

Wiederansiedlung von Habichtskäuzen (*Strix uralensis*) am östlichen Alpennordrand

Richard Zink

Zusammenfassung

Nach dem Verschwinden des Habichtskäuzes (*Strix uralensis*) in Österreich klaffte zu Beginn des Jahrtausends eine Verbreitungslücke zwischen dem Böhmerwald und den Südalpen. Um diese Lücke zu schließen und um neuerlichen Genfluss zu ermöglichen, wurde im Jahr 2009 – nach umfangreicher Machbarkeitsprüfung – mit der Wiederansiedlung der großen Eule im Wildnisgebiet Dürrenstein und im Biosphärenpark Wienerwald entlang der Alpennordseite begonnen. Die Rotbuche (*Fagus sylvatica*) scheint als „Brotbaum“ für Kleinsäuger eine Schlüsselrolle in der Reproduktion der Käuze einzunehmen. Die Buche erreicht ihre größte Dichte im Biosphärenpark Wienerwald, weshalb dieses Gebiet für die Wiederansiedlung hohes Potential hat. In menschlicher Obhut nachgezüchtete Jungkäuze werden nach entsprechendem Lebendfuttertraining über geräumige Gehege freigelassen. Durch Zuchtbuchführung konnten die Nachzuchterfolge kontinuierlich gesteigert werden. Das Alter von 100 Tagen entpuppte sich als optimaler Freilassungszeitpunkt im Hinblick auf die Überlebensrate der Jungvögel. In den Jahren 2009 – 2012 wurden im Wienerwald 67 Jungkäuze mit ausgeglichenem Geschlechterverhältnis freigelassen. Zur Erfolgskontrolle werden speziell angefertigte Farbringe mit integriertem Mikrochip, Fotofallen, Nistkästen, Genproben und Telemetrie eingesetzt. Die besenderten Vögel entfernten sich maximal

30km vom Freilassungsplatz. Ein Weibchen aus dem Jahr 2010 wurde im Jahr 2012 brütend an einem 90km westlich liegenden Nistkasten wieder gefunden. Ihre Verpaarung mit einem Männchen aus dem Wildnisgebiet stellt den Austausch zwischen beiden Gebieten unter Beweis. Die Überlebensraten bis zur Fortpflanzung konnten vor allem durch Re-identifikation der Brutvögel anhand der Spezialringe ermittelt werden. Im Vergleich zu aus der Literatur bekannten Werten überleben erstaunlich viele Eulen. Ein Netzwerk an Nisthilfen, das derzeit aus 127 Brutkästen besteht, dient zur Kontrolle der wiederhergestellten Population. In den Jahren 2011 und 2012 schritten 10 Habichtskäuz-Paare zur Brut. Die Reproduktionsrate lag im besonders nahrungsreichen Jahr 2012 bei 3,1 Jungen je erfolgreicher Brut ($n = 9$). Unter diesen Bedingungen wurden Reviergrößen von knapp 300ha ermittelt. Erste Konkurrenz-Phänomene mit dem sympatrisch vorkommenden Waldkäuz (*Strix aluco*) wurden beobachtet.

Abstract

After the Ural owl (*Strix uralensis*) had vanished from Austria, a great distribution gap yawned between the Bohemian Forest and the Southern Alps. In order to close this gap and to make renewed gene flow possible, a project for the reintroduction of the big owl was launched in 2009 in the Wilderness Area Dürrenstein and in the Biosphere Reserve Wienerwald along the northern side of the Alps. This step was taken only after extensive feasibility analyses had been conducted beforehand. The European beech (*Fagus sylvatica*) seems to play a decisive role for the successful reproduction of the owls since the tree is the main source of food for small mammals. The highest density of beeches can be found in the

Biosphere Reserve Wienerwald, which is exactly why this region has great potential for the reintroduction the Ural owl. Young owls reared in human custody are being released into the wild after they got familiar with live food provided in ample aviaries first. Via breed registry it was possible to steadily increase the number of animals successfully reared in captivity. An approximate age of the fledglings of 100 days turned out to be the ideal moment of release with regard to a maximum survival rate. From 2009 to 2012, a total of 67 young owls with a balanced sex ratio have been released in the Biosphere Reserve Wienerwald. In order to regularly check results, purpose-built color rings containing microchips as well as photo-trap snapping, nesting boxes, genetic samples and telemetry are being applied. The tagged birds wandered off for a maximum of 30 km from the site of release. One female individual released in 2010 was found breeding in 2012 in a nesting box at a distance of 90 km to the west. Since this female mated with a male from the Wilderness Area Dürrenstein, genetic exchange between the two areas is proven. Survival rates up to reproduction have been primarily investigated on the basis of re-identifying the breeding birds' color rings. Compared to data published in literature, an astounding number of owls survived. A nesting box network currently consisting of 127 boxes serves to control the re-established population. In the years of 2011 and 2012, a total of 10 pairs of Ural owls tried to nest. In the year of 2012, which was particularly rich in food, the reproduction rate amounted to 3.1 fledglings per successful breed ($n = 9$). Under these conditions, a home range size of almost 300 ha was calculated. First competitive situations between Ural owls and sympatric Eurasian tawny owls (*Strix aluco*) have been observed.

1. Einleitung

Das Vorkommen des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) erstreckte sich vermutlich ursprünglich über weite Teile der Wälder Europas (Glutz et al. 1980; Pietiainen et al. 1997), wobei die westlichsten Ausläufer bis ins Jura gereicht haben dürften (Becker et al. 1982; Piehler 1976). Zu Beginn des einundzwanzigsten Jahrhunderts ist das Verbreitungsgebiet – bedingt durch Rodung bzw. Umwandlung überalterter „Urwälder“ in Wirtschaftswald und Abschnitte – gerade in Mitteleuropa stark geschrumpft. Das Vorkommen des Habichtskauzes erstreckt sich in Mitteleuropa zu Beginn des 21. Jahrhunderts über den Karpatenbogen (Kopij 2007; Kristin et al. 2007) und die Dinariden (Tutis et al. 2007; Vrezec 2000; Vrezec 2006), reicht im Norden bis in die Tschechische Republik (Bufka et al. 2001; Kloubec et al. 2006; Stastny et al. 2007) und im Südwesten bis in die italienischen Alpen (Benussi et al. 1995; Benussi et al. 2008; Genero et al. 2006) (Abb. 1). In Deutschland gilt die Art seit 1926 als ausgestorben (Müller 2007; Scherzinger 2007a) und in Österreich seit dem letzten historischen Brutnachweis in Kärnten im Jahr 1955 (Wruß 1986). Wenngleich Vorkommen in geringer Dichte leicht übersehen werden und daher noch von vereinzelten Bruten ausgegangen werden darf, wurden die mitteleuropäischen Vorkommen markant voneinander getrennt. Genetische Isolation könnte das Vorkommen am westlichen Rand des Verbreitungsareals längerfristig gefährden.

Zwecks Etablierung der ursprünglichen Fauna wurde im Böhmerwald seit den 1970er Jahren durch Wiederansiedlung ein kleiner, bislang weitgehend isolierter Bestand etabliert (Scherzinger 2006), dessen Genpool vermutlich zu klein ist, um langfristig autark zu überleben. Für das Überleben dieses



Abb. 1: Vorkommen des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in Mitteleuropa zu Beginn des 21. Jhdts. (Grafik R. Zink)

Bestandes ist wahrscheinlich eine Anbindung an ursprüngliche, für das 19. Jahrhundert von Hinterberger, Finger & von Tschusi (in Glutz et al. 1980) beschriebene Vorkommen in den nördlichen Ostalpen, essentiell. Auf dieser Basis reifte in den Jahren 2006 – 2008 die Idee, Wiederansiedlungsmaßnahmen auf die nördlichen Ostalpen auszudehnen (Müller et al. 2007; Zink 2007). Nach Erarbeitung eines österreichischen Aktionsplans (Zink et al. 2009) und gründlicher Prüfung der Machbarkeit (Steiner 1999; Steiner 2007; Zink 2007), initiierten

das Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie der Veterinärmedizinischen Universität Wien und das Wildnisgebiet Dürrenstein gemeinsam mit den Ländern Niederösterreich und Wien, der Österreichischen Bundesforste AG und einer Reihe weiterer Projektpartner (siehe Danksagung) im Jahr 2008 ein Artenschutzprojekt zur Rekonstruktion der österreichischen Habichtskauz-Vorkommen (Zink et al. 2011). Ziele sind die Wiederansiedlung in den buchenreichen Wäldern an der Alpennordseite, Hilfsmaßnahmen (insbesondere Nistkästen)

in weiteren historischen Vorkommensgebieten Österreichs und langfristig die Wiedervernetzung der Bestände zwecks genetischem Austausch.

2. Methode

Der Wienerwald ist als Naherholungsgebiet einer Großstadt bekannt; erst spät wurde das Potential des über 1.000 km² großen, von Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) dominierten Waldgebiets für den Natur- und Artenschutz erkannt (ARGE Wienerwald 2002). Im Jahr 2005 wurde die Region nach den Kriterien der UNESCO (United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization) zum Biosphärenreservat. Durch neue Schutzkategorien wie z.B. forstlich nicht mehr genutzte, mosaikartig verteilte Wald-Kernzonen (ca. 5,5% der Fläche), entwickelt sich der „Biosphärenpark“ seither gerade für Altholz bewohnende Arten (wie Spechte und Eulen) positiv (Frank 1994; Sauberer et al. 2007; Zink 2007).

Die Lebensraumeignung für Habichtskäuze wird maßgeblich durch zwei Komponenten beeinflusst:

- a) an Kleinsäugern (Nahrung) reiche Waldflächen,
- b) geeignete Brutplätze in ausreichender Zahl.

Bei natürlicher Waldentwicklung (ohne Bewirtschaftung) finden die Käuze solche Bedingungen in alten, teilweise im Zerfall begriffenen und daher aufgelockerten Waldflächen, wo es in Uraltbäumen entsprechend groß dimensionierte Baumhöhlen zur Brut gibt (Scherzinger 1996). Solche Flächen sind in Mitteleuropa heute rar geworden. Allerdings ist die Art durchaus anpassungsfähig. Habichtskäuze bauen sich keine eigenen Nester/Höhlen, weshalb sie von Natur aus flexibel bei der Wahl ihrer Brutplätze sein müssen. So werden unter anderem auch verwaiste Horste anderer Großvögel zur Brut aufgesucht (Mebs et al.

2008). Im Wirtschaftswald lässt sich das mangelnde Brutplatzangebot durch Nisthilfen vergleichsweise leicht ergänzen. Das gilt jedoch nicht für die Waldstruktur und das daran gebundene Nahrungsspektrum an Kleinsäugern. Während kleinere Eulen wie z.B. der nahverwandte Waldkauz (*Strix aluco*) mit weniger Nahrung auskommt und obendrein ein breites Artenspektrum nutzt (Mebs et al. 2008), benötigt der Habichtskauz vergleichsweise hohe Kleinsäugerdichten, um erfolgreich reproduzieren zu können (Brommer et al. 2002b; Brommer et al. 2004). Die zahlenstärksten Bestände erreicht das mitteleuropäische Vorkommen in Slowenien und in der Slowakei (Kristin et al. 2007; Vrezec 2006). In beiden Ländern erreichen die Eulen vor allem in von Rotbuchen dominierten Berg-Mischwäldern hohe Dichten (Mihok mündl. Mitt.). Gegenüber bisherigen Beobachtungen in kolliner, submontaner und montaner Lage der Karpaten und Dinariden wurden ab der Jahrtausendwende auch Laubwälder der planaren Höhenstufe und sogar Auwälder besiedelt (Bashta 2007).

Die Rotbuche erreicht im Wienerwald die österreichweit höchste Dichte (Schadauer 1994) und auch Eichen sind – vor allem entlang der Thermenlinie – weit verbreitet. Die klimabegünstigte Tieflage erleichtert den Käuzen auch im Winterhalbjahr den Zugriff auf Beutetiere. Es ist davon auszugehen, dass die Dichte potenzieller Nahrungstiere im Wienerwald – verglichen etwa mit den mageren Steillagen vieler Bergwälder – hoch ist. Das sanft hügelige Gelände können die Eulen darüber hinaus mit weniger energetischem Aufwand nutzen. Sehr steile Lagen werden beispielsweise im slowenisch-kroatischen Karst gemieden (mündl. Mitt. V. Tutis). Schließlich ist es die strategisch günstige Lage zur Vernetzung zwischen der Alpennordseite und den südlichen Bundesländern Burgenland, Steiermark und Kärnten und nach Osten, die den Biosphärenpark als Wiederansiedlungsgebiet auszeichnet.

2.1 Freilassungsmethode

Die Methode der Wiederansiedlung orientiert sich maßgeblich an den Erfahrungen, die im Nationalpark Bayerischer Wald seit den 70er Jahren gesammelt wurden (Scherzinger 2006). Da die Art in den nächstgelegenen Vorkommen in ihrem Bestand gefährdet ist, wurde in Anlehnung an die Richtlinien der IUCN (IUCN 1998) beschlossen, ausschließlich nachgezüchtete Jungvögel für das Vorhaben zu verwenden. Dementsprechend kommt dem Management des Zuchtstocks besondere Bedeutung zu (Zink 2012). Als Basis konnte ein Teil des ursprünglichen Bestandes des Nationalparks Bayerischer Wald genutzt werden. Potentiell neue Blutlinien für die Zucht konnten vor allem in Form verletzter, nicht mehr vollständig rehabilitierter Wildvögel aus Slowenien, Kroatien und aus den polnischen Karpaten ergänzt werden.

Wie sich bereits im Wiederansiedlungsprojekt des Nationalparks Bayerischer Wald herausstellte (Scherzinger 2006; Scherzinger 2007b), passen sich die Käuze umso besser an die Lebensbedingungen im Freiland an, je früher sie ins Freiland gelangen. Das gilt sowohl im Hinblick auf ihr Lebensalter als auch im Hinblick auf die Jahreszeit. Unter natürlichen Bedingungen verlassen die Jungvögel mit etwa 5 Wochen die Bruthöhle und werden als hilflose Ästlinge von ihren Eltern vor Gefahrenquellen gewarnt bzw. gegenüber Feinden heftig verteidigt. Bei Freilassungen sind die Jungvögel Gefahrenquellen schutzlos ausgeliefert, weshalb sie zuvor voll flugfähig sein sollten. Nach bisherigen Erfahrungen liegt der optimale Freilassungszeitpunkt in der Phase um den hundertsten Lebensstag. In der freien Wildbahn kompensieren unter natürlichen Bedingungen die Elterntiere den zu dieser Zeit oft noch unzureichenden Jagderfolg der Jungtiere. Im Projekt ist deshalb nach der Freilassung temporär



Abb. 2: Freilassungsgehege im Biosphärenpark Wienerwald. Im Hintergrund ist ein Futtertisch zu erkennen (Foto R. Zink)

angebotene Zusatznahrung auf Futtertischen essentiell. Mit etwa 150 Lebenstagen setzt bei den Jungkäuzen eine Unruhephase ein, in der die Tiere erstmals größere Distanzen zurücklegen. Ab diesem Zeitpunkt sind sie in der Regel von Zusatznahrung autark.

Die Jungkäuze werden im Alter von 75 Tagen auf bislang vier Freilassungsgehege (Abb. 2) aufgeteilt. Dort können sie sich ein Bild vom Umfeld machen und akustisch und visuell Kontakt mit ortsansässigen Käuzen (Wald- und seit der ersten Freilassung auch Habichtskäuze) aufnehmen. Gleichzeitig wird den Käuzen anhand lebendiger, naturfärbiger Labormäuse der Beutefang antrainiert. Nach etwa 25 Tagen werden die Jungvögel in der Abenddämmerung und bei stabilen Wetterbedingungen sukzessive freigelassen. Eine Trennwand im Freilassungsgehege ermöglicht die Freilassung einzelner Vögel. Die Auswahl der Freilassungsstandorte erfolgte hinsichtlich Abdeckung möglichst weiter Bereiche

des Wienerwaldes, aber auch hinsichtlich Abgeschiedenheit und Ruhe für die Jungvögel.

Um Verluste durch illegalen Abschuss auf ein Minimum zu reduzieren, wird im Projekt auf intensiven und direkten Kontakt zur örtlichen Jägerschaft gesetzt (Zink 2011). Darüber hinaus ist Öffentlichkeits- und Medienarbeit wesentlicher Bestandteil der Wiederansiedlung.

2.2 Erfolgskontrolle

Nach den Richtlinien der „Reintroduction Specialist Group“ der Weltnaturschutzorganisation IUCN, erfordern Wiederansied-

lungsvorhaben eine seriöse Erfolgskontrolle (IUCN 1998). Folgende Methoden wurden zur Kontrolle der freigelassenen Käuze eingesetzt:

- a. Spezialring aus Kunststoff mit integriertem RFID-Chip (Radio Frequency Identification), der in unterschiedlichen Farben inkl. Beschriftung zur Verfügung steht. Nähere Details zur Re-Identifikation durch RFID siehe Zink (2013) in diesem Band. In geraden Jahren wird rechts, in ungeraden wird links beringt. Jedes Jahr wird nach Möglichkeit eine andere Ringfarbe gewählt. Wenngleich die Ringe durch die starke Befiederung der Fänge im Freiland nur selten zu sehen sind, so gelingen doch ab und zu Beobachtungen die eine Zuordnung nach Geburtsjahr ermöglichen. Insbesondere bei territorialen Brutvögeln, die man wiederholt zu Gesicht bekommt, lässt sich auf diese Weise das Geburtsjahr ermitteln.
- b. Im Handel erhältliche Fotofallen dienen dazu, den (Gefieder-)Zustand der freigelassenen Vögel

wie auch artfremde Besucher am Futtertisch zu kontrollieren. Wie sich später zeigte, bewährt sich diese Methode durch Auslöseverzögerung nicht, um verlässliche Aufzeichnungen zu erhalten (Böhm 2010). Durch den Einsatz von Lichtblitzen bleibt für das empfindliche Eulenauge zudem ein Restrisiko.

- c. Installation von künstlichen Nisthilfen zur Reduktion des akuten Brutplatzmangels und Kontrolle des Bruterfolgs. Die Nistkästen bestehen aus Kunststoff und haben die Maße (L x B x H) 40 x 40 x 60 cm. Die Kästen sind an der Front etwa zur Hälfte offen und mit 15 – 20 cm Nistsubstrat gefüllt. Nähere Details zu Nistkästen als Kontrollmethode siehe Zink (2013) in diesem Band.
- d. Genetisches Monitoring zur Identifikation von Individuen und Kontrolle des Populationszustands. Von jedem freigelassenen Vogel werden Feder- bzw. Blutproben genommen. Aus finanziellen Gründen konnte das genetische Monitoring bislang nur vorbereitet aber noch nicht umgesetzt werden.
- e. Besenderung einzelner Vögel (Dressel 2012; Kohl et al. 2012; Zinßmeister 2012). Allerdings sind dieser Technik durch die Batterielebenszeit der Sender Grenzen gesetzt. Im Rahmen des Projekts wurden bislang nur Jungvögel mit dem Ziel besendert, Überlebensraten und Todesursachen im ersten Lebensjahr zu ermitteln. Die Abwanderung der Jungvögel kann im Optimalfall bis zur Geschlechtsreife nachvollzogen werden.

Durch Kombination von Daten aus allen fünf genannten Methoden kann ein Maximum an Information über den individuellen Werdegang einzelner Individuen und den Status des gesamten Bestandes erzielt werden.

3. Ergebnisse

3.1 Nachzucht und Freilassung

In menschlicher Obhut nachgezüchtete Habichtskäuze sind die Basis des gegenständlichen Wiederansiedlungsprojekts. Da es im Vorfeld Diskussionen über die Qualität des Zuchtstocks aus dem Bayerischen Wald gab, wurde dieser umstrukturiert und durch Einkreuzung neuer Blutlinien aus nächstgelegenen Vorkommen aufgewertet. Die Reproduktionsergebnisse wurden kontinuierlich gesteigert (Tab. 1), sodass heute alljährlich genügend Nachwuchs zur Verfügung steht, um mehrere Freilassungsplätze bzw. Gebiete parallel beschicken zu können. Derzeit besteht der Zuchtstock aus 30 – 35 Brutpaaren, wovon etwa 20 in Österreich gehalten werden. Durch die Wiederansiedelung melden sich laufend neue Institutionen, die das Projekt mit ihrem Habichtskauz-Nachwuchs unterstützen wollen. Allerdings gelten strenge Kriterien und externe Vögel werden nur übernommen, wenn sich die geographische Herkunft ihrer Ahnen (Unterarten-Zugehörigkeit) plausibel nachvollziehen lässt.

Tab. 1: Reproduktionserfolg im Zuchtnetzwerk in den Jahren 2009 bis 2012

Jahr	2009	2010	2011	2012
Junge / Brut	1,5	2,3	2,7	3,1

Seit der ersten Freilassung im Jahr 2009 wurden im Biosphärenpark Wienerwald 67 Habichtskäuze (Geschlechtsverhältnis 33, 33, 1) freigelassen. Die Aufteilung der Jungkäuze nach Jahr und Standort ist Tabelle 2 zu entnehmen. Dabei wird klar, dass die Geschlechterverteilung nicht jedes Jahr, wohl aber über die Spanne der letzten vier Freilassungssaisonen je Standort ausgeglichen ist und sich folglich die Anzahl männlicher wie weiblicher Vögel im

Wienerwald die Waage hält. Das Geschlecht eines Vogels konnte noch nicht ermittelt werden.

Tab. 2: Anzahl und Geschlecht freigelassener Habichtskäuze im Biosphärenpark Wienerwald. Dunkle Zellen sind Jahre in denen das betreffende Freilandgebege zur Verfügung stand. Geschlechtsangaben: Männchen, Weibchen, unbekannt.

	2009	2010	2011	2012	Gesamt
Wienerwald Süd	6, 7	5, 5	3, 6	3, 1	17, 19
Wienerwald Mitte		5, 1	2, 5	1, 2	8, 8
Lainzer Tiergarten				3, 1, 1	3, 1, 1
Wienerwald Nord				5,5	5, 5
Gesamt	6, 7	10, 6	5, 11	12, 9, 1	33, 33, 1

Seit der ersten Freilassung finden sich alljährlich ortsansässige Habichtskäuze am Freilassungsplatz ein. Die Altvögel zeigen in der Freilassungsphase kein aggressives Verhalten gegenüber den Neuankömmlingen, im Gegenteil, auch einen Fall von Adoption hat es gegeben.

3.2 Überlebensraten und Todesursachen

Im Wienerwald wurden in den Jahren 2009 und 2010 insgesamt 13 (2009: n = 6, 2010: n = 7) Habichtskäuze mit am Stoßgefieder montierten VHF-Sendern ausgestattet (Fa. Biotrack, Sendergewicht 15-17 Gramm; vgl. auch Dressel, S. 2012; Zinßmeister, D. 2012). Anhand der gewonnenen Lokalisationen (nach Möglichkeit täglich eine Kreuzpeilung) konnten 3 Todesfälle dokumentiert werden. Die meisten Ausfälle (n = 2) wurden im Jahr der ers-



Abb. 3: Habichtskäuze verunfallen oft durch Straßenverkehr, im Projekt war das bisher erst einmal der Fall (Foto C. Kaula)

ten Freilassung verzeichnet. Die Käuze verendeten einmal an Kachexie, der zweite Vogel wurde – vermutlich geschwächt durch Nahrungsmangel – Opfer eines Prädatoren (Fuchs oder Marder). Ein weiterer zufällig entdeckter Ausfall betraf einen Kauz der in einer halbvollen Regentonne ertrank. Im darauffolgenden Jahr kam ein besonderer Kauz, im Alter von etwas mehr als 200 Lebenstagen, durch Kollision mit einem Fahrzeug an einer Schnellstraße ums Leben (Abb. 3). Ein weiterer Todesfall betrifft ein im Jahr 2011 im Freiland geschlüpftes Jungtier das wenige Tage nach dem Ausfliegen ebenfalls Opfer von Fuchs oder Marder wurde. Die bisherigen Todesursachen sind exemplarisch, decken sich jedoch mit den Angaben aus der Literatur (Mebs et al. 2008) und jenen, die im Wildnisgebiet Dürrenstein erhoben wurden (vgl. Kohl & Leditznig in diesem Band). Die Überwachungsdauer der besondern Vögel betrug im Mittel nur 119 Tage (Positionen: n= 13, 1003) (Tab. 3). Die durch Telemetrie erhobene Stichprobe ermöglicht somit nicht einmal eine Aussage zur Sterblichkeit im ersten Lebensjahr. Mit Hilfe der RFID-Technologie konnten im Jahr 2011 100% (n=2) und im Jahr 2012 89% (n=18) der

Tab. 3: Die in den Jahren 2009 und 2010 besenderten Vögel und deren Ausfallsursache

Name	Geschlecht	Telemetrie von - bis		Dauer (Mittel 119)	Ausfallsursache
Alfred	w	12.08.2009	30.08.2009	18	Tod durch Kachexie
Lainzi	w	16.08.2009	30.09.2009	45	Tod durch Prädation
Flinker Fridolin	m	19.08.2009	27.01.2010	161	Senderverlust
Fiwi	w	23.08.2009	19.03.2010	208	Senderverlust
Florentin	m	23.08.2009	23.10.2009	61	verschollen vmtl. abgewandert
Karl-Heinz	w	13.09.2009	26.12.2009	104	Senderverlust
Archimedes	m	06.07.2010	22.09.2010	78	Senderverlust
Georg	m	06.07.2010	17.08.2010	42	Senderverlust
Tom	m	06.07.2010	15.09.2010	71	Senderverlust
Einstein	m	20.07.2010	20.10.2010	92	Tod im Straßenverkehr
Sandra	w	20.07.2010	02.01.2011	166	Senderausfall
David	m	28.07.2010	30.01.2011	186	Senderausfall
Fritz	m	28.07.2010	06.06.2011	313	Senderverlust

Tab. 4: Auf Basis wiederidentifizierter Brutvögel kalkulierte Überlebensraten im Biosphärenpark Wienerwald. Für ein brütendes Weibchen unbekanntes Alters wurde das Alter ihres Männchens (Jahrgang 2010) angenommen. Zwei zusätzlich beobachtete Weibchen unbekanntes Alters gingen nicht in die Kalkulation ein, würden die Überlebensrate jedoch weiter erhöhen.

Geschlecht	2009		2010		2011		2012
	m	w	m	w	m	w	Gesamt
insgesamt freigelassen	6	7	10	6	5	11	45
nach bekannten Ausfällen theoretisch verfügbar	5	5	9	6	5	11	41
Brutvögel im Jahr 2012	0	1	5	4	4	5	19
bezogen auf Freilassung	0%	14%	50%	67%	80%	45%	42%
bezogen auf theoretisch verfügbare Vögel	0%	20%	56%	67%	80%	45%	46%
Vergleichswerte aus Finnland, Bezugsjahr 2012	23%		27%		37%		29%

im Wienerwald brütenden Elterntiere identifiziert werden. In Tabelle 6 sind die am Brutgeschehen beteiligten Altersklassen prozentual zusammengefasst. Ein erstaunlich hoher Anteil (44 – 50%) reproduzierte bereits im Alter von knapp einem Jahr. Das ist erstaunlich, zumal der Habichtskauz in Finnland mit der Reproduktion meist erst mit 3 – 4 Jahren beginnt (Pietiäinen et al. 1986; Pietiäinen et al. 1997; Saurola 1992). Auf Basis dieser Daten kann von erfreulich hohen Überlebensraten bis zur Fortpflanzung ausgegangen werden. Es schritten deutlich mehr Vögel zur Brut, als auf Basis bekannter Mittelwerte (Lundberg, A. et al. 1984; Saurola, P. 2009) zu erwarten war (Tab. 4). Demnach hätten bis zum Jahr 2012 nur 29% der freigelassenen Vögel überlebt; tatsächlich schritten 42% zur Brut (!). Zwei während der Brutsaison 2012 zusätzlich beobachtete Weibchen sind in dieser Kalkulation nicht inkludiert, weil a) ihr Alter nicht bekannt war und b) ihre Fortpflanzung nicht nachgewiesen werden konnte. Mit Ausnahme der ersten Freilassung (2009) liegen die Überlebenswerte damit für beide Geschlechter deutlich über bisher bekannten Angaben (einjährig 37%, zweijährig 27%, dreijährig 23%; Tab. 5). Nähere Details zur Re-Identifikation der Brutvögel durch RFID siehe Zink (2013) in diesem Band. Die hohen Überlebensraten freigelassener Habichtskäuze bestätigen auch umfangreiche Telemetrie-Studien im Wildnisgebiet Dürrenstein (Kohl et al. 2012).

Tab. 5: Varianz der Überlebensraten aus einer finnischen Langzeitstudie am Habichtskauz (Saurola 2009).

	1. Lebensjahr	2. Lebensjahr	ab 3. Lebensjahr
Überlebensrate in %	37 (17-68)	74 (61-81)	85 (75-90)

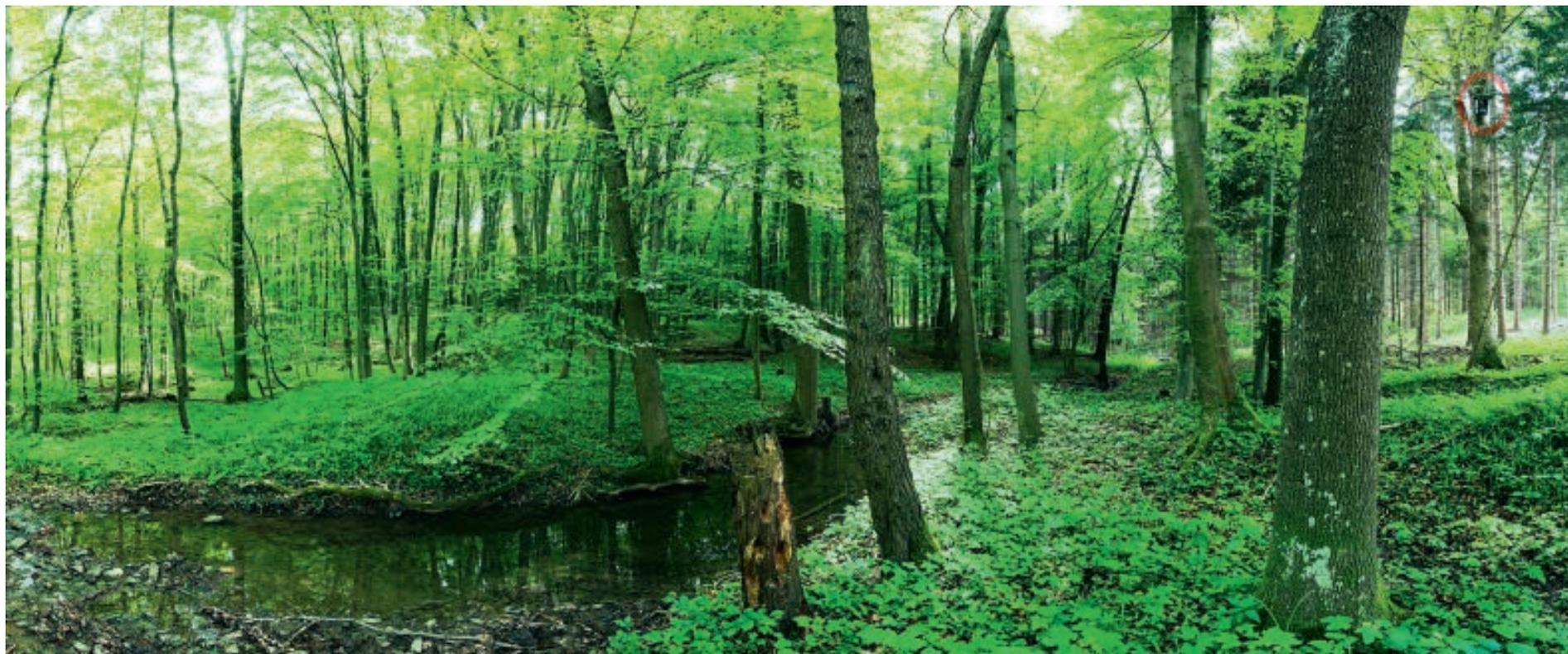


Abb. 4: Panorama eines typischen Lebensraumes im Biosphärenpark Wienerwald. Rechts im Bild erkennt man den Nistkasten aus dem 2012 vier Jungvögel ausflogen (Foto:D. Zupanc)

Tab. 6: Altersstruktur bisher brütender Habichtskäuze aus dem Wienerwald je Geschlecht (mit prozentualem Anteil je Altersklasse). Die Aufstellung enthält auch jenes Weibchen, welches im Jahr 2012 im Bezirk Amstetten zur Brut schritt. *Für ein Weibchen unbekanntes Alters wurde der Einfachheit halber das Alter ihres Männchens (Jg. 2010) angenommen

Alter	2010		2011 (n = 1, 1)		2012 (n = 9, 10*)	
	Männchen	Weibchen	Männchen	Weibchen	Männchen	Weibchen
1. Jahr		100%	100%		44%	50%
2. Jahr				100%	56%	40%
3. Jahr						10%

3.3 Reviergründung und Reproduktion

Aufgrund der Radiotelemetrie konnten Vorstöße im Radius von bis zu 30 km um den Freilassungsplatz nachgewiesen werden. Allerdings gibt es für das Jahr 2012 auch einen Nachweis über mindestens 90km. Ein im Jahr 2010 im Wienerwald freigelassenes Weibchen verpaarte sich im Herbst 2011 mit einem Männchen das im selben Jahr im Wildnisgebiet Dürrenstein freigelassen wurde. Mit Ausnahme dieses Vogels siedelten sich alle bislang reproduzierenden Individuen (n = 18) im Radius von nicht mehr als 10 km rund um ihre Freilassungsorte im Wienerwald an. Bei der

Verpaarung kam es wiederholt zur Durchmischung zwischen Individuen unterschiedlicher Freilassungsplätze innerhalb des Wienerwaldes.

Die erste nachgewiesene Brut fand zwischen einem zweijährigen Weibchen und einem einjährigen Männchen im Jahr 2011 statt. In diesem Jahr zog das Paar einen Jungvogel groß. Bemerkenswert ist, dass es sich bei den beiden Vögeln um Geschwister handelt. Im Folgejahr legte dasselbe Paar sechs Eier und brachte vier Jungvögel zum Ausflug.

Nach der Vollmast der Rotbuche im Herbst 2011 (Maximum seit 2001; nach R. Litschauer unpubl.) stieg insbesondere die Dichte der Rötelmaus (*Myodes glareolus*) bis ins Frühjahr 2012 auf ein besonders hohes Niveau. Damit verbunden, begann sowohl für Wald- als auch für Habichtskäuze und im Alpenvorland auch für den Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) (mündl. Mitt. Berg, Frey, Sacher und Zink unpubl.) eine besonders erfolgreiche Fortpflanzungssaison. Durch das gute Nahrungsangebot, begannen die Waldkäuze (91 Bruten in Nistkästen des Wiederansiedlungsprojekts) im Wienerwald durchschnittlich um etwa ein Monat früher mit der Brut. Bei den Habichtskäuzen konnte der Brutbeginn mancher Paare auf Ende Februar zurück datiert werden. Die Reproduktion begann damit verglichen zur ersten Brut im Jahr 2011 (Brutbeginn: 26. März) um ca. ein Monat früher. Allerdings liegt die Zeitspanne zwischen erster und letzter begonnener Brut bei Waldkäuzen alljährlich etwa bei 1,5 Monaten. Im Wienerwald wurden neun Bruten entdeckt, die alle in bereitgestellten Nistkästen stattfanden. Zwei weitere Weibchen konnten zeitgleich an mindestens 2 Stellen bestätigt werden. Anhand der Verteilung besetzter Nistkästen lässt sich über Reviergrößen spekulieren. Es sieht so aus, als würde sich der Lebensraum rund um die Frei-

lassungsplätze sukzessive auffüllen. Die geringste Distanz zum nächstgelegenen Nistkasten betrug im Mittel 1.900m (0,8 – 3,5 km) woraus sich im besonders nahrungsreichen Jahr 2012 vergleichsweise kleine Reviergrößen von knapp 300 ha ableiten lassen.

Sieben der insgesamt neun Brutpaare brachten im Jahr 2012 insgesamt 22 Junge erfolgreich zum Ausflug. Dabei kamen 1 x 5, 3 x 4, 1 x 3 und 2 x 1 Junges zum Ausflug. In einigen Kästen fanden sich zusätzliche Eier deren Herkunft nicht ohne weiteres Wald- oder Habichtskauz zuzuordnen sind. Bei zwei der sieben erfolgreichen Bruten flog jeweils nur ein Jungvogel aus. Zu den beiden Bruten ist zu bemerken, dass in einem Fall ein zweites Weibchen das Brutgeschehen störte, wiederholt vom Paar vertrieben wurde und dabei Eier zu Bruch gegangen sein könnten. Im zweiten Fall handelt es sich um den Brutplatz mit der geringsten Distanz zum nächsten besetzten Brutkasten (800 m). Die Jungenanzahl entspricht durchschnittlich einer Reproduktionsrate von 3,1 Jungen je erfolgreicher Brut – verglichen mit Literaturangaben (Mebs et al. 2008; Saurola 2007) ein absoluter Spitzenwert.

Interessant sind erste Beobachtungen interspezifischer Konkurrenz um Brutplätze mit Waldkäuzen. In vier Fällen übernahmen Habichtskäuze nachweislich vormals vom Waldkauz benutzte Nistkästen. Eine Waldkauzbrut die nur 200 m von einem besetzten Habichtskauz-Nistkasten stattfand, scheiterte vermutlich auf Grund von interspezifischer Konkurrenz.

4. Diskussion

Der Habichtskauz wird in der Literatur gerne als typischer Bewohner des südosteuropäischen Bergwaldes bezeichnet (Glutz 1980). Erste Ergebnisse

aus dem Wiederansiedlungsprojekt im Biosphärenpark Wienerwald sprechen dafür, dass die Art keineswegs tiefe Lagen meidet. Im Gegenteil, der Lebensraum entsprechend strukturierter Mischwälder ist im Flach- und Hügelland möglicherweise sogar besser geeignet als steile Bergwaldlagen (Tutis et al. 2007). Vorkommen im steilen Bergwald sind in Mitteleuropa vermutlich eher Refugien. Die Wiederbesiedlung des Flachlandes – wie sie derzeit auf natürlichem Weg in einigen Bereichen Osteuropas beobachtet wird (Kopij 2007), könnte auf verminderten Verfolgungsdruck und/oder naturnahe Entwicklung der Waldbestände zurückzuführen sein.

Im Wienerwald hat sich – forciert durch eine Buchen-Vollmast im Herbst 2011 – bereits nach 3 Freilassungsjahren ein kleiner Bestand von mindestens 9 Brutpaaren entwickelt. Die Brutvögel im Wienerwald haben sich in der Nähe (< 10 km) der Freilassungsorte angesiedelt. Das spricht einerseits für gute Freilassungsstandorte, andererseits dürfte es bedingt durch hochwertigen Lebensraum nicht zu großräumiger Abwanderung gekommen sein. Schließlich könnte auch Phylopatrie eine Rolle für die Ansiedlung im unmittelbaren Umfeld der Freilassungsorte spielen. Allerdings ist ein Weibchen bekannt, das ca. 90 km in den Westen abwanderte, um sich dort mit einem Männchen aus dem Wildnisgebiet Dürrenstein zu verpaaren. Damit wurde die Vernetzung der beiden Wiederansiedlungsgebiete bereits im 4. Projektjahr bewiesen.

Die vorliegenden Ergebnisse unterstreichen die Effizienz der Freilassungsmethode. Beim ersten Freilassungstermin im August 2009 orientierte sich die Methode an den langjährigen Wiederansiedlungserfahrungen im Böhmerwald. Die klimatisch raue Lage des Böhmerwalds (später Brutbeginn) erfordert naturgemäß einen vergleichsweise späten Frei-

lassungszeitpunkt. Das Alter der Jungvögel lag bei der ersten Freilassung im Wienerwald folglich zwischen dem 111. und 180. Lebenstag (Mittel 144). In diesem Alter tendieren die Jungkäuze zur unmittelbaren Abwanderung und können dann nicht mehr von ergänzend gereichtem Futter profitieren. Das dürfte ihre Überlebensrate deutlich gesenkt haben (Kohl et al. 2012). Ab dem Jahr 2010 wurde schließlich das richtige Zeitfenster für die Freilassung im Wienerwald identifiziert (Freilassungsalter 100 Tage) und Maßnahmen wie temporär ergänzendes Futter, die Vorbereitung der Jungvögel mit Lebendfutter sowie die Konstruktion der Freilassungsgehege wurden verbessert. Die Ausfälle konnten dadurch weit unter die natürliche Sterberate des ersten Lebensjahrs gesenkt werden. Mit Ausnahme der ersten Freilassungssaison konnten sehr gute Überlebensraten bis zur Fortpflanzung festgestellt werden. Sie liegen deutlich über den Angaben aus Skandinavien, wobei relativierend festgehalten sei, dass diese Angaben die Jugendsterblichkeit im Ästlingsstadium beinhalten. Solche Ausfälle können im Wienerwald durch die Freilassungsmethode erfolgreich vermieden werden. Dank des guten Einvernehmens mit der örtlichen Jägerschaft wurden bisher keine illegalen Abschüsse bekannt. Erst die kommenden Jahre werden zeigen, ob der Habichtskauz im Wienerwald regelmäßig zu guter Reproduktion in der Lage ist und ob die etablierten Paare langfristig in ihrer Zusammensetzung unverändert bleiben (Hinweis auf hohe Überlebensraten). Aufgrund der bisherigen Erfahrungen kann davon ausgegangen werden, dass der Biosphärenpark mit etwa 30 Brutpaaren zu Metapopulation entlang der Nordalpen beitragen kann. Dieses Ziel liegt derzeit noch in weiter Ferne, weshalb bis zum Erreichen dieser kritischen Größe weitere Freilassungen für vorerst 5 Jahre geplant sind.

Ein weiteres Ziel des Projekts ist die Vernetzung des zukünftigen Wienerwaldbestandes mit weiteren Vorkommen. Einerseits sind das – wie bereits erwähnt – die an Buchen reichen Wälder entlang der Alpennordseite, andererseits die klimatisch gemäßigten Mischwälder der Bundesländer Burgenland, Steiermark und Kärnten. Ein entsprechendes Kooperationsprojekt zur Etablierung eines Netzwerks aus 50 Nisthilfen konnte mit dem Naturschutzzentrum Bruck an der Mur (Leitung Sigfried Prinz) und dem Land Steiermark lanciert werden.

Die dämmerungsaktiven Habichtskäuze sind naturgemäß schwierig zu beobachten, umso größer war das Bemühen, Kontrollmechanismen zur Evaluierung der Projektfortschritte zu finden. Mehrere Methoden kommen kombiniert zum Einsatz, um ein Maximum an Information über die im Freiland lebenden Individuen zu erhalten. Das besonders vielversprechende genetische Monitoring befindet sich leider noch in der Anfangsphase und wird, nicht zuletzt durch erheblichen Bedarf an Geldmitteln, erschwert. Überraschend gute Ergebnisse konnten hingegen durch die RFID-Methode gewonnen werden. Etwa 90% aller Elterntiere konnten identifiziert werden. Diesem Verfahren kommt eine Schlüsselfunktion im Langzeit-Monitoring von Überlebensraten zu. So konnte jenes Paar das bereits im Jahr 2011 erstmals brütete, im Jahr 2012 in einem anderen Nistkasten wieder bestätigt werden. Das RFID-Monitoring und die Kontrolle von Nistkästen sind vermutlich die geeignetsten Methoden, um langfristig und damit nachhaltig die Erfolgskontrolle sicherstellen zu können.

Wenngleich Todesfälle und Migration üblicherweise primär durch Telemetrie zu belegen sind, sei festgehalten, dass andere Methoden zur Erhebung der Überlebensrate älterer Vögel mindestens ebenso gut

geeignet sind. Die Telemetrie sollte als Methode auch kritisch hinterfragt werden; Sender sind immer zusätzlicher Ballast für ein Individuum. Gemeinsam mit den noch umfassenderen Ergebnissen aus der Freilassungsregion Wildnisgebiet Dürrenstein (Kohl et al. 2012) liegen erfreulich umfangreiche Informationen über Aktionsradien und Todesursachen vor. Weitere Telemetrie-Studien sollten vor allem auf neue Fragestellungen ausgerichtet sein. So weiß man beispielsweise vergleichsweise wenig über die Bewegungsmuster adulter Habichtskäuze. Ein Problem der Methode ist und bleibt die begrenzte Haltbarkeit der Senderbatterien. Damit scheidet die Methode für Beobachtungszeiträume über 2 Jahre aus.

Der Habichtskauz ist in Nordeuropa dafür bekannt, dass er über mehrere Jahre fluktuierende Beutetierdichten bestmöglich zur Maximierung der Fortpflanzung über die Lebensspanne nutzt (Brommer et al. 2002a; Brommer et al. 2002b; Norrdahl et al. 2002). Dazu gehört es, einerseits schlechte Jahre energieeffizient zu überdauern und andererseits bei guter Nahrung maximal zu reproduzieren. Wenngleich die Fluktuationen von Kleinsäugerpopulationen in Mitteleuropa bei weitem nicht so stark ausgeprägt sind wie im Norden, kommt es im Buchenwald durch Vollmast alle paar Jahre doch zu ähnlichen Phänomenen. Das Jahr 2012 verdeutlichte die positiven Auswirkungen der Buchenmast auf das Nahrungspotential im Biosphärenpark. Erst die kommenden Jahre werden zeigen, wie sich die Reproduktionsraten der Habichtskäuze im Schnitt einpendeln. Gemeinsam mit der Überlebensrate reproduzierender Vögel können die beiden Faktoren in demographische Modelle einfließen. Im nahrungsreichen Jahr 2012 lag die Reproduktionsrate im Wienerwald bei 3,1 Jungen je erfolgreicher Brut, in Finnland liegt sie im Mittel bei 2,18 mit

Spitzenwerten bei 3,02 (Saurola 2009). Es ist davon auszugehen, dass sich die wiederbegründete Population weiterhin positiv entwickelt, sobald die Reproduktionsrate im Mittel 2,15 Junge pro Brut beträgt (Zink unpubl. Data). Andere Autoren sehen diesen Punkt als bereits ab 1,03 Jungvögeln erreicht (Lundberg et al. 1984). Das Wienerwald-Modell geht aufgrund mangelnder Datenlage davon aus, dass die Überlebensraten hierzulande mit jenen in Finnland vergleichbar sind und berücksichtigt auch Sterblichkeit im Ästlingsstadium. Basierend auf Erfahrungswerten aus anderen Großvogelprojekten in Österreich, kann die Sterblichkeit durch illegalen Abschuss oder Wilderei in seiner Auswirkung ein populationsgefährdendes Ausmaß erreichen. Obige Annahme inkludiert auch illegale Entnahmen (z.B. Abschüsse) von bis zu 15%. Aus der Sicht des Projektteams ist Abschuss ein nicht zu unterschätzender, jedoch leider unvorhersehbarer Einflussfaktor auf die weitere Entwicklung des Bestandes. Dem Networking und Lobbying für den Habichtskauz in Jagdkreisen kann deshalb gar nicht genug Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Erfreulich war die Re-Identifikation von beinahe allen brütenden Vögeln, weil sie Licht in die Altersstruktur des Bestandes brachte. Wegen der noch relativ kleinen Stichprobe sind Interpretationen sicherlich verfrüht, dennoch lässt sich schon jetzt sagen, dass – zumindest unter sehr guten Nahrungsbedingungen – ein erheblicher Anteil der Vögel im ersten Lebensjahr reproduziert. Das steht im Gegensatz zu den Ergebnissen aus Skandinavien, wo Habichtskäuze je nach Nahrungsverfügbarkeit oft erst mit 3 – 4 Jahren zur Brut schreiten und vor allem erst dann erfolgreich reproduzieren (Pietiainen 1988). Das frühe Fortpflanzungsalter unterstreicht die Eignung des Biosphärenparks Wienerwald für den Habichtskauz.

Danksagung

Trotz bester Vorausplanung behalten Wiederansiedlungsprojekte anfangs experimentellen Charakter. Zur Projektleitung braucht es gerade deshalb Vertrauen der Sponsoren. Ich bin dankbar für die umfangreiche Unterstützung des Projekts. Sei es für die nötigen behördlichen Genehmigungen, für die Zustimmung durch Grundeigentümer, z.B. die Österreichischen Bundesforste vertreten durch Dipl. Ing. Gerald Plattner, den fachlichen Input durch Experten wie Doz. Dr. Wolfgang Scherzinger, und auch für die Bereitschaft der Politik, beträchtliche finanzielle Summen für die Umsetzung zur Verfügung zu stellen. Dafür möchte ich mich allen voran beim verantwortlichen Umweltlandesrat im Land Niederösterreich, Dr. Stephan Pernkopf und bei der amtierenden Umweltstadträtin in Wien, Mag. Ulli Sima bedanken.

Für die Umsetzung eines derart ambitionierten Projekts braucht es ein zuverlässiges „Headquarter“. Ich bin froh, in Univ.Prof.Dr. Walter Arnold, Leiter des Forschungsinstitutes für Wildtierkunde und Ökologie an der VetmedUni in Wien, seit der ersten Minute einen Mitstreiter gefunden zu haben. Management wie Administration fanden an seinem Institut stets vollste Unterstützung. Dem Wildnisgebiet Dürrenstein und allen voran Dr. Christoph Leditznig danke ich für das gemeinsame Initiieren des Projekts sowie für die Umsetzung und Projektleitung des Teilprojekts im Wildnisgebiet.

Eine Aufzählung all jener Partner die etwas zum Gelingen des Projekts beigetragen haben, muss ob des eingeschränkten Platzangebots unvollständig bleiben. Hervorheben möchte ich jedoch all jene Projektpartner die das Projekt maßgeblich durch Geldmittel und andere Leistungen aufblühen ließen. Es sind dies: die Österreichische Zoo-Organisation (repräsentiert durch Frau Dir. Dr. Dag-

mar Schratte), die Eulen- und Greifvogelstation Haringsee (Dr. Hans Frey), der Forstdirektor der Stadt Wien SR Dipl.Ing. Andreas Januskovec, der Biosphärenpark Wienerwald (Dir. Mag. Hermine Hackel), der Tierpark Nürnberg (Dr. Helmut Mägdefrau) sowie der Verein Grünes Kreuz und der Niederösterreichische Landesjagdverband.

MSc. Daniela Zinßmeister, MSc. Julia Gstir und MSc Sandra Dressel danke ich für das ungeheure Engagement zugunsten des Projekts während ihrer Diplomarbeit. Für wertvolles Feedback und ergänzende Anregungen zum Manuskript bedanke ich mich bei Mag. Jens Laas, Clara Leutgeb und Theresa Walter.

Für die Co-Finanzierung sei dem österreichischen Lebensministerium und der Europäischen Union gedankt.

Dr. Richard Zink
Forschungsinstitut für Wildtierkunde
und Ökologie, VetmedUni Vienna
Savoyenstrasse 1
A-1160 Wien
habichtskauz@aon.at

Literatur

- ARGE Wienerwald, 2002: Machbarkeitsstudie Wienerwald - Eignung des Wienerwaldes für einen Nationalpark oder Biosphärenpark. 1-258 Amt der NÖ Landesregierung, Abteilung Forstwirtschaft & Magistratsabteilung 49, Forstamt und Landwirtschaftsbetrieb der Stadt Wien,
Bashta A.-T. (2007): The Ural Owl *Strix uralensis* population dynamics and range extension in the Western Ukraine. Proceedings of the World Owl

- Conference, 31.Oct.-4.Nov.2007 Groningen, The Netherlands Oral Presentation.
- Becker C. & H. Pieper (1982): Zum Nachweis des Habichtskauzes, *Strix uralensis* in einer neolithischen Seeufersiedlung der Schweiz. Der Ornithologische Beobachter 79: 159-162.
- Benussi E. & F. Genero (1995): L'alocco delgi urali (*Strix uralensis macroura*) nel trnovski gozd (Slovenia) censimento in un'area campione. Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina XXII: 563-568.
- Benussi E., F. Genero & A. Puric (2008): Primi dati sulla nidificazione e lo svernamento dell'Allocco degli urali, *Strix uralensis macroura*, nell'Italia nord-orientale. Riv.ital.Orn., Milano, 64: 2, 97-105.
- Böhm S. (2010): Fotofallen - Monitoring im Habichtskauz Wiederansiedlungsprojekt. 1-21 Uni Wien, Österreich.
- Brommer J. E., P. Karell & H. Pietiainen (2004): Supplementary fed Ural owls increase their reproductive output with a one year time lag. Ecology 139: 3, 354-358.
- Brommer J. E., J. Merila & H. Kokko (2002a): Reproductive timing and individual fitness. Ecology Letters 5: 6, 802-810.
- Brommer J. E., H. Pietiainen & H. Kolunen (2002b): Reproduction and survival in a variable environment: Ural owls (*Strix uralensis*) and the three-year vole cycle. The Auk 119: 2, 544-550.
- Bufka L. & B. Kloubec, (2001): Dosavadní výsledky reintrodukce puštika bilavého (*Strix uralensis*) na Šumavě. 2-4: 218.
- Dressel S. (2012): Evaluierung der Entwicklung freigelassener Habichtskäuze (*Strix uralensis*) bis zu deren Selbständigkeit unter Verwendung von radio frequency identification (RFID). 1-91 Universität für Bodenkultur, Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft, Vienna.
- Frank G. (1994): Naturnaher Waldbau und Naturschutz: Gemeinsamkeiten und Gegensätze. "Urwälder" für die Zukunft: Naturwaldreservate im Wienerwald. Freunde der Wienerwaldkonferenz zur Erhaltung der Wienerwaldlandschaft. Purkersdorf.
- Genero F. & E. Benussi (2006): New Data and Status of the Ural owl (*Strix uralensis*) in Italy. Journal des NP Bayerischer Wald: 42, Neuschönau, Bavarian Forest National Park.
- Glutz V. B. U. & K.M. Bauer (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 9: 1-1148 Akadem Verlagsges, Wiesbaden.
- IUCN (1998): Guidelines for Re-introductions. 1-10 IUCN, The Nature Conservation Bureau Ltd., Newbury, UK., Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Kloubec B., L. Bufka & T. Lorenc, (2006): History and current status of the Ural Owl (*Strix uralensis*) on the Czech side of Bohemian Forest. European Ural Owl Workshop Journal des NP Bayerischer Wald: 42, Neuschönau, Bavarian Forest National Park.
- Kohl I. & C. Leditznig (2012): Einsatz der Telemetrie zur Unterstützung der Wiederansiedlung des Habichtskauz (*Strix uralensis*) im Wildnisgebiet Dürrenstein (Österreich). Eulrundblick 62: AG Eulen - Arbeitsgemeinschaft zum Schutz bedrohter Eulen, Jena-Winzerla, Germany.
- Kopij G. (2007): Population and range expansion of boreal forest owls (*Glaucidium passerinum*, *Strix uralensis*, *Strix nebulosa* and *Aegolius funereus*) in Eastern Europe. Proceedings of the World Owl Conference, 31.Oct.-4.Nov.2007 Groningen, The Netherlands Oral Presentation.
- Kristin A., J. Mihok, S. Danko, D. Karaska, S. Paecnovsky, M. Saniga, M. Bodova, C. Balazs, K. Sotnar, J. Kornan & M. Olensak (2007): Distribution, abundance and conservation of *Strix uralensis* na Slovensku. Journal des NP Bayerischer Wald: 42, 8-15 Nationalpark Bayerischer Wald, Neuschönau, Bavarian Forest National Park.
- Lundberg A. & B. Westman (1984): Reproductive success, mortality and nest site requirements of the Ural Owl *Strix uralensis* in central Sweden. Ann.Zool.Fennici 21: 265-269
- Mebs T. & W. Scherzinger (2008): Die Eulen Europas. Überarb. u. aktualis. Ausg.: 1-398 Kosmos (Franckh-Kosmos), Stuttgart.
- Müller J. (2007): First successful breeding of released birds on a natural stump in Bavarian forest in 2007. European Ural Owl Workshop Journal des NP Bayerischer Wald: 42, 60-63 Neuschönau, Bavarian Forest National Park.
- Müller J., W. Scherzinger, E. Benussi, M. Bodova, L. Bufka, S. Danko, T. Engleder, K. Englmaier, H. Frey, F. Genero, R. Hausknecht, D. Karaska, H. Kiener, B. Kloubec, J. Kornan, A. Kristin, R. Kühn, T. Lorenc, G. Lukac, T. Mebs, J. Mihok, C. Moning, M. Olensak, S. Pacenovsky, M. Sangiga, P. Saurola, K. Sotnar, A. Vrezec & R. Zink (2007): European Ural Owl workshop. 8: 1-92 Nationalpark Verwaltung Bayrischer Wald, Grafenau.
- Norrdahl K. & E. Korpimaki (2002): Seasonal changes in the numerical responses of predators to cyclic vole populations. Ecography 25: 4, 428-438.
- Piehler H. M. (1976): Knochenfunde von Wildvögeln aus archäologischen Grabungen in Mitteleuropa (Zeitraum Neolithikum bis Mittelalter). 116-121 Universität München, München.
- Pietiainen H. (1988): Breeding season quality, age, and the effect of experience on the reproductive success of the ural owl (*Strix uralensis*). The Auk 105: 316-324.
- Pietiäinen H. & H. Kolunen (1986): Age determination of breeding Ural owls. Ornis Fennica 63: 26-27.

- Pietiainen H. & P. Saurola (1997): Ural Owl *Strix uralensis*. Ural Owl *Strix uralensis*, 412-413 T. & A.D. Poyser, London, U.K.
- Sauberer N., N. Milasowszky, L. Sachslehner, E. Hochbichler & B. Panagoitis (2007): Nachhaltiges Waldbiomassemanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Wien.
- Saurola P. (1992): Population studies of the Ural Owl *Strix uralensis* in Finland. 5, 28-31 UK Nature Conservation, Petersborough.
- Saurola P. (2007): Bad news and good news: population trends of Finnish owls during 1982–2006. Proceedings of the World Owl Conference, 31. Oct. - 4. Nov. 2007 Groningen, The Netherlands Oral Presentation.
- Saurola P. (2009): Bad news and good news: population changes of Finnish owls during 1982–2007. *Ardea* 97: 4, 469-482 Finland.
- Schadauer K. (1994): Baumartenatlas für Österreich - Die Verbreitung der Baumarten nach Daten der Österreichischen Waldinventur. FBVA-Berichte 76: BFW, Wien.
- Scherzinger W. (1996): Walddynamik und Biotransprüche des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). *Abh.Zool.-Bot.Ges.Österreich* 29: 5-16.
- Scherzinger W. (2006): Die Wiederbegründung des Habichtskauz-Vorkommens *Strix uralensis* im Böhmerwald. *Ornithologischer Anzeiger* 45: 2-3, 97-156.
- Scherzinger W. (2007a): Attempts for re-introducing the Ural Owl (*Strix uralensis*) in Bohemian respectively Bavarian Forest. *Journal des NP Bayerischer Wald*: 42, 52-59 Neuschönau, Bavarian Forest National Park.
- Scherzinger W. (2007b): Attempts for re-introducing the Ural Owl *Strix uralensis* in Bohemian respectively Bavarian Forest. Proceedings of the World Owl Conference, 31.Oct.-4.Nov.2007 Groningen, The Netherlands Oral Presentation.
- Stastny K. & V. Bejcek (2007): Owls in the Czech Republic. Proceedings of the World Owl Conference, 31. Oct. - 4. Nov. 2007 Groningen, The Netherlands Oral Presentation.
- Steiner H. (1999): Studie zur Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis macroura*) in Österreich. 1-58.
- Steiner H. (2007): Bewertung der Lebensräume im Wildnisgebiet Dürrenstein sowie im Natura 2000-Gebiet Ötscher-Dürrenstein im Hinblick auf ihre Tauglichkeit für die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*). 1-29.
- Tutis V., D. Radovic, D. Cikovic & S. Barisic (2007): Distribution, density and habitat relationships of the Ural owl *Strix uralensis macroura* in Croatia. Proceedings of the World Owl Conference, 31.Oct.-4.Nov.2007 Groningen, The Netherlands Oral Presentation.
- Vrezec A. (2000): Census of the Ural Owl *Strix uralensis* at Ljubljanski vrh. *Acrocephalus* 21: 98-99, 39-41.
- Vrezec A. (2006): The Ural owl (*Strix uralensis macroura*) - Status and Overview of Studies in Slovenia. *Journal des NP Bayerischer Wald*: 42, 16-31 Neuschönau, Bavarian Forest National Park.
- Wruß W. (1986): Vogelkundliche Beobachtungen aus Kärnten 1975. 166: 453-460 Naturwissenschaftlicher Verein für Kärnten, Klagenfurt.
- Zink R. (2007): Machbarkeitsstudie "Habichtskauz-Wiederansiedlung im Biosphärenpark Wienerwald". 1-60 Im Auftrag der Österreichischen Zoo Organisation (OZO), Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Veterinärmedizinische Universität Wien.
- Zink R. (2011): Groß-Greifvögel in Mitteleuropa. Beiträge der 17. Österreichische Jägertagung 1-6 Lehr- und Forschungszentrum für Landwirtschaft, Raumberg-Gumpenstein.
- Zink R. (2012): Measure conservation success within the Alpine Ural owl reintroduction based on an EAZA breeding network. EAZA Conservation Forum 2012.
- Zink R. & D. Izquierdo (2011): Re-introduction of the Ural owl into the Austrian Alps. 2011: 146-150 IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group, C/o Environment Agency-Abu Dhabi, P.O. Box 45553, Abu Dhabi, UAE.
- Zink R. & R. Probst (2009): Aktionsplan Habichtskauz (*Strix uralensis*) - Grundlagen & Empfehlungen. 1-78 Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, VetmedUni Wien & BirdLife Österreich, Wien.
- Zinßmeister D. (2012): Abwanderung juveniler Habichtskäuze (*Strix uralensis*) im Biosphärenpark Wienerwald. 1-105 Universität Wien, Institut für Zoologie, Vienna.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Silva Fera](#)

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: [2_2013](#)

Autor(en)/Author(s): Zink Richard

Artikel/Article: [Wiederansiedlung von Habichtskäuzen \(*Strix uralensis*\) am östlichen Alpennordrand 66-77](#)