

Die Eulenfauna im Wildnisgebiet Dürrenstein - Habitatpräferenzen und Bestandssituation zwischen 2015 und 2019

Thomas Hochebner, Claudia Schütz, Gerhard Rotheneder & Ingrid Kohl

Hochebner, T., C. Schütz, G. Rotheneder & I. Kohl (2021): The owl fauna in the Dürrenstein Wilderness Area - habitat preferences and population status between 2015 and 2019. *Egretta* 57: 36-52.

Based on standardized surveys carried out over several years, population densities of the four owl species Ural Owl, Tawny Owl, Boreal Owl and Eurasian Pygmy Owl in the forests of the Dürrenstein Wilderness Area were assessed for the first time. The multi-annual monitoring also allowed to correlate population fluctuations with abiotic and biotic factors.

Surveys were conducted three times per season in March, April and June between 2015 and 2019. The population density of the Tawny Owl with 11.5-13.9 territories/10 km² is clearly higher than population densities from comparable study areas in the northeastern Limestone Alps. The species was observed between 730 and 1,380 m above sea level. The population density of the Boreal Owl varied strongly between 7.9 and 20 territories/10 km² depending on the mouse gradations, with the maximum value being almost three to four times higher than comparable densities in the northeastern Limestone Alps. The species inhabited the entire eleva-

tional range of the sample area with records between 800 and 1,410 m. For the Eurasian Pygmy Owl, comparatively low densities of 1.8-3 territories/10 km² were recorded. Observations of the species ranged from 850 to 1,360 m. For the Ural Owl, a population density of 1.2 territories/10 km² was estimated, with records between 1,100 and 1,200 m. In terms of their exposition, owl territories showed an average southerly orientation. While Ural Owl and Tawny Owl preferred steep slopes of 30° and 40°, respectively, the two small owls, Boreal Owl and Eurasian Pygmy Owl, used flatter areas. The proportion of pioneer woody plants and regrowth areas as well as spruce forests and non-vital forest areas tended to be higher in the territories of the two small owl species than in Ural Owl and Tawny Owl territories.

Especially the high densities reported for Tawny Owls and Boreal Owls underline the importance of the Dürrenstein Wilderness Area as habitat for the native owl fauna.

Keywords:

annual population fluctuations, habitat preferences, mouse gradation, snow cover, winter temperatures

1. Einleitung

Das ca. 3.500 ha große Wildnisgebiet Dürrenstein ist das erste und – neben den hochalpinen Sulzbachtälern in Salzburg – das bisher einzige Schutzgebiet Österreichs, das als Wildnisgebiet der Kategorie I nach Kriterien der Weltnaturschutzorganisation IUCN ausgewiesen wurde. Das Gebiet beherbergt den flächenmäßig größten Fichten-Tannen-Buchenuwald des gesamten Alpenbogens bzw. ganz Mitteleuropas, den ca. 400 ha großen Rothwald (Leditznig & Pekny 2014). Seit seiner Entstehung nach der letzten Eiszeit blieb dieser Urwald frei von menschlicher Nutzung. Ein Baumalter von 500

und mehr Jahren ist in diesem besonderen Waldgebiet daher keine Seltenheit. Einzelne Bäume – insbesondere Tannen – erreichen ein Alter von 1.000 und mehr Jahren, Eiben können sogar noch wesentlich älter werden (Leditznig & Pekny 2009). Die freie, weitgehend ohne Einfluss des Menschen ablaufende Entwicklung der Natur hat im Wildnisgebiet oberste Priorität (Leditznig & Pekny 2011). Deshalb wird grundsätzlich im Schutzgebiet auf jegliche forst- und jagdwirtschaftliche Nutzung verzichtet.

Dementsprechend zeichnen sich die Wälder des Wildnisgebiets durch Strukturreichtum sowie einem hohen Angebot an stehendem und liegendem Totholz

aus. Auf manchen Flächen wird ein Totholzvorrat von bis zu 230 fm/ha erreicht (Lang & Nopp-Mayr 2012). Besonders jene Vogelarten, für die Totholz eine zentrale Rolle als Nahrungs- und Bruthabitat spielt, profitieren von diesen naturnahen Bedingungen. So konnte die Bedeutung des Wildnisgebiets für die Spechtfaua anhand von Kartierungen bereits untermauert werden (Hochebner et al. 2015). Aber auch Eulen, für die geeignete Bruthöhlen oftmals eine limitierende Ressource darstellen und die – im Fall von Kleineulen – als Sekundärnutzer von Spechthöhlen gelten (Mebs & Scherzinger 2000), finden in diesen naturnahen Waldgebieten ideale Lebensraumbedingungen. Gezielte Bestandserhebungen der Eulenfauna wurden im Wildnisgebiet Dürrenstein bisher allerdings noch nicht durchgeführt.

