

Der Uhu *Bubo bubo* (Linnaeus 1758) im Burgenland: Verlauf der Besiedlung von 1971 bis 2005

Alfred Grüll, Heinz Peter & Hans Frey

Grüll A., H. Peter & H. Frey (2010): The Eagle Owl *Bubo bubo* (Linnaeus 1758) in Burgenland, Austria: the process of colonization from 1971 to 2005. *Egretta* 51: 5–23

We investigated the extent to which the colonization of Burgenland by the Eagle Owl *Bubo bubo* from 1971 to 2005 may be interpreted as “sequential habitat occupancy” or “re-colonization of optimal habitats after cessation of persecution”. The study was based on systematic controls of territories (listening, searching for traces) by the authors and records from a larger number of observers. In 2005 we undertook a survey of the entire study area. Habitat structure (composition of land use) in the territories was measured on the basis of Corine Land-cover data. Between 1971 and 1981 only a single breeding site in the sub-alpine mountains was known to be occupied at any given time. From 1982 the numbers of territories increased rapidly and at least 33 territories were occupied in 2005. At the same time the hilly countries and the lowlands were colonized. During this expansion (1) breeding sites were colonized at mean altitudes > 200 m lower than the territories in the areas occupied before 1980; (2) the share of open cultivated land in the territories increased from 30 % to 60 %; (3) territories in the new breeding areas showed the highest density and occupation rate; and (4) the mean size of successful broods increased from 2.2 to 2.5 young. Our findings support the assumption that a change of habitat preferences following cessation of persecution induced expansion of habitat and is in contradiction to the concept of sequential habitat occupancy. After 1980 the Eagle Owl successfully colonized breeding sites subject to disturbance but classified as of more favourable habitat quality than the old refuges in the sub-alpine mountains. The reproduction rate of 1.6 young per breeding pair was higher than would be required for population maintenance. Consistently, 31 records of “floaters” imply a population surplus. Four ringing recoveries document immigration from central breeding areas in Lower Austria at a distance of 20–120 km. With regard to its demography, the Eagle Owl as an Annex I species of the EU Bird Directive is in a favourable conservation status. It is nevertheless a priority to secure a sufficient supply of nesting sites in the use of quarries and sand pits to minimize population losses on power lines and roads.

Keywords: area expansion, *Bubo bubo*, breeding success, Burgenland, conservation, Eagle Owl, floater, habitat selection, habitat quality, population increase, ringing recoveries

1. Einleitung

Im Zeitraum vom Ende des 19. Jahrhunderts bis 1976 waren im Burgenland nur noch vereinzelte Uhubrutplätze in den zentralen Mittelgebirgslagen des Rosalien-, Bernsteiner und Günser Gebirges bekannt (Sauerzopf 1959, Frey & Walter 1977). Erst nach Einstellung der rücksichtslosen Verfolgung nahm der Bestand etwa ab

1980 wieder deutlich zu und der Uhu breitete sich aus seinen letzten Refugien am Alpenostrand in das inselartig vor gelagerte Leithagebirge aus (Peter 1989). Die weitere Entwicklung bis 1991 wurde von Grüll & Frey (1992) zusammengefasst. Der positive Trend setzte sich fort (Peter 1997), sodass eine Bestandserhebung 2005 im gesamten Burgenland mindestens 33 besetzte Reviere ergab. Der Uhu brütet mittlerweile auch im Hügel- und

Tiefland, z.B. in den Erlenbruchwäldern des benachbarten Hanság in Ungarn (Grüll & Frey 2005, Petrovics 2008, Váci 2008). Gleichzeitig erweiterte sich das Spektrum der genutzten Bruthabitate: während die wenigen Horstplätze in den 1970er Jahren wie in Niederösterreich (Frey 1973) auf Naturfelsen und Steinbrüche in stark bewaldeten Gebirgszügen beschränkt waren, besiedelte der Uhu ab 1982 zunehmend auch Sand- und Schottergruben in der waldärmeren Kultur- und Agrarlandschaft der tieferen Lagen. Diese Habitat- und Arealausweitung kann (1) auf eine „sequentielle Habitatbesetzung“ zurückgeführt werden, bei der die Reviere bei steigendem Populationsdruck nach einem Qualitätsgefälle in der Reihenfolge von optimal bis pessimal besetzt werden und sich das Habitatspektrum dadurch erweitern kann (z.B. Newton 1998; vgl. Dalbeck et al. 1998, Marchesi et al. 2002 und Dalbeck & Heg 2006 für den Uhu), oder (2) auf Veränderungen in der Habitatpräferenz, die über Lern- und Prägungsprozesse nach Wegfall eines Verfolgungsdruckes die Neu- oder Wiederbesiedlung günstiger Lebensräume ermöglichen. Die beiden Prozesse schließen einander nicht aus. Individuen, die bei einer sequentiellen Habitatbesetzung z.B. aus den Revieren mit der höchsten Schutzfunktion in zunächst weniger attraktive Randbereiche verdrängt werden, können ein ergiebiges Beuteangebot kennen lernen, hohe Bruterfolge erzielen und so einen Wandel der Habitatpräferenzen einleiten (vgl. z.B. Busche & Kostrzewa 2007 oder Bai et al. 2009 für die Arealexpansion von Mäusebussard *Buteo buteo* und Fischadler *Pandion haliaetus* vom Wald- in das offene Agrarland).

Für den Uhu im Burgenland waren nach unserer Einschätzung in den 1980er Jahren die mit den niederösterreichischen Voralpen verbundenen Mittelgebirge die bevorzugten Verbreitungszentren und die Ansiedlungen im Vorland eine Folge des hohen Populationsdruckes (Grüll & Frey 1992, Peter 1997). Zahlreiche Untersuchungen belegen jedoch, dass die Felsbrutplätze in den entlegenen, bewaldeten, schneereichen und nasskalten Bergtälern nur die einzigen Lebensräume waren, an denen die Art während der intensiven Verfolgung seit dem 19. Jahrhundert überleben konnte („classic example of the bird of remote wilderness“; Valkama & Saurola 2005). Die im Hinblick auf die Nahrungsversorgung optimalen Habitate mit hohen Reproduktionschancen liegen hingegen in den klimatisch günstigen Lagen mit Zugang zur offenen Kulturlandschaft (z.B. Rockenbauch 1978, 2001, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Frey 1981, Bergerhausen et al. 1989, Mebs & Scherzinger 2000, Leditznig et al. 2001, Penteriani et al. 2002, Brandt 2003, Leditznig 2005b, Dalbeck 2005, Lindner 2005). Auch Spannweite und hohe Flächenbelastung der Flügel weisen die Art nicht als Waldeule aus, sondern als Jäger offener und halboffener Landschaften (Scherzinger 2003,

Dalbeck & Heg 2006). In vielen Regionen hat die Störungsempfindlichkeit bald nach Einstellung der Verfolgung ab den 1980er Jahren rasch abgenommen und der Uhu hat begonnen, die verlorenen Areale wieder zurückzuerobern (z.B. Görner 1998, 2005, Rockenbauch 2001, Brandt 2003, Asmussen 2003, Zuna-Kratky 2003, Lindner 2005, Valkama & Saurola 2005, Haslinger & Plass 2008). Vergleichbare Entwicklungen treffen auch für andere, potentiell weit verbreitete Beutegreifer wie Schwarzstorch *Ciconia nigra*, mehrere Greifvogelarten, Kolkrahe *Corvus corax* oder Wildkatze *Felis silvestris* zu, die nach intensiver Verfolgung oft nur in suboptimalen Reliktarealen überlebt haben (z.B. Moore 1957, Eiberle 1980, Bund Naturschutz in Bayern 1994, Sackl 1995, Newton 1979, 1998, Glandt 2003, Janssen et al. 2004).

Ziel dieser Arbeit ist es daher auf der Grundlage des gesamten nun vorliegenden Materials zu prüfen, wieweit der Besiedlungsverlauf im Burgenland mit dem Konzept der „sequentiellen Habitatbesetzung“ bzw. einer „Wiederbesiedlung optimaler Habitate nach Einstellung der Verfolgung“ zu erklären ist. Als für den Uhu relevante Habitatfaktoren standen uns dabei die Seehöhe der Brutplätze und der Anteil offener Kulturlandflächen in den Revieren zur Verfügung (vgl. z.B. Frey 1973, Scherzinger 1987, Leditznig 1996, Dalbeck & Breuer 2002, Dalbeck 2005, Leditznig & Leditznig 2006), als zusätzliche Indikatoren für die Revierqualität der Verpaarungserfolg und die mittlere Größe erfolgreicher Bruten. Veränderungen im Nahrungsangebot, die ebenfalls zu Verschiebungen im Besiedlungsmuster führen könnten, wurden nicht erfasst. Da der Uhu nach der nationalen Roten Liste (Frühauf 2005) weiterhin als „Near Threatened“ (Gefährdung droht) eingestuft ist und in Anhang I der EG-Vogelschutzrichtlinie geführt wird, diskutieren wir abschließend die Populationssituation im Burgenland, sowie mögliche Gefährdungsfaktoren und Prioritäten für ein Schutzkonzept.

2. Material und Methode

Untersuchungsgebiet war mit 3.966 km² das gesamte Bundesland Burgenland in Ostösterreich (46° 50' – 48° 07' N, 16° 00' – 17° 10' E). An den südöstlichen Ausläufern der Alpen und am Rand der Kleinen Ungarischen Tiefebene gelegen, bewegen sich die Höhenlagen von 115 m (Neusiedler See) bis 880 m ü. NN im Günser Gebirge. In die Montanstufe > 500 m reichen aber nur weniger als 10 % der Landesfläche (Abb. 1). Das Klima zeigt Übergänge von den subkontinental (pannonisch) geprägten Tiefländern im Nordosten (Jahresmittel > 10°C, Jahresniederschlag bis 600 mm) und den etwas feuchtkühleren Becken- und Hügellagen des mittleren und südlichen Burgenlandes zu alpinen Einflüssen in den zentralen

Gebirgen mit Jahrestemperaturen um 7°C und Niederschlagssummen > 900 mm. Die Anzahl der Tage mit Schneebedeckung bleibt aber auch hier meist unter 50 (Hydrographischer Dienst in Österreich 2007). Der Waldanteil erreicht in den bergigen Regionen über 80 %, schwankt in den Hügel- und Beckenlandschaften um 40 % und sinkt in den Agrarsteppen des Nordburgenlandes auf unter 5 % (Waldzustandsbericht 1988/89). Nach der Agrarstrukturerhebung 1999 nehmen landwirtschaftliche Nutzflächen in den Verbreitungsschwerpunkten des Uhu im Nordburgenland (Bezirk Eisenstadt) 53 % der Gesamtfläche ein (30 % Äcker), und im Bezirk Oberwart mit den Mittelgebirgen 40 % (34 % Äcker; Amt der Burgenländischen Landesregierung 2006). Nur an den Süd- und Ostabfällen der Gebirgszüge sowie im Ruster und Südburgenländischen Hügelland herrschen abwechslungsreiche, kleinparzellige Kulturlandschaften mit Weinbau, Streuobstwiesen und Brachen vor. Für den Uhu sehr wesentlich sind die großen Steinbrüche aus dem 18. Jahrhundert in den Berg- und Hügellandschaften, während die zahlreichen kleinen Brüche zur Bausteingewinnung seit Ende des 19. Jahrhunderts rasch an Bedeutung verloren haben (Einzelheiten s. Grüll & Frey 1992). Sand- und Schottergruben spielen als Brutplätze vor allem auf der Parndorfer Platte, im Oberpullendorfer Becken und im Hügelland (z.B. Leithagebirge) eine wichtige Rolle. Insgesamt konnten 1980 allein im Nordburgenland 448 Abbaustellen erfasst werden (Csaplovics 1988). Natürliche Felsformationen treten hingegen nur vereinzelt auf. Die Erhebungsmethoden sind bei Frey (1973), Frey & Walter (1977) sowie Grüll & Frey (1992) beschrieben: (1) Grundlage für die Auswahl der Kontrollgebiete waren neben den bekannten Brutplätzen geeignet erscheinende Geländestrukturen wie Abbaustellen und Naturfelsen auf der Österreichischen Karte 1:50.000. Mit diesen Unterlagen konnten wir 68 % aller kontrollierten Reviere auffinden. Die restlichen Brutplätze wurden uns aus Ornithologen-, Jagd- und Naturschutzkreisen gemeldet (Datenarchiv Biologische Station Neusiedler See und BirdLife Österreich). (2) Vor allem an potentiellen Brutplätzen mit unbekanntem Status verhörten wir in der Zeit von Oktober bis Anfang März (v.a. im Februar) abends oder in der Nacht die rufenden Reviervögel. Starker Wind und eine geschlossene Schneedecke reduzieren dabei die Rufaktivität (H. Frey, pers. Beobachtungen) und wurden daher bei den Begehungen gemieden. Rufduette sowie die Balz am Nest und die Bettelrufe des Weibchens können wichtige Informationen zum Verpaarungsstatus und zur Lage des Horstplatzes geben. (3) Bei Kontrollen von März bis September suchten wir die Umgebung bekannter oder potentieller Horstplätze im Umkreis von maximal 500 m nach Kotspuren, Huderpfannen, Nahrungsresten, Uhufedern oder Jungvögeln ab. Nach Möglichkeit untersuchten wir ab Mai auch den



Abb. 1: Für den Uhu wichtige Landschaftsräume des Burgenlandes. Dunkelgrau: Höhenstufen > 500 m, hellgrau: > 300 m, weiß: < 300 m. Fig. 1: Areas important for the Eagle Owl in Burgenland. Dark grey: altitude > 500 m, light grey: > 300 m, white: < 300 m.

Horstplatz und verhörten abends die Bettelrufe der Jungvögel (zischend *tchschatt*; Mebs & Scherzinger 2000), die vor allem im Alter von mehr als 5 Wochen bis in den Herbst eine sehr effiziente Erfassung des Mindestbruterfolges erlauben (Penteriani et al. 2000, 2005, Leditznig et al. 2001). Begehungen in Nestnähe vor Ende April wurden hingegen wegen der Störungsempfindlichkeit des brütenden Weibchens vermieden. Mit zunehmendem Bekanntheitsgrad der Reviere verlagerten wir den Schwerpunkt auf die Spurensuche an den Horstplätzen, da mit dieser Methode auch Befunde zum Bruterfolg erhoben werden können (z.B. Eischalensplitter, Dunenreste der Jungen), und Fehlerquellen ausgeschaltet werden, die auf Unsicherheiten beim Nachweis besetzter Reviere durch akustische Methoden beruhen (vgl. Bezzel & Schöpf 1986, Bergerhausen & Willems 1988, Plass et al. 1994, Penteriani et al. 2001, Brandt 2003). Als besetztes Revier werteten wir zum Brüten geeignete Geländestrukturen (v.a. Steinbrüche und Sandgruben), in denen auf Grund von Spuren oder Beobachtungen zumindest die mehrwöchige Anwesenheit eines Uhus anzunehmen war. Für den Bruterfolg wurde in Übereinstimmung mit Bergerhausen & Willems (1988) die Anzahl der Jungen

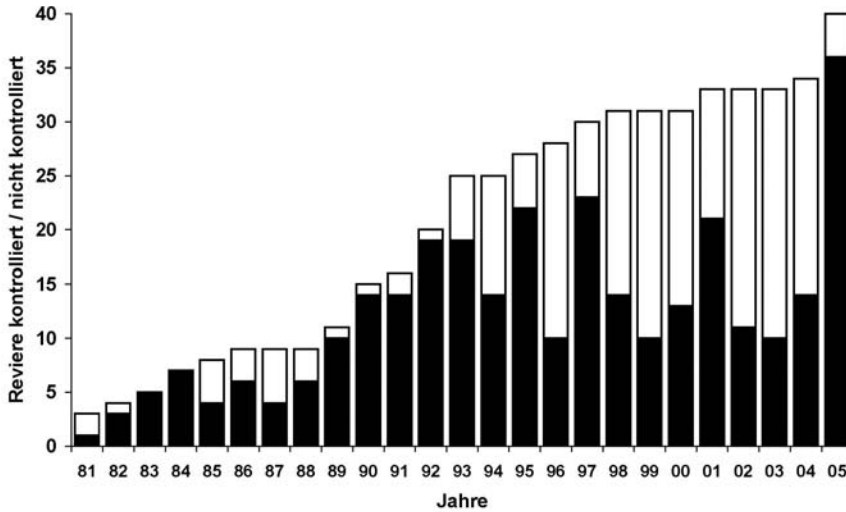


Abb. 2: Anteile der kontrollierten Reviere (schwarz) an der Gesamtzahl der jeweils bekannten (besetzten und unbesetzten) Uhreviere im Burgenland 1981–2005.
 Fig. 2: Proportions of territories checked (black) of the total number of Eagle Owl territories (occupied and vacant) known in Burgenland from 1981 to 2005.

im Alter von > 5 Wochen bis zum Verlassen des Horstes ermittelt.

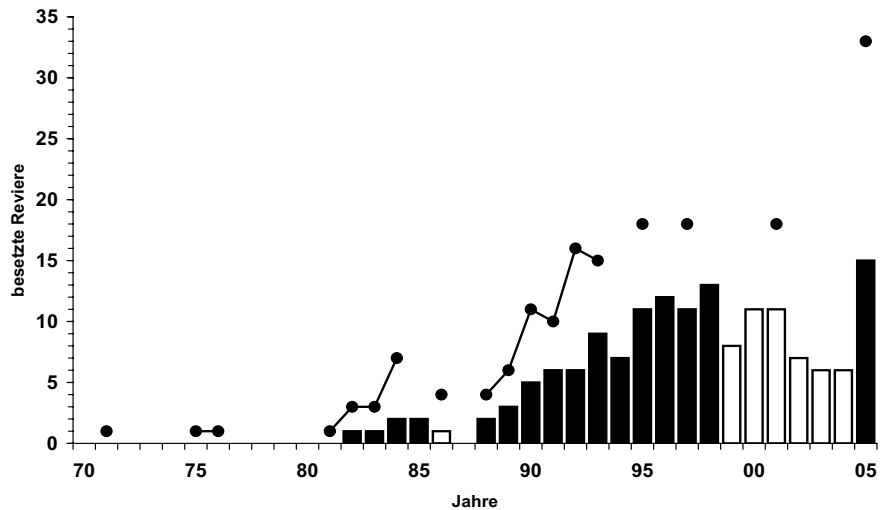
Die jährliche Anzahl und räumliche Verteilung der Kontrollen unterliegen erheblichen Schwankungen. (1) 1974–1976 erfolgten regelmäßige Sommer- und Winterexkursionen zu den damals bekannten Brutplätzen im Rosalien-, Bernsteiner und Günser Gebirge. Eine 1969 durchgeführte Umfrage des Burgenländischen Landesjagdverbandes ergab keine Hinweise auf weitere Vorkommen (Frey & Walter 1977). (2) Von 1981 bis 1990 dehnten wir die planmäßigen Kontrollen nur auf das Landseer Gebirge und Leithagebirge aus, da aus anderen Landesteilen noch keine Hinweise vorlagen. Erst ab 1991 kamen in rascher Folge 13 neue Brutplätze im Flach- und Hügelland hinzu, die wir in das laufende Monitoring integrierten (Grüll & Frey 1992). 60 % dieser Reviere wurden nicht von uns entdeckt, sondern von einem Beobachterkreis, der in der kritischen Phase Ende der 80er und in den 90er Jahren in den betreffenden Gebieten mit annähernd gleich bleibender Intensität aktiv war (v.a. hauptamtlicher Naturschutz, Jägerschaft, Ornithologen mit langfristigen Erhebungsprogrammen). Abb. 2 zeigt für den Zeitraum 1981–2005 die jährlichen Anteile der kontrollierten an der Gesamtzahl der jeweils bekannten Reviere, für die durch Sommer- und/oder Winterbegehungen zumindest der Status (besetzt oder unbesetzt) mit ausreichender Sicherheit erhoben wurde. Im Leithagebirge und Ruster Hügelland wurden 1982–1998 die größeren Steinbrüche und Sandgruben von H. Peter vollständig erfasst, sodass die Besiedlung für diesen Zeitraum fast lückenlos dokumentiert ist (Peter 1989, 1997). In den Landesteilen südlich des Leithagebirges führten wir ab 1981 insgesamt 236 und durchschnittlich 9,4 (1–36) Revierkontrollen pro Jahr durch. Auf das gesamte Burgenland bezogen waren die Begehungen so verteilt, dass in den 40 bearbeiteten Revieren ab dem Zeitpunkt ihrer Entdeckung

insgesamt nur 17 Kontrollintervalle auftraten, die länger als 2 Jahre waren (in 14 Fällen bis zu 5 Jahren, in 3 Fällen bis zu 9 Jahren). Dabei ist zu berücksichtigen, dass die jeweils nicht besuchten Brutplätze auch längere Zeit verwaiste und nur noch bedingt geeignete enthielten, an denen eine Wiederbesiedlung unwahrscheinlich war. Den Abschluss der Erhebungsperiode bildete eine nahezu vollständige Erfassung 2005, bei der wir zusätzlich zu den nordburgenländischen Vorkommen in zwei ganztägigen Befahrungen am 13./14. Juni alle bis dahin bekannten Uhreviere vom Ödenburger Gebirge südwärts bis in das Südburgenländische Hügelland kontrollierten. In den 40 erfassten Revieren waren in insgesamt 199 Jahren Paare und in 83 Fällen Einzelvögel nachweisbar. Der Bruterfolg konnte bei 49 (25 %) aller vermuteten Bruten festgestellt werden. Zusätzlich zu den Erhebungen wurden beim Amt der Burgenländischen Landesregierung sowie an der Veterinärmedizinischen Universität Wien von 1971 bis 2007 aus dem Burgenland oder dem unmittelbaren Grenzbereich in Ungarn (3 Fälle) 21 tote oder nicht mehr flugfähige Uhus abgeliefert und 13 zusätzliche Funde gemeldet. Für das sicher gestellte Tiermaterial liegen Untersuchungen der Veterinärmedizinischen Universität Wien vor.

Die Habitatstruktur (Nutzungsanteile) der Reviere ermittelten wir auf der Basis der Corine-Landnutzungsdaten auf Kreisflächen mit einem Radius von 2 km (12,6 km²) um die Horstplätze. Diese Fläche entspricht etwa dem home range, in dem in nahrungsreichen Gebieten nach Telemetriestudien von Leditznig (1996), Delgado & Penteriani (2005) sowie Sitkewitz (2005) bis > 90 % der Jagdaktivitäten stattfinden. Die Wahl der Flächengröße gewährleistet daher eine Erfassung des horstnahen Habitatangebotes, das für den Bruterfolg und somit für die Revierqualität entscheidend ist (Aktionsradien meist 1,5–3 km; vgl. auch Frey 1973, Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Leditznig 2005b).

Abb. 3: Bestandsentwicklung (besetzte Reviere) des Uhus im Teilgebiet Leithagebirge – Ruster Hügelland (Säulen) und im gesamten Burgenland (Linie) 1971–2005. Weiße Säulen kennzeichnen Jahre mit unvollständiger Erfassung im Leithagebirge.

Fig. 3: Development of the population (occupied territories) of Eagle Owl in the region Leithagebirge – Ruster Hügelland (columns) and in Burgenland as a whole (line) from 1971 to 2005. White columns indicate years where the monitoring in the Leithagebirge was incomplete.



3. Ergebnisse

3.1. Bestandsentwicklung

Von 1971 bis 1981 war im gesamten Burgenland jeweils nur ein besetzter Brutplatz bekannt. Gleichzeitig mit der Besiedlung des Leithagebirges stieg der Bestand ab 1982 zunächst auf 7 (1984) und ab 1990 auf mindestens 18 besetzte Reviere in der Periode 1995–2001 (Abb. 3). Die relativ niedrigen Bestandszahlen 1986 und 1988 können nicht abgesichert werden, da in diesen Jahren nur etwa 2/3 der bekannten Reviere kontrolliert wurden (vergleiche Abb. 2). Die letzte, weitgehend vollständige Kontrolle 2005 belegt mit einem bisherigen Maximum von 33 besetzten Revieren eine weitere Zunahme, deren zeitlicher Verlauf wegen des unvollständigen Erfassungsgrades 1998–2004 nicht abzuschätzen ist. Für das Leithagebirge zeichnet sich hingegen ab 1996 eine Sättigung ab.

3.2. Räumlich-zeitlicher Verlauf der Besiedlung und Paarbildung

Gesamtes Burgenland

Von 1971 bis 1980 waren im Burgenland nur zwei besetzte Brutplätze in einem Steinbruch bzw. auf Naturfelsen des Rosalien- und Bernsteiner Gebirges bekannt (Abb. 4). Für das Günser Gebirge liegt aus den 70er Jahren kein aktueller Reviernachweis vor, ein 1976 bei Markt Neuhodis in einer natürlichen Felswand gefundener Brutplatz war aber nach dem Verwitterungszustand der Beutereiste und Eischalensplitter im Horst zumindest in den 1960er Jahren sicher benutzt. Zusätzlich gestützt wird dieser Befund durch das Präparat eines Uhus, der vor 1967 im Raum Stadtschlaining am Westrand des Günser Gebirges zu Tode kam (K. Leitner, Archiv BirdLife Österreich; vgl. auch Frey & Walter 1977). 1982 setzte die Besiedlung des Leithagebirges ein. Gleichzeitig begann

die Ausbreitung in die anderen zentralen Mittelgebirgslagen, sodass bis 1990 die größeren Steinbrüche der gesamten Gebirgskette vom Leithagebirge bis in das Günser Bergland weitgehend geschlossen besiedelt waren (Abb. 4; vgl. auch Grill & Frey 1992). Der älteste bekannte Brutplatz im Bernsteiner Gebirge (Naturfelsen im geschlossenen Waldgebiet) wurde in dieser Periode aufgegeben. Mit Beginn einer weiteren Bestandszunahme ab 1990 kam es dann zu raschen Vorstößen in das östlich und südlich vor gelagerte Hügel- und Tiefland. 1991 brütete ein Paar im Ruster Hügelland, 1992 wurden zwei erfolgreiche Bruten und ein zusätzliches Revier am Rand des Oberpullendorfer Beckens, sowie ein erfolgreiches Brutpaar im Südburgenländischen Hügelland gemeldet. 1995 gelang der erste Brutnachweis (Baumbrut) auf der ungarischen Seite des Ödenburger Gebirges (Kárpáti 1997). Zuletzt besiedelte der Uhu mit weiteren Baumbruten ab 2003 den ungarischen Hanság (Váci 2008) sowie die Leithaniederung und 2005 zwei Schottergruben der angrenzenden Parndorfer Platte (Abb. 4). Die Entfernungen dieser neuen Vorkommen zu den nächsten reproduzierenden Beständen lagen zwischen 8 km (Ruster Hügelland) und 14 km (Oberpullendorfer Becken). Im selben Zeitraum (1992–2005) kam es mit 12 Neuansiedlungen vor allem im Leithagebirge und Günser Bergland zu einer weiteren Auffüllung bereits besetzter Areale. Drei nicht abgesicherte Revierhinweise aus den 80er Jahren abseits potentieller Brutplätze aus Oberpullendorf bzw. dem Südburgenländischen Hügelland (vgl. Grill & Frey 1992) konnten trotz mehrfacher Kontrollen nicht bestätigt werden und sind daher bei dieser Auswertung nicht mehr berücksichtigt. Insgesamt konnten 1981–2005 38 Neuansiedlungen dokumentiert werden. In 53 % der Fälle waren schon im ersten Jahr Paare nachweisbar, sonst nur rufende Männchen oder Einzelvögel. Von 11 Revieren, in denen sich vor 1995 zunächst unverpaarte Männchen ansiedelten, waren 45 % nach 1–2 Jahren und

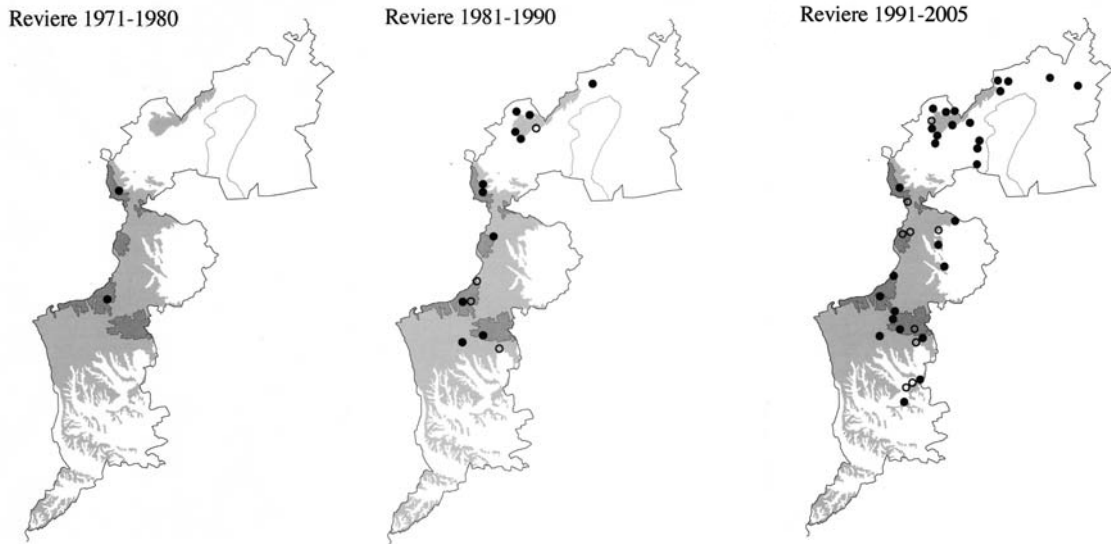


Abb. 4: Revierpaare (Punkte) und besetzte Reviere ohne Nachweis einer Verpaarung (Kreise) in den Zeiträumen 1971–1980, 1981–1990 und 1991–2005. Dunkelgrau: Höhenstufen > 500 m, hellgrau: > 300 m.
 Fig. 4: Territorial pairs (points) and territories occupied without any evidence of pairing (circles) in the periods 1971–1980, 1981–1990 and 1991–2005. Dark grey: altitude > 500 m, light grey: > 300 m.

27 % nach 3–5 Jahren erstmals von Paaren besetzt. In je 1 Revier gelang erst nach 10 bzw. 14 Jahren ein Brutnachweis, und 1 Revier wurde ohne Anzeichen einer Verpaarung nach 9 Jahren wieder aufgegeben. Von den neuen Brutrevieren mit Paaren wurde nur ein Steinbruch nach Aufkommen eines geschlossenen Gehölmantels endgültig verlassen (vgl. auch Grill & Frey 1992). Zur Stetigkeit der Revierbesetzungen im gesamten Burgenland liegt kein ausreichendes Datenmaterial vor.

Leithagebirge und Ruster Hügelland

Am Beispiel dieses Teilgebietes mit der intensivsten Kontrolltätigkeit sollen Verlauf und Stetigkeit der Besiedlung detaillierter dargestellt werden (vgl. auch Peter 1989, 1997). Im 19. Jahrhundert und bis in die 70er Jahre des 20. Jahrhunderts waren keine UHunachweise bekannt. Erst 1982 begann ein Männchen in einer Sandgrube am Stadtrand von Eisenstadt zu rufen, verschwand dann aber wieder. 1983 besetzte ein Männchen einen 8 km entfernten Steinbruch bei Wimpassing. 1984 gelang hier der Nachweis eines Paares und 1988 folgte die erste erfolgreiche Brut mit 2 flüggen Jungen. 1989 brüteten im Leithagebirge bereits 2 Paare, ein zusätzliches Revier war von einem Männchen besetzt. 1990–1996 siedelten sich 4 weitere Paare am Südwestrand des Gebirgszuges und 2 Paare sowie 1 Einzelvogel am Nordrand an. Dieser Bestand von 10 besetzten Revieren blieb dann zumindest bis 1998 (letzte vollständige Erfassung in dieser Periode) konstant. Da die letzte Gesamterhebung 2005 mit einer Erstansiedlung in diesem Jahr ebenfalls nur 12 Reviere ergab, ist davon auszugehen, dass nach 1996 keine wesentlichen Bestandsveränderungen stattfanden (Abb. 3

und 4). Die 9 Reviere im Südteil des Gebirges mit einem mittleren Horstabstand von 3,7 km sind von den 3 nördlichen Brutplätzen (Horstabstände 3,5 km) durch einen unbesiedelten Abschnitt von 12,5 km getrennt, in dem kaum geeignete Abbaustellen als Horstplätze zur Verfügung stehen. Im vor gelagerten, isolierten Ruster Hügelland erfolgte die Besiedlung mit einer Verzögerung von etwa 10 Jahren. Nach einer Sichtbeobachtung 1979 (F. Schuster, briefl.) brütete das erste Paar 1991 im Römersteinbruch bei St. Margarethen. 1995 und 1998 siedelten sich fast gleichzeitig mit den letzten Ansiedlungen im Leithagebirge noch 2 weitere Paare in benachbarten Sandgruben an. Im gesamten Teilgebiet waren 2005 von den insgesamt 15 Revieren 12 von Paaren, 1 von einem Männchen und 2 von Einzelvögeln unbestimmten Geschlechts besetzt. An 13 Brutplätzen, die über einen repräsentativen Zeitraum kontinuierlich erfasst wurden, konnten wir in durchschnittlich 95 % der Kontrolljahre eine Besiedlung bestätigen (n = 146).

3.3. Reihenfolge der Ansiedlungen und Revierqualität

In Abb. 5 sind alle bekannten UHureviere drei Zonen zugeordnet, deren Erstbesiedlung in unterschiedliche Zeiträume fällt. Zone 1 umfasst die schon vor 1980 besetzten Mittelgebirgslagen mit Höhenstufen > 500 m, Zone 2 das ab 1981 besiedelte Leithagebirge und Zone 3 die vier kleinen Verbreitungseinseln im Hügel- und Flachland, in denen UHureviere erst nach 1990 festgestellt wurden. Da das Günser Gebirge schon vor Beginn der Erhebungen in den 1960er Jahren besiedelt war (s. 3.2),

wurde es ebenfalls in Zone 1 aufgenommen, obwohl für die 70er Jahre keine aktuellen Nachweise vorliegen (vgl. auch Frey & Walter 1977). Tab. 1 zeigt für die Reviere dieser drei Zonen einen Vergleich der Parameter Seehöhe, Offenlandanteil, Verpaarungsrate und Brutgröße. Im Folgenden werden die Unterschiede zwischen den Zonen beschrieben.

(1) Die Reviere in den Mittelgebirgen der Zone 1 liegen durchschnittlich um 230 m höher als die Reviere im Leithagebirge in der Zone 2 ($U = 1,0, p < 0,01$). Der Unterschied zwischen Zone 2 und 3 ist hingegen nicht signifikant ($U = 59,5, p > 0,05, n.s.$; Mann-Whitney U-Test). In Zone 1 liegen alle Reviere über 360 m, in den Zonen 2 und 3 werden 360 m nur in zwei Fällen erreicht. Der höchste Brutplatz mit 740 m ist Bernstein, der tiefstgelegene mit 130 m die Leithaniederung.

(2) Der durchschnittliche Anteil offener Kulturland- und Siedlungsflächen in den Uhurevieren verdoppelt sich von Zone 1 bis 3 von 30 % auf 60 %. Der Anstieg zwischen Zone 1 und 2 ist hoch signifikant ($U = 28,0, p < 0,01$), der Unterschied zwischen Zone 2 und 3 lässt sich nicht absichern ($U = 65,0, p > 0,05, n.s.$; Mann-Whitney U-Test). Zwischen dem Offenlandanteil eines Reviers und dem Jahr des Erstnachweises besteht hingegen kein deutlicher Zusammenhang, da in den Zonen 1 und 2 auch nach 1990 noch neue Brutplätze mit hohem Waldanteil besetzt wurden (Abb. 4 und 6). Die Variationsbreite reicht von Revieren im Günser Gebirge, die im Umkreis von 2 km um den Horst fast vollständig bewaldet sind, bis zu erfolgreichen Bruten in der baumfreien Agrarlandschaft. Abb. 7 zeigt die Nutzungsanteile im Offenland. In den Waldrevieren der Zone 1 stellen Acker- und Grünland sowie Siedlungsränder meistens die einzigen Freiflächen dar. Grünland (Mähwiesen) ist mit Flächenanteilen $< 5\%$ in fast allen Revieren des Burgenlandes ohne Bedeutung, Ausnahmen betreffen nur die Streuobstwiesengebiete (v.a. Rosaliengebirge). In Zone 2 kommt an den Süd- und Osthängen des Leithagebirges ein Weingartenanteil von maximal 50 % der Revierfläche hinzu. Am Rand größerer Ortschaften (z.B. Eisenstadt) können außerdem bis zu 20 % des angenommenen Uhu-Aktionsraumes locker verbautes Siedlungsgebiet abdecken.

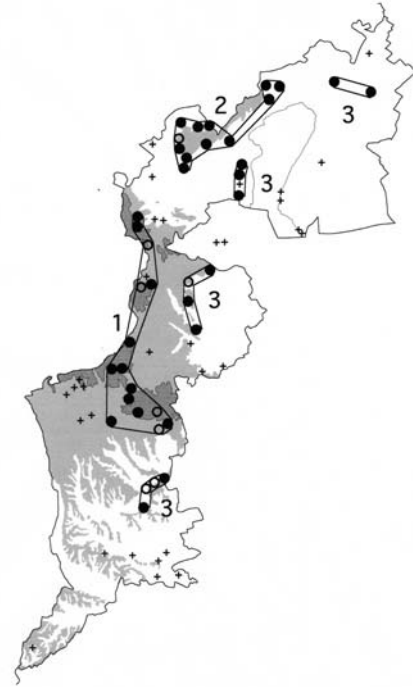


Abb. 5: Brutverbreitung des Uhus im Burgenland 1971–2005 mit Zonen, die ab 1971 (1), ab 1981 (2) bzw. ab 1991 (3) besiedelt waren, sowie Nachweise von Einzelvögeln abseits besetzter Reviere (Kreuz; Näheres s. Text). Sonstige Signaturen wie Abb. 4.

Fig. 5: Breeding distribution of the Eagle Owl in Burgenland 1971–2005 with zones that were occupied (1) from 1971, (2) from 1981 and (3) from 1991, together with records of individuals away from occupied territories (crosses; see text for further information). Other signatures as in Fig. 4.

Im offenen Hügel- und Flachland der Zone 3 nehmen die Ackerflächen noch weiter zu, während der Weingartenanteil gleich bleibt. Die Brutplätze liegen dafür wieder siedlungsferner als im Leithagebirge. Die Reviere im Ruster Hügelland umfassen bis zu 80 % Weingärten, während auf der Parndorfer Platte nur Ackerflächen die horstnahen Jagdhabitats bilden. Zusätzliche Landschaftsstrukturen wie Gewässer oder lineare Randbiotope, die nahrungsökologisch eine wichtige Rolle spielen können (z.B. Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Leditznig 1996, Sitkewitz 2005), sind in dieser flächenbezogenen Auswertung nicht berücksichtigt. Ein weiterer Unterschied besteht beim Substrat der besiedelten Abbaustellen: während in Zone 1 mit einer Aus-

Tab. 1. Seehöhe, Anteil offener Kulturland- und Siedlungsflächen, Verpaarungsrate (Anteil der Jahre mit Weibchennachweis an der Gesamtzahl der Jahre mit Revierbesetzung) und Brutgröße (Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro erfolgreicher Brut) von Uhurevieren in den 3 Besiedlungszonen des Burgenlandes 1971–2005 (s. Abb. 5). Angegeben sind die Mittelwerte mit Standardabweichung.

Tab. 1: Altitude, proportion of cultivated land and areas occupied by man, rate of pairing (proportion of years with records of females related to the total number of years the territory was occupied) and brood size (number of fledged young per successful brood) for Eagle Owl territories in the three zones of occupation of Burgenland from 1971–2005 (see Fig. 5). The figures given represent the means with standard deviations. [Zone, Altitude (m), Proportion of open land (%), Rate of pairing (%), Brood size]

Zone	Seehöhe (m)	Offenlandanteil (%)	Verpaarungsrate (%)	Brutgröße
1	505,3 ± 130,8	30,0 ± 18,4	63,9 ± 31,0	2,2 ± 0,6
2	277,1 ± 051,4	52,5 ± 17,8	69,1 ± 26,1	2,3 ± 0,6
3	256,1 ± 068,6	61,6 ± 29,4	69,7 ± 29,1	2,5 ± 0,8

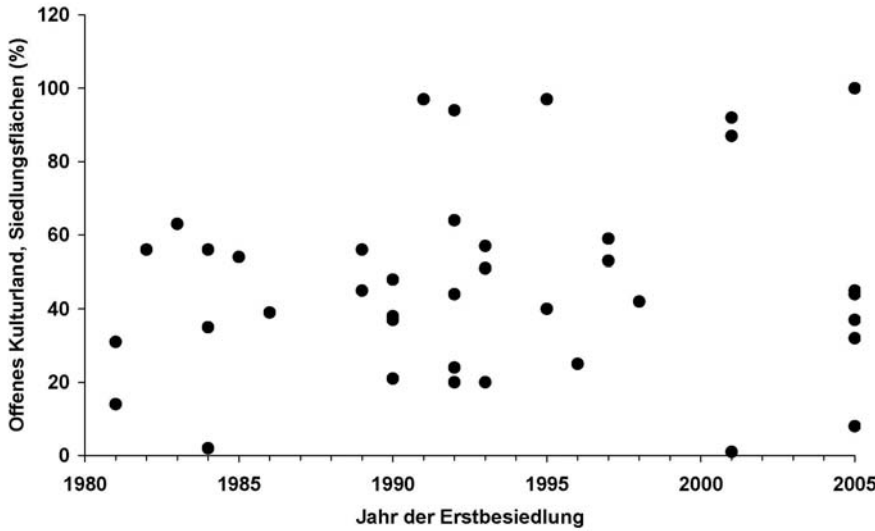


Abb. 6: Anteil offener Kulturland- und Siedlungsflächen pro Revier in Abhängigkeit vom Jahr, in dem die Besetzung des betreffenden Reviers erstmals nachgewiesen wurde ($r_s = 0,08$, $p > 0,05$, n.s.; Spearman Rangkorrelation).
 Fig. 6: Proportion of open cultivated land and areas occupied by man per territory related to the year in which the territory was first shown to be occupied ($r_s = 0.08$, $p > 0.05$, n.s.; Spearman Rank Correlation).

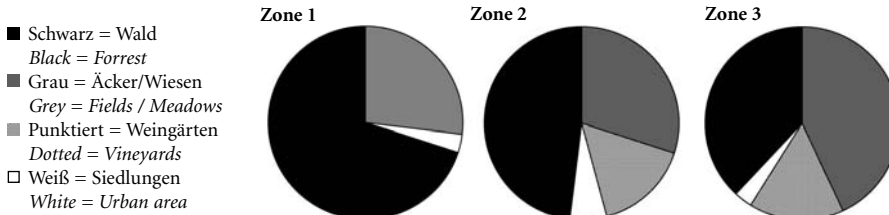


Abb. 7: Mittlere Flächenanteile unterschiedlicher Landnutzungen in Uhrevieren der 3 Besiedlungszonen (s. Abb. 5).
 Fig. 7: Mean proportion of area used in different ways in Eagle Owl territories in the three zones of occupation (s. Fig. 5).

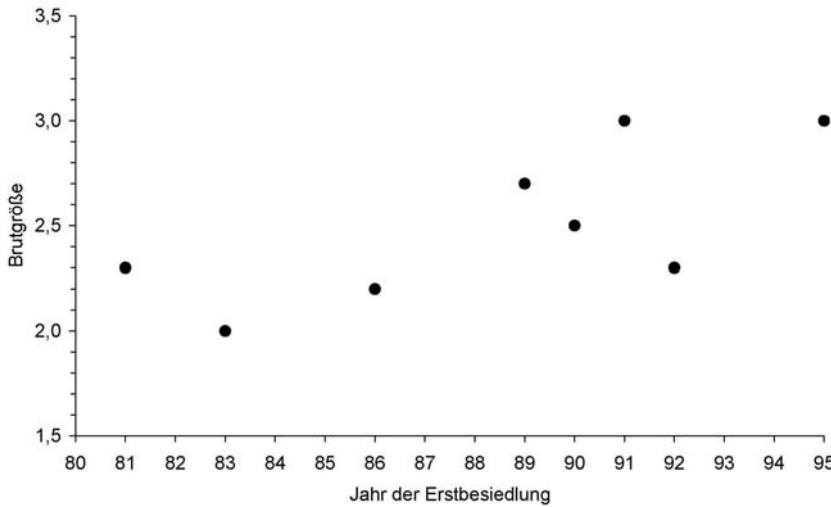


Abb. 8: Mittlere Brutgröße (Anzahl ausgeflogener Jungvögel pro erfolgreicher Brut) in Abhängigkeit vom Jahr des Erstnachweises im Revier ($r_s = 0,68$, $p > 0,05$, n.s.; Spearman Rangkorrelation).
 Fig. 8: Mean breeding success (number of fledged young per successful brood) related to the year of first record in a territory ($r_s = 0.68$, $p > 0.05$, n.s.; Spearman Rank Correlation).

nahme (Naturfelsen) alle Reviere auf Steinbrüche entfallen, steigt der Anteil der Sand- und Schottergruben in Zone 2 und 3 dem Angebot entsprechend auf 17 % bzw. 46 %. Nur in einem Revier gelang 2004 der Nachweis einer Baumbrut in einem Horst des Schwarzstorches. Der Brutplatz dieses Revieres befand sich 1 Jahr später in einer 2 km entfernten Schottergrube.

(3) Für einen Vergleich der mittleren Brutgröße pro Revier in Abhängigkeit vom Jahr der Erstbesiedlung standen nur 8 Brutplätze zur Verfügung, an denen die Jungenzahl zumindest bei 4 (maximal 6) erfolgreichen Bruten erfasst wurde: in 3 schon vor 1988 besetzten

Revieren war sie mit durchschnittlich 2,0–2,3 Jungen tendenziell geringer als an den 5 später besiedelten Brutplätzen mit Mittelwerten von 2,3–3,0 flüggen Jungen pro erfolgreicher Brut (Abb. 8). Dementsprechend zeigen auch die mittlere Größe aller erfolgreichen Bruten (insgesamt 19 Reviere) sowie die Verpaarungsrate von Zone 1 zu Zone 3 eine leichte, nicht signifikante Zunahme (Brutgröße: $U = 79,0$, $p > 0,05$, n.s.; $n_1 = 10$, $n_2 = 20$, Verpaarungsrate: $U = 47,5$, $p > 0,05$, n.s.; $n_1 = 9$, $n_2 = 12$; Vergleiche zwischen Zone 1 und 3, Mann-Whitney U-Test). Während in den Zonen 1 und 2 ($n = 29$) 66 % der erfolgreichen Bruten nur 1–2 große Jungvögel ent-

hielten und in keinem Fall 4 Jungvögel ausgeflogen sind, war die Brutgröße in der Zone 3 ($n = 20$) nur bei 50 % < 3 und Viererbruten kamen zweimal vor.

3.4. Reproduktionsrate und Verlustursachen

Die Verpaarungsrate erreichte an den Brutplätzen, die vor 1995 besetzt waren, nach fünf Jahren nahezu 100 % (s. 3.2). Für die nach 2000 besetzten Reviere ist der Beobachtungszeitraum daher noch zu kurz. Zum jährlichen Anteil der unverpaarten Männchen in der gesamten Brutpopulation fehlen entsprechende Simultanerhebungen. Zur Berechnung der Reproduktionsrate berücksichtigten wir nur den Zeitraum 1990–2005 mit der stärksten Bestandszunahme, da aus der Periode davor nur für 4 Bruten Daten vorliegen. Von 109 Bruten mit bekanntem Ausgang waren 69 % erfolgreich (mind. 1 Jungvogel ausgeflogen). Die Jungenzahl (Nestlinge im Alter von > 5 Wochen bis zum Verlassen des Horstes) konnte bei 45 (60 %) der erfolgreichen Bruten ermittelt werden. Auf dieser Basis errechnet sich ein mittlerer Bruterfolg von 2,4 Jungvögeln pro erfolgreicher Brut und eine Reproduktionsrate von 1,6 Jungvögeln pro Brutpaar.

Bei 71 % der 34 erfolglosen Bruten mit Totalverlusten sind die Ursachen bekannt. Von diesen entfallen 63 % auf vermutliche Störungen, die zumindest in einem Teil der Fälle zum Verlassen des Geleges geführt haben. Als Verursacher waren dabei je einmal Anrainer, Wanderer, Fossiliensammler und Uhu-Beobachter wahrscheinlich. Da Uhus in der Regel in stillgelegten Abschnitten von Abbaustellen brüten, waren Störungen oder Horstverluste durch den Abbaubetrieb nur in 4 Fällen (17 %) verantwortlich. Für weitere 4 Brutverluste liegen uns Hinweise auf jagdliche Eingriffe als Ursache vor: Abschuss der Altvögel (1 Fall; s. unten), Aushorstung der Jungvögel (1 Fall), Brutabbruch nach Errichtung von Hochständen in Nestnähe (2 Fälle). Nur einmal hätte der krankheitsbedingte Ausfall eines Altvogels ohne unser Eingreifen zu einem Totalverlust der Brut geführt: nach dem Tod des Weibchens (s. unten) trug das Männchen zwar weiterhin reichlich Beute ein, die drei etwa zweiwöchigen Jungen konnten aber das Futter noch nicht selbständig aufnehmen und wurden daher künstlich aufgezogen und wieder freigelassen.

Für die 34 Funde toter oder flugunfähiger, ausgewachsener Uhus konnte in 28 Fällen ein Befund erhoben werden: 2 Fälle (7 %) betreffen Jungvögel, die im Juli nach dem Ausfliegen verletzt bzw. stark abgemagert im Siedlungsbereich aufgefunden wurden. 18 Individuen (64 %) waren durch Unfälle verletzt oder getötet. Von den bekannten Ursachen spielen im gesamten Zeitraum (1972–2004) Anflüge und Stromschlag an Freileitungen mit 21 % die wichtigste Rolle (3 Altvögel, 1 Jungvogel, 2 unbestimmt). An zweiter Stelle stehen Verkehrsofper mit

14 %. Ein Jungvogel verhängte sich noch am Brutplatz in einer Schnur. Bei den restlichen 25 % war die Unfallursache nicht mehr zu klären (v.a. Flügelbrüche und Schädelverletzungen). Neben dem Tod eines Jungvogels in einem Habichtskorb 1975 (vgl. Frey & Walter 1977) liegen für mindestens 3 weitere Ausfälle konkrete Hinweise auf direkte Verfolgung vor (insgesamt 14 %): 1987 soll ein Uhu (Wildvogel?) nach Mitteilung Unbekannter in einem Taubenkobel erschlagen worden sein. 2005 fanden wir die Skelett- und Federreste zweier Altvögel sowie eine Patronenhülse in einer gut einsehbaren Brutwand mit Spuren erfolgloser Brutversuche. Für 2 weitere Steinbrüche erreichten uns Anfang der 90er Jahre aus der ansässigen Bevölkerung glaubhafte Angaben über wiederholte Uhuabschüsse. In 4 Fällen (14 %) konnte schließlich Krankheit nachgewiesen werden: Ein gerade ausgeflogener Jungvogel war durch Hornhauttrübung blind. Im Ruster Hügelland starb Ende April 2003 ein Weibchen mit etwa zweiwöchigen Nestlingen direkt am Horstplatz an einer Infektion mit Eulenerpesviren *Herpesvirus strigis* (T. Steineck, briefl.). Bei einem abgemagerten Ringvogel im Alter von fast 21 Jahren war nach seinem Tod eine Darminfektion feststellbar, ein weiterer Altvogel starb an einer Darm- und bakteriellen Lungenentzündung. Ein Bahnopfer sowie ein Jungvogel mit Fehlprägung auf Menschen waren Gefangenschaftsflüchtlinge und sind in dieser Auswertung nicht berücksichtigt.

3.5. Nichtbrüter und Migration

Für 31 Nachweise nicht rufender Uhus war kein räumlicher Zusammenhang mit einem bekannten Brutplatz erkennbar. Sie beziehen sich wahrscheinlich auf umherstreifende Vögel oder Nichtbrüter (Floater) in ihren vorübergehend besetzten „settlement areas“ (vgl. Aebischer et al. 2005, Delgado & Penteriani 2005). Dabei wurden zusätzlich zu den Daten 1971–2005 auch 5 Funde aus den Jahren 2006–2008 berücksichtigt. Die Fundpunkte liegen meist weit abseits der Brutgebiete, Uhus in Entfernungen von weniger als 3 km von einem Brutplatz werteten wir nur dann als Floater, wenn das betreffende Revier zu diesem Zeitpunkt mit Sicherheit unbesetzt war (Abb. 5). 17 Nachweise (55 %) entfallen auf Funde toter oder flugunfähiger Vögel, 10 auf Beobachtungen meist jagender Uhus und 4 auf Gewölfunde. Von den 17 verunglückten oder erkrankten Uhus wurden 5 im verbauten Siedlungsgebiet aufgefunden (z.B. zweimal Stadtgebiet von Sopron), wo Anflüge gegen Zäune oder Leitungen eine wichtige Rolle spielen, 4 starben an Freileitungen, 3 auf der Straße und 1 Jungvogel in einem Habichtskorb (1975); bei 4 weiteren Vögeln war die Todesursache nicht feststellbar. Von den Funden mit bekanntem Alter ($n = 8$) waren 63 % Jungvögel im

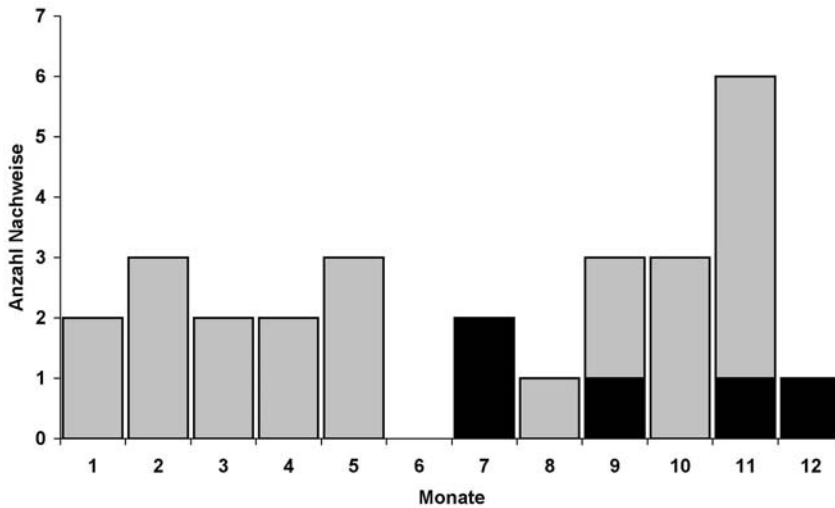


Abb. 9: Jahreszeitliche Verteilung der Nachweise von Uhus abseits bekannter Reviere 1971–2008 (Näheres s. Text). Schwarz: Jungvögel im 1. Kalenderjahr, grau: älter als 1 Jahr oder Alter unbestimmt.

Fig. 9: Seasonal distribution of records of Eagle Owl away from known territories from 1971 to 2008 (for further information see text). Black: birds in the first calendar year; grey: older than one year or age not determined.

Alter von etwa 4–8 Monaten, davon 2 im Juli noch vor Beginn des Dispersals. Im jahreszeitlichen Auftreten ist ein Maximum im November angedeutet (Abb. 9). Die jährliche Anzahl der Uhumeldungen abseits der Brutplätze nahm im Untersuchungszeitraum ab 1981 von durchschnittlich 0,8 (1981–1994) auf 1,4 (1995–2008) nur unwesentlich zu. Der Anstieg ist hauptsächlich auf eine Häufung in der Periode 2002–2005 mit 2–3 Meldungen pro Jahr zurückzuführen, die in die Phase der letzten Bestandszunahme nach 2001 fällt (vgl. 3.1). Die Jahre 1971–1980 mit insgesamt nur 3 Nachweisen sind wahrscheinlich nicht repräsentativ, da entsprechende Meldestellen in der Landesregierung noch nicht eingerichtet waren.

Die teilweise weit zurückreichenden Nachweise verteilen sich auch auf Gebiete, aus denen bis heute keine Uhubruten bekannt geworden sind (Abb. 5). Besonders auffällig ist dies im südlichsten Bogen des Südburgenländischen Hügellandes (Güssinger Hügelland), wo schon

im November 1972 ein Uhu überfahren wurde (Wölfer 1973). Ein zweiter Fundschwerpunkt ohne Brutnachweis liegt in der Fortsetzung des steirischen Wechselgebietes im Vorland des Bernsteiner Gebirges. Die Hälfte der sechs Nachweise aus diesem Gebiet zwischen 1983 und 2006 stammt allerdings von einer versierten Greifvogelbeobachterin (A. Gamauf), sodass die Funddichte im Vergleich zu anderen Landesteilen möglicherweise nicht repräsentativ ist. Weniger ausgeprägt zeichnet sich eine Konzentration am Südrand des Oberpullendorfer Beckens ab. Die fünf Nachweise im intensiv kontrollierten Seewinkel (November bis April 1993–2008) vermitteln zu den neu besetzten Brutplätzen im angrenzenden ungarischen Hanság. Häufungen von Fundpunkten traten entlang der Flusstäler und in den Randzonen der Hügelländer zu den Beckenlandschaften auf, sowie am Ostufer des Neusiedler Sees.

Zum Migrationsverhalten burgenländischer Uhus liegen fünf Ringfunde vor (Tab. 2). Alle Vögel wurden im

Tab. 2: Das Burgenland betreffende Funde beringter Uhus. In der ersten Zeile sind jeweils die Beringungsdaten angegeben, in der zweiten Zeile die Wiederfunddaten sowie die Entfernung und Richtung vom Beringungsort. Für den Wiederfund von NT 2496 liegen keine näheren Angaben vor.

Tab. 2: Recoveries of ringed Eagle Owls relevant to Burgenland. The ringing data are given in the first line and the recovery data in the second line, together with the distance and direction. No further information is available on the recovery of NT 2496.

[Ring, Date, Location, Coordinates, Distance]

Ring	Datum	Ort	Koordinaten	Entfernung
NT 126	03.06.1975	Sieding	47°44'N, 15°59'E	
	12.12.1975	Steinberg	47°28'N, 16°29'E	50 km SE
NT 937	10.05.1986	Melk	48°13'N, 15°19'E	
	14.01.2007	Dörfl	47°29'N, 16°27'E	120 km SE
NT 1145	11.05.1988	Wöllersdorf	48°05'N, 15°52'E	
	? 10.2007	Leithaprodersdorf	47°56'N, 16°28'E	24 km ENE
NT 1865	13.05.1993	Loretto	47°54'N, 16°30'E	
	14.08.1995	Bratislava	48°09'N, 17°07'E	52 km NE
NT 2496	18.05.2003	Pulkau	48°42'N, 15°48'E	
	?	Forchtenstein	47°42'N, 16°19'E	120 km SSE

Rahmen einer Langzeitstudie zur Reproduktion der niederösterreichischen Teilpopulation als Nestlinge im Alter von 3–5 Wochen beringt (Frey 1992). Von den vier Wiederfunden im Burgenland bezieht sich einer (NT 126) auf einen wandernden Jungvogel im ersten Winter. Die anderen Fundorte liegen < 3 km von bekannten Brutplätzen entfernt und könnten daher Brutvögel betreffen (vgl. 3.5.1). Bemerkenswert sind dabei die beiden Totfunde von Uhus mit einem Alter von über 19 bzw. fast 21 Jahren. Alle aus Niederösterreich in das Burgenland eingewanderten Vögel stammen aus den Verbreitungszentren Thermenlinie, Wachau und Pulkatal in Entfernungen von 24–120 km vom Wiederfundort. Die Dispersionsrichtungen streuen von Ost bis Süd mit zwei Funden in südöstlicher Richtung. Zeitlich verteilen sich die burgenländischen Ringfunde auf die Jahrgänge 1975–1988 sowie 2003. Ein im Burgenland geborener Uhu (NT 1865) wanderte hingegen in nordöstlicher Richtung ab.

4. Diskussion

Von 1981 bis 2005 stieg der Bestand des Uhus im Burgenland von etwa 2 auf mind. 33 besetzte Reviere. Gleichzeitig erfolgte eine Ausbreitung in das Hügel- und Tiefland. Im Zuge der Arealausweitung wurden Brutplätze besiedelt, die im Vergleich zu den Revieren in den bereits vor 1980 besetzten Mittelgebirgen durchschnittlich um > 200 m tiefer liegen, einen höheren Flächenanteil offener Kulturlandschaft und tendenziell höhere Bruterfolge aufweisen. Diese Aussagen zur Bestandsentwicklung und zum Verlauf der Besiedlung über einen Zeitraum von 25 Jahren sind in Hinblick auf die nicht standardisierten Erhebungsmethoden zunächst kritisch zu hinterfragen.

4.1. Methodenkritik

Mit Ausnahme des Leithagebirges beruht die Entdeckung der Brutplätze auf einer Kombination gezielter Suchaktionen durch die Autoren mit Zufallsfunden aus einem größeren Beobachterkreis. Bei Langzeitstudien dieses Designs wurden vor allem die folgenden Fehlerquellen erkannt (vgl. z.B. Bezzel & Schöpf 1986, Scherzinger 1987, Bergerhausen & Willems 1988, Plass et al. 1994, Brandt 2003, Haslinger & Plass 2008): (1) Die Auswahl der Bearbeitungsgebiete auf der Grundlage topografischer Karten orientiert sich subjektiv an Suchbildern klassischer Uhuhabitats in den Mittelgebirgslagen. Die Entdeckung von Neuansiedlungen abseits der typischen Felsvorkommen ist daher stark von Meldungen aus der Bevölkerung abhängig und möglicherweise unterrepräsentiert. In der vorliegenden Untersuchung kann auf-

grund der langfristigen Beobachtertätigkeit der jeweiligen Gewährsleute angenommen werden, dass die relativ späten Nachweise nicht auf eine mangelnde Kontrollintensität in den Zeitabschnitten davor zurückzuführen sind. Trotzdem bleiben Teilräume im Flach- und Hügelland, für die nicht ausgeschlossen werden kann, dass Ansiedlungen übersehen worden sind. (2) Uhumeldungen aus der Bevölkerung (inkl. Jägerschaft) beruhen oft auf Verwechslungen mit anderen Eulenarten, vor allem mit dem Waldkauz *Strix aluco* (in der Eifel z.B. 61 % der eingegangenen Daten; Bergerhausen & Willems 1988). Alle in das Monitoring aufgenommenen Reviere wurden daher von uns innerhalb weniger Jahre nach der Meldung bestätigt.

Die Kombination akustischer Methoden (Verhören) mit Begehungen zur Spurensuche hat sich bei vielen Populationsuntersuchungen als Erhebungsmethode mit der höchsten Effizienz bewährt (z.B. Bergerhausen & Willems 1988, Plass et al. 1994, Leditznig et al. 2001, Penteriani et al. 2001, Marchesi et al. 2002). Ein quantitativer Vergleich der Methodenwahl und des Untersuchungsaufwandes (z.B. Anzahl der beteiligten Personen oder Kontrollen pro Jahr; s. v.a. Bergerhausen & Willems 1988) mit anderen Untersuchungen ist für das Burgenland nicht möglich, da für wesentliche Teilgebiete bzw. Zeitabschnitte entsprechende Aufzeichnungen fehlen. Mit den räumlichen und zeitlichen Erfassungslücken (s. Material und Methode) konnte die Bestandsentwicklung sicher nicht vollständig dokumentiert werden. Das Netz der Beobachter und Kontrollen war aber ausreichend, um den Verlauf der Besiedlung wenigstens grob zu skizzieren (vgl. auch Bezzel & Schöpf 1986, Scherzinger 1987, Brandt 2003). Zusätzlich gestützt wird diese Annahme durch die hohe Übereinstimmung der Bestandsentwicklung im gesamten Burgenland mit den Ergebnissen für das weitgehend vollständig erfasste Leithagebirge (Abb. 3). Die Ermittlung des Bruterfolges durch Horstkontrollen ergibt etwas zu hohe Werte, da die Mortalität zwischen dem Verlassen des Nestes und Erlangen der Flugfähigkeit unberücksichtigt bleibt (Penteriani et al. 2005). Die Daten erlauben aber eine Einschätzung der Populationsituation sowie einen relativen Vergleich zwischen den einzelnen Teilgebieten.

4.2. Bestandsentwicklung im überregionalen Vergleich

Die Zunahme im Burgenland von 1–2 auf 33 besetzte Reviere folgte unmittelbar auf den Beginn einer Bestandserholung und Wiederausbreitung in weiten Teilen Europas ab Mitte der 1970er Jahre (z.B. Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Bezzel & Schöpf 1986, Bergerhausen & Willems 1988, Görner 1998, Mosimann-Kampe et al. 1998, Augst 2003, Brauneis & Hormann

2005, Rockenbach 2005, Valkama & Saurola 2005). In den relativ großen und produktiven Restbeständen im benachbarten Niederösterreich setzte der Anstieg sofort nach Einstellung der Verfolgung 1978 ein und verstärkte sich ab 1980 (Frey 1992). Bereits 1982 waren erste Neuan siedlungen im Burgenland und in Oberösterreich zu verzeichnen (Plass et al. 1994). Die Wiederbesiedlung dieser damals fast uhufreien Bundesländer dürfte daher von den niederösterreichischen Verbreitungszentren ausgegangen sein. Eine ähnliche Entwicklung ist z.B. für das nördliche Harzvorland dokumentiert, wo 1979 in Niedersachsen ein exponentielles Wachstum einsetzte, und 1982 die Erstansiedlung im benachbarten Sachsen-Anhalt folgte (Ristig et al. 2003). Die Zunahme in Mitteleuropa ab 1970 setzte sich bis 2005 kontinuierlich fort, in Deutschland z.B. von < 100 auf etwa 1.100 Paare (Lanz & Mammen 2005, Mammen & Stubbe 2005). In den angrenzenden Teilpopulationen stieg die Anzahl der Paare in dieser Periode in Niederösterreich größenordnungsmäßig von 40 auf 200 (Frey 1992 und unpubl.), in Ungarn von 10 auf 50 (Márkus 1987, Petrovics 2008, M. Váczi briefl.) und in der Slowakei auf 300–400 Paare (Danko & Karaska 2002). Die Bestandszunahme im Burgenland folgte daher dem mitteleuropäischen Trend.

4.3. Sequentielle Habitatbesetzung oder Wandel der Präferenzen?

Zur Prüfung der eingangs dargelegten Hypothesen „sequentielle Habitatbesetzung“ bzw. „Wiederbesiedlung optimaler Habitate nach Einstellung der Verfolgung“ (s. Einleitung) sind die folgenden Befunde zu diskutieren:

(1) Ab 1981 wurden auch Gebiete besiedelt, die durchschnittlich um mehr als 200 m tiefer liegen als die vor 1980 besetzten Areale in den Mittelgebirgen (300 m gegenüber 500 m ü. NN). Höhenlagen über 400 m können sich in Mitteleuropa vor allem über Brutauffälle und -verluste bei späten Wintereinbrüchen auf die Reproduktion negativ auswirken. Bei Seehöhen über 700 m (z.B. Brutplatz Bernstein) kann zusätzlich die Dauer der Schneebedeckung für einen Bruterfolg limitierend sein (Frey 1973, Scherzinger 1987, Rockenbach 2001, Dalbeck 2005, Leditznig 2005b, Leditznig & Leditznig 2006, Dalbeck & Heg 2006). Auch wenn das Untersuchungsgebiet am Rand des pannonischen Beckens liegt, zeigen die inselartig vorgeschobenen Mittelgebirgszüge mit Erhebungen bis über 800 m deutlich alpine Klimateinflüsse, sodass auch im Burgenland höhenabhängige Auswirkungen auf den Bruterfolg zu erwarten sind (vgl. Material und Methode).

(2) Zwischen den schon vor 1980 besiedelten Reliktarealen in den Mittelgebirgslagen und den erst später besetzten Zonen 2–3 nimmt der Anteil offener Kulturlandschaft pro Revier von 30 % auf > 50 % zu. In mehreren

Untersuchungen korrelierte die Reproduktionsrate positiv mit dem Offenlandanteil in Horstnähe. Im niederösterreichischen Mostviertel waren die Bruterfolge in den alpinen Revieren mit Anteilen um 30 % gering, während sich Werte um 90 % als optimal erwiesen (Leditznig et al. 2001, Leditznig 2005b; s. auch Dalbeck & Breuer 2002, Augst 2003, Dalbeck 2005). In Telemetriestudien lagen bei Waldanteilen um 50 % fast 90 % der Ortungen jagender Uhus im Offenland (Leditznig 1996). Dementsprechend zeigen Untersuchungen zur Habitatwahl in den 90er Jahren eine Bevorzugung tiefer, walddarmer Lagen im Nahbereich zur Kulturlandschaft (Rockenbach 2001, Marchesi et al. 2002, Penteriani et al. 2002, Dalbeck & Heg 2006). Beste Voraussetzung ist demnach ein reiches Angebot mittelgroßer Beutetiere in offener Landschaft mit trockenwarmem Klima. Die Spezialisierung auf wenige Arten sowie die Anpassungsfähigkeit bei der Horstplatzwahl (z.B. Sand- und Schottergruben) ermöglichen dabei die erfolgreiche Besiedlung der intensiv genutzten Agrarlandschaft (Bezzel et al. 1976, Marchesi et al. 2002, Asmussen 2003, Zuna-Kratky 2003), wo z.B. der Hamster *Cricetus cricetus* mit bis zu 80 % der Stückzahl zur Hauptnahrung werden kann (März 1954, Frey 1973, Haraszthy 1984). Auch im Leithagebirge (Wulka-becken) waren in einem Gradationsjahr der Hamster, und im Ruster Hügelland das Kaninchen *Oryctolagus cuniculus* wichtigstes Beutetier (Grüll & Frey 1992; vgl. auch Serrano 2000, Martínez & Zuberogoitia 2001 für das westmediterrane Buschland). An einem Brutplatz der Parndorfer Platte, wo im Frühjahr regelmäßig Hasensterben durch Tularämie und Pseudotuberkulose auftreten (T. Steineck, pers. Mitt.), fanden wir 2005 mind. 10 deponierte, größtenteils ausgewachsene Feldhasen *Lepus europaeus* (A. Grüll & B. Wendelin, unpubl.).

(3) Im nach 1980 besiedelten Leithagebirge wurden mit Horstabständen von 3,5 km die höchsten Siedlungsdichten im Burgenland erreicht und die Besetzungsrate der Reviere lag bei 95 %. Als minimale Nestabstände bei hoher Dichte in günstigen Habitaten werden für Süd- und Ostdeutschland Mittelwerte zwischen 1,8 und 4,5 km angegeben (z.B. Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Mebs & Scherzinger 2000). In Niederösterreich und in der Steiermark lagen die mittleren Distanzen im nahrungsreichen Alpenvorland mit hohen Bruterfolgen bei 1,8–3,5 km, in ungünstigen Alpentälern hingegen bei > 5 km (Frey 1973, Leditznig 1992, Sackl & Dörtlmayr 1996, Leditznig et al. 2001). Auch ein Vergleich mehrerer europäischer Studien ergibt für Kulturlandschaftshabitate Werte um 2,3 km und für naturnahe Waldgebiete 7,6 km (Marchesi et al. 2002). Hohe Besetzungsraten indizieren zusätzlich eine hohe Revierqualität (Sergio & Newton 2003). In den Südalpen sind nur die Reviere mit optimaler Nahrungsversorgung und hoher Reproduktionsrate alljährlich besetzt (68 % der Brutplätze; Marchesi et al. 2002). Im Wiederansiedlungsprojekt der Eifel



Abb. 10: Brutplatz des Uhus im Bernsteiner Gebirge, der 1975–1984 besetzt war (Foto: A. Boisits).

Fig. 10: Eagle Owl breeding site in the Bernsteiner Gebirge, which was occupied from 1975 to 1984 (Photo: A. Boisits).

wurden die zuerst besiedelten und produktivsten Reviere mit einer Rate von 85 %, die späteren mit nur 60 % besetzt (Dalbeck et al. 1998, Dalbeck & Heg 2006).

(4) In 3 schon vor 1988 besetzten Revieren war die mittlere Brutgröße mit 2,0–2,3 Jungen geringer als an 5 später besiedelten und regelmäßig kontrollierten Brutplätzen mit Mittelwerten von 2,3–3,0 flüggen Jungen pro Brut. Die mittlere Größe aller erfolgreichen Bruten steigt hingegen zwischen Zone 1 und 3 von 2,2 auf 2,5 nur unwesentlich an. Dieser Widerspruch ist auf einen relativ hohen Anteil (50 %) von Bruten mit 1–2 Jungen in den nur fallweise auf Bruterfolg kontrollierten Revieren der Zone 3 zurückzuführen, und könnte daher auf Zufälligkeiten beruhen (z.B. Erfassung in nahrungsmäßig ungünstigen Jahren). Die mittlere Brutgröße gilt als Indikator für die Nahrungsversorgung im Revier und kann zwischen den Horstplätzen stark variieren (z.B. Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Dalbeck et al. 1998, Dalbeck & Breuer 2002, Leditznig 2005b, Görner 2005). In österreichischen und deutschen Untersuchungen werden meist Werte zwischen 1,5 und 2,0, seltener bis 2,4 angegeben (z.B. Sackl & Dölmayer 1996, Mebs & Scherzinger 2000, Mammen & Stubbe 2005, Lanz & Mammen 2005, Lanz & Pille 2005, Rockenbauch 2005, Lindner 2005, Haslinger & Plass 2008). Im niederösterreichischen Mostviertel lag die Brutgröße in den ungünstigen Alpenrevieren bei nur 1,3, im Vorland hingegen bei 2,2 (Leditznig 2005b). Die Bruten im Burgenland sind daher mit Mittelwerten > 2,0 in allen Besiedlungszonen relativ groß. 4 flügge Jungvögel, wie sie zweimal in der erst spät besetzten Zone 3 aufgetreten sind, müssen für Mitteleuropa als Ausnahme gelten (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Petrovics 2008). Auch in Thüringen waren Neuansiedlungen in vorher uhufreren Gebieten mit meist 3–4 Jungen besonders erfolgreich (Görner 2005).

(5) Aus der Periode 1965–1979 liegen (bei sehr geringer Meldewahrscheinlichkeit) fünf Uhunachweise abseits der damals bekannten Brutplätze vor, die auf einen Nichtbrüterbestand viele Jahre vor den ersten Neuansiedlungen hinweisen (Weidwerk 1965; diese Arbeit). Floater sollten in attraktiven, nahrungsreichen Bruthabitaten nur dann keine Reviere besetzen, wenn sie von bereits etablierten Vögeln daran gehindert werden (Baumgart et al. 1973, Dalbeck & Breuer 2001, Delgado & Penteriani 2005, Mrlíková & Peske 2005; s. auch Rohner 1997 für den Virginia-Uhu *Bubo virginianus* sowie Newton 1998). Da zumindest in den 70er Jahren wegen der intensiven Kontrolltätigkeit wahrscheinlich keine besetzten Reviere übersehen worden sind (vgl. Frey & Walter 1977), und in den späteren Brutgebieten bis zu deren Besiedlung sowohl die Landwirtschaft als auch die Nutzung der Abbaustellen durch Ausweitung des Maschineneinsatzes eher intensiviert wurden, dürfte zu dieser Zeit das Brutplatzangebot für potentielle Ansiedler aufgrund tradierter Habitatpräferenzen noch zu wenig attraktiv gewesen sein (v.a. Steinbrüche mit hoher Störungsanfälligkeit).

Der angeführte Literaturvergleich stützt die Annahme, dass Veränderungen der Habitatpräferenzen nach Einstellung der Verfolgung Auslöser für die Habitat- und Arealausweitung waren, und spricht gegen das Erklärungsmodell einer sequentiellen Habitatbesetzung. Die vor 1980 bekannten Brutplätze im Bernsteiner und Günser Gebirge befanden sich an entlegenen, schwer zugänglichen und von Wald abgeschirmten Naturfelsen an einem steilen Hang bzw. in einem Bachtal (Abb. 10). Auch drei ältere Brutvorkommen im Bernsteiner Gebirge zwischen 1946 und 1956 sollen an natürlichen Gesteinsaufschlüssen überdauert haben (Posch 1956). Nur die Horste im Rosaliengebirge lagen schon in aktiven Steinbrüchen am Ortsrand von Forchtenstein (Sauerzopf

1959, Frey und Walter 1977). Erst nach einer Latenzzeit von mind. zwei Jahrzehnten, in der Floater im Burgenland bereits weiter verbreitet waren, gelang dem Uhu ab den 1980er Jahren bei positiver Einstellung der Jägerschaft eine rasche Besiedlung störungsexponierter Brutplätze, die aufgrund von Höhenlage, Landschaftsstruktur und Nahrungsangebot als günstiger einzustufen sind als die alten Refugien in den Mittelgebirgen, und in denen wahrscheinlich auch größere Bruten aufgezogen werden. Im Leithagebirge wurden dabei innerhalb von nur 10 Jahren fast alle potentiell geeigneten Steinbrüche und Sandgruben mit hoher Revierdichte und Stetigkeit besetzt. Bei der Eroberung dieser neuen Habitate spielt beim Uhu als langlebiger Generalist sicher die Exploration durch junge Individuen eine wichtige Rolle, die ein Kennenlernen der Ressourcen und Gefahren ermöglicht. Andererseits können spätere Habitatpräferenzen auch durch Früherfahrungen am Geburtsort festgelegt werden (z.B. Schaden 1993, Wuntke & Voss 2007 für die Schleiereule *Tyto alba*). Diese ethologische Einschränkung (z.B. durch eine Jugendphase in störungsarmer Umgebung) würde die lange Anlaufzeit bis zum Beginn der Wiederbesiedlung und den etappenweisen Verlauf von den ungestörten Hochlagen bis in die intensiv genutzte Agrarlandschaft erklären. Für die Neuansiedlungen in den früheren Reliktarealen in der letzten Phase der Besiedlung (1991–2005) könnten hingegen sequentielle Habitatbesetzungen bei hohem Populationsdruck nach Auffüllung der optimalen Habitate in der offenen Landschaft eine größere Rolle spielen (vgl. Marchesi et al. 2002, Dalbeck & Heg 2006).

4.4. Populationsdynamik

Die Reproduktionsrate im Burgenland von 1,6 Jungvögeln pro Brutpaar erreicht im mitteleuropäischen Vergleich die Obergrenze publizierter Werte (maximal 1,9; z.B. Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Frey 1992, Baurneis 2003, Lanz & Mammen 2005, Leditznig 2005b, Lindner 2005, Mammen & Stubbe 2005, Rockenbauch 2005, Haslinger & Plass 2008). Neben den relativ großen Bruten (s. 4.3) wirkt sich dabei zumindest in den pannonisch geprägten Landesteilen das weitgehende Fehlen witterungsbedingter Brutausfälle oder Totalverluste günstig aus (vgl. hingegen Frey 1973, Leditznig & Leditznig 2006 für die raueren Hochlagen Niederösterreichs). Auch bei Berücksichtigung der angeführten Fehlerquellen ist daher von einer Produktivität auszugehen, die deutlich höher liegt als für die Bestandserhaltung erforderlich (ca. 0,8–1,0/Paar und Jahr; Leditznig 2005a, Lanz 2008). Damit übereinstimmend lassen die Nachweise von Floatern während des gesamten Untersuchungszeitraumes auf einen Populationsüberschuss schließen. Da sich stationäre Nichtbrüter in ihren „settlement areas“

bevorzugt an der Peripherie der Brutreviere aufhalten (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Dalbeck & Breuer 2001; vgl. auch Rohner 1997 für den Virginia-Uhu), dürfte die Konzentration der Fundpunkte entlang der Flusstäler und Hügelländer abseits der Brutplätze in erster Linie auf einem Leitlinieneffekt für wandernde Uhushen beruhen, die den nach Südost bis Ost verlaufenden Talachsen und Grenzlinien folgend vom Alpenostrand bis in die Kleine Ungarische Tiefebene vorstoßen (vgl. auch Bezzel & Schöpf 1986, Aebischer et al. 2005, Delgado & Penteriani 2005). Zusätzlich gestützt wird diese Vermutung durch mind. 6 Uhushen, die nach 1980 im angrenzenden Komitat Vas / Westungarn verunglückten (C. Nemeth, briefl.). Diese Migrationsbewegungen könnten vor allem auf die relativ hohen Fundzahlen in den Monaten September bis November zutreffen, die in die erste Phase des Jungvogeldispersals fallen (Delgado & Penteriani 2005, Aebischer et al. 2005, Mrlíková & Peske 2005; vgl. Abb. 8).

Trotz hoher Reproduktionsrate war die rasche Besiedlung zumindest in den 80er Jahren von Zuwanderungen abhängig (Grüll & Frey 1992). Als Quellpopulation kommen in erster Linie die sehr produktiven Bestände nur 20 km weiter westlich entlang der Thermenlinie in den niederösterreichischen Kalkvoralpen in Frage (Frey 1992), sowie die in den 70er Jahren intakte Teilpopulation der Kleinen und Weißen Karpaten in der Slowakei (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Eine Verbindung mit diesen Brutbeständen wird durch den Fund eines burgenländischen Vogels in Bratislava (s. Tab. 2) sowie zwei weitere Ringfunde belegt, die von unmittelbar benachbarten Brutplätzen in Niederösterreich nach Nordost an die Staatsgrenze bzw. bis 120 km weit in slowakisches Gebiet führen (H. Frey unpubl. Daten). Die burgenländischen Ringfunde zeigen aber auch, dass wahrscheinlich nach Jahren mit hohen Bruterfolgen (z.B. 1986; Frey 1992) Ansiedlungen aus bis zu 120 km entfernten, nordwestlich gelegenen Verbreitungszentren stattgefunden haben. Da Ansiedlungsentfernungen > 100 km (bis maximal 316 km) nur selten vorkommen (z.B. Bairlein & Harms 1994, Fiedler 2005), dürften diese Funde die Außengrenzen für einen Populationsaustausch markieren.

Reproduktionsüberschuss, Nichtbrüteranteil, anhaltende Bestandszunahme und Ausbreitung, sowie Zuwanderungen aus anderen produktiven Teilpopulationen lassen daher für den Uhu im Burgenland zumindest seit den 1980er Jahren auf eine positive Populationsentwicklung bzw. auf einen günstigen Erhaltungszustand (A) im Sinne der EG-Vogelschutzrichtlinie schließen (vgl. Dvorak & Wichmann 2005). Für die Stabilität besonders wichtig ist dabei das großräumige und regelmäßige Auftreten von Floatern als Populationsreserve, aus der Neuansiedlungen erfolgen und Ausfälle im Brutbestand rasch ersetzt werden können (Baumgart et al. 1973, Glutz von



Abb. 11: Seit 2005 besetzter Brutplatz des Uhus in einer aktiven Schottergrube der Parndorfer Platte im Nahbereich eines Windparks (Foto: B. Wendelin).

Fig. 11: Eagle Owl breeding site occupied since 2005 in an active gravel pit on the Parndorfer Platte close to a wind farm (Photo: B. Wendelin).

Blotzheim & Bauer 1980, Dalbeck & Breuer 2001, Rockenbauch 2001, Delgado & Penteriani 2005; vgl. auch Newton 1991, 1998). Zwei Ringfunde aus dem Burgenland belegen überdies ein Alter, das im Freiland bisher nur selten nachgewiesen wurde (z.B. Görner 1998, Fiedler 2005). Bei der ausgeprägten Reviertreue des Uhus (Grava et al. 2008) könnten diese Vögel 19 bzw. 20 Jahre an ihren Brutplätzen überlebt haben.

4.5. Gefährdungsfaktoren

Von den bekannten Verlustursachen spielen für Brutten Störungen (63 % aller Totalverluste) und für erwachsene Vögel Unfälle an Freileitungen (21 %) sowie im Straßenverkehr (14 % aller Funde) die wichtigste Rolle. Im niederösterreichischen Mostviertel waren 80 % der Brutverluste auf anthropogene Störungen zurückzuführen (Leditznig et al. 2001). Aushorstungen (z.B. Frey 1992) oder Sportklettern sind im Burgenland ohne wesentliche Bedeutung, während Verluste durch den Abbaubetrieb in Steinbrüchen generell selten sind (vgl. Frey 1973, Dalbeck & Breuer 2001, Rockenbauch 2001, Lindner 2005).

Hohe Verluste an Freileitungen und im Straßenverkehr sind für Nord- und Mitteleuropa in zahlreichen Studien belegt. An erster Stelle stehen Stromschlagopfer (v.a. an Mittelspannungsmasten) mit 20–60 %, Verkehrsoffer mit 20–35 % und Leitungsanflüge mit 15–20 % der Funde. Auch wenn diese Werte aufgrund der leichteren Auffindbarkeit von Unfallopfern gegenüber natürlichen Verlusten überhöht sind (Aebischer et al. 2005), erreicht vor allem der Stromtod in vielen Fällen ein populationsrelevantes Ausmaß. Wie auch im Burgenland sind dabei besonders die umherstreifenden Floater betroffen (in der Schweiz z.B. 16,5 % der Jungvögel im ersten Lebensjahr), sodass es bei zu hoher Mortalität zu einer Ausdünnung der Populationsreserve und in der

Folge zu Besiedlungslücken, verminderten Bruterfolgen und Rückgängen des Brutbestandes kommen kann (s. v.a. Frey 1973, Aebischer et al. 2005, Brauneis & Hormann 2005, Delgado & Penteriani 2005, Fiedler 2005, Valkama & Saurola 2005, Breuer 2008, Lanz 2008). Neu hinzugekommen ist die Windkraftnutzung, die bei anhaltender Ausbreitung des Uhus vor allem auf der Parndorfer Platte und im Oberpullendorfer Becken zu Kollisionen führen kann (vgl. die von der EGE 2005 und Lanz 2008 zusammengestellten Schlagopfer in Deutschland). Gegenüber den Störfaktoren eines Windparks dürfte hingegen eine rasche Gewöhnung möglich sein. So liegt auf der Parndorfer Platte eine Schottergrube mit erfolgreichen Brutten nur 80 m von der nächsten Windkraftanlage entfernt (vgl. Abb. 11).

Wiederholte Hinweise auf illegale Abschüsse lassen befürchten, dass sich die in den 1970–80er Jahren sehr uhufreundliche Einstellung der Jägerschaft (Frey & Walter 1977, Burgenländischer Landesjagdverband 1988, Peter 1997) nach der Bestandszunahme und Ausbreitung in die Niederwildreviere wieder zu wandeln beginnt. Eine Verfolgung am Brutplatz kann regional sehr rasch zu empfindlichen Bestandseinbrüchen führen, die sich vor allem bei den produktivsten Revieren über Brutauffälle auch auf andere Gebiete auswirken (zu ähnlichen Entwicklungen in Nieder- und Oberösterreich s. Frey 1992, Plass et al. 1994, Grill & Frey 2005, Leditznig 2005a). Zusätzlich gestützt wird diese Vermutung durch den burgenländischen Fund eines beschossenen Altvogels im April 2008 (G. Loupal, briefl.). Bemerkenswert ist schließlich der Nachweis einer Infektion mit Eulenherspesviren *Hepatosplenitis infectiosa strigum* (HSIS), die häufig in Gefangenschaft auftritt, bei wildlebenden Uhus trotz umfangreichen Materials aber nur selten festgestellt wurde (Frey 1973, Scherzinger 1987, Loupal 1996).

Eine neue Gefahr geht von der Sukzession und Folgenutzung in den Abbaustellen aus. Während kleine, aufgelassene Steinbrüche durch das Aufkommen von Gehölzen unbesiedelbar werden (Grüll & Frey 1992), schränken vor allem in den Sand- und Schottergruben des Nordburgenlandes die aus Sicherheitsgründen vorgeschriebene Abschrägung der Steilwände sowie die Verfüllung als Deponie das sichere Brutplatzangebot laufend ein (vgl. auch Dalbeck & Breuer 2002, Brandt 2003, Lanz & Pille 2005, Leditznig 2005a, Lossow 2005). Aus populationsdynamischer Sicht sind gerade diese Reviere besonders wertvoll, da sie einen wesentlichen Beitrag zur Gesamtproduktion leisten. Ausweichen auf Bodenbruten ist wegen der zunehmenden Nestprädation durch Wildschweine *Sus scrofa* problematisch (z.B. Görner 2005). Für eine Umstellung auf Baumbruten liegen bisher kaum Hinweise vor, wobei diese Frage wegen der Erfassungslücken schwer zu beurteilen ist. Nahrungsmangel als Folge intensiver Landwirtschaft und Aufforstung der Grenzertragsböden (z.B. Augst 2003, Görner 2005, Lanz & Pille 2005, Leditznig 2005a, Lanz 2008) dürfte hingegen in Hinblick auf die guten Bruterfolge und das günstige Klima als relevanter Gefährdungsfaktor derzeit ausscheiden.

4.6. Schutzmaßnahmen

Im Burgenland sind von den Revieren mit Reproduktionsnachweis nur 7 (22 %) von Besonderen Schutzgebieten (SPA) nach der EG-Vogelschutzrichtlinie (79/409/EWG) abgedeckt (Dvorak 2009). Für den Artenschutz bedeutet dies, dass zur Sicherung des günstigen Erhaltungszustandes der kleinen Teilpopulation Maßnahmen auch außerhalb der Europäischen Vogelschutzgebiete landesweit umgesetzt werden müssen. Auf Grund der populationsdynamischen Erkenntnisse haben die folgenden Zielsetzungen Priorität:

(1) Vor allem in den produktivsten Zonen 2 und 3 ist bei der Nutzung von Abbaustellen durch eine entsprechende Planung, Auflagen, Pflege- und Gestaltungsmaßnahmen ein ausreichendes Nistplatzangebot langfristig zu sichern (vgl. auch Frey 1973, Bergerhausen et al. 1981, Marchesi et al. 2002, Brandt 2003, Leditznig 2005a, Lossow 2005). Da mit einer weiteren Ausbreitung des Uhus zu rechnen ist (vgl. z.B. Bergerhausen et al. 1989), sollten auch potentielle Habitate für zukünftige Brutansiedlungen mitberücksichtigt werden (Breuer 2005). Eine Orientierung der Gebietsauswahl an der Fundverteilung der Floater ist dabei am ehesten zielführend. Bei der Qualität der Brutplätze ist die Sicherheit vor Störungen durch den Betrieb und jagdliche Einrichtungen, sowie vor Wildschweinprädation von größter Bedeutung. Im Gegensatz zu den früheren Einschätzungen bei Grüll & Frey (1992) zeigt hingegen die mittlerweile sehr hohe Reprodukti-

onsrate, dass die kaum kontrollierbaren Störungen durch Freizeitaktivitäten keine gravierende Rolle spielen.

(2) Obwohl keine Daten zur Gesamtmortalität zur Verfügung stehen, sind auch in Hinblick auf weitere Ausbreitungsmöglichkeiten anthropogene Populationsverluste zu minimieren. Dabei ist nicht nur die Umgebung der Brutplätze im Umkreis von 2,5 km zu berücksichtigen, sondern auch der Bestand an Floatern auf der gesamten Landesfläche. Aus der Fundverteilung lassen sich besonders wichtige Wanderkorridore und Aufenthaltsgebiete in den Mittelgebirgstälern, an den Rändern der Beckenlandschaften und entlang der Hügelketten lokalisieren. Größte Bedeutung haben die flächendeckende Entschärfung gefährlicher Mittelspannungsmasten und die Bewahrung wichtiger Habitatflächen vor einer Durchtrennung mit Freileitungen oder hochrangigen Straßen (z.B. Dalbeck & Breuer 2002, Aebischer et al. 2005, Delgado & Penteriani 2005, Breuer 2008). Vor allem auf der Parndorfer Platte werden auch bei einem weiteren Ausbau der Windkraftnutzung die neuen Uhuansiedlungen in den Schottergruben zu berücksichtigen sein. Die illegalen Abschüsse zeigen, dass jede Lockerung der ganzjährigen Schonung nach dem Burgenländischen Jagdgesetz sofort wieder zu massiven Eingriffen in den Brutbestand führen würde, die aus der Sicht des Populationschutzes keinesfalls tolerierbar sind. Eine zusätzliche Gefährdung geht von den weiterhin bewilligten Krähenmassenfallen aus (z.B. Förstel 1973), die wegen ihrer unselektiven Wirkung auch mit der EG-Vogelschutzrichtlinie unvereinbar sind (Epple et al. 2005).

Zusammenfassung

Für den Zeitraum 1971–2005 wird geprüft, wieweit der Verlauf der Besiedlung durch den Uhu *Bubo bubo* im Burgenland mit dem Konzept der „sequentiellen Habitatbesetzung“ bzw. einer „Wiederbesiedlung optimaler Habitate nach Einstellung der Verfolgung“ zu erklären ist. Datengrundlage waren planmäßige Revierkontrollen (Verhören, Spurensuche) durch die Autoren und Meldungen aus einem größeren Beobachterkreis. 2005 führten wir eine flächendeckende Erfassung durch. Die Habitatstruktur (Nutzungsanteile) in den Revieren ermittelten wir auf der Basis der Corine-Landnutzungsdaten. 1971–1981 war jeweils nur ein besetzter Brutplatz in den Mittelgebirgen bekannt. Ab 1982 stieg der Bestand rasch an und erreichte 2005 mind. 33 besetzte Reviere. Gleichzeitig erfolgte die Ausbreitung in das Hügel- und Tiefland. Im Zuge der Arealausweitung wurden (1) Brutplätze besiedelt, die durchschnittlich um > 200 m tiefer liegen als die Reviere in den vor 1980 besetzten Gebieten, nahm (2) der Anteil offener Kulturlandschaft pro Revier von 30 % auf 60 % zu, wurden (3)

in den neuen Brutarealen die höchsten Siedlungsdichten und Besetzungsraten der Reviere erreicht, und stieg (4) die mittlere Größe erfolgreicher Bruten von 2,2 auf 2,5 Jungvögel an. Die Befunde stützen die Annahme, dass Veränderungen der Habitatpräferenzen nach Einstellung der Verfolgung Auslöser für die Habitat- und Arealausweitung waren, und sprechen gegen das Erklärungsmodell einer sequentiellen Habitatbesetzung: Nach 1980 gelang eine erfolgreiche (Wieder)besiedlung störungsexponierter Brutplätze, die aufgrund ihrer Habitatqualität als günstiger einzustufen sind als die alten Refugien in den Mittelgebirgen. Die Reproduktionsrate von 1,6 Jungvögeln pro Brutpaar war höher als für die Bestandserhaltung erforderlich. Dem entsprechend lassen 31 Floater-Nachweise auf eine Populationsreserve schließen. 4 Ringfunde belegen Einwanderungen aus den niederösterreichischen Verbreitungszentren in Entfernungen von 20–120 km. Nach den demographischen Daten befindet sich der Uhu als Anhang I-Art der EG-Vogelschutzrichtlinie in einem günstigen Erhaltungszustand. Als Schutzprioritäten sind bei der Folgenutzung von Abbaustellen ausreichend Nistplätze zu sichern und Populationsverluste an Freileitungen und Straßen zu minimieren.

Danksagung

Wir danken in erster Linie den zahlreichen Beobachtern, ohne deren Meldungen und Hinweise diese langfristige Bestandskontrolle nicht möglich gewesen wäre: J. Antoni, R. Aumüller, M. Blecha, A. Boisits, F. Böhm, J. Brauchart, M. Dvorak, F. Exler, F. Faux, A. Gamauf, F. Gombots, K. Grafl, J. Groß, C. Hallwachs, E. Hegedüs, H. Heissenberger, A. Horvath, K. Janisch, E. Karner-Ranner, L. Kárpáti, K. Kirchberger, A. Koó, G. Körmöczy, J. Krammer, R. Kroiss, E. Lederer, A. Mad, K. Oswald, F. Pail, R. Pilz, J. Plank, R. & G. Pogats, A. Ranner, C. Rogge, F. Rokop, S. Salmuter, O. Samwald, F. Sauerzopf, K. Schaller, T. Schlögl, E. Schmid, K. Schraufstätter, F. Schuster, J. Sommer, H. Stummer, J. Tajmel, O. Tatschl, W. Timpe, H. Ulreich, H. Unger, M. Váczi, V. Waba, C.W. Walko, A. Wechselberger, S. Weiss, B. Wendelin, G. Wichmann, K. Zala, T. Zuna-Kratky. Unser Dank geht weiters an G. Loupal, E. Tataruch und T. Steineck für veterinärmedizinische Untersuchungen, A. Gamauf und F. Resch für die Zusammenstellung von Uhofunden am Naturhistorischen Museum und an der Veterinärmedizinischen Universität Wien, J. Frühauf, der uns die Corine-Landnutzungsdaten zur Verfügung stellte und die Berechnung der Nutzungsanteile in den Uhuerevieren durchführte, sowie an zwei anonyme GutachterInnen für kritische und klärende Kommentare zu unserem Manuskript.

Literatur

- Aebischer A., P. Nyffeler, S. Koch & R. Arlettaz (2005):** Jugenddispersion und Mortalität Schweizer Uhus *Bubo bubo*. Ein aktueller Zwischenbericht. Orn. Anz. 44: 197–200.
- Amt der Burgenländischen Landesregierung (2006):** Statistisches Jahrbuch Burgenland 2005. Landesstatistik, Eisenstadt, 228 pp.
- Asmussen R. (2003):** Die Wiedereinbürgerung des Uhus *Bubo bubo* in Schleswig-Holstein. Vogelwelt 124: 223–228.
- Augst U. (2003):** Reproduktion und Bestandsentwicklung des Uhus *Bubo bubo* im Elbsandsteingebiet. Vogelwelt 124: 229–239.
- Bai M.-L., D. Schmidt, E. Gottschalk & M. Mühlenberg (2009):** Distribution pattern of an expanding Osprey (*Pandion haliaetus*) population in a changing environment. J. Orn. 150: 255–263.
- Bairlein F. & U. Harms (1994):** Ortsbewegungen, Sterblichkeit und Todesursachen von Greifvögeln und Eulen nach Ringfunden der „Vogelwarte Helgoland“ – eine Übersicht. Vogelwarte 37: 237–246
- Baumgart W., S.D. Simeonov, M. Zimmermann, H. Bünsche, P. Baumgart & G. Kühnast (1973):** An Horsten des Uhus (*Bubo bubo*) in Bulgarien. I. Der Uhu im Iskerdurchbruch (Westbalkan). Zool. Abhandl. 32: 203–247.
- Bergerhausen W., O. von Frankenberg & E. Herrlinger (1981):** Die Situation der Wiedereinbürgerung des Uhus in der Bundesrepublik Deutschland. Natur und Landschaft 56: 124–126.
- Bergerhausen W., P. Mannes & K. Radler (1989):** Neue Chancen für den Uhu? Nationalpark 62: 29–32.
- Bergerhausen W. & H. Willems (1988):** Methodik und Effizienz der Bestandskontrolle einer Population des Uhus (*Bubo bubo*). Charadrius 24: 171–187.
- Bezzel E., J. Obst & K.-H. Wickl (1976):** Zur Ernährung und Nahrungswahl des Uhus (*Bubo bubo*). J. Orn. 117: 210–238.
- Bezzel E. & H. Schöpf (1986):** Anmerkungen zur Bestandssituation des Uhus (*Bubo bubo*) in Bayern. J.Orn. 127: 217–228.
- Brandt T. (2003):** Verbreitung, Bestand und Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) in Niedersachsen: Ergebnisse einer landesweiten Erfassung 2002. Vogelkdl. Ber. Niedersachsen 35: 39–54.
- Brauneis W. (2003):** Der Uhu *Bubo bubo* in Hessen – Wiederbesiedlung und Bestandsentwicklung. Vogelwelt 124: 241–247
- Brauneis W. & M. Hormann (2005):** Bestand und opulationsdynamik des Uhus *Bubo bubo* in Hessen. Orn. Anz. 44: 113–116.
- Breuer W. (2005):** Was verlangt das Europäische Naturschutzrecht zum Schutz des Uhus *Bubo bubo*? Orn. Anz. 44: 177–184.
- Breuer W. (2008):** Stromtod bei Uhus – Anforderungen der Europäischen Vogelschutzrichtlinie. In: D. Haas & B. Schürenberg (Hrsg.): Stromtod von Vögeln. Ökol. Vögel 26: 55–63.
- Bund Naturschutz in Bayern (Hrsg. 1994):** Die Wildkatze in Deutschland. Wiesenfeldener Reihe 13, München, 114 pp.
- Burgenländischer Landesjagdverband (1988):** Uhuorkommen im Burgenland. St. Hubertus 1/1988: 38.
- Busche G. & A. Kostrzewa (2007):** Zunehmende Brutbestände des Mäusebussards *Buteo buteo* im westlichen Schleswig-Holstein im Zeitraum 1966–2006: Bestandswachstum durch sequentielle Habitatbesetzung. Vogelwarte 45: 209–217.
- Csaplovics E. (1988):** Der Beitrag der Fernerkundung zur Erfassung und Dokumentation von Steinbrüchen, Sand- und Schottergruben im nördlichen Burgenland. Biol. Station Neusiedler See, BFB-Bericht 68: 93–103.
- Dalbeck L. (2005):** Nahrung als limitierender Faktor für den Uhu *Bubo bubo* (L.) in der Eifel? Orn. Anz. 44: 99–112.
- Dalbeck L., W. Bergerhausen & O. Krischer (1998):** Telemetriestudie zur Orts- und Partnertreue beim Uhu *Bubo bubo*. Vogelwelt 119: 337–344.

- Dalbeck L. & W. Breuer (2001):** Der Konflikt zwischen Klettersport und Naturschutz am Beispiel der Habitatsprüche des Uhu (*Bubo bubo*). *Natur und Landschaft* 76: 1–7.
- Dalbeck L. & W. Breuer (2002):** Schutzgebiete nach der Europäischen Vogelschutzrichtlinie für den Uhu (*Bubo bubo* L.) in der Eifel. *Natur und Landschaft* 77: 500–506.
- Dalbeck L. & D. Heg (2006):** Reproductive success of a reintroduced population of Eagle Owls *Bubo bubo* in relation to habitat characteristics in the Eifel, Germany. *Ardea* 94: 3–21.
- Danko S. & D. Karaska (2002):** Eagle Owl (*Bubo bubo*). In: S. Danko, A. Darolová & A. Kristin: Birds distribution in Slovakia. Veda, Bratislava, p. 360–362 (slowak. mit engl. Zusammenf.).
- Delgado M. del Mar & V. Penteriani (2005):** Eagle Owl *Bubo bubo* dispersal patterns and the importance of floaters for the stability of breeding populations. *Orn. Anz.* 44: 153–158.
- Dvorak M. (Hrsg., 2009):** Important Bird Areas – Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistor. Museum Wien, 576 pp.
- Dvorak M. & G. Wichmann (2005):** A0001 *Bubo bubo*. In: T. Ellmauer (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhanges I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der 9 österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, p. 420–429.
- EGE (Europ. Ges. zum Schutz der Eulen, 2005):** „Vogel des Jahres“ Opfer der Windenergie. *Nationalpark* 3/2005: 22.
- Eiberle K. (1980):** Lehren aus der Verbreitungsgeschichte der mitteleuropäischen Wildkatze. *Schweiz. Z. Forstwesen* 131: 965–986.
- Eppele W., H.-W. Helb & U. Mäck (2005):** Zur Selektivität und Eignung der Norwegischen Krähenmassenfälle unter Berücksichtigung von Aspekten des Tierschutzes und Artenschutzes – dargestellt am Beispiel eines Projektes zum Rabenkrähen- und Elsternmassenfänger der Jägerschaft im Landkreis Leer/Ostfriesland/Niedersachsen. *Ber. Vogelschutz* 41: 45–63.
- Fiedler W. (2005):** Ist Uhuberingung noch zeitgemäß? Anforderungen an Uhu-Beringungsprogramme aus Sicht der Vogelwarte. *Orn. Anz.* 44: 171–176.
- Förstel A. (1973):** Uhu in der Krähenfalle. *Die Pirsch* 25: 108.
- Frey H. (1973):** Zur Ökologie niederösterreichischer Uhupopulationen. *Egretta* 16: 1–68.
- Frey H. (1981):** Vorkommen und Gefährdung des Uhus in Mitteleuropa. *Ökol. Vögel* 3 (Sonderheft): 293–299.
- Frey H. (1992):** Bestandsentwicklung und Jungenproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) in Niederösterreich zwischen 1969 und 1991. *Egretta* 35: 9–19.
- Frey H. & W. Walter (1977):** Brutvorkommen und Nahrungsökologie des Uhus (*Bubo bubo*) im Burgenland. *Egretta* 20: 26–35.
- Frühau J. (2005):** Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft (Hrsg.): Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 1. Grüne Reihe des Lebensministeriums 14/1, Böhlau, Wien, pp. 63–165.
- Glandt D. (2003):** Der Kolkkrabe. Sammlung Vogelkunde, Aula-Verlag, Wiebelsheim, 140 pp.
- Glutz von Blotzheim U.N. & K.M. Bauer (1980):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas 9. Akad. Verlagsges., Wiesbaden, 1148 pp.
- Görner M. (1998):** Zur Populationsdynamik des Uhus (*Bubo bubo*) in Thüringen. I. Bestandsentwicklung und Schutzmaßnahmen. *Acta ornithoecol.* 4: 3–27.
- Görner M. (2005):** Der Uhu *Bubo bubo* in Thüringen: Brutbiologie, Ernährung, Prädation. *Orn. Anz.* 44: 137–139.
- Grava T., N. Mathevon, E. Place & P. Balluet (2008):** Individual acoustic monitoring of the European Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 150: 279–287.
- Grüll A. & H. Frey (1992):** Bestandsentwicklung, Bruterfolg und Nahrungszusammensetzung des Uhus (*Bubo bubo*) im Burgenland von 1981 bis 1991. *Egretta* 35: 20–36.
- Grüll A. & H. Frey (2005):** Vogel des Jahres 2005: der Uhu. *Vogelschutz in Österreich* 20: 4–6.
- Haraszthy L. (1984):** Beiträge zur Kenntnis der Ernährungsbiologie des Uhus (*Bubo bubo*) in Ungarn. *Pusztá* 2: 53–59 (ungar. mit deutsch. Zusammenf.).
- Haslinger G. & J. Plass (2008):** Ergebnisse der Eulenerhebung in Oberösterreich 2007. *Vogelkdl. Nachr. Oberösterreich, Naturschutz aktuell* 16: 15–24.
- Hydrographischer Dienst in Österreich (2007):** Hydrographisches Jahrbuch von Österreich 112, 2004. Bundesministerium Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft, Wien.
- Janssen G., M. Hormann & C. Rohde (2004):** Der Schwarzstorch. Die Neue Brehm-Bücherei 468, Westarp Wissenschaften, Hohenwarleben, 414 pp.
- Kárpáti L. (1997):** Die Brut des Uhus (*Bubo bubo*) im Soproner Gebirge. *Szélkiáltó* 11: 3–5 (ungar. mit deutsch. Zusammenf.).
- Lanz U. (2008):** Stromtod als Ursache für sinkenden Bruterfolg beim Uhu? In: D. Haas & B. Schürenberg (Hrsg.): Stromtod von Vögeln. *Ökol. Vögel* 26: 140–142.
- Lanz U. & U. Mammen (2005):** Der Uhu *Bubo bubo* – ein Vogel des Jahres im Aufwind? *Orn. Anz.* 44: 69–79.
- Lanz U. & A. Pille (2005):** Der Uhu (*Bubo bubo*) in Bayern – Bestand und Gefährdung. *Artenschutzreport Sonderheft* 17: 26–29.
- Leditznig C. (1992):** Telemetriestudie am Uhu (*Bubo bubo*) im niederösterreichischen Alpenvorland – Methodik und erste Ergebnisse. *Egretta* 35: 69–72.
- Leditznig C. (1996):** Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donauanahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 47–68.
- Leditznig C. (2005a):** Die Situation des Uhus (*Bubo bubo*) in Österreich und seine Schutzprobleme. *Artenschutzreport Sonderheft* 17: 1–6.
- Leditznig C. (2005b):** Der Einfluss der Nahrungsverfügbarkeit und der Nahrungsqualität auf die Reproduktion des Uhus *Bubo bubo* im Südwesten Niederösterreichs. *Orn. Anz.* 44: 123–136.
- Leditznig C. & W. Leditznig (2006):** Einfluss unterschiedlicher Witterungsverhältnisse auf die Reproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) im Mostviertel, Niederösterreich. In: A. Gamauf & H.-M. Berg: Greifvögel und Eulen in Österreich. Verlag Naturhistor. Museum Wien, p. 165–181.
- Leditznig C., W. Leditznig & H. Gossow (2001):** 15 Jahre Untersuchungen am Uhu (*Bubo bubo*) im Mostviertel Niederösterreichs – Stand und Entwicklungstendenzen. *Egretta* 44: 45–73.
- Lindner M. (2005):** Reproduktion des Uhus (*Bubo bubo*) in stillgelegten und betriebenen Steinbrüchen im Sauerland. *Artenschutzreport Sonderheft* 17: 15–19.
- Lossow G. (2005):** Wie geheim darf's denn sein? Zum Umgang mit sensiblen Daten in Behörden und Verbänden. *Orn. Anz.* 44: 200–202.
- Loupal G. (1996):** Krankheiten von Greifvögeln und Eulen in Österreich. *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 29: 195–199.
- Mammen U. & M. Stubbe (2005):** Zur Lage der Greifvögel und Eulen in Deutschland 1999–2002. *Vogelwelt* 126: 53–65.
- Marchesi L., F. Sergio & P. Pedrini (2002):** Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 144 (on-line): E164-E177.

- Márkus F. (1987):** The protection of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) in Hungary. In: Hung. Orn. Society (Hrsg.): Saving the birds. Visegrád, p. 31.
- Martínez J.A. & I. Zuberogoitia (2001):** The response of the Eagle Owl (*Bubo bubo*) to an outbreak of the rabbit haemorrhagic disease. *J. Orn.* 142: 204–211.
- März R. (1954):** Neues Material zur Ernährung des Uhus. *Vogelwelt* 75: 181–188.
- Mebs T. & W. Scherzinger (2000):** Die Eulen Europas. Kosmos, Stuttgart, 396 pp.
- Moore N.W. (1957):** The past and present status of the Buzzard in the British Isles. *Brit. Birds* 50: 173–197.
- Mosimann-Kampe P., H. Haller & R. Arlettaz (1998):** Verbreitung und Bestand des Uhus *Bubo bubo* in der Schweiz. *Orn. Beob.* 95: 143–151.
- Mrlíková Z. & L. Peske (2005):** Behaviour of yearling male Eagle Owls *Bubo bubo* from the Lusatia Mountains Population („Lausitzer Gebirge“, CZ). A telemetry study. *Orn. Anz.* 44: 159–162.
- Newton I. (1979):** Population ecology of raptors. Poyser, Berkhamsted, 399 pp.
- Newton I. (1991):** The role of recruitment in population regulation. *Acta 20. Congr. Int. Orn.* 3: 1689–1699.
- Newton I. (1998):** Population limitation in birds. Academic Press, London, 597 pp.
- Penteriani V., M.M. Delgado, C. Maggio, A. Aradis & F. Sergio (2005):** Development of chicks and dispersal behaviour of young in the Eagle Owl *Bubo bubo*. *Ibis* 147: 155–168.
- Penteriani V., M. Gallardo & H. Cazassus (2000):** Diurnal vocal activity of young Eagle Owls and its implications in detecting occupied nests. *J. Raptor Res.* 34: 232–235.
- Penteriani V., M. Gallardo & P. Roche (2002):** Landscape structure and food supply affect Eagle Owl (*Bubo bubo*) density and breeding performance: a case of intra-population heterogeneity. *J. Zool. London* 257: 365–372.
- Penteriani V., M. Gallardo, P. Roche & H. Cazassus (2001):** Effects of landscape spatial structure and composition on the settlement of the Eagle Owl *Bubo bubo* in a mediterranean habitat. *Ardea* 89: 331–340.
- Peter H. (1989):** Uhu (*Bubo bubo*)-Beobachtungen aus dem Leithagebirge. *Egretta* 32: 76–77.
- Peter H. (1997):** Die Besiedlung des Nordburgenlandes durch den Uhu (*Bubo bubo*). *Burgenländ. Heimatblätter* 59: 179–185.
- Petrovics Z. (2008):** National survey of the breeding population of Eagle Owl in 2006. *Heliaca – 2006. Magyar Madártani és Természetvédelmi Egyesület, Budapest*: 36–38 (ungar. mit engl. Zusammenf.).
- Plass J., U.B. Wiesinger & G. Haslinger (1994):** Der Uhu (*Bubo bubo*) in Oberösterreich. *Oko.L* 16/4: 3–18.
- Posch (1956):** Uhus im Burgenland. *Österreichs Weidwerk* 1956/4: 63.
- Ristig U., M. Wadewitz & H. Zang (2003):** Der Uhu *Bubo bubo* im nördlichen Harzvorland. *Vogelwelt* 124: 249–253.
- Rockenbauch D. (1978):** Untergang und Wiederkehr des Uhus *Bubo bubo* in Baden-Württemberg. *Anz. orn. Ges. Bayern* 17: 293–328.
- Rockenbauch D. (2001):** *Bubo bubo* (Linnaeus, 1758), Uhu. In: J. Hölzinger (Hrsg.): Die Vögel Baden-Württembergs 2.3: Nicht-Singvögel 3. Ulmer, Stuttgart: 148–164.
- Rockenbauch D. (2005):** Der Uhu *Bubo bubo* in Baden-Württemberg – Wie Phönix aus der Asche! *Orn. Anz.* 44: 117–122.
- Rohner C. (1997):** Non-territorial „floaters“ in Great Horned Owls: space use during a cyclic peak of Snowshoe ares. *Anim. Behav.* 53: 901–912.
- Sackl P. (1995):** Die Ausbreitung des Schwarzstorches (*Ciconia nigra*) in Mitteleuropa. *Stapfia* 37, Oberösterreich. Landesmuseum Linz: 201–208.
- Sackl P. & G. Dörtlmaier (1996):** Zur Siedlungsbiologie und Ökologie des Uhus (*Bubo bubo*) im oberen Murtal (Steiermark, Österreich). *Abh. Zool.-Bot. Ges. Österreich* 129: 33–45.
- Sauerzopf F. (1959):** Der Uhu im Burgenland. *Burgenländ. Heimatblätter* 21: 237–238.
- Schaden G. (1993):** Exploration und Neophobie bei Schleiereulen (*Tyto alba guttata*): Der Einfluss von Früherfahrung und Vertrautheit. *Egretta* 36: 67–77.
- Scherzinger W. (1987):** Der Uhu *Bubo bubo* L. im Inneren Bayerischen Wald. *Anz. orn. Ges. Bayern* 26: 1–51.
- Scherzinger W. (2003):** Wieweit entsprechen die Habitatansprüche waldbewohnender Eulen dem Lebensraumangebot europäischer Wälder? *Vogelwelt* 124: 213–221.
- Sergio F. & I. Newton (2003):** Occupancy as a measure of territory quality. *J. Animal Ecol.* 72: 857–865.
- Serrano D. (2000):** Relationship between raptors and rabbits in the diet of Eagle Owls in southwestern Europe: competition removal or food stress? *J. Raptor Res.* 34: 305–310.
- Sitkewitz M. (2005):** Telemetrische Untersuchungen zur Raum- und Habitatnutzung des Uhus *Bubo bubo* im Landkreis Weißenburg-Gunzenhausen. *Orn. Anz.* 44: 163–170.
- Váczí M. (2008):** Eagle Owl (*Bubo bubo*) in Győr-Moson-Sopron County. *Szélkiáltó* 13: 15–17.
- Valkama J. & P. Saurola (2005):** Mortality factors and population trends of the Eagle Owl *Bubo bubo* in Finland. *Orn. Anz.* 44: 81–90.
- Weidwerk (1965):** Vorkommen von Uhus im Burgenland. *Weidwerk* 1965/12: 478.
- Wölfer J. (1973):** Uhu kröpft auf der Straße einen Hasen und wird von einem Auto überfahren. *Weidwerk* 1973/1: 9.
- Wuntke B. & M. Voss (2007):** Die Bewertung von Bruthabitaten der Schleiereule (*Tyto alba*) im Land Brandenburg mit Hilfe von Geographischen Informationssystemen (GIS). *Ber. Vogelschutz* 44: 131–137.
- Zuna-Kratky T. (2003):** Der Uhu (*Bubo bubo*) – ein neuer Brutvogel der Tiefland-Auen Ostösterreichs. Poster 19. Jahrestag. AG Eulen, Int. Symposium „Ökologie und Schutz europäischer Eulen“, Dornbirn, 4 pp.

Anschriften der Verfasser:

Dr. Alfred Grill
Biologische Station Neusiedler See
7142 Illmitz, Österreich
biol.stat@aon.at

Dipl.-Ing. Heinz Peter
Johann Nepomuk Fuchs-Gasse 4
7000 Eisenstadt, Österreich

Dr. Hans Frey
Institut für Parasitologie und
Allgemeine Zoologie
Veterinärmedizinische Universität Wien
Josef Baumann-Gasse 1
1210 Wien, Österreich