naturschutzwacht, Naturschutz-Ranger und das Isarvögel-Monitoring dienen dem Schutz der Kiesbankbrüter.

Im Hochwasserjahr 2013 gab es außerdem Brutversuche auf dem Ammerdelta im Ammersee und auf einer Kiesinsel im Delta der Thalkirchner Achen im Simssee. Im Simssee-Delta hielten die Brutversuche an und waren 2015 schließlich erfolgreich (Abb. 18). Gleichzeitig wurde dort mit-



Abb. 18. Flusseeeschwalbenbrut 2015 auf einer Deltainsel im Simssee. – *Common Terns raising chicks on a natural island in the Simssee-Delta 2015.* Foto: M. Proske

hilfe von Informationstafeln und einer zeitweisen Bewachung an der Absicherung gegen menschliche Störungen gearbeitet (M. Proske 2015, Mail).

Solche Brutversuche auf dynamischen Landschaftsbestandteilen sind besonders bedeutend. Dennoch sind Flöße und künstliche Inseln momentan noch unabdingbar, um den bayerischen Brutbestand zu erhalten (Raab 1998). Neben generellen Konstruktionselementen sind bei der Betreuung von Nistflößen Maßnahmen zur Verminderung der Prädationswahrscheinlichkeit und der Brutplatzkonkurrenz zu berücksichtigen. Folgender Leitfaden kann Flusseeeschwalben-Betreuern zur Orientierung dienen:

1. Flöße: Mit kleinen Testflößen (10–12 m²) beginnen: Wenn kein hoher Wellengang zu erwarten ist, das Floß schmal und lang (2 m x 6 m) bauen, auf den Schmalseiten verankern und die Höhe der Brutplattform der beobachteten Wellenhöhe anpassen. Eine größere Brutfläche sollte nur angeboten werden, wenn bei einer Zunahme der BP der durchschnittliche Bruterfolg über mehrere Jahre nicht sinkt.
2. Randzaun: 40 cm hoher Maschendrahtzaun (grün beschichtet) verhindert, dass Küken abstürzen. Rampen statt Zaun erleichtern auch Beutegreifern den Zugang und sind deshalb ungünstig.
3. Brutfläche: 2–4 cm hohe Schicht Wirtsgartenriesel aufschütten, Kükenunterstände aus Holz aufstellen und Äste als Strukturen auslegen (Schutz vor Witterung und Abgrenzung der Nestreviere).
4. Wartung: Nistflöße und künstliche Inseln regelmäßig entkrauten/entbuschen oder Wurzelschutzvlies auslegen. Flöße rechtzeitig reparieren/ersetzen. Abflussmöglichkeiten für Regenwasser freihalten, damit sich keine Staunässe bildet (Meyer und Sudmann 1999).
5. Maßnahmen gegen Prädatoren: Gegen Wanderratte *Rattus norvegicus* und Mink *Neovison vison* die Brutplattform hoch und überstehend anordnen und/oder mit einem randlichen Rattenschutz versehen (Becker 1998, Wendeln und Becker 1998, Meyer und Sudmann 1999, Sprenger 2014). Angriffe durch Beutegreifer aus der Luft sind kaum zu kontrollieren, aber Kükenunterstände bieten Versteckmöglichkeiten. Nächtliche Beutezüge von Eulenvögeln haben leider oft – neben dem direkten Verlust einiger Küken – einen partiellen oder kompletten Brutabbruch zur Folge (Nisbet und Welton 1984, Sudmann et al. 1994, Becker und Ludwigs 2004).
6. Maßnahmen gegen Brutplatzkonkurrenten: Dazu zählen aktuell in Bayern Lach- und Mittelmeermöwen (Tab. 1), am Niederrhein Sturmmöwen (Sudmann 1998a, Meyer und Sudmann 1999). Großmöwen verursachen zusätzlich Kükenverluste durch Prädation (Morris et al. 1992, Becker 1995, Becker 1998, Spretke 1998, Cabot und Nisbet 2013). In der Zukunft könnte auch die durchsetzungsfähige Nilgans zur ernstzunehmenden Brutplatzkonkurrenz werden (Woog et al. 2010). Damit früher brütende Arten keine Reviere etablieren können, sollten kleine Flöße außerhalb der Brutzeit am Uferrand geparkt und erst ausgebracht werden, wenn sich Flusseeeschwalben in Floßnähe sammeln (meist Anfang Mai). Große, stationäre Flöße evtl. bis dahin mit dichtem Maschendraht in Höhe des Randzauns abdecken (ab Ende März, kleinste Maschengröße wählen, damit keine Vögel unter die Abdeckung gelangen). Zur Wiederansiedlung von Flusseeeschwalben kann versucht werden, zusätzliche Flöße (Salzachmündung, W. Foag, Mail) oder Flöße an Alternativstandorten anzubieten (Chiemsee, T. Knoop, mdl.).
7. Störungen: Wenn notwendig – besonders bei Bruten auf Naturstrukturen – eine Überwachung menschlicher Störungen in Zusammenarbeit mit dem Landratsamt einrichten.
8. Monitoring: Bitte mindestens Ort, Brutplatztyp, Anzahl der Brutpaare (Anfang Juni bzw. zum Zeitpunkt des Schlupfes der ersten Küken) und Zahl der Flügglinge erfassen und die Daten alljährlich an die bayerische Koordinationsstelle (A. Gehrold) melden. Wer zusätzlich die Brutdaten größerer Kolonien erfassen will, kann sich an Sudmann (1998b) orientieren oder den Meldebogen der „Arbeitsgemeinschaft Seltene Brutvögel“ in Bayern nutzen.

Zusammenfassung

Mitte des 20. Jahrhunderts gab es in Bayern noch einige große Flusseeeschwalben-Kolonien mit 30–50 Brutpaaren (BP). Dann erfolgte aber der schnell fortschreitende Ausbau der dealpinen Flüsse in Form von Kraftwerkstreppe. Die Folge war fast überall der Verlust der Geschiebedynamik, wodurch natürliche Kiesinseln als Flusseeeschwal-

ben-Brutplätze verloren gingen. Durch künstliche Nistflöße und Inseln wurden aber in den 1980er Jahren verstärkt Ersatzhabitate geschaffen, die die Wende zum neuen Wachstum des Brutbestands einleiteten. Mittlerweile gibt es wieder über 300 BP. Dahinter stand eine Reproduktionsrate (RR) von 0,82 Flügglings/BP*Jahr (1992–2014) und sicher auch Zuwanderung. Von 2005–2014 wiesen kleine Kolonien (≤ 10 BP) mit durchschnittlich 1,08 Flügglings/BP die höchste RR auf. In mittelgroßen Kolonien (11–30 BP) wurden durchschnittlich 0,93, in großen Kolonien (> 30 BP) 0,70 Flügglings/BP verzeichnet. Insgesamt trugen aber die großen Kolonien mit durchschnittlich 121 Flügglings/Jahr am meisten zur Brutpopulation bei (kleine Kolonien 51, mittelgroße Kolonien 71 Flügglings/Jahr). Momentan liegen alle Koloniestandorte in Südbayern und verteilen sich auf folgende vier Brutzentren: „Iller-Donauwinkel“, „Ammersee-Starnberger-See-Süd“, „Mittlere-Untere-Isar“, bedingt auch „Rottausee-Salzachmündung“.

Mit Flusseeeschwalben vergesellschaftet brüteten am häufigsten Möwenarten. In geringer Zahl waren es Sturmmöwen und die aggressionsschwächeren Schwarzkopfmöwen. In höherer Zahl vor allem Lachmöwen und Mittelmeermöwen, die als ernstzunehmende Brutplatzkonkurrenten auffielen. Als Prädatoren wurden Fuchs, Habicht und Wanderfalke beobachtet. Für nächtliche Kükenverluste und darauffolgende Brutabbrüche waren wohl Eulenvögel verantwortlich. Um abzuschätzen, welche Faktoren den Bruterfolg beeinflussen, wurden zwei der größten bayerischen Flusseeeschwalben-Kolonien verglichen (1992–2014): Am Ammersee fiel die Reproduktionsrate durchschnittlich höher aus (0,94 Flügglings/BP) als am Starnberger See (0,74 Flügglings/BP), was vermutlich auf eine höhere Nahrungsverfügbarkeit, die vorgegebenen Nestreviere mit reichlich Deckung für die Küken sowie die Manipulation der Lachmöwen-Bruten zurückzuführen war. Außerdem gab es nur am Starnberger See einen negativen Zusammenhang von Reproduktionsrate und BP-Zahl. Eine Untersuchung der Subkolonien (2000–2005) ergab, dass die Reproduktionsrate dabei stärker von der Größe der gesamten Kolonie abhing als von der jeweiligen Gelegedichte. Zwischen der Gelegedichte und dem Anteil tot aufgefundenen oder von Altvögeln weggetragener Küken fand sich kein eindeutiger Zusammenhang. Der Anteil der weggetragenen Küken nahm aber signifikant in den Jahren zu, in

denen weniger Küken durch andere Ursachen zu Tode gekommen waren.

Wir schlussfolgern, dass der Bruterfolg im Süß- und Salzwasser-Habitat von ähnlichen Faktoren beeinflusst wird, und stellen eine Exponentialfunktion $RR = f(n \text{ BP in Kolonie})$ vor, mit der sich für bestimmte Süßwasserstandorte (Nahrung limitiert, kaum Beutegreifer-Effekte) abschätzen ließe, ob es sinnvoll ist, zusätzliche Brutmöglichkeiten anzubieten. Allgemeine Hinweise zur Betreuung eines Flusseeeschwalben-Brutplatzes und zu wichtigen Konstruktions-elementen eines Brutfloßes sind in der Diskussion zusammengestellt.

Dank. Heribert Zintl widmet den Artikel seinem Sohn Hannes dem Gedenken an den Intensiv-Betreuer Udo Bär, von dem die Isarfloß-Idee stammte und dem Filmer Andreas Schulze. Für Daten, Anregungen, Hilfen bei der Herstellung des Manuskripts danken wir herzlich den Brutplatz-Betreuern aus Bayern, den LBV-Kreisgruppen Starnberg und Bad Tölz und der Schutzgemeinschaft Ammersee e. V., S. R. Sudmann, Prof. Dr. P. H. Becker, Dr. J. Müller, Dr. M. Weiler und J. Schmidt. Die Rettungsversuche der Kolonie an der Isar und die Isar-Renaturierungen wären nicht möglich gewesen ohne J. Willy und die Gründung der LBV-Kreisgruppe TÖL und die gute Zusammenarbeit mit einer Reihe von Institutionen (Naturschutzverbände und Fischereivereine). Dabei möchte Zintl besonders dem Wasserwirtschaftsamt Weilheim, dem Landesamt für Umwelt, der Gämmerler Kieswerk GmbH und der Stadtwerke Bad Tölz GmbH danken. Es gibt allen Grund, diesen Dank auf genehmigende und finanzierende Behörden, Wasserkraftwerksgesellschaften, Fischerei und vor allem Kiesunternehmen in ganz Bayern auszudehnen. Mit der Zusage des Hotspot-Projekts „Flusseeeschwalbe – zurück am Fluss“ hat uns das Bundesamt für Naturschutz den Weg zu einem Herzenswunsch frei gemacht: Rückkehr der Flusseeeschwalbe in die Wildflusslandschaft der Isar in der Pupplinger Au.

Sterna hirundo Nahuiahoi!

Literatur

Arnold JM, Hatch JJ, Nisbet ICT (2004) Seasonal declines in reproductive success of the common tern *Sterna hirundo*: timing or parental quality? *Journal of Avian Biology* 35: 33–45

- Bär U, Jochums F (1993) Brutbestand und Bruterfolg der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* im Landkreis Bad Tölz-Wolfratshausen für die Jahre 1988–1992. Ornithologischer Anzeiger 32: 45–58
- Bär U, Jochums F (1997) Zur Situation der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern 1992 bis 1996. Ornithologischer Anzeiger 36: 177–184
- Bär U, Jochums F (1998) Weitere Brutzeit-Beobachtungen an Flußseeschwalben *Sterna hirundo* in der Bucht von St. Heinrich/Starnberger See. Ornithologischer Anzeiger 37: 55–60
- Bates D, Maechler M, Bolker B, Walker S (2015) Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. Journal of Statistical Software 67: 1–48
- Bayerisches Landesamt für Umwelt (2016) Rote Liste und Liste der Brutvögel Bayerns - Stand 2016
- Becker PH (1995) Effects of coloniality on gull predation on Common Tern (*Sterna hirundo*) chicks. Colonial Waterbirds 18: 11–22
- Becker PH (1998) Langzeittrends des Bruterfolgs der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* und seiner Einflußgrößen im Wattenmeer. Vogelwelt 119: 223–234
- Becker PH, Finck P (1985) Witterung und Ernährungssituation als entscheidende Faktoren des Bruterfolgs der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*). Journal of Ornithology 126: 393–404
- Becker PH, Ludwigs J-D (2004) *Sterna hirundo* Common Tern. BWP Update 6: 91–137
- Bruderer D, Schmid H (1988) Die Situation der Flusseeschwalbe *Sterna hirundo* in der Schweiz und im angrenzenden Ausland 1976–1987. Der Ornithologische Beobachter 85: 159–172
- Burness GP, Morris RD (1992) Shelters decrease gull predation on chicks at a Common Tern colony. Journal of Field Ornithology 63: 186–189
- Cabot D, Nisbet I (2013) Terns. Collins, London
- Dänhardt A, Becker PH (2011) Herring and sprat abundance indices predict chick growth and reproductive performance of Common Terns breeding in the Wadden Sea. Ecosystems 14: 791–803
- Fünfstück H-J, von Lossow G, Schöpf H (2003) Rote Liste gefährdeter Brutvögel (Aves) Bayerns. Bayerisches Landesamt für Umwelt, Schriftreihe 166: 39–44
- Galbraith H, Hatch JJ, Nisbet ICT, Kunz TH (1999) Age-related changes in efficiency among breeding Common Terns *Sterna hirundo*: measurement of energy expenditure using doubly-labelled water. Journal of Avian Biology 30: 85–96
- Garcia GO, Becker PH, Favero M (2013) Intraspecific kleptoparasitism improves chick growth and reproductive output in Common Terns *Sterna hirundo*. Ibis 155: 338–347
- Garcia GO, Riechert J, Favero M, Becker PH (2014) Stealing food from conspecifics: Spatial behavior of kleptoparasitic Common Terns *Sterna hirundo* within the colony site. Journal of Ornithology 155: 777–783
- Grüneberg C, Bauer H-G, Haupt H, Hüppop O, Ryslavý T, Südbeck P (2015) Rote Liste der Brutvögel Deutschlands - 5. Fassung, 30 November 2015. Berichte zum Vogelschutz 52: 19–67
- Hohlt G, Kaniss M (1975) Erfolg einer künstlichen Brutinsel für Flußseeschwalben *Sterna hirundo* im Inn. Anzeiger der ornithologischen Gesellschaft in Bayern 14: 311–313
- Kress SW (1997) Using animal behavior for conservation: case studies in seabird restoration from the Maine coast, USA. Journal of the Yamashina Institute for Ornithology 29: 1–26
- Limmer B, Becker PH (2009) Improvement in chick provisioning with parental experience in a seabird. Animal Behaviour 77: 1095–1101
- Limmer B, Becker PH (2010) Improvement of reproductive performance with age and breeding experience depends on recruitment age in a long-lived seabird. Oikos 119: 500–507
- Loose J (1998) Ansiedlung von Flußseeschwalben *Sterna hirundo* auf Kunstinseeln. Vogelwelt 119: 253–258
- Ludwig SC, Becker PH (2012) Immigration prevents inbreeding in a growing colony of a long-lived and philopatric seabird. Ibis 154: 74–84
- Ludwigs J-D (1998) Kleptoparasitismus bei der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* als Anzeiger für Nahrungsmangel. Vogelwelt 119: 193–203
- Ludwigs J-D, Becker PH (2002) The hurdle of recruitment: influences of arrival date, colony experience and sex in the Common Tern *Sterna hirundo*. Ardea 90: 389–399
- Meyer BC, Sudmann SR (1999) Erfolgreicher Einsatz künstlicher Nisthilfen für Flußseeschwalben (*Sterna hirundo*) in Mitteleuropa. Charadrius 35: 92–99
- Morris RD, Blokpoel H, Tessier GD (1992) Management efforts for the conservation of

- common tern *Sterna hirundo* colonies in the Great Lakes: two case histories. *Biological Conservation* 60: 7–14
- Nebelsiek U (1966) Das Schicksal der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* und der Lachseeschwalbe *Gelochelidon nilotica* als Brutvögel Bayerns. *Anzeiger der ornithologischen Gesellschaft in Bayern* 7: 823–846
- Nisbet ICT, Winchell JM, Heise AE (1984) Influence of age on the breeding biology of Common Terns. *Colonial Waterbirds* 7: 117–126
- Nisbet ICT, Welton MJ (1984) Seasonal variations in breeding success of Common Terns: consequences of predation. *Condor* 86: 53–60
- Nitsche G (1992) Zur Situation der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern 1979–1991. *Ornithologischer Anzeiger* 31: 137–150
- R Development Core Team (2012) R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna
- Raab S (1998) Verlust der Brutgebiete der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* an den Flüssen des bayerischen Voralpenlandes und Möglichkeiten der Wiederansiedlung. *Vogelwelt* 119: 265–270
- Ranftl H, Lechner F (1974) Einige neuere Erfahrungen mit künstlichen Niststätten für Flußseeschwalben *Sterna hirundo*. *Anzeiger der ornithologischen Gesellschaft in Bayern* 13: 99–102
- Richtlinie 2009/147/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 30. November 2009 über die Erhaltung wildlebender Vogelarten
- Safina C, Burger J, Gochfeld M, Wagner RH (1988) Evidence for prey limitation of Common and Roseate Tern reproduction. *Condor* 90: 852–859
- Sprenger J (2014) Vom Bootsanleger zum Bruthabitat: Die Flusseeeschwalbenkolonie im Banter See in Wilhelmshaven. In: Jakubowski-Tiessen M, Masius P, Sprenger J (eds.) *Schauplätze der Umweltgeschichte in Niedersachsen*. Universitätsverlag Göttingen
- Spretke T (1998) Zur Prädation von Silbermöwen *Larus argentatus* bei Flußseeschwalben *Sterna hirundo* auf der Insel Kirr. *Vogelwelt* 119: 205–208
- Stricker W (1952) Die Flusseeeschwalben- und Lachmöwen-Kolonie bei Altenrhein in den Jahren 1950 und 1951. *Ornithologischer Beobachter* 49: 5–8
- Sudmann SR (1998a) Wie dicht können Flußseeschwalben *Sterna hirundo* brüten? Extremsituationen auf Brutflößen. *Vogelwelt* 119: 181–192
- Sudmann SR (1998b) Binnenlandmonitoring der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*: ein neues Projekt. *Vogelwelt* 119: 287–291
- Sudmann SR, Becker PH, Wendeln H (1994) Sumpfohreule *Asio flammeus* und Waldohreule *A. otus* als Prädatoren in Kolonien der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*. *Vogelwelt* 115: 121–126.
- Szostek KL, Becker PH (2012) Terns in trouble: demographic consequences of low breeding success and recruitment on a common tern population in the Wadden Sea. *Journal of Ornithology* 153: 313–326
- Szostek KL, Becker PH, Meyer BC, Sudmann SR, Zintl H (2014a) Colony size and not nest density drives reproductive output in the Common Tern *Sterna hirundo*. *Ibis* 156: 48–59
- Szostek KL, Schaub M, Becker PH (2014b) Immigrants are attracted by local pre-breeders and recruits in a seabird colony. *Journal of Animal Ecology* 83: 1015–1024
- Wagner V (2002) Brutbiologie der Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* auf einem Nistfloß mit unterschiedlich strukturierten Teilflächen. Diplomarbeit, Ludwig-Maximilians-Universität München
- Wendeln H, Becker PH (1998) Populationsbiologische Untersuchungen an einer Kolonie der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo*. *Vogelwelt* 119: 209–213
- Woog F, Haag H, Schmolz M, Lachenmaier K (2010) Ausbreitung der Nilgans *Alopochen aegyptiaca* im mittleren Neckartal. *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 26: 17–29
- Wüst W (1981) *Avifauna Bavariae*. Bd. 1. Ornithologische Gesellschaft in Bayern, München
- Zangh H, Vedder O, Becker PH, Bouwhuis S (2015) Age-dependent trait variation: the relative contribution of within-individual change, selective appearance and disappearance in a long-lived seabird. *Journal of Animal Ecology* 84: 797–807
- Zintl H (1998) Bestandsentwicklung der Flußseeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern. *Vogelwelt* 119: 123–132
- Zintl H (2003) Diskutierte brutbiologische Daten der Flußseeschwalben (*Sterna hirundo*)-Kolonien am Starnberger See und Ammersee 2003. *Jahresbericht der Schutzgemeinschaft Ammersee e.V.* 2003: 41–49