Basierend auf standardisierten Kartierungen zwischen 2015 und 2019 wurden daher erstmals Schätzungen zu den Bestandsdichten der vier Eulenarten Habichtskauz (*Strix uralensis*), Waldkauz (*Strix aluco*), Raufußkauz (*Aegolius funereus*) sowie Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) für das Wildnisgebiet Dürrenstein ermittelt. Aufgrund der mehrjährigen Kartierungen können zudem Schwankungen in den Bestandszahlen mit abiotischen und biotischen Faktoren in Beziehung gesetzt werden. Strenge Witterungsbedingungen während der Wintermonate wie tiefe Temperaturen oder eine geschlossene Schneedecke können beispielsweise die Nahrungsverfügbarkeit und damit die Mortalität von Eulen empfindlich erhöhen (Solheim 2009). Die Anzahl besetzter Reviere in der darauffolgenden Brutsaison kann dadurch ebenfalls negativ beeinflusst werden (Sasvári & Nishiumi 2005). Unter den biotischen Faktoren ist insbesondere die Dichte an Kleinsäugetern zu nennen, welche die Populationsdichten von Eulenarten maßgeblich beeinflussen kann. Das trifft insbesondere auf jene Eulenarten zu, bei denen kleine Säuger einen Großteil des Beutespektrums ausmachen (Korpimäki 1992, Hakkarainen et al. 2002, Sundell et al. 2004).

Daneben wurden auch Habitatpräferenzen zwischen den einzelnen Eulenarten verglichen.

Die vorliegende Studie liefert damit nicht nur wertvolle Daten zur Eulenfauna des Wildnisgebiets Dürrenstein, sondern ist auch überregional von Relevanz. So konzentrieren sich Studien zu den beiden Kleineulenarten Raufußkauz und Sperlingskauz überwiegend auf die borealen Waldgebiete Skandinaviens (Korpimäki 1986, Korpimäki 1992, Korpimäki & Hakkarainen 2012), während nur wenige Studien in den Ostalpen angesiedelt sind (Weißmair & Pühringer 2011, Weißmair et al. 2014).

2. Material und Methode

2.1 Untersuchungsgebiet

Das 1.650 ha große Untersuchungsgebiet, eingebettet in das Wildnisgebiet Dürrenstein, erstreckt sich zwischen 720 und 1.500 m ü. d. M. und ist Teil der nördlichen Kalkalpen (Abb. 1). Die vorherrschende Waldgesellschaft ist der Fichten-Tannen-Buchenwald. Abhängig von lokalen abiotischen Faktoren wie Schneedauer, Exposition, Steilheit und Bodentiefe dominieren Laub- oder Nadelbäume. Natürliche Fichtenwälder sind im Gebiet nur sehr kleinflächig ausgebildet, z. B. auf Bergsturzmaterial und in einem schmalen Gürtel an der obersten Waldgrenze auf felsigen Standorten. Daneben findet man im Westteil und in östlichen Randbereichen der Untersuchungsfläche auch anthropogen eingebrachte Fichtenforste. Aufgrund des schneereichen und feuchten Klimas reichen im Gebiet auch oft die Buchenwälder bis an die Waldgrenze. Im Gebiet können jährliche Niederschlagsmengen von mehr als 2.300 mm gemessen werden, wobei sowohl in den Sommermonaten als auch in der kalten Jahreszeit mit großen Niederschlagsmengen zu rechnen ist (Leditznig & Pekny 2011). Besonders im Ostteil des Gebiets sind aufsummierte Schneehöhen von mehr als 5 m pro Jahr keine Seltenheit (Leditznig & Pekny 2011). Die Temperaturen liegen im Jänner durchschnittlich bei -4,7 °C, im Juli bei 13,4 °C. Der Jahresdurchschnitt pendelt sich bei kühlen 3,9 °C ein (Leditznig & Pekny 2011).

2.2 Freilanderrhebungen und Revierabgrenzungen

Zwischen 2015 und 2019 wurden jährlich drei Kartierungsdurchgänge in den Monaten März, April und Juni durchgeführt. Pro Kartierungsdurchgang wurden dabei in zwei bis drei Nächten bis zu 23 Horchpunkte kartiert (Abb. 1). Die Lage der Horchpunkte wurde so gewählt, dass die Punkte auch unter schwierigen Bedingungen (z. B. hohe Schneelage, Schneeschmelze) relativ gefahrlos erreicht werden konnten. Lediglich drei Horchpunkte bildeten dabei eine Ausnahme. Aufgrund ihrer schweren Erreichbarkeit wurden diese Punkte aus Sicherheitsgründen v. a. im ersten Kartierungsdurchgang der Saison nicht immer kartiert. Ein Radius von 500 m um den jeweiligen Kartierungspunkt wurde als die für die Kartierer durchschnittliche, akustische Wahrnehmbarkeitsgrenze von Eulengesängen definiert. Dieser relativ niedrig angesetzte Radius berücksichtigt die teils geräuschvolle Hintergrundkulisse wasserführender Bäche während der Schneeschmelze, die trotz der möglichst bachfernen Lage der Horchpunkte die Verhörbedingungen während der ersten beiden Durchgänge erschwerte. Auf Basis dieser 23 Pufferflächen um die Horchpunkte wurde die

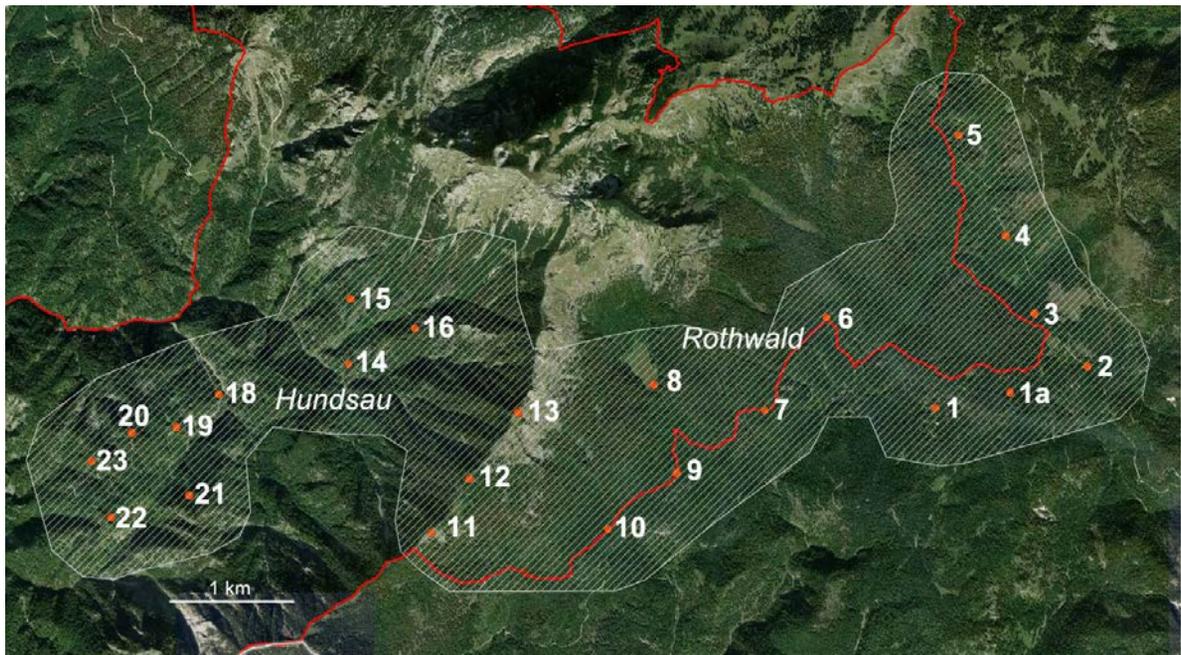


Abb. 1: Lage der Horchpunkte (1-23), an denen die standardisierten Eulenerhebungen durchgeführt wurden. Zudem sind Abgrenzung des Untersuchungsgebiets (weiße Schraffur) sowie die Grenze des Wildnisgebiets Dürrenstein (rote Linie) dargestellt. Kartengrundlage: ESRI Basemaps.

Fig. 1: Location of the survey points (1-23) where the standardized owl surveys were conducted. In addition, the boundary of the study area (white hatching) and the border of the Wilderness Area Dürrenstein (red line) are shown. Map basis: ESRI Basemaps.

1.650 ha große Probefläche abgegrenzt. Lediglich an wenigen, gut einhörbaren Teilarealen (Großer Urwald, Obere Hundsausau) wurde die Probefläche etwas über die 500 m ausgedehnt. In unübersichtlichem Gelände (Mitterberg) wurden die Horchpunkte enger gesetzt.

Zwei Teams, bestehend aus mindestens zwei Personen, führten die Erhebungen zeitgleich in verschiedenen Teilen des Untersuchungsgebiets durch. Die Kartierung in Gruppen von mindestens zwei Personen war einerseits aus sicherheitstechnischen Gründen geboten, andererseits konnte man sich dadurch beim Verorten von nur kurzen, weit entfernten oder aus anderen Gründen akustisch nur sehr schwer wahrnehmbaren Eulengesängen bzw. -rufen gegenseitig absichern. Die Eulenerhebungen wurden unter möglichst günstigen Witterungsbedingungen (maximal schwacher Wind, kein Niederschlag) durchgeführt (Südbeck et al. 2005). Die Kartierungen begannen in etwa drei Stunden vor Sonnenuntergang mit der Erfassung des tag- bzw. dämmerungsaktiven Sperlingskauzes und endeten ca. fünf Stunden nach Einbruch der Dunkelheit (Südbeck et al. 2005). Die Kartierungsdauer pro Punkt und Exkursionstag betrug durchschnittlich 32 Minuten. Wenn am Punkt Eulen nicht spontan sangen, kamen Klangattrappen zum Einsatz (Südbeck et al. 2005). Beim Waldkauz wurde auf artspezifische Klangattrappen ver-

zichtet, da die Art meist auf Stimmen der anderen Arten (Raufuß- und Habichtskauz) sehr gut reagierte.

Pro Punkt wurde neben der Kartierungsdauer auch Art, Individuenzahl, wenn möglich Geschlecht und Alter, sowie Richtung (basierend auf der 360°-Windrose) und geschätzte Entfernung zu den rufenden oder singenden Eulen notiert. Zwischen den Horchpunkten registrierte Eulen wurden ebenfalls miterfasst.

Die im Freiland erhobenen Einzelbeobachtungen von Eulen wurden per GPS verortet und anschließend mittels Geographischem Informationssystem (ESRI ArcGIS) – unter Berücksichtigung von Simultanbeobachtungen – für die jeweilige Brutsaison zu Papierrevieren zusammengefasst (Bibby et al. 1995). Dabei wurden Randreviere, die Beobachtungspunkte sowohl innerhalb als auch außerhalb der Probefläche aufwiesen, als halbes Revier gewertet ($n = 12$). Beim Raufußkauz ist zu berücksichtigen, dass die Männchen aufgrund ihres flexiblen Paarungssystems keine Reviere im klassischen Sinne besetzen. Intensiv singende Männchen sind oft unverpaart oder haben noch kein Zweit-Weibchen gefunden. Um dennoch den Vergleich mit anderen Untersuchungen zu ermöglichen, wurden auch bei dieser Art „Reviere“ abgegrenzt. Für jedes abgegrenzte Papierrevier wurde aus den vorhandenen Beobachtungspunkten der Reviermittelpunkt ermittelt.

2.3 Abiotische und biotische Habitatvariablen

Um den Effekt von Witterungsbedingungen während der Wintermonate auf die ermittelten Bestandszahlen zu testen, wurde die Anzahl jener Tage zwischen Dezember und Februar quantifiziert, deren Maximaltemperatur unter 0 °C blieb. Daten dazu stammen von zwei Wetterstationen, die im Untersuchungsgebiet lokalisiert sind und stündlich Klimadaten aufzeichnen. Als zweiter abiotischer Parameter wurden Daten zur Schneehöhe berücksichtigt. Hierfür musste auf Schneeberichte des Hochkars zurückgegriffen werden, einem Skigebiet, das in ca. 8,3 km Luftlinie zum Untersuchungsgebiet liegt. Für die Analysen wurde die Variable maximale Schneehöhe im jeweiligen Winter (Zeitraum Dezember bis April) berücksichtigt. Mit steigender Schneehöhe wird angenommen, dass auch die Anzahl der Tage mit geschlossener Schneedecke zunimmt und damit die Zugänglichkeit zu Kleinsäugern für Eulen erschwert wird.

Im Zuge der Habitatanalysen wurde in einem Radius von 250 m um die ermittelten Reviermittelpunkte die Habitatausstattung charakterisiert. Um sicher zu stellen, dass dabei pro Eulenart jedes Revier nur einmal berücksichtigt wurde, wurden vorrangig Reviere aus dem Jahr 2017 herangezogen. In diesem Jahr wurde mit insgesamt 62 ermittelten Eulenrevieren die höchste Revierdichte innerhalb des Untersuchungszeitraumes ermittelt. Ergänzt wurden diese 62 Reviere mit Revieren aus den restlichen Kartierungsjahren nur dann, wenn aufgrund der räumlichen Lage anzunehmen war, dass es sich um Reviere handelte, die im Jahr 2017 nicht besetzt waren (n = 28). Damit ergeben sich insgesamt 90 Reviere, von denen 41 auf den Raufußkauz, 30 auf den Waldkauz, 14 auf den Sperlingskauz und 5 auf den Habichtskauz entfallen. Basierend auf Orthofotos aus dem Jahr 2016 wurden mittels Geographischen Informationssystem in den jeweiligen Pufferbereichen flächendeckend die sechs Habitatkategorien „krautige Vegetation, Schutt- und Felsfluren“, „Pioniergehölze, Verjüngungsflächen“ (inkl. Latschenbestände), „laubholzdominierter Bergmischwald“, „nadelholzdominierter Bergmischwald“, „Fichtenforst“ und „nicht-vitale Waldflächen“ (Windwurfflächen, von Borkenkäfern befallene Waldbereiche) abgegrenzt. Anschließend wurden für jedes Revier der absolute und relative Flächenanteil der einzelnen Habitatkategorien an der Pufferfläche ermittelt. Zudem wurde für jedes Revier die Randliniendichte berechnet. Hohe Randliniendichten sind mit einer kleinteiligen, heterogenen Landschaft assoziiert.

Mittels digitalem Höhenmodell wurden für das gesamte Untersuchungsgebiet basierend auf einem 25 x 25 m großem Raster die Habitatvariablen Hangneigung

sowie Exposition quantifiziert. Um diese zwei Variablen für die jeweiligen Reviermittelpunkte zu ermitteln, wurden neben jenem Raster, in dem der Reviermittelpunkt zu liegen kam, je nach Lage auch die 5-9 benachbarten Raster berücksichtigt und der Mittelwert der Rastergruppe berechnet. Für die Analyse der Höhenverbreitung der Arten wurden 525 Einzelbeobachtungen herangezogen, die ausreichend genau verortbar waren, so dass eine verlässliche Bestimmung der Seehöhe möglich war. Knapp außerhalb der Probefläche gelegene Einzelbeobachtungen wurden in diese Auswertung mit einbezogen.

Die Aktivität von Kleinsäugern wurde im Rahmen eines eigenen Projekts in fünf verschiedenen Bereichen innerhalb des Untersuchungsgebiets mit Hilfe von insgesamt 288 Lebendfallen in jeweils fünf aufeinanderfolgenden Fangnächten während der Monate Juni und August erhoben (Kempter & Nopp-Mayr 2013, Sachser & Nopp-Mayr 2016; F. Sachser, mündl.). Die häufigsten im Gebiet auftretenden Arten sind die Rötelmaus (*Myodes glareolus*) und die Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*). Um die Effekte der Kleinsäugeraktivität auf die Anzahl nachgewiesener Eulenreviere zu ermitteln, wurde die Aktivität vom Augusttermin des Vorjahres und Junitermin gepoolt, um ein Maß zu erhalten, das als Surrogat für die Nahrungsverfügbarkeit sowohl über den Winter als auch während der Brutzeit fungiert. Die Aktivität wurde als Fänge pro 100 Fallennächte quantifiziert.

2.4 Datenauswertungen

Um Habitatpräferenzen hinsichtlich Höhenverbreitung, Hangneigung und Exposition zu beschreiben, wurde die Nachweisdichte mit dem Flächenangebot in der jeweiligen Höhe, Hangneigungsklasse und Exposition korrigiert. Effekte von Witterungsbedingungen und Kleinsäugeraktivität auf die Anzahl nachgewiesener Revierzahlen wurden mittels Pearson-Korrelationen getestet. Die Korrelationen wurden getrennt für die vier Eulenarten Waldkauz, Habichtskauz, Raufußkauz und Sperlingskauz berechnet. Unterschiede in den Habitatpräferenzen zwischen Groß- und Kleineulen wurden mittels einfaktorieller Varianzanalyse getestet.

3. Ergebnisse

3.1 Artenspektrum und Bestandsdichten

Im Zeitraum 2015 bis 2019 konnten im Rahmen der Kartierungen 531 Nachweise von insgesamt vier Eulenarten registriert werden. Davon lagen 502 innerhalb der Probefläche.

Tab. 1: Revierzahlen und daraus resultierende Siedlungsdichten nachgewiesener Eulenarten zwischen 2015 und 2019.

Tab. 1: Territory numbers and resulting breeding densities of recorded owl species between 2015 and 2019.

	2015		2016		2017		2018		2019	
	ANZ. REV.	REV./ 10 KM ²								
Raufußkauz	20	12,1	19	11,5	33	20,0	13	7,9	14	8,5
Waldkauz	19	11,5	20	12,1	22	13,3	22	13,3	23	13,9
Habichtskauz	3	1,8	2	1,2	2	1,2	1	0,6	2	1,2
Sperlingskauz	5	3,0	3	1,8	5	3,0	4	2,4	5	3,0

Der Waldkauz, neben dem Raufußkauz die häufigste Eulenart im Untersuchungsgebiet, zeigte innerhalb des fünfjährigen Untersuchungszeitraums mit 19 bis 23 Revieren relativ konstante Bestandszahlen (Tab. 1).

Der Raufußkauz war in den beiden ersten Untersuchungsjahren mit 20 bzw. 19 Revieren in etwa gleich häufig wie der Waldkauz. Im Jahr 2017 stieg der Bestand auf 33 Reviere an, um in den zwei darauffolgenden Jahren auf ca. 70 % des Ausgangsbestands zurück zu gehen (Tab. 1). Die Art reagierte mehrmals auf die Klangattrappe, selbst auf Störgeräusche, wie Schneeschuhe im Harsch reagierte der Raufußkauz einige Male mit einzelnen Balzstropfen oder Warnrufen.

Der Sperlingskauz stellte sich während der Kartierungen als vergleichsweise schwierig zu erfassende Art heraus. Bei nur fünf der 34 verorteten Einzelbeobachtungen der Art handelte es sich um spontan balzrufende Männchen. Auch der Einsatz von Klangattrappen brachte nur recht selten Erfolg. So konnte alljährlich nur ein Bestand zwischen drei und fünf Revieren dokumentiert werden (Tab. 1). Als einzige Art liegen vom Sperlingskauz aus der Kartierungsperiode keine Brutnachweise vor.

Auch der Habichtskauz reagierte kaum auf verwendete Klangattrappen. An drei Vorkommensorten im östlichen Teil des Untersuchungsgebiets (Rothwald) gelangen Nachweise in mehreren Kartierungsjahren, so im Bereich der Großen Bärwies in vier von fünf Jahren, am Wasserbündl in drei von fünf Jahren sowie im Bereich des Kleinen Urwaldes in den Jahren 2015 und 2016. Die beiden am regelmäßigsten besetzten Reviere Wasserbündl und Große Bärwies befinden sich etwa 3,2 km voneinander entfernt. Der nachgewiesene Bestand schwankte zwischen einem und drei Revieren (Tab. 1).

Neben den vier regelmäßig im Untersuchungsgebiet brütenden Eulenarten konnte im Jahr 2017 zudem ein Brutnachweis der Waldohreule (*Asio otus*) in 1.450 m Seehöhe dokumentiert werden. Dieser Nachweis lag allerdings außerhalb der Probefläche und wurde nicht im Rahmen der standardisierten Kartierungen erbracht.

3.2 Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von Kleinsäugerdichten und Witterungsbedingungen

Bei drei der vier untersuchten Eulenarten zeigen weder Witterungsbedingungen noch die Intensität der Kleinsäugeraktivität signifikante Effekte auf die Anzahl nachgewiesener Eulenreviere. Lediglich beim Raufußkauz deutete sich ein positiver Effekt der Kleinsäugeraktivität auf die Anzahl nachgewiesener Reviere an (Abb. 2). Aufgrund der kleinen Stichprobe ($n = 5$) wurde der Zusammenhang nur grafisch dargestellt.

Dabei zeigte sowohl die Kleinsäugeraktivität als auch die Anzahl nachgewiesener Raufußkauzreviere im Jahr 2017 einen markanten Anstieg (Abb. 3).

3.3 Habitatanalysen

3.3.1 Lebensraumausstattung

Vergleicht man die Anteile der berücksichtigten Habitatvariablen zwischen den einzelnen Eulenarten zeigen Habichtskauz und Waldkauz innerhalb ihrer Reviere tendenziell höhere Anteile an krautiger Vegetation bzw. Schutt- und Felsfluren sowie an laubholzdominierten Bergmischwäldern als die beiden Kleineulenarten Raufußkauz und Sperlingskauz (Abb. 4a, Abb. 4c). Fasst man die vier Eulenarten zu den zwei Gruppen Großeulen (Habichtskauz, Waldkauz) und Kleineulen (Raufußkauz, Sperlingskauz) zusammen, deuten sich sowohl für die Variable krautige Vegetation, Schutt- und Felsfluren (einfaktorielle ANOVA: $F = 2,79, p = 0,098$) als auch für die Variable laubholzdominierte Bergmischwälder (einfaktorielle ANOVA: $F = 3,68, p = 0,058$) schwache Effekte an.

Der Anteil an Pioniergehölzen und Verjüngungsflächen sowie Fichtenforsten und nicht-vitalen Waldflächen ist in Raufußkauz- und Sperlingskauzrevieren tendenziell höher als in Habichtskauz- und Waldkauzrevieren (Abb. 4b, Abb. 4e, Abb. 4f).

Keine nennenswerten Unterschiede zwischen den einzelnen Eulenarten zeigen sich hinsichtlich des Anteils nadelholzdominierter Bergmischwälder, der bei allen vier

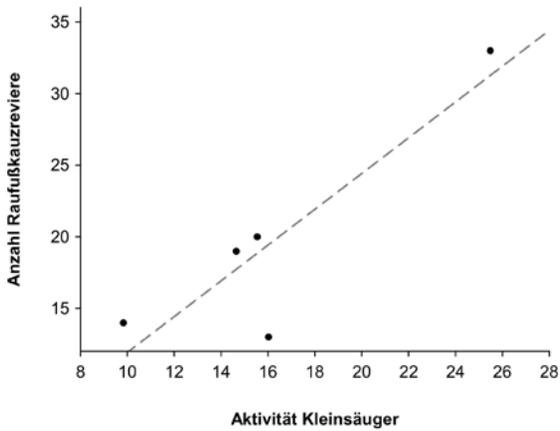


Abb. 2: Anzahl nachgewiesener Raufußkauzreviere in Abhängigkeit der Kleinsäugeraktivität (Fänge pro 100 Fallennächte).
Fig. 2: Number of recorded Boreal Owl territories as a function of small mammal activity (catches per 100 trap nights).

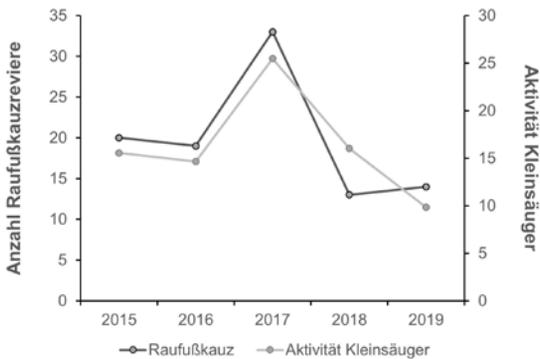


Abb. 3: Anzahl nachgewiesener Raufußkauzreviere sowie Kleinsäugeraktivität zwischen 2015 und 2019.
Fig. 3: Number of detected Boreal Owl territories and small mammal activity between 2015 and 2019.

Tab. 2: Höhenverbreitung basierend auf der flächenkorrigierten Nachweisdichte der einzelnen Eulenarten. Die 100 m-Höhenstufe mit dem höchsten Dichtewert pro Art wurde mit 100 % angenommen, die Anteile der restlichen Nachweisdichten in vier Klassen unterteilt (x = 0,1-25 %; xx = 25,1-50 %; xxx = 50,1-75 %; xxxx = 75,1-100 %; kein Nachweis der Art in der Höhenstufe = -). Zudem ist die Fläche der einzelnen Höhenstufen angegeben.

Tab. 2: Altitudinal distribution based on area-corrected density of recorded owl species. The 100 m-elevation belt with the highest density per species was assumed to be 100 %, the proportion of remaining detection densities were divided into four categories (x = 0.1-25 %; xx = 25.1-50 %; xxx = 50.1-75 %; xxxx = 75.1-100 %; no detection of the species in the 100 m-elevation belt = -). In addition, the area of the individual elevation belts is indicated.

	N	701-800 M (65,9 HA)	801-900 M (183,7 HA)	901-1000 M (346,6 HA)	1001-1100 M (480 HA)	1101-1200 M (274,7 HA)	1201-1300 M (147,1 HA)	1301-1400 M (104,7 HA)	1401-1500 M (39,4 HA)
Waldkauz	285	xxxx	xxxx	xxx	xxx	xxx	x	xx	-
Raufußkauz	190	x	xxxx	xxxx	xxxx	xxxx	xx	xx	x
Sperlingskauz	34	-	xx	xxxx	xxxx	xxx	x	xx	-
Habichtskauz	16	-	-	x	x	xxxx	x	-	-

Eulenarten durchschnittlich zwischen 4 und 6 % ausmacht, sowie hinsichtlich der Randliniendichte (Abb. 4d, Abb. 5).

3.3.2 Höhenverbreitung

Nur der Raufußkauz besiedelt das gesamte Höhen-spektrum der Probefläche mit Nachweisen zwischen 800 und 1.410 m. Die Beobachtungen des Waldkauzes liegen zwischen 730 und 1.380 m Seehöhe. Der Sperlingskauz tritt ab einer Seehöhe von etwa 850 m hinzu und wird in der Probefläche bis 1.360 m nachgewiesen. Habichtskauzbeobachtungen sind zwischen 980 und 1.270 m angesiedelt.

Beim Waldkauz erkennt man eine starke Präsenz des Vorkommens in tieferen Lagen. Mit zunehmender Seehöhe nimmt die Nachweisdichte kontinuierlich ab, erreicht aber die Hochlagen des Untersuchungsgebiets. In den Höhenstufen von 901 bis 1.200 m sind alle Arten mit Ausnahme des Habichtskauzes gut vertreten. Nachweise dieser Art konzentrieren sich zwischen 1.101 und 1.200 m. In der Höhenstufe von 1.301 bis 1.400 m zeigen mehrere Arten eine leichte Dichtezunahme (Tab. 2).

3.3.3 Hangneigung

Der Waldkauz bevorzugt Steillagen ab 41° Hangneigung. Im Gegensatz dazu siedelt der Raufußkauz häufig in flacherem Gelände bis zu einer Neigung von 30°, nimmt in steilerem Gelände deutlich ab und fehlt ab 41° Hangneigung gänzlich. Der Sperlingskauz bevorzugt flache Lagen zwischen 0 und 10° Steigung. Die wenigen Habichtskauzreviermittelpunkte konzentrieren sich zwischen 31 und 40° Hangneigung (Tab. 3). Die Hangneigungsklasse von 51-57° wurde wegen der zu geringen Flächenausdehnung (1,6 ha) und dem Fehlen von Reviermittelpunkten nicht berücksichtigt.

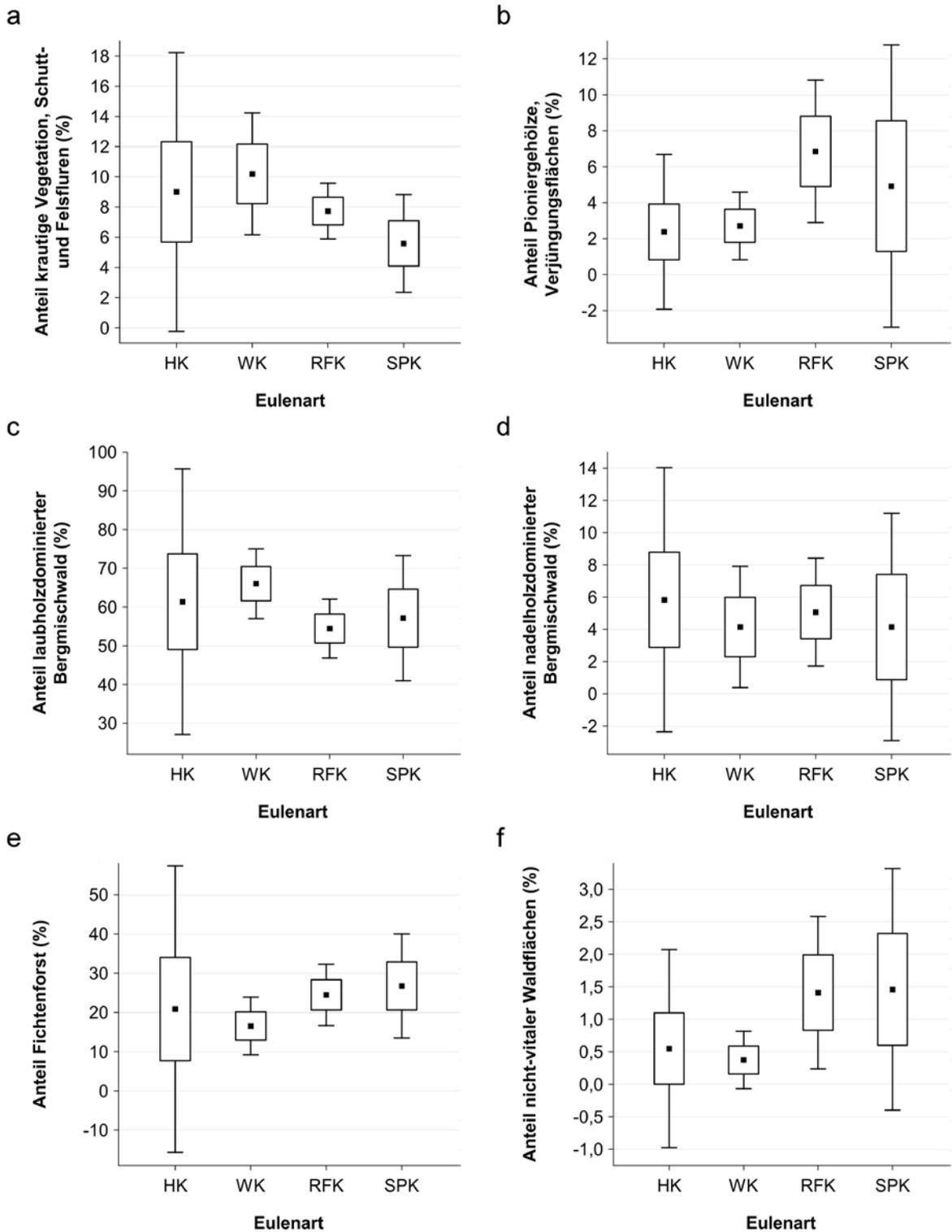


Abb. 4: Vergleich der Habitatausstattung zwischen Revieren von Habichtskauz (HK), Waldkauz (WK), Raufußkauz (RFK) und Sperrlingskauz (SPK) in einem 250 m Pufferbereich um den Reviermittelpunkt, getrennt nach den berücksichtigten Habitatvariablen. Dargestellt sind jeweils Mittelwert (schwarze Quadrate) \pm Standardfehler (weiße, rechteckige Fehlerbalken) sowie \pm 95 % - Konfidenzintervalle (schwarze, linienförmige Fehlerbalken).

Fig. 4: Habitat composition in territories of Ural Owl (HK), Tawny Owl (WK), Boreal Owl (RFK) and Eurasian Pygmy Owl (SPK) in a 250 m buffer area around the centre of the territory, separated according to the habitat variables considered. Mean (black squares) \pm standard error (white rectangular error bars) and \pm 95 % confidence intervals (black linear error bars) are shown in each case.

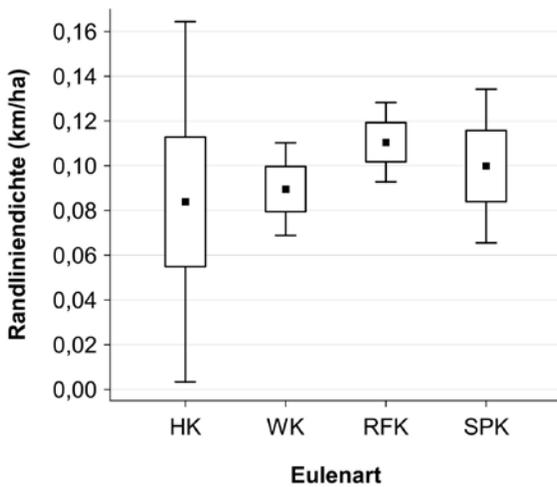


Abb. 5: Vergleich der Randliniendichte zwischen Revieren von Habichtskauz (HK), Waldkauz (WK), Raufußkauz (RKF) und Sperlingskauz (SPK) in einem 250 m Pufferbereich um den Reviermittelpunkt. Dargestellt sind jeweils Mittelwert (schwarze Quadrate) \pm Standardfehler (weiße, rechteckige Fehlerbalken) sowie \pm 95 % -Konfidenzintervalle (schwarze, linienförmige Fehlerbalken).

Fig. 5: Comparison of edge line density between territories of Ural Owl (HK), Tawny Owl (WK), Boreal Owl (RKF) and Eurasian Pygmy Owl (SPK) in a 250 m buffer area around the centre of the territory. Mean (black squares) \pm standard error (white rectangular error bars) and \pm 95 % confidence intervals (black linear error bars) are shown in each case.

Tab. 3: Eulenvorkommen basierend auf Reviermittelpunkten in den verschiedenen Hangneigungsklassen. Die Hangneigungsklasse mit dem höchsten flächenkorrigierten Dichtewert pro Art wurde mit 100 % angenommen, die restlichen Nachweisdichten in vier Klassen unterteilt (x = 0,1-25 %; xx = 25,1-50 %; xxx = 50,1-75 %; xxxx = 75,1-100 %; kein Nachweis der Art in der Hangneigungsklasse = -). Zudem ist die Fläche der einzelnen Hangneigungsklassen angegeben.

Tab. 3: Occurrence of owls based on territorial midpoints in different hillslope classes. The hillslope class with the highest area-corrected density per species was assumed to be 100 %, the proportion of remaining detection densities were divided into four categories (x = 0.1-25 %; xx = 25.1-50 %; xxx = 50.1-75 %; xxxx = 75.1-100 %; no detection of the species in the elevation level = -). In addition, the area of the individual hillslope classes is indicated.

	N	0-10° (334,2 HA)	11-20° (595,9 HA)	21-30° (454,1 HA)	31-40° (311,3 HA)	41-50° (47,9 HA)
Waldkauz	30	x	xxx	xxx	x	xxxx
Raufußkauz	41	xxxx	xxxx	xxxx	xx	-
Sperlingskauz	14	xxxx	xxx	xx	xxx	-
Habichtskauz	5	xx	xxx	-	xxxx	-

3.3.4 Exposition

Lediglich 0,25 ha der Probefläche wurden als flach eingestuft und keiner Exposition zugeordnet. Die geringsten Anteile weisen nördliche (75,6 ha) und nordöstliche Expositionen (88,6 ha) im Flächenangebot der Probefläche auf. Es wurden keine Reviermittelpunkte in rein nördlich exponierten Flächen gefunden.

Die Reviere des Habichtskauzes streuen in ihrer Exposition von Südosten bis Westen. Der Waldkauz bevorzugt südlich und östlich exponierte Hänge. Der Mittelwert der Expositionen beträgt 173°. Die Reviere von Raufußkauz und Sperlingskauