©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes, *Upupa epops* Linnaeus 1758, im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel

Alfred Grüll, Johann Groß & Josef Steiner

Grüll A., J. Groß & J. Steiner (2008): Distribution, numbers and breeding success of Hoopoe *Upupa epops* Linnaeus 1758 in the Neusiedler See – Seewinkel National Park. Egretta 49: 6 – 18.

From 2002 – 2005 the territories of Hoopoe *(Upupa epops)* in a study area of 37 km² on the eastern shore of Lake Neusiedl (Fig. 1) were mapped. From 2003 the number of fledged young per territory and possible reasons for breeding failure were also recorded. In addition, the literature and observation data from the period 1860–2005 for the entire National Park region were analysed. In the first half of the 20th century the Hoopoe was a rare breeding bird in the present National Park area. Only in the 1950s, as a result of a period of warm and dry years, there was a strong increase and the first systematic census in the 1980s revealed about 50 territories in the National Park area. In the 1990s the population decreased by over 70% as a consequence of agricultural changes; a recovery since 2002 was influenced by a population expansion over a wider region. In the study area numbers increased in this time by > 30% to 14 pairs (Fig. 2) and for the entire National Park area the present population can be assumed to be approximately 20 breeding pairs (Fig. 1). In 17% of pairs there was evidence for a second brood after a successful first brood and in 22% there was evidence of a replacement brood after total brood loss. 60% of breeding attempts were successful. In the 30 successful broods the mean number of fledged young was 3.27 (Tab. 1). The reason for at least 20% of total losses were weather conditions during the nestling period. Nest predation was a probable cause in 35% of the total losses, corresponding to 14% of all breeding attempts (Tab. 2). The mean reproductive rate (2.74 young per breeding pair over the entire period of the study) was sufficient to keep the population stable in favourable years but dropped quickly below the critical limit during cold and rainy weather. High breeding successes (4.1 young/breeding pair) were possible only if the birds had access to salt lakes with varied types of diet also available during poor weather (especially aquatic insects; Fig. 5).

Keywords: breeding success, conservation, feeding ecology, habitat, Hoopoe, Lake Neusiedl, monitoring, population change, *Upupa epops*

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

1. Einleitung

Das Vorkommen des Wiedehopfes *(Upupa epops)* im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel nimmt aus mehreren Gründen einen hohen Stellenwert ein: (1) die thermophile und ökologisch spezialisierte Art mit weitreichenden Arealverlusten in den letzten Jahrzehnten gilt in Österreich als stark gefährdet (Frühauf 2005); (2) das Neusiedler See-Gebiet mit dem Leithagebirge hat zumindest bis Ende der 1980er Jahre mit etwa 70 Brutpaaren einen wesentlichen Teil des österreichischen Gesamtbestandes beherbergt (Dvorak 1988, Dvorak et al. 1993); (3) mit seiner Bindung an nicht zu nährstoffreiche, extensiv genutzte Offenlandbiotope oder vegetationsarme Sandböden zählt der Wiedehopf zu den Indikatoren für eine intakte Kulturlandschaft (z.B. Bauer & Berthold 1996, Hölzinger & Mahler 2001). Der Wiedehopf wurde daher 2001 in das Nationalpark-Monitoring ausgewählter Kulturlandvögel in der Bewahrungszone Illmitz – Hölle aufgenommen. Die hier eingesetzten Linientaxierungen auf 10 Probestrecken von 1 km Länge zeigten jedoch schon im ersten Jahr, dass diese wichtige Zielart mit der gewählten Methode nicht repräsentativ erfasst werden konnte. Trotz günstiger Lage der Transekte entlang des Ostufers gelangen nur vereinzelte Feststellungen, die auf die Bestandssituation keine Schlüsse zulassen (Karner-Ranner et al. 2007). 2002 starteten wir daher ein neues Monitoring-Programm mit der Frage, wieweit die Nationalparkflächen Habitate für eine ausreichend produktive Teilpopulation sichern, bzw. welchen Beitrag der Nationalpark für den Schutz der Art leisten kann. Als Basis für Schutzmaßnahmen sollte außerdem geprüft werden, ob räumliche Unterschiede in der Qualität der Bruthabitate bestehen. In Mitteleuropa sind dafür einerseits die bodenkundlichen und klimatischen Voraussetzungen entscheidend, andererseits die nährstoff- und nutzungsbedingte Vegetationsstruktur. In vielen Gebieten spielen dabei halboffene Sandbiotope in Kombination mit extensiver Beweidung eine Schlüsselrolle (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Dvorak et al. 1993, Stange & Havelka 1995, Bauer & Berthold 1996, Rehsteiner 1996, Robel & Ryslavy 1996, Hölzinger & Mahler 2001). Als Maß für die Habitatqualität ist beim Wiedehopf nicht nur die Siedlungsdichte, sondern auch der Bruterfolg wesentlich: ausgehend von einem großen Gelege wird die Anzahl der überlebenden Nestlinge durch asynchrones Schlüpfen und selektive Brutreduktion flexibel an das jeweilige Nahrungsangebot angepasst (Martin-Vivaldi et al. 1999, Martin-Vivaldi 2001, Fournier & Arlettaz 2001, Oehlschlaeger & Ryslavy 2002). Ab 2003 erfassten wir daher auf einer repräsentativen Probefläche zusätzlich zu den Brutrevieren die Anzahl der pro Revier ausgeflogenen Jungvögel sowie mögliche Ursachen für Brutverluste. Als Grundlage für die Interpretation unserer Befunde werteten wir das vorliegende Beobachtungsmaterial für die gesamte Nationalparkregion aus.

2. Material und Methode

Im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel brütet der Wiedehopf hauptsächlich in den Gemeindegebieten von Podersdorf, Illmitz und Apetlon in einer offenen, kleinflächig strukturierten Kulturlandschaft. In der Nutzung der Sand- und Schwarzerdeböden herrschen Weinbau, Ackerbau, Mähwiesen und Hutweiden vor, wobei der Weinbau im Zeitraum 1959–1990 anteilsmäßig von 8% auf 40% zugenommen und Grünlandflächen im selben Zeitraum von 40% auf 22% abgenommen haben (Steiner et al. 2003). Die ursprünglich nur sehr sporadisch eingestreuten, kleinen Gehölzgruppen nahmen ab Anfang der 1970er Jahre stark zu (neben Robinie und Ölweide vor allem verschiedene Pappeln *Populus spp.* und Eschen *Fraxinus spp.*; Hoi-Leitner 1989). Eingebettet in dieses Mosaik liegen die periodisch trockenfallenden Sodalacken, deren Gesamtfläche sich als Folge der Verschilfung und Verlandung zwischen 1957 und 1986 um 40% verringert hat (Kohler et al. 1994). Die Probefläche für das Monitoring umfaßt mit 37 km^2 und einer Länge von 13 km das gesamte Ostufer des Sees von Podersdorf bis Illmitz mit den Salzwiesen im Seevorgelände, den Sanddünen des Seedammes und den dahinterliegenden Lacken (Abb. 1). Der Seedamm zieht sich mit seinen sandigen Rohböden als 100–800 m breites Band durch das gesamte Untersuchungsgebiet (Abb. 3). Er bildete bis Ende des 19. Jahrhunderts eine geschlossene, fast gehölzfreie Hutweide mit lückigen Sandtrockenrasen. Erst um die Jahrhundertwende wurde aufgeforstet, und ab den 30er Jahren kam als neuer Strukturfaktor der Weinbau hinzu. In den 40er Jahren war der Seedamm bereits mit lockeren Baum- und Gebüschgruppen bestanden (Schenk 1917, Zimmermann 1944, Bauer et al. 1955, Bauer 1960). Nach Einstellung des traditionellen Austriebes von mehr als 1.000 Rindern und Pferden in den 60er Jahren dehnte sich der Weinbau über den gesamten Seedamm aus, während die letzten Sandtrockenrasen unter dem Einfluss der landwirtschaftlichen Eutrophierung verbrachten. Ähnliche Entwicklungen mit massiven Verlusten an Trockenrasenflächen sind auch für die angrenzenden Lackengebiete belegt (z.B. Hoi-Leitner 1989). Anfang der 90er Jahre waren die offenen, nicht durch Weinbau genutzten Sandböden bis auf schmale Fahrspuren und andere kleine Restflächen mit Quecke *Elmys repens*, Land-Reitgras *Calamagrostis epigejos* und Schilf *Phragmites australis* zugewachsen. Gleichzeitig setzte die großflächige Stillegung von Weingärten ein, auf denen sich zumindest in den ersten Jahren nährstoffbedingt ebenfalls eine hohe und dichte Ruderalvegetation entwickeln konnte (Karner & Ranner 1992, Wiesbauer & Mazzucco 1999; eigene Daten). Parallel dazu zeichnete sich nach der Wiederaufnahme von Beweidungsprojekten an den Lacken und im Seevorgelände ab 1987, sowie der langsamen Aushagerung alter Weingartenbrachen eine Trendumkehr ab. Am Sandrücken des Seedammes wird diese Entwicklung durch den Austrieb von 120 Mutterkühen seit 2001 verstärkt

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

(Abb. 5). Die Ausbreitung der Gehölze und der Zerfall der bis zu hundertjährigen Pappelaufforstungen führten zu einer deutlichen Zunahme des natürlichen Höhlenangebotes. Die Frühjahrswasserstände in den Salzlacken entlang des Ostufers im Nordteil der Probefläche (vergl. Abb. 4) schwankten im Untersuchungszeitraum und erreichten 2005 einen Tiefpunkt, sodass in diesem Jahr schon ab dem Zeitpunkt der Revierbesetzungen im April wesentlich größere Schlammflächen mit abtrocknenden Algenmassen als potentielle Nahrungshabitate für den Wiedehopf zur Verfügung standen als in den Vorjahren.

Das Monitoring auf der Probefläche wurde von 2002 (Revierkartierung) bzw. 2003 (Bruterfolg) bis 2005 von den Autoren gemeinsam mit einem Team von jeweils 3–5 vogelkundlich erfahrenen Bearbeitern durchgeführt. Die Erhebungen erfolgten bei Begehungen oder Befahrungen größerer Teilgebiete in zwei Arbeitsphasen. (1) April – Anfang Mai: In den Morgen- und Vormittagsstunden Kartierung von Rufplätzen, Revierverhalten und Paaren bei der Nistplatzsuche aus Hördistanzen von maximal 500 m. Klangattrappen kamen nicht zum Einsatz, da die Rufaktivität zunächst hoch ist und nicht mehr balzende Männchen nach Beginn der Eiablage auf Gesang nur noch selten reagieren (Martin-Vivaldi et al. 1999). (2) Mitte Mai – Mitte August: Ermittlung der fütternden Paare sowie der Neststandorte und Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel bei den Erst- und Folgebruten. Als „Floater" wurden umherstreifende Männchen gewertet, die abseits der Brutreviere balzten oder in den Revieren gleichzeitig mit dem Reviermännchen zu beobachten waren. Von den 30 kontrollierten, erfolgreichen Bruten waren 40% nicht im Nest einsehbar, sodass nur der Gesamtbruterfolg nach dem Ausfliegen erfasst werden konnte. Wegen unbekannter Ausfliegetermine und rascher Abwanderung der Familien waren dabei in Einzelfällen nicht alle Jungen verlässlich zu registrieren. Große Bruten mit mehr als drei flüggen Jungvögeln konnten aber fast immer von kleineren unterschieden werden. Nur 2003 blieben in zwei Fällen die Brutgrößen unbekannt; für die Angaben zum Bruterfolg auf der gesamten Probefläche (Tab. 1) setzten wir für diese Bruten den Mittelwert der anderen erfolgreichen Bruten des Jahres ein. Die ermittelten Daten zur jährlichen Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel sind daher Mindestwerte, die für die Beurteilung der Reproduktionsrate und Habitatqualität als Grundlage für ein Schutzkonzept ausreichen. Da wir die Nester teilweise erst bei hoher Fütterungsaktivität nach dem Schlupf lokalisierten, sind vollständige Angaben zum Anteil der erfolglosen Brutversuche nicht möglich (Mindestwerte s. Tab. 1). Angaben zu den Neststandorten werden wegen der Gefährdung von Bruten durch Vogelfotografen nicht publiziert. Zusätzlich berücksichtigten wir die zufällig oder systematisch gesammelten Daten anderer im Gebiet tätiger Ornithologen. Angaben zu Aufwand und zeitlicher Verteilung der Felderhebungen sind wegen der sehr unterschiedlichen Arbeitsweise der einzelnen Mitarbeiter nur bedingt möglich. Da die Mehrzahl der Beobachter die Anzahl und Dauer negativer Kontrollen nicht protokollierte, können als Maß für die Dichte und Verteilung der erhobenen Daten nur die Revierkontrollen mit notierten Wiedehopfbeobachtungen angeführt werden (n = 947). Die jährliche Anzahl der positiven Kontrollen ist dabei in erster Linie aufgrund intensiverer Beobachtungstätigkeit von 62 (2002) und 190 (2003) auf 349 (2004) bzw. 346 (2005) gestiegen. Je nach Fragestellung variierte die Dauer der Revierkontrollen von wenigen Minuten (Gesangsfeststellung bei den Kartierungen) bis zu mehreren Stunden (v.a. bei der Nestersuche). Datengrundlage der Verbreitungs- und Bestandsangaben für das gesamte Nationalparkgebiet waren rund 500 Beobachtungsmeldungen aus dem Zeitraum 1981–2005 in den Archiven der Biologischen Station Illmitz und von BirdLife Österreich.

3. Ergebnisse

3.1. Verbreitung und Bestandsentwicklung

3.1.1. Literatur- und Archivdaten

Im 19. Jahrhundert war der Wiedehopf zumindest in den trockenen Wäldern am heute ungarischen Südostufer des Neusiedler Sees ein häufiger Brutvogel (Dombrowski 1889), kam aber auch auf den Hutweiden um die Dörfer des Seewinkels vor (Jukovits 1864/65). Schenk (1917), Wettstein (1924), Steinparz (1926) und Steinfatt (1936) konnten hingegen trotz umfangreicher Exkursionen in den Monaten April bis Juli im Zeitraum 1907–1933am West- und Ostufer des Sees offenbar nur Durchzügler antreffen. Auch Zimmermann (1944) nennt den Wiedehopf noch einen spärlichen Brutvogel und zählte am Ostufer von Illmitz bis Podersdorf in den extrem nasskalten Jahren 1941–1942 mit hohen Wasserständen etwa fünf besetzte Reviere. Erst Bauer et al. (1955) beschreiben den Wiedehopf für die Gehölze, Hutweiden und Dorfränder am Ostufer des Sees als häufigen und verbreiteten Brutvogel und erklären die starke Zunahme gegenüber den 40er Jahren mit einer trockenwarmen Klimaperiode (vergl. auch Bauer 1952, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980).

Dieses Hoch hielt im heutigen Nationalparkgebiet bis in die 80er Jahre an. Die Kernzone des Brutgebietes am Ostufer bildete zu dieser Zeit der weitgehend geschlossen besiedelte Seedamm und das angrenzende Lackengebiet von Podersdorf bis südlich von Apetlon, mit Randvorkommen im Neudegg und auf den Zitzmannsdorfer Wiesen. Die Siedlungsdichte erreichte hier auf den Sandböden mit 0,3 Revieren/km^2 ihre Höchstwerte. Auf den reiferen Schwarzerdeböden um die Lacken des zentralen Seewinkels kam der Wiedehopf in sehr geringer Dichte vor, und für den österreichischen Hanság ist nur ein kleines Vorkommen am Südostrand dokumentiert (Dvorak 1988, Berg & Dvorak 1988, Dvorak et al. 1993; Abb. 1). Als Vergleichsbasis für die Beurteilung der Bestandsentwicklung eignet sich vor allem das Jahr 1986 mit einer annähernd flächendeckenden Erhebung durch systematische Nistkasten-

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

kontrollen im Abschnitt Illmitz – Podersdorf: mit 30 festgestellten Revieren und 18 Brutnachweisen (Dvorak 1988, Steiner et al. 2003) dürfte der Bestand in diesem Teilgebiet sogar noch deutlich höher gewesen sein als in den 50er Jahren (vergl. Bauer 1952). Mit Schätzwerten für die anderen Teilgebiete auf der Basis der bekannten Vorkommen (Abb. 1) ergibt sich für das gesamte Nationalparkgebiet ein Bestand von damals etwa 50 besetzten Revieren. Die weitere Entwicklung lässt sich vor allem anhand der Streudaten skizzieren: bis 1991 bleibt die Anzahl der Brutzeitmeldungen aus allen Teilen des Nationalparks mit > 40 pro Jahr unverändert hoch. Ab 1992 werden die Archivmeldungen insgesamt seltener (< 20/Jahr), in den Verbreitungszentren am Ostufer zeigten aber Revierkartierungen bis 1993 noch keine Rückgänge (E. Karner-Ranner, unpubl.). Ein deutliches Tief mit einer Abnahme auf 3–6 Meldungen pro Jahr zeichnet sich für 1995–1997 ab. Trotzdem liegen auch aus diesen Jahren Hinweise auf Vorkommen auf den Zitzmannsdorfer Wiesen und im Hanság vor. Ab 1998 steigt die Beobachtungshäufigkeit wieder an, einzelne Reviere waren wieder im zentralen Seewinkel und ab 2002 im Neudegg besetzt. Von den früheren Verbreitungszentren wurde nach 2000 nur der zentrale Dünenabschnitt am Ostufer vollständig wiederbesiedelt, während die Zitzmannsdorfer Wiesen sowie die Lackengebiete östlich des Seedammes und südwestlich von Apetlon nach dem Einbruch der 90er Jahre nicht mehr oder nur sporadisch besetzt waren (Abb. 1).

Abb. 1: Wiedehopfreviere im Nationalparkgebiet Neusiedler See – Seewinkel 1981-2005. Grau: Nachweise nur vor 2000, schwarz: Nachweise auch 2001-05; dick umrandet: Probefläche 2002–05. Eingetragen sind außerdem der See mit dem Schilfgürtel, die Ortschaften, sowie das Gewässersystem des Seewinkels.
Fig. 1: Hoopoe territories in the National Park Neusiedler See – Seewinkel 1981-2005. Grey: records only before 2000; black: records also 2001–2005; thick line: study area 2002–2005. The lake with its reedbelt, the settlements and the water bodies of the Seewinkel are also depicted.

3.1.2. Ergebnisse des Monitorings

Die Kartierungen auf der Probefläche Illmitz – Podersdorf ergaben von 2002 bis 2005 eine Zunahme um mehr als 30% auf maximal 14 Brutpaare. Zusätzlich besetzten in allen Jahren von Ende April bis Juni 2–4 umherstreifende Männchen kurzfristige Balzreviere (Abb. 2). Das entspricht einem Anteil unverpaarter Männchen von 15–30%. Unmittelbar vor Beginn der Eiablage in der letzten Aprildekade war der Bestand zumindest 2004 noch deutlich höher: am 22. und 28. April gelangen bei Begehungen auf zentralen Abschnitten des Seedammes von nur 2 km Länge (maximal 20% der gesamten Probefläche) in jeweils 2,5 h mindestens 15 Registrierungen von Einzelvögeln, Paaren oder Dreiergruppen, die in Rufduelle, Verfolgungsflüge und Nistplatzinspektionen eingebunden waren. Einen zusätzlichen Hinweis auf den hohen Populationsdruck in diesem Jahr lieferte die sofortige Wiederverpaarung eines Männchens am 28. April, nachdem sein Weibchen 1–2 Tage vorher im Nistkasten gestorben war. Bei Berücksichtigung der wenigen Vorkommen außerhalb der Probefläche können für das gesamte Nationalparkgebiet derzeit etwa 20 Brutpaare angenommen werden (vergl. Abb. 1).

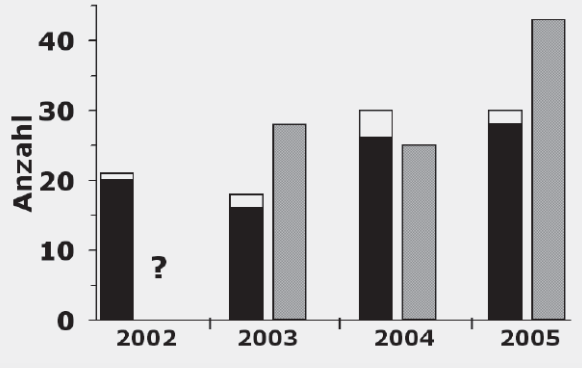

Abb. 2: Bestandsentwicklung und Bruterfolg auf der Probefläche Illmitz – Podersdorf 2002–05. Reviervögel (schwarz), umherstreifende Männchen (weiß) und ausgeflogene Jungvögel (grau). Die Angaben für die Reviervögel beziehen sich auf den Gesamtbestand der Männchen und Weibchen. 2002 wurde der Bruterfolg nicht erfaßt.
Fig. 2: Population trend and breeding success in the study area Illmitz – Podersdorf 2002–05. Territorial birds (black), floater males (white) and fledged young (grey). Information on territorial birds relate to the total population of males and females. The breeding success was not recorded in 2002.

Die Verteilung der Reviere auf der Probefläche zeigte unabhängig von der Bestandsgröße jährliche Unterschiede (Abb. 3). Mit zwei Ausnahmen (2004) siedelten alle Paare auf den Sandböden des Seedammes entlang des Ostufers. Ein Vergleich der Jahre 2003 bis 2005 zeigt, dass nach einer ersten Dichtezunahme am Seedamm 2004 zunächst einzelne Paare in das Hinterland auswichen. Nach einem weiteren Populationsanstieg 2005 wurden diese (meist erfolglosen) Reviere jedoch wieder aufgegeben, und die Ansiedlungen konzentrierten sich noch stärker in einem Kernbereich am See-

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

damm, wo bei Nestabständen < 100 m auf etwa 1,3 km² 4 Paare gleichzeitig brüteten (Abb. 3). Im Zentrum dieses Gebietes kam es von 1. – 3. Mai 2005 zwischen zwei Paaren vor der Eiablage zu mehrstündigen Kämpfen. Die hohe Siedlungsdichte am Seedamm 2005 fällt mit einem Trockenjahr zusammen: der Pegelstand im angrenzenden Unteren Stinkersee war mit 116,73 m ü.A. im April um 13 cm niedriger als im Frühjahr 2004 und die Lacke fiel bereits Mitte Juni trocken. 2003 und 2004 waren die Ostuferlacken im April noch vollständig überflutet und trockneten erst im August aus (Amt der Burgenländischen Landesregierung, Hydrographischer Dienst; R. Haider, pers. Mitt.).

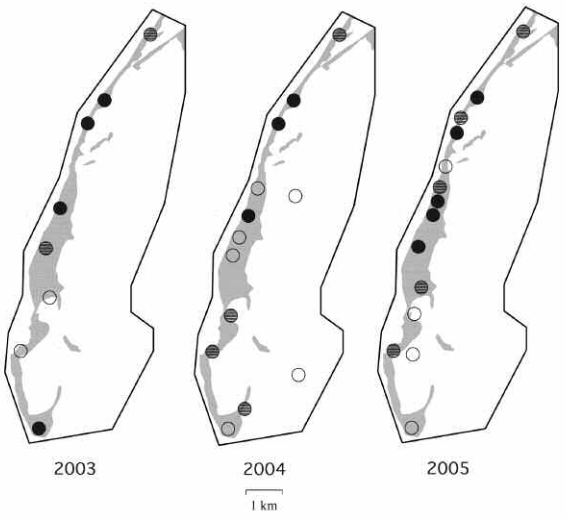

Abb. 3: Revierverteilung und Bruterfolg auf der Probefläche Illmitz – Podersdorf 2003–05. Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel: > 3 (schwarz), < 3 (schraffiert), keine (leer). Grau: sandige Rohbodenflächen des Seedammes (nach Nelhiebel 1986).
Fig. 3: Distribution of territories and breeding success in the study area Illmitz – Podersdorf 2003–05. Number of fledged young: : > 3 (black), < 3 (shaded), none (empty). Grey: sandy ground of the dam along the lake (after Nelhiebel 1986).

Tab. 1: Bruterfolg auf der Probefläche Illmitz – Podersdorf 2003–2005.
Tab. 1: Breeding success in the study area Illmitz – Podersdorf from 2003 – 2005.

Parameter	2003	2004	2005
Anzahl Erstbruten	8	13	15
Anzahl Zweit- und Ersatzbruten	4	6	4
% Folgebruten/Erstbruten	50%	46%	27%
Anzahl erfolgreiche Bruten	10	8	12
% erfolgreiche/begonnene Bruten	83%	42%	63%
Ausgeflogene JV (alle Bruten)	28	25	43
% ausgeflogene JV / Folgebruten	43%	36%	14%
Ausgeflogene JV/erfolgreicher Brut	2,80	3,13	3,58
Ausgeflogene JV/pro Brutpaar	3,50	1,92	2,87

3.2. Reproduktionsrate

2003 bis 2005 konnten wir nach der ersten Brut bei fast 40% aller Paare eine Folgebrut nachweisen. Von den 14 Folgebruten entfielen 43% auf Zweitbruten nach erfolgreichen Erstbruten und 57% auf Ersatzbruten nach Totalverlusten. Auf alle festgestellten Brutpaare bezogen schritten daher nur 17% zu einer Zweitbrut. Von den Paaren mit erfolgreicher Erstbrut begannen 33% mit einer Zweitbrut und von den Paaren mit Totalverlusten 44% mit einer Ersatzbrut. 60% aller begonnenen Bruten (n = 50) verliefen erfolgreich (mind. 1 Jungvogel ausgeflogen). Bei den 30 erfolgreichen Bruten wurden durchschnittlich 3,27 Jungvögel flügge. Insgesamt flogen auf der Monitoringfläche pro Jahr zwischen 25 und 43 Jungvögel aus (Abb. 2). Auf den gesamten Brutbestand bezogen ergibt sich eine durchschnittliche jährliche Reproduktionsrate von 2,74 Jungvögeln pro Brutpaar. Die Schwankungen dieser Parameter sind in Tabelle 1 zusammengefasst. Unter Berücksichtigung zusätzlicher Befunde lassen sich die einzelnen Jahre folgendermaßen charakterisieren:

2003: Da zwischen den Erst- und Folgebruten nur in einem Fall Nistplatzwechsel mit erhöhter Rufaktivität feststellbar war, handelte es sich bei den 4 Folgebruten sehr wahrscheinlich um Zweitbruten (50% der Revierpaare), und nicht um späte Folgebruten zugewanderter Paare. Geringe Totalverluste und der hohe Anteil erfolgreicher Zweitbruten führten mit 3,5 Jungen/Brutpaar zur höchsten Reproduktionsrate im Untersuchungszeitraum.

2004: Nach hohen witterungsbedingten Ausfällen (s. 3.3) schritt von 5 Paaren mit erfolgreicher Erstbrut nur 1 Paar zu einer Zweitbrut (< 10% aller Brutpaare). Von den 8 erfolglosen Paaren begannen 5 (63%) mit einem Nachgelege. Die hohen Totalverluste bei den Erstbruten, die niedrige Rate an Zweitbruten und geringe Erfolge bei den Ersatzbruten ergaben einen Gesamtbruterfolg von nur 1,9 Jungen/Brutpaar.

2005: Nach geringen Verlusten bei der Erstbrut lag der Anteil der Zweitbruten wieder < 10%, obwohl das Jahr keine wesentlichen phänologischen Unterschiede zu 2003 erkennen lässt: von 6 bzw. 7 Paaren, deren Erstbruten bis 20. Juni der beiden Jahre ausgeflogen waren, begannen 2003 4 Paare, 2005 aber nur 1 Paar mit einer Zweitbrut. Auch witterungsmäßig traten 2005 keine Engpässe auf, die eine geringere Brutbereitschaft erklären könnten (in den ersten beiden Junidekaden nur von 7. – 9. Juni Tageshöchsttemperaturen < 20°C). In den 6 Revieren, in denen die Jungen vor dem 20. Juni ausgeflogen sind, aber keine Zweitbrut mehr stattfand, war nur in einem Fall erhöhte Rufaktivität feststellbar. Wenige Totalverluste, vor allem aber die hohe Anzahl flügger Jungvögel pro erfolgreicher Brut ermöglichten trotzdem eine durchschnittliche Reproduktion.

Die Reproduktionsrate variierte räumlich sehr stark. Im Abschnitt des Seedammes mit der höchsten Siedlungsdichte

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

und den größten Bruten (Abb. 4) sind 2003–2005 bei insgesamt 14 Revierbesetzungen durchschnittlich 4,14 (± 2,74) Jungvögel, in allen anderen besetzten Revieren (n = 17) hingegen nur 1,29 (± 2,70) Junge pro Brutpaar ausgeflogen (U = 38,5, p < 0,01; Mann-Whitney U-Test). Entsprechendes gilt mit 4,00 (± 1,57; n = 14) gegenüber 2,20 (± 0,92) flüggen Jungvögeln (n = 10) für die festgestellten Größen erfolgreicher Bruten (U = 23,5, p < 0,01; Mann-Whitney U-Test). Mit zwei Ausnahmen fanden alle Bruten mit > 3 flüggen Jungen in der Kernzone statt (Abb. 3). Besonders deutlich war der Unterschied Anfang Juni 2004, als bei witterungsbedingt hoher Nestlingssterblichkeit in diesem Abschnitt zwei Bruten mit 5 und 6 Jungen, im restlichen Gebiet hingegen insgesamt nur 5 Jungvögel aus 3 Bruten überlebten. 2005 erlangten hier in drei benachbarten Revieren mit Nestabständen < 100 m 6, 5 und 3 Junge das Ausfliegealter, und in einem weiteren Revier eines wahrscheinlich polygynen Männchens (Grüll et al. 2007) konnten zwei Weibchen mit der einzigen Zweitbrut des Jahres insgesamt 11 Jungvögel aufziehen (Abb. 3).

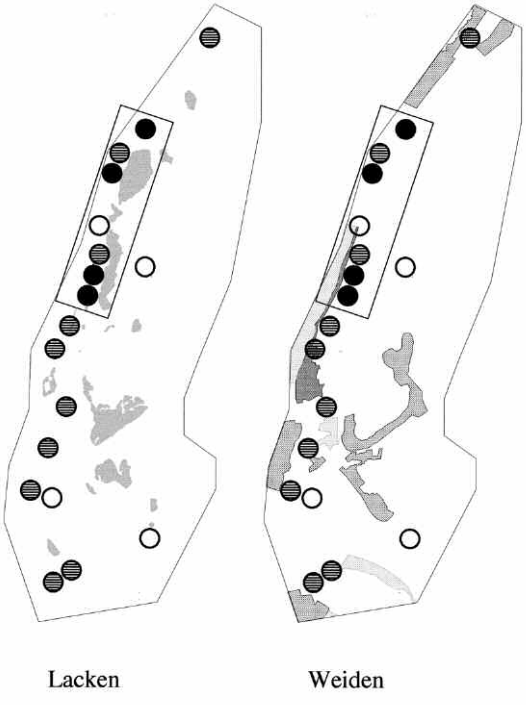

Abb. 4: Bruterfolg auf der Probefläche Illmitz – Podersdorf 2003–05 in Relation zur Verteilung der Lacken und Beweidungsflächen. Reviere, in denen pro Brut durchschnittlich > 3 (schwarz), < 3 (schraffiert) bzw. keine Jungvögel ausgeflogen sind (leer). Das Rechteck markiert die Kernzone mit der höchsten Reproduktionsrate (Näheres s. Text). Offene Lackenböden (grau), Beweidung mit geringer (hell punktiert) und hoher Intensität (grau punktiert), sowie Beweidungsprojekt ab 2001 (dunkel schattiert).
Fig. 4: Breeding success in the study area Illmitz – Podersdorf from 2003–05 in relation to the distribution of lakes and grazing areas. Territories in which on average > 3 (black), < 3 (shaded) or no young (empty) per brood fledged are indicated. The rectangle marks the core zone with the highest reproductive success (see text). Open lake ground (grey), areas grazed with low (light dots) and high (grey dots) intensity as well as grazing project since 2001 (dark shading).

Der Bruterfolg zeigte eine schwach negative, nicht signifikante Korrelation mit der Distanz zu bestimmten Salzlacken (Abb. 5): die 4 Brutplätze mit durchschnittlich > 3 flüggen Jungen pro Brut liegen nicht weiter als 500 m von den beiden großen, offenen Lacken im Norden der Probefläche entfernt (Abb. 4, Rechteck), während sich die weniger erfolgreichen Reviere auf Entfernungen bis 4,5 km verteilen. Ein Vergleich der landwirtschaftlichen Nutzungsstruktur auf 1 km breiten Streifen entlang des Seedammes innerhalb und außerhalb der Zone mit den besten Bruterfolgen (Flächenanteile Grasfluren 31% bzw. 32%, Brachen 7% bzw. 13%), sowie die durchschnittliche Größe der zusammenhängenden Weingartenflächen als Maß für die Kleinräumigkeit der Strukturierung (1,9 ha in der Kernzone gegenüber 2,0 ha auf den Vergleichsflächen) ergaben keine relevanten Unterschiede (Natur- und Kulturraumerhebung Burgenland, Österr. Naturschutzbund, Landesgruppe Burgenland 1994–96; G. Adam, pers. Mitt.). Auch mit der Verteilung und Intensität der Beweidung lässt sich kein Zusammenhang herstellen. Der Abschnitt des Seedammes mit der höchsten Reproduktionsrate wird von den Beweidungsprojekten viel weniger berührt als die meisten anderen Reviere (Abb. 5). Innerhalb des Seedammes zeigen die Bruterfolge keine Abhängigkeit von der Breite der Sandzone. Die drei Brutversuche abseits des Seedammes (2004) bzw. am Rand der Sandböden (2005) verliefen hingegen alle erfolglos (Abb. 3).

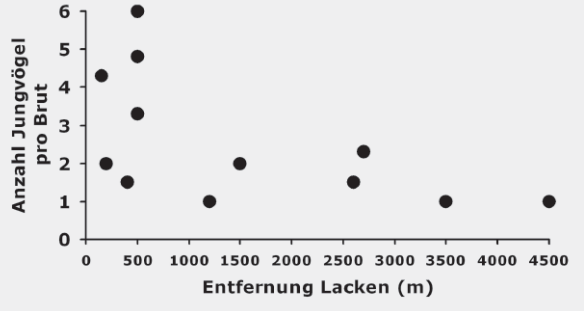

Abb. 5: Durchschnittliche Anzahl der ausgeflogenen Jungvögel pro Brut in Relation zur Entfernung von den großen Salzlacken in der Nordhälfte der Probefläche 2003–05 (vergl. auch Abb. 4). Die beiden südlichsten Reviere der Probefläche sowie Reviere, in denen keine erfolgreichen Bruten nachgewiesen wurden, sind nicht berücksichtigt (rs = –0,53, p = 0,08; Spearman Rangkorrelation).
Fig. 5: Average number of fledged young per brood in relation to the distance from the large saline lakes in the northern half of the study area from 2003–05 (cf. also Fig. 4). The two southernmost territories and territories in which no successful brood was recorded are not taken into account (rs = –0.53, p = 0.08; Spearman correlation).

3.3. Verlustursachen

Witterungsbedingte Totalverluste waren nur 2004 nachweisbar (Tab. 2). Mai und Juni dieses Jahres waren mit Monatsmitteln von 14,3°C bzw. 18,4°C um 2–4°C kälter als 2003 und 2005. Den stärksten Einfluss hatte aber ein Schlechtwettereinbruch über wenige Tage: am 2. Juni 2004 setzte bei Höchsttemperaturen um 17°C Dauerregen ein, der bis 4. Juni fast ununter-

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

brochen anhielt (Niederschlagssumme 46 mm). Gleichzeitig wehte mäßiger Nordwestwind und die Tageshöchsttemperaturen stiegen nur langsam von 15°C (3. Juni) auf 20°C (4. Juni). Der 5. Juni war bereits niederschlagsfrei, aber bei 18°C noch sehr windig. Erst am 6. Juni setzte langsame Erwärmung ein. Zumindest bis 4. Juni konnten in mehreren Revieren Fütterungen durch die teilweise durchnässten Altvögel bestätigt werden. Bis 9. Juni erlitten von 11 Paaren mit Nestlingen 6 (55%) Totalverluste. Davon wurden zwei Nester ausgeraubt, in denen die hungrigen Jungen in der Regenperiode von außen gut hörbar bettelten, sodass diese Verluste wahrscheinlich ebenfalls witterungsbedingt waren (in Tab. 2 jedoch Prädation zugeordnet). Dazu kamen Teilverluste, die aus methodischen Gründen nicht genau erfasst werden konnten. So waren in einer überlebenden Brut am 8. Juni 3 von 4 Nestlingen in ihrer Entwicklung weit zurück und starben innerhalb einer Woche. Nach Totalverlusten begannen zwei Paare erst 10–14 Tage später mit einer Ersatzbrut. Bei dem Paar mit einer Zweitbrut vergingen zwischen dem Ausfliegen des einzigen Jungvogels und dem neuerlichen Legebeginn 20 Tage, und trotz günstiger Witterung flogen auch aus der zweiten Brut nur zwei Junge aus. In den anderen Jahren traten nur 2005 in einer kurzen Kälteperiode von 7. – 9. Juni Teilverluste auf (z.B. 3 von 5 ca. 20tägigen Jungvögeln in einem geschlossenen Nistkasten an Unterernährung gestorben; Untersuchungsbefund G. Loupal, Veterinärmed. Univ. Wien).

Konkrete Hinweise auf Nestprädation liegen nur für vier Totalverluste vor. In zwei dieser Nester unter gelagertem Material fanden wir auf dem bebrüteten Gelege die Rupfung bzw. Reste des Weibchens. Der Kadaver zeigte ein kleines Loch im Schädeldach (Zahnabdruck?) und war am Rücken angefressen. Bei drei weiteren Totalverlusten ließ der plötzliche Abbruch der Fütterungsaktivitäten ebenfalls Prädation vermuten (Tab. 2). Wenn zwei Prädationsverluste 2004 der Witterung zugeordnet werden (s. oben), dann war nur bei 25% aller bekannten Totalverluste bzw. 10% der begonnenen Bruten Nestraub wahrscheinlich. Prädationsbedingte Teilverluste dürften kaum vorkommen (nur ein fast flügger Jungvogel wahrscheinlich am Höhleneingang gegriffen). In 45% aller Totalverluste blieb die Ursache ungeklärt; bei zwei dieser Bruten wurden späte Nachgelege (einmal nach 8tägiger Bebrütung) Ende Juni ohne ersichtlichen Grund verlassen. Bei zwei besetzten Nestern konnten trotz ständiger Kontrollen Fotoverstecke in Abständen von < 3 m vor der Bruthöhle sichergestellt werden. Der einzige Nachweis krankheitsbedingter Mortalität war ein bereits verpaartes Weibchen, das Ende April 2004 im Nistkasten an Amyloidose verstarb (Untersuchungsbefund G. Loupal).

4. Diskussion

4.1. Bestandsentwicklung

Für die erste Hälfte des 20. Jahrhunderts lassen mehrere übereinstimmende Literaturangaben vermuten, dass der Wiedehopf zumindest in der offenen Hutweidelandschaft des heutigen Nationalparkgebietes nur ein seltener Brutvogel war. Auch die älteren Angaben für das 19. Jahrhundert könnten sich in erster Linie auf die Dörfer beziehen, wo die umliegenden Hutweiden Nahrung und die Dorfrandstrukturen Nistplätze boten. Die plötzliche Zunahme in den 1950er Jahren war wahrscheinlich von einer trockenwarmen Klimaperiode begünstigt (vergl. Bauer et al. 1955, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Andererseits dürften in der weithin offenen, gehölzarmen Weidelandschaft am Ostufer noch in den 40er Jahren das Wartenangebot sowie die Nistmöglichkeiten, z.B. in Form von Kaninchenbauten, sehr beschränkt gewesen sein. Ursprünglich eine Art der Waldsteppe oder lichter Wälder ist der Wiedehopf in vielen Landschaften von älteren Baumbeständen als Brut- und Deckungsraum abhängig, soweit diese nicht in der Kulturlandschaft von anthropogenen Strukturen ersetzt werden (Naumann 1901, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Hölzinger 1987, Stange & Havelka 1995, Rehsteiner 1996, Robel & Ryslavy 1996, Shupova 2000). Da am Ostufer Gebäude und ihre Begleitstrukturen als Ansiedlungsmöglichkeiten nur punktuell vorhanden waren, sind großflächige Bruthabitate erst nach der Ausbreitung und Reifung von Gehölzen, bzw. der Anlage von Weingärten ab den 40er Jahren entstanden. Wir vermuten daher, dass die Ursache für die starke Zunahme nach 1950 neben der günstigen Witterung auch ein landschaftlicher Strukturwandel war, der in vielen Teilgebieten eine Besiedlung erst ermöglichte.

In der nachfolgenden Sukzession mit weiterer Ausbreitung und Alterung der Gehölze, gab es trotz zunehmender Eutro-

Tab. 2: Ursachen für 20 Totalverluste und ihre Anteile an der Gesamtzahl begonnener Bruten 2003-2005 (n = 50).
Tab. 2: Reasons for 20 complete breeding failures and their proportions of the total number of broods initiated from 2003-2005 (n=50).

	2003		2004		2005		2003-2005	
Verlustursachen	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**	**N**	**%**
Witterung	0	0	4	21	0	0	4	8
Prädation	1	8	4	21	2	11	7	14
unbekannt	1	8	3	16	5	26	9	18
Gesamt	2	16	11	58	7	37	20	40

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

phierung der offenen Sandflächen eine anhaltend günstige Phase mit hohen Siedlungsdichten. Erst in den 90er Jahren erfolgten in den Sandgebieten des Ostufers zunächst ein Rückgang um > 70%, und ab 2002 wieder eine leichte Zunahme auf etwa 50% des Bestandes der 1980er Jahre. Zu möglichen Ursachen dieses Einbruches liegen die folgenden Befunde vor: (1) Für überregionale Faktoren wie die Populationsentwicklung in einem größeren Areal fehlen entsprechende Hinweise. Für denselben Zeitraum werden für die große ungarische Teilpopulation (BirdLife International 2004), sowie für die Oststeiermark und Kärnten stabile oder leicht zunehmende Bestände gemeldet (Sackl & Samwald 1997, Sabathy 2004, Jaklitsch 2002). Auch in den weiter nördlich gelegenen Restvorkommen Deutschlands waren leichte Zunahme- und Ausbreitungstendenzen feststellbar (z.B. Robel & Ryslavy 1996, Bauer & Berthold 1996, Stange & Havelka 2003). (2) Ein Mangel an geeigneten Neststandorten, wie nach der Annahme zahlreicher Nistkästen in den 80er Jahren vermutet wurde (Steiner et al. 2003), ist deshalb unwahrscheinlich, weil die Entstehung natürlicher Baumhöhlen das Angebot in den letzten zwei Jahrzehnten wesentlich erweitert hat. (3) Eine Abnahme des Bruterfolges in den 80er Jahren kann als Ursache für die nachfolgenden Rückgänge auf der Basis von Beringungsdaten ausgeschlossen werden (Steiner et al. 2003). Die Daten aus dem Monitoring geben auch keine Hinweise auf eine populationsrelevante Zunahme der Nestprädation. (4) Die wahrscheinlichste Erklärung bleibt daher eine Abnahme des Nahrungsangebotes in den Brutrevieren. Neben dem sukzessiven Zuwachsen der letzten offenen Sandstellen hat dabei in den 90er Jahren auch die Verbrachung von Weingartenflächen zu einer raschen Ausbreitung nitrophiler Hochstauden geführt. Bestandseinbrüche des Wiedehopfes als Folge von Nutzungseinstellung oder übermäßiger Eutrophierung mit Zunahme der Bodenbedeckung sind auch für andere Sand- und Sekundärlebensräume dokumentiert (z.B. Stange & Havelka 1995, Robel & Ryslavy 1996, Morgenstern 1998). Trotzdem dürften die lokalen Nutzungsänderungen allein den plötzlichen Rückgang nicht erklären. Neben möglichen Einflüssen der Witterung (hohe Wasserstände im Mai / Juni 1991 und 1996, die eine zusätzliche Verknappung der Nahrungsflächen an den Lackenrändern bewirkt haben könnten; Amt der Burgenländischen Landesregierung 2005) waren sehr wahrscheinlich längerfristig und überregional wirksame Faktoren wie die großflächige Verdichtung der Bodenvegetation mit ihren mikroklimatischen Veränderungen oder die Biozidbelastung beteiligt, die zu einem Zusammenbruch von Großinsektenpopulationen führten. Im selben Zeitraum sind auch die Brutvorkommen von Rotfußfalke (*Falco vespertinus*), Steinkauz (*Athene noctua*) und Schwarzstirnwürger (*Lanius minor*) im gesamten Seewinkel fast vollständig erloschen (Archiv BirdLife Österreich). Die Bestände dieser Artengruppe haben sich auch nach landwirtschaftlicher Extensivierung sowie der Wiederaufnahme von Mahd und Beweidung durch den Nationalpark vorläufig nicht oder nur teilweise (Wiedehopf) erholt. Abgesehen von der überregionalen Populationsentwicklung (Wiederausbreitung nur bei ausreichender Reproduktion in den Quellgebieten möglich) könnten für das Gebiet vor allem zwei Erklärungen zutreffen: (1) kritische Faktoren, die zur Reduktion der Insektendichten führten, sind noch immer wirksam (z.B. Biozidrückstände), oder (2) die Wiederbesiedlung extensiver Weiden durch größere Boden- und Dunginsekten (v.a. Käfer) ist nur auf sehr großen und kontinuierlich genutzten Flächen bzw. nur über längere Zeiträume möglich. So ist der Artenreichtum koprophager Käfer auf den kleinräumigen Illmitzer Rinderweiden mit einer Beweidungsdauer von maximal 20 Jahren noch immer um etwa 50% niedriger als in der Periode vor 1960 mit intakter Weidewirtschaft (Tesarik 2004), oder deutlich geringer als auf der großen, über Jahrhunderte kontinuierlich genutzten Apetloner Hutweide mit dem einzigen Vorkommen des Mondhornkäfers *Copris lunaris* im Nationalpark (W. Waitzbauer, pers. Mitt.).

Für die Zunahme nach 2000 hat sicher die langsame Aushagerung alter Brachen auf den durchlässigen Sandböden, unterstützt durch mehrere Beweidungsprojekte eine Rolle gespielt. So hat die Siedlungsdichte am Ostufer dort am stärksten zugenommen, wo sich die üppigen Reitgras- und Queckenbestände auf den Brachen durch die intensive Beweidung seit 2001 wieder in Halbtrockenrasen verwandelt und offene Sandflächen stark ausgebreitet haben (Abb. 3–4; I. Korner, pers. Mitt.). Im Unterschied zu den 90er Jahren dürften aber auch überregionale Faktoren ausschlaggebend gewesen sein: die Jahre 2000–2003 waren extrem warm und trocken, mit Mai- und Junitemperaturen, die im Burgenland um etwa 3°C über dem langjährigen Mittel lagen (Amt der Burgenländischen Landesregierung 2005). In dieser Periode wurden auch im Südburgenland nach vielen Jahren frühere Brutgebiete in Weinbergen und Dörfern wiederbesiedelt, in denen kaum Nutzungsänderungen stattgefunden haben (P. Radl & K. Michalek, briefl.; Archivdaten Biol. Station Neusiedler See). In den deutschen Restvorkommen waren ab 2002 weitere Zunahmen feststellbar (Boschert 2005). 2005 brüteten nach sehr starkem Durchzug zum ersten Mal seit mindestens 30 Jahren wieder einzelne Paare im oberösterreichischen Alpenvorland (Stadler & Pühringer 2006), sowie seit 1997 in Nordbayern (Heiser et al. 2006). Wir vermuten daher, dass im Nationalpark lokale Bestandszunahmen als Folge günstiger Habitatveränderungen von einer überregionalen Ausbreitungswelle überlagert waren (vergl. auch 4.3).

4.2. Habitatqualität

2003–2005 konnten wir bei 17% aller Paare Zweitbruten nachweisen. Dieser Wert entspricht den Angaben von Steiner et al. (2003) für den Zeitraum 1961–1991 mit etwa 20% im selben Untersuchungsgebiet. Für Mitteleuropa sind Werte

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

zwischen 15% (Baden-Württemberg; Hölzinger & Mahler 2001) und fast 60% publiziert (ostdeutsche Sandgebiete; Dornbusch 1968, Oehlschlaeger & Ryslavy 2002). In Hinblick auf die günstige Lage des Neusiedler Sees im subkontinentalen Klimabereich ist die festgestellte Rate daher relativ gering. Da Zweitbruten in Mitteleuropa nur bei sehr guter Versorgung mit Großinsekten begonnen werden (Stange & Havelka 1995, 2003, Hölzinger & Mahler 2001), könnte dieser niedrige Wert auf einen Nahrungsmangel in suboptimalen Habitaten hinweisen. Gestützt wird diese Vermutung durch den fast vollständigen Ausfall von Ersatz- und Zweitbruten sowie die langen Pausen zwischen den Erst- und Folgebruten im verlustreichen Jahr 2004: da die Versorgung der Nestlinge aus den Erstbruten bei knapper Nahrung und kaltem Regenwetter mit hohen Konditionsverlusten bei den Altvögeln verbunden war, reichte das Nahrungsangebot offenbar nicht aus, um diese Defizite rasch genug auszugleichen (vergl. z.B. Bryant & Tatner 1988, Tinbergen & van Balen 1988). Schwieriger zu interpretieren ist der geringe Anteil an Zweitbruten 2005 bei günstiger Witterung und nach erfolgreicher Aufzucht der relativ großen Erstbruten. Auch in Südspanien mit längerer Brutperiode und einer Reproduktionsrate von 2,3 Jungvögeln pro Brutpaar schreiten < 20% der Population zu zwei Jahresbruten (Martin-Vivaldi et al. 1999). Ein wesentlicher Faktor ist dabei die jahreszeitliche Abnahme des Nahrungsangebotes, die zumindest in Trockengebieten Zweitbruten limitiert (z.B. Oehlschlaeger & Ryslavy 2002). 2005 war das Untersuchungsjahr mit den niedrigsten Wasserständen. Die Austrocknung der Nahrungsflächen könnte daher die Brutmöglichkeiten zeitlich begrenzt haben.

Aussagekräftiger als die Anzahl der Jahresbruten ist der Bruterfolg. Der ermittelte Wert für das gesamte Untersuchungsgebiet von 3,3 ausgeflogenen Jungvögeln pro erfolgreicher Brut liegt nur geringfügig unter den Angaben bei Steiner et al. (2003) für die Jahre 1961–1991 (3,6 juv.). Im Vergleich zu klimatisch und landschaftlich ähnlichen Gebieten in Tschechien und Deutschland entsprechen diese Werte nur den Angaben für suboptimale Kulturlandschaftshabitate (3,4–3,7 juv.; Kubík 1960, Stange & Havelka 1995, Hölzinger & Mahler 2001, H. Haupt & S. Weiss in Oehlschlaeger & Ryslavy 2002). Bruten in naturnahen Dünenlandschaften und Kiefernwäldern in Brandenburg und Sachsen-Anhalt, oder in reich strukturierten Weinbergen Baden-Württembergs und der Rhoneebene im Wallis / Südwestschweiz erbrachten hingegen mit Brutgrößen von 4,3–5,7 flüggen Jungen durchwegs bessere Erfolge (Dornbusch 1968, Arlettaz et al. 2000, Oehlschlaeger & Ryslavy 2002, Stange & Havelka 2003). Bruten mit > 4 Jungvögeln können im Seewinkel auch in ausgesprochen trockenwarmen Jahren wie 2002–2003 nur in den günstigsten Revieren aufgezogen werden (20% der erfolgreichen Bruten; s. auch Steiner et al. 2003). Mittlere Brutgrößen mit < 3 Jungen, wie sie in den anderen Revieren der Monitoringfläche aufgetreten sind, wurden sonst nur für acker- und walddominierte Habitate mit Nahrungsengpässen beschrieben (Fiddicke 1993, 2001). Im Seewinkel bewirken schon mehrtägige Niederschläge bei Temperaturen von 15–20°C eine weitere Nahrungsverknappung, sodass die Reproduktionsrate insgesamt auf kritische Werte sinkt (z.B. 2004). Wieweit auch die Qualität der Neststandorte einen Einfluss hat, kann aufgrund der vorliegenden Daten nicht überprüft werden. Mangelnde Sicherheit gegen Nestraub ist jedenfalls auszuschließen. Die festgestellten, prädationsbedingten Totalverluste von etwa 14% der begonnenen Bruten liegen sogar unter den ermittelten Werten für sehr produktive Nistkastenpopulationen (15–20%; Dornbusch 1968, Oehlschlaeger & Ryslavy 2002, Stange & Havelka 2003).

Bei der Auswertung konnten wir ein Gebiet abgrenzen, in dem der Bruterfolg deutlich höher war als auf der restlichen Untersuchungsfläche. Gleichzeitig übertraf die Konzentration der Paare im Zentrum dieses Gebietes mit 3 aktiven Nestern auf 1 km² alle publizierten Werte für Mitteleuropa (selten > 1 Revier / km²; Arlettaz 1984, Kristin 1994, Robel & Ryslavy 1996, Sackl & Samwald 1997, Hölzinger & Mahler 2001; Abb. 4). Auch das wahrscheinliche Auftreten von Polygynie sowie heftige Revierkämpfe weisen diese Zone als Vorzugshabitat aus. Zwei erfolgreiche Bruten mit 5 und 6 ausgeflogenen Jungen während der Schlechtwetterperiode 2004 mit sehr hoher Nestlingssterblichkeit lassen auf ein reichhaltigeres und auch bei nasskalter Witterung verfügbares Nahrungsangebot schließen. In diesem Zusammenhang ist die Lage der optimalen Reviere an den großen Salzlacken von Interesse. Die Vermutung einer zusätzlichen Nutzung aquatischer Nahrung wird durch zahlreiche Beobachtungen von Paaren gestützt, die vor allem 2005 auf den feuchten Schlammflächen nach jeweils nur wenigen Minuten Sondieren mehrere cm lange Larven aus den Algenteppichen zogen und an Nestlinge verfütterten. Von den potentiell verfügbaren Insekten kommen vor allem Waffenfliegen *Stratiomyiidae* in Frage, die als Salzspezialisten auch in hohen Dichten zu erwarten sind und lange Trockenphasen überleben (z.B. *Nemotelus*), möglicherweise aber auch Schnaken *Tipulidae* (Sauerzopf 1959, Wolfram 2005; G. Wolfram, pers. Mitt.). Im Juli 2006 bildeten im nördlichsten Revier der Kernzone (vergl. Abb. 4) vor allem die Puppen, aber auch Larven und Imagines des Kolbenwasserkäfers (*Hydrous piceus*) aus der nur 200 m entfernten, verschilften Randzone des Neusiedler Sees eine regelmäßig genutzte Aufzuchtsnahrung (J. Steiner, A. Grüll & M.A. Jäch unpubl.). Das Paar war mit 12 ausgeflogenen Jungen in 2 Bruten mit Abstand das erfolgreichste des Jahres. Diese Nahrungsressourcen würden einerseits die Konzentration der Ansiedlungen an den Lacken im Jahr mit dem niedrigsten Wasserstand (2005) erklären (vergl. 3.1.2), andererseits die relative Unempfindlichkeit der Paare gegenüber nasskalter Witterung (2004). In der Literatur finden sich nur ganz vereinzelt Hinweise auf die Nutzung aquatischer Nahrung, z.B. auf nassen Reisfeldern (Naumann 1901) oder von Libellenlarven (Fournier & Arlettaz 2001). Zusätzliche Nahrungsflächen bilden die kaum bewachsenen Zickstellen mit Halophytenfluren, die im Seevorgelände und an den flachen Lacken dieses Teilgebietes mit

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

einer Flächensumme von fast 10 ha die weitaus größte Ausdehnung innerhalb des Seewinkels erreichen (Rauer & Kohler 1990) und von den Wiedehöpfen ebenfalls regelmäßig angeflogen wurden. Im südlichen Abschnitt der Kernzone auf Abb. 4 hat das Beweidungsprojekt am Seedamm ab 2001 wieder Offenstellen geschaffen, die als Habitate für Heuschrecken (*Oedipoda caerulescens*, *Calliptamus italicus*; Karner & Ranner 1992) für jahreszeitlich spätere Bruten eine wichtige Rolle spielen könnten (s. auch Hirschfeld 1973, Kristin 1994).

4.3. Populationsdynamik

Steiner et al. (2003) schätzten die jährliche Reproduktionsrate im Seewinkel für den Zeitraum 1961–1991 auf 3,4 ausgeflogene Jungvögel pro Brutpaar. Dieser Wert ist deutlich höher als der Mittelwert für die Jahre 2003–2005 (2,7). Wieweit es sich dabei tatsächlich um eine Abnahme handelt, kann an Hand des vorliegenden Materials nicht überprüft werden, da 1961–1991 erfolglose Bruten zu einem geringeren Anteil erfasst worden sind. Trotzdem erreichte die Reproduktion in zwei der drei Jahre (2003, 2005) Werte, die für eine stabile Wiedehopfpopulation theoretisch ausreichend sind (mind. 2,5–3,0 / Brutpaar; Martin-Vivaldi et al. 1999, Martin-Vivaldi 2001, Steiner et al. 2003). In der Bewahrungszone Illmitz – Hölle ist dabei zwischen einer Kernzone am Seedamm mit Überschussproduktion (4,1 Jungvögel / Brutpaar), und einer ausgedehnten Randzone zu unterscheiden, die mit nur 1,3 Jungen pro Brutpaar auf Zuwanderungen angewiesen ist. Für die festgestellte Bestandszunahme (v.a. 2004) war hingegen die Anzahl der im gesamten Untersuchungsgebiet ausgeflogenen Jungvögel sicher nicht ausreichend. Für Einwanderungen aus anderen Teilen des Brutareals spricht auch die hohe Anzahl zusätzlicher Floater zu Beginn der Brutzeit 2004. Dieses Frühjahr war zum Beispiel auch in den nördlich gelegenen Marchauen von ungewöhnlich starken Einflügen geprägt (T. Zuna-Kratky, briefl.). 2000–2003 waren vier extrem trockenwarme Jahre. Da beim Wiedehopf mit sehr variabler Reproduktionsrate und geringer Geburtsortstreue Migrationen eine wichtige Rolle spielen (z.B. Oehlschlaeger & Ryslavy 2002, Steiner et al. 2003), dürften gute Bruterfolge überregional zu einem hohen Populationsdruck und Ausbreitungstendenzen geführt haben.

4.4. Schlussfolgerungen für Artenschutz und Forschung

Geeignete Bruthabitate finden sich im Nationalpark derzeit nur auf Sand-Rohböden. Zumindest 2004 mit vielen umherstreifenden Floatern hätten sonst auch abseits des Seedammes verstärkt Ansiedlungen erfolgen müssen. Aber auch am Seedamm ermittelten wir ein starkes Qualitätsgefälle: nur in einer kleinen Kernzone waren die Bruterfolge hoch, während in einem Großteil des Untersuchungsgebietes die Reproduktionsrate für die Bestandserhaltung nicht ausreichte. Die Gründe dafür sind nur unzureichend bekannt. Eine ausreichende Habitatqualität ist jedenfalls nur dort gewährleistet, wo zusätzlich zu den Sandflächen intakte Salzstandorte und Sodalacken mit einem aquatischen Nahrungsangebot verfügbar sind.

Nach dem Einbruch in den 1990er Jahren hat der kleine Restbestand im Seewinkel und Hanság mit etwa 20 Brutpaaren national an Bedeutung verloren (etwa 3% des österreichischen Gesamtbestandes; BirdLife International 2004), während in benachbarten Teilpopulationen im selben Zeitraum eine Stabilisierung oder leichte Zunahmen feststellbar waren. Die Reproduktionsrate ist in günstigen Jahren für eine stabile Population gerade ausreichend, sinkt aber bei nasskalter Witterung rasch unter den kritischen Wert. Außerdem erfolgt der Hauptteil der Reproduktion in nur wenigen Revieren, sodass eine hohe Anfälligkeit (z.B. gegenüber Wasserstandsschwankungen) gegeben ist. Schutzbemühungen müssen darauf abzielen, die Teilpopulation zu vergrößern, und die Bruterfolge auf einem höheren Niveau zu stabilisieren.

Für weitere Forschungsvorhaben im Nationalpark wären die folgenden Schwerpunkte vorrangig. (a) Monitoring von Bestand und Bruterfolg: während die Siedlungsdichte auf repräsentativen Probeflächen jährlich erfasst werden sollte, sind für Kontrollen des Bruterfolges mehrjährige Intervalle ausreichend; wegen der extremen Schwankungen sind die Erhebungen dann allerdings über mindestens drei Jahre durchzuführen. (b) Quantitative Untersuchung der Aufzuchtsnahrung in Relation zu unterschiedlichen Bruterfolgen und Habitaten. (c) Ermittlung von Zusammenhängen mit den Entwicklungen in benachbarten Teilpopulationen, vor allem in Westungarn als mögliches Quellgebiet für den Neusiedler See-Raum.

4.5. Managementmaßnahmen

Wie in anderen Sand- und Lößgebieten Mitteleuropas ist auch am Neusiedler See die rasche Sukzession nach Nutzungsaufgabe und Eutrophierung für den Wiedehopf das Hauptproblem. Schutzmaßnahmen im Nationalpark können sich daher an den Artenschutzprogrammen orientieren, die in den Talsand- und Dünenlandschaften auf ehemaligen Truppenübungsplätzen Brandenburgs sowie in den Rebbergen des Kaiserstuhls in Baden-Württemberg durchgeführt wurden (v.a. Stange & Havelka 1995, 2003, Robel & Ryslavy 1996, Morgenstern 1998, Oehlschlaeger & Ryslavy 2002). Für die einzelnen Teilgebiete des Managementplanes ergibt sich aus dem Monitoring eine klare Prioritätenreihung.

Vorrangig sind die Habitate in den Teilgebieten Oberer Stinkersee (04) und Albersee (06) mit stetiger Besiedlung und hoher Reproduktion langfristig zu sichern, aufzuwerten und zu vergrößern. Diese Kernzone ist für die Stabilisierung des Bestandes im Nationalpark sowie als Quellgebiet für die Wiederausbreitung von besonderer Bedeutung. Da ausgedehnte

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Halophytenfluren und bei fluktuierenden Wasserständen die Lackenböden wahrscheinlich eine größere Rolle spielen als bisher angenommen, muss es primäres Ziel sein, diese Salzstandorte über möglichst naturnahe hydrologische Verhältnisse zu sichern. In zweiter Linie wäre durch Pufferzonen und extensive Nutzungsformen für eine weitere Nährstoffereduktion auf der gesamten Fläche zu sorgen. Zum Management der Vegetation bietet sich in der Anfangsphase eine Kombination aus kontrolliertem Brennen, Mahd, mechanischen Eingriffen und Beweidung an. Nach wenigen Jahren können diese Maßnahmen auf eine kontinuierliche Beweidung ausreichender Intensität reduziert werden. Für den Wiedehopf sind dabei neben lückigen Sandtrockenrasen und Hutweiden auch offene Sandflächen wie Viehtriften oder Standplätze der Weidetiere wesentlich (vergl. auch Robel & Ryslavy 1996 für militärische Übungsplätze). Wegen der stärkeren Trittwirkung eignen sich dazu Rinder und Pferde besser als Schafe. Die Pflegemaßnahmen sollten in den beiden Teilgebieten das gesamte Seevorgelände, den Seedamm, die Lackenufer und Weingartenbrachen umfassen, und durch eine Gehölzentfernung unterstützt werden, sodass durch Winderosion und Dünenbildung wieder frische Rohbodenflächen entstehen können.

Dasselbe Maßnahmenpaket gilt für andere Teilgebiete, nur wird der erforderliche Aufwand zur Schaffung gleichwertiger Bruthabitate ungleich höher sein. Mittelfristig muss aber auch dieses Ziel angestrebt werden, da der Nationalpark von seinen Voraussetzungen her für den überregionalen Schutz der Art in Ostösterreich einen hohen Stellenwert einnimmt. Potentielle Managementflächen sind die ehemals gut besetzten Wiesen und Hutweidenreste auf den sandigen Kuppen um die Lacken des westlichen Seewinkels in den Teilgebieten Illmitzer Zicksee (07), Kirchsee (09), Sandeck (11) und Weißsee (14), während der zentrale Seewinkel sowie die Zitzmannsdorfer Wiesen auch vor 1990 nur spärlich besiedelt waren. Je nach Standort wird entweder Beweidung oder Wiesenmahd die geeignete Maßnahme sein.

Das Nistplatzangebot ist derzeit nicht bestandslimitierend. Erst bei sehr weitgehender Gehölzreduktion oder großräumigen Strukturveränderungen auf den Weinbauflächen könnte wieder ein Mangel auftreten. Über die Qualität der Neststandorte und ihre Auswirkungen auf den Bruterfolg lassen sich allerdings noch keine Aussagen machen. Künstliche Nisthilfen mit ihrer erhöhten Anfälligkeit gegenüber Prädation sollten jedenfalls nur dann zum Einsatz kommen, wenn über das Monitoring die Erforderlichkeit nachgewiesen ist. In diesem Fall müsste der Bruterfolg auf den Managementflächen langfristig kontrolliert werden. Als Alternative wäre ein ausreichender Bestand alter Einzelbäume in der offenen Kulturlandschaft mit einem reichen Naturhöhlenangebot vorzuziehen (vergl. auch Stange & Havelka 2003). Wegen der zunehmenden Konkurrenz durch den Star sollte dabei als Ausweichquartier auch liegendes Totholz mit alten Spechthöhlen zur Verfügung stehen.

Zusammenfassung

2002-05 führten wir auf einer Probefläche von 37 km^2 am Ostufer des Neusiedler Sees Revierkartierungen des Wiedehopfes (*Upupa epops*) durch und erfassten ab 2003 die Anzahl der pro Revier ausgeflogenen Jungvögel sowie mögliche Ursachen für Brutverluste (Abb. 1). Zusätzlich werteten wir die Literaturangaben und Beobachtungsmeldungen aus dem Zeitraum 1860-2005 für die gesamte Nationalparkregion aus. In der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts war der Wiedehopf im heutigen Nationalparkgebiet ein seltener Brutvogel. Erst in den 50er Jahren kam es im Zusammenhang mit einer trockenwarmen Klimaperiode zu einer starken Zunahme. Die ersten planmäßigen Kartierungen in den 80er Jahren ergaben für das Nationalparkgebiet etwa 50 besetzte Reviere. In den 90er Jahren erfolgte ein Rückgang um > 70%, der in erster Linie auf landwirtschaftliche Nutzungsänderungen zurückzuführen ist. Eine Bestandserholung ab 2002 war hingegen von einer überregionalen Ausbreitungswelle überlagert. Die Kartierungen auf der Probefläche ergaben im selben Zeitraum eine Zunahme um > 30% auf maximal 14 Brutpaare (Abb. 2). Für das gesamte Nationalparkgebiet können derzeit etwa 20 Brutpaare angenommen werden (Abb. 1). Bei 17% aller Paare konnten wir eine Zweitbrut, und bei 22% eine Ersatzbrut nach Totalverlust nachweisen. 60% aller begonnenen Bruten verliefen erfolgreich. Bei den 30 erfolgreichen Bruten wurden durchschnittlich 3,3 Jungvögel flügge (Tab. 1). Mindestens 20% der festgestellten Totalverluste sind auf die Witterung zurückzuführen, bei 35% der Verluste bzw. 14% der begonnenen Bruten war Nestprädation wahrscheinlich (Tab. 2). Die durchschnittliche Reproduktionsrate (insgesamt 2,7 Jungvögel pro Brutpaar) war nur in günstigen Jahren für eine stabile Population ausreichend, sank aber bei nasskalter Witterung rasch unter den kritischen Wert. Hohe Bruterfolge (4,1 Jungvögel / Brutpaar) waren nur dort gewährleistet, wo Salzlacken mit einem vielfältigen und auch bei nasskalter Witterung verfügbaren Nahrungsangebot (v.a. aquatische Insekten) erreichbar sind (Abb. 4-5).

Danksagung

Dieses Gemeinschaftsprojekt war nur durch die begeisterte und größtenteils unentgeltliche Mitarbeit zahlreicher Ornithologen und Ornithologinnen durchführbar. Allen voran ist für die mehrjährigen, planmäßigen Kontrollen in Teilgebieten (in alphabetischer Reihenfolge) Alois Gangl, Harald Grabenhofer, Robert Kroiss (†), Rudolf Triebl und Vinzenz Waba zu danken. Weitere, systematisch gesammelte Daten stellten uns Birgit Braun, Karin Donnerbaum, Heinz Dungler, Manfred Ecker, Dieter Franz, Eva Karner-Ranner, Leander Khil, Philipp Kolleritsch, Andrea Kunz, Erwin Nemeth, Andreas Ranner, Christine Truxa, Wolfgang Vogl und Irene Zvieger zur Verfügung. Richard Haider und Hans Winkler unterstützten uns bei der Kontrolle schwer zugänglicher Nester. Gerhard Loupal führte an Totfunden aus unserem Material pathologische

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Untersuchungen durch. Manfred Alexander Jäch bestimmte Nahrungsreste aus den Nistkästen. Eva Karner-Ranner lieferte bei der Planung des Projektes wertvolle Diskussionsbeiträge und steuerte unpublizierte Verbreitungsangaben aus dem Zeitraum 1992-1993 bei. Gertrude Adam beschaffte Unterlagen zur Stillegung von Weingartenflächen. Wolfgang Vogl unterstützte uns bei der Literaturbeschaffung. Kritische Anmerkungen von Erwin Nemeth und einem unbekannten Gutachter ermöglichten die Straffung und Verbesserung des Manuskriptes. Allen Genannten wollen wir an dieser Stelle für ihren Einsatz danken.

Literatur

Amt der Burgenländischen Landesregierung (2005): Statistisches Jahrbuch Burgenland 2004. Eisenstadt, 230 pp.

Arlettaz R. (1984): Ecologie d'une population de Huppes, *Upupa e. epops*, en Valais: répartition spatiale, biotopes et sites de nidification (franz. mit deutsch. Zusammenf.). Nos Oiseaux 37: 197-222.

Arlettaz R., J. Fournier & N. Zbinden (2000): Bestandsentwicklung 1979-1998 des Wiedehopfs *Upupa epops* im Wallis und Vorschläge für Schutzmaßnahmen (franz. mit deutsch. Zusammenf.). Nos Oiseaux 47: 19-27.

Bauer H.-G. & P. Berthold (1996): Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. Aula, Wiesbaden, 715 pp.

Bauer K. (1952): Arealveränderungen und Bestandsschwankungen bei österreichischen Vögeln. Bonn. Zool. Beitr. 3: 31-40.

Bauer K. (1960): Die Säugetiere des Neusiedler See-Gebietes (Österreich). Bonner Zool. Beitr. 11: 141-343.

Bauer K., H. Freundl & R. Lugitsch (1955): Weitere Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersee-Gebietes. Wiss. Arbeiten Burgenland 7, 123 pp.

Berg H.-M. & M. Dvorak (1988): Ornithologische Bestandsaufnahmen im Neusiedler See-Gebiet (Brutzeit 1988). Unpubl. Bericht, 103 pp.

BirdLife International (2004): Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge, 374 pp.

Boschert M. (2005): Vorkommen und Bestandsentwicklung seltener Brutvogelarten in Deutschland 1997 bis 2003. Vogelwelt 126: 1-51.

Bryant D.M. & P. Tatner (1988): The costs of brood provisioning: effects of brood size and food supply. Acta XIX Congr. Int. Orn., Vol. I: 364-379.

Bussmann J. (1950): Zur Brutbiologie des Wiedehopfes (*Upupa epops*). Orn. Beob. 47: 141-151.

Dombrowski E. von (1889): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedlersees in Ungarn. Mitt. orn. Ver. Wien 13: 39-44.

Dornbusch M. (1968): Der Wiedehopf, *Upupa epops* L., in den Steckbyer Forsten. Beitr. Vogelkunde 14: 122-134.

Dvorak M. (1988): Verbreitung und Bestand des Wiedehopfs (*Upupa epops*) im Neusiedler See-Gebiet. Biol. Station Neusiedler See, BFB-Bericht 66: 33-37.

Dvorak M., A. Ranner & H.-M. Berg (1993): Atlas der Brutvögel Österreichs. Umweltbundesamt Wien, 522 pp.

Fiddicke M. (1993): Beobachtungen zum Brutzyklus des Wiedehopfs, *Upupa epops*. Der Falke 40: 51-53.

Fiddicke M. (2001): Wiedehopf. In: Arbeitsgem. Berlin-Brandenburgischer Orn.: Die Vogelwelt von Brandenburg und Berlin. Natur & Text, Rangsdorf, pp. 404-408.

Fournier J. & R. Arlettaz (2001): Food provision to nestlings in the Hoopoe *Upupa epops*: implications for the conservation of a small endangered population in the Swiss Alps. Ibis 143: 2-10.

Frühauf J. (2005): Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Ed.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 1. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1, Böhlau, Wien, pp. 63-165.

Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Akad. Verlagsges., Wiesbaden, 1145 pp.

Grüll A., J. Groß & J. Steiner (2007): Rufaktivität, Revierverhalten und Polygynie beim Wiedehopf *Upupa epops* im Neusiedler See-Gebiet, Österreich. Vogelwelt 128: 67-78.

Heiser F., O. Holynski & R. Pfeifer (2006): Neue Brutnachweise des Wiedehopfes *Upupa (e.) epops* in Nordbayern. Orn. Anz. 45: 62-65.

Hirschfeld H. & K. Hirschfeld (1973): Zur Brut- und Ernährungsbiologie des Wiedehopfes, *Upupa epops* L., unter Berücksichtigung seiner Verhaltensweisen. Beitr. Vogelkunde 19: 81-152.

Hoi-Leitner M.K. (1989): Zur Veränderung der Säugetierfauna des Neusiedler See-Gebietes im Verlauf der letzten drei Jahrzehnte. Bonner Zool. Monogr. 29, 104 pp.

Hölzinger J. & U. Mahler (2001): Die Vögel Baden-Württembergs 2.3: Nicht-Singvögel 3. Ulmer, Stuttgart, 547 pp.

Hölzinger J. (1987): Die Vögel Baden-Württembergs Bd. 1, Teil 2. Avifauna Bad.-Württ. 1.2: 725-1420.

Jaklitsch H. (2002): Bestandserfassung und Monitoring des Wiedehopfes (*Upupa epops*) im Bundesland Kärnten. Teilbericht zur Bestandserfassung im Brutjahr 2002. Unpubl. Bericht, 33 pp.

Jukovits A. (1864/65): Verzeichnis der am Neusiedler See vorkommenden Vögel. Verh. Ver. Naturk. Pressburg 8: 49-54.

Karner E. & A. Ranner (1992): Die Heuschrecken des Illmitzer Seedammes. Unpubl. Bericht, 22 pp.

Karner-Ranner E., A. Grüll & A. Ranner (2007): Monitoring von Kulturlandvögeln im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel als Grundlage für Managementmaßnahmen. Egretta 49: 19–34.

Kohler B., G. Rauer & B. Wendelin (1994): Landschaftswandel. In: G. Dick, M. Dvorak, A. Grüll B. Kohler & G. Rauer: Vogelparadies mit Zukunft? Ramsar-Gebiet Neusiedler See – Seewinkel. Ramsar-Bericht 3, Umweltbundesamt Wien: 21-34.

©Birdlife Österreich, Gesellschaft für Vogelkunde, Austria, download unter www.biologiezentrum.at

Kristin A. (1994): Zum Wachstum und zur Ernährung der Wiedehopfnestlinge, *Upupa epops*. Der Falke 41: 268-274.

Kubik V. (1960): Beiträge zur Fortpflanzungsbionomie des Wiedehopfes (*Upupa epops*). Zool. listy 9: 97-110 (tschech. mit deutsch. Zusammenf.).

Martin-Vivaldi M. (2001): El canto de la abubilla. Quercus 179: 12-19.

Martin-Vivaldi M., J.J. Palomino & M. Soler (1999): Function of song in the Hoopoe *Upupa epops*. Bird Study 46: 104-111.

Martin-Vivaldi M., J.J. Palomino, M. Soler & J.J. Soler (1999): Determinants of reproductive success in the Hoopoe *Upupa epops*, a hole-nesting non-passerine bird with asynchronous hatching. Bird Study 46: 205-216.

Morgenstern I. (1998): Zur Nahrungsökologie des Wiedehopfes (*Upupa epops*) im Kaiserstuhl unter Berücksichtigung unterschiedlicher Bewirtschaftungstypen im Weinbau. Diplomarbeit Univ. Freiburg, 93 pp.

Naumann J.A. (1901): Naturgeschichte der Vögel Mitteleuropas 4. Köhler, Gera, 432 pp.

Nelhiebel, P. (1986): Bodenkarte 1:25.000, Neusiedl am See – Süd, Burgenland. Bundesanstalt für Bodenwirtschaft, Wien.

Oehlschlaeger S. & T. Ryslavy (2002): Brutbiologie des Wiedehopfes *Upupa epops* auf den ehemaligen Truppenübungsplätzen bei Jüterbog, Brandenburg. Vogelwelt 123: 171-188.

Rauer G. & B. Kohler (1990): Schutzgebietspflege durch Beweidung. Arbeitsgemeinschaft Gesamtkonzept Neusiedler See, Forschungsbericht 1987-89. Wiss. Arbeiten Burgenland, Sonderband 82: 221-278.

Rehsteiner U. (1996): Siedlungsdichte und Habitatansprüche des Wiedehopfs *Upupa epops* in Extremadura (Spanien). Orn. Beob. 93: 277-287.

Robel D. & T. Ryslavy (1996): Zur Verbreitung und Bestandsentwicklung des Wiedehopfes (*Upupa epops*) in Brandenburg. Natursch. Landschaftspfl. Brandenburg 1996, Heft 4: 15-23.

Sabathy E. (2004): Kartierungsergebnisse des Wiedehopfs (*Upupa epops*) und anderer ausgewählter Brutvögel in zwei oststeirischen Kulturlandgebieten (Aves). Joannea Zool. 6: 5-49.

Sackl P. & O. Samwald (1997): Atlas der Brutvögel der Steiermark. BirdLife Österreich – Landesgruppe Steiermark und Landesmuseum Joanneum – Zoologie. Austria medien service, Graz, 432 pp.

Sauerzopf F. (1959): Diptera. In: Landchaft Neusiedler See. Wiss. Arb. Burgenland 23: 159-160.

Schenk J. (1917): Ornithologische Fragmente vom Fertö-See. Aquila 24: 66-106.

Shupova T.V. (2000): Territorial distribution and dynamics of numbers of the birds of the order Coraciiformes and the order Upupiformes under conditions of the Ukranian steppe zone. Vestnik zool., Suppl. 14: 79-86 (russ. mit engl. Zusammenf.).

Stadler S. & N. Pühringer (2006): Ornithologische Beobachtungen aus Oberösterreich im Jahr 2005. Vogelkundl. Nachr. Oberösterreich, Naturschutz aktuell 14: 79-110.

Stange C. & P. Havelka (1995): Der Wiedehopf – Überleben in der Kulturlandschaft. Landesanstalt Umweltschutz Bad.-Württ., Arbeitsb. Naturschutz 20, 24 pp.

Stange C. & P. Havelka (2003): Brutbestand, Höhlenkonkurrenz, Reproduktion und Nahrungsökologie des Wiedehopfes *Upupa epops* in Südbaden. Vogelwelt 124: 25-34.

Steiner J., R. Triebl & A. Grüll (2003): Bruterfolg und Ansiedlungsentfernung beim Wiedehopf (*Upupa epops*) im Neusiedler See-Gebiet 1961-1991. Egretta 46, 136-146.

Steinfatt O. (1936): Vogelkundliche Wanderungen am Neusiedler See. Beitr. Fortpfl.biol. Vögel 12: 225-232.

Steinparz K. (1926): Vogelleben und Naturschutz am Neusiedler See. Bl. Naturkde Naturschutz 13: 29-34.

Tesarik E. (2004): Vergleichende Untersuchungen der Koprophagen-Käfergemeinschaft im Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel. Diplomarbeit Univ. Wien, 85 pp.

Tinbergen, J.M. & J.H. van Balen (1988): Food and multiple breeding. Acta XIX Congr. Int. Orn., Vol. I: 380-391.

Wettstein O. (1924): Ornithologisches vom Neusiedler See. Bl. Naturkde Naturschutz 11: 29-36.

Wiesbauer H. & K. Mazzucco (1999): Sandlebensräume in Österreich und ihre Bedeutung für Stechimmen. Umweltbundesamt Wien, 70 pp.

Wolfram G. (2005): Die Tierwelt der Salzgewässer. In: Umweltbundesamt: Salzlebensräume in Österreich. Wien, 88-107.

Zimmermann R. (1944): Beiträge zur Kenntnis der Vogelwelt des Neusiedler Seegebiets. Ann. Naturhistor. Museum Wien 54/I, 272 pp.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Alfred Grüll
Biologische Station Neusiedler See,
7142 Illmitz, Österreich
E-Mail: biol.stat@aon.at

Johann Groß
Nationalpark Neusiedler See – Seewinkel,
7143 Apetlon, Österreich

Josef Steiner
Hölle 4,
7141 Podersdorf, Österreich

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Egretta

Jahr/Year: 2008

Band/Volume: 49

Autor(en)/Author(s): Steiner Josef, Grüll Alfred, Groß Johann

Artikel/Article: Verbreitung, Bestand und Bruterfolg des Wiedehopfes, Upupa epops Linnaeus 1758, im Nationalpark Neusiedler See - Seewinkel. 6-18