Zintl H (2004) Brutbiologische Daten der Flußseeschwalbe (*Sterna hirundo*) aus den Kolonien am Starnberger See und Ammersee 2004. Jahresbericht der Schutzgemeinschaft Ammersee e.V. 2004: 24–34

Zintl H (2013) Die Flußseeschwalbenkolonien am Ammersee und Starnberger See 1992–2013 im Vergleich. Jahresbericht der Schutzgemeinschaft Ammersee e.V. 2013: 43–46

Bearbeitet von Robert Pfeifer
Eingegangen am 10. Juni 2016
Angenommen nach Revision am 22. August 2016



Heribert Zintl, Jg. 1932, ist pensionierter Gymnasiallehrer, ehemaliger Besucher der Vorlesungen und Führungen von Dr. Walter Wüst, Gründer der LBV-Kreisgruppe Bad Tölz-Wolfratshausen, Initiator des Wiederaufbaus der Brutpopulationen von Gänsesäger und Flusseeeschwalbe in Bayern. Er setzte Renaturierungsmaßnahmen an der Isar durch, führte ein Monitoring wichtiger Isar-Vogelarten ein, zählte über Jahrzehnte hin Wasservögel und machte bei vielen feldornithologischen Programmen mit.



Dr. Andrea Gehrold ist Gebietsbetreuerin am Starnberger See und koordiniert seit 2015 das bayerische Flusseeeschwalben-Monitoring. Die Gebietsbetreuung wird durch den Bayerischen Naturschutzfonds, den Bezirk Oberbayern und den Landkreis Starnberg gefördert. Projektträger ist der Landesbund für Vogelschutz in Bayern e.V. (LBV).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Ornithologischer Anzeiger](#)

Jahr/Year: 2016

Band/Volume: [55_1](#)

Autor(en)/Author(s): Zintl Heribert, Gehrold Andrea

Artikel/Article: [Die Flusseeeschwalbe *Sterna hirundo* in Bayern ab Mitte des 20. Jahrhunderts: Bestandsentwicklung, Schutzmaßnahmen und Bruterfolg 1-22](#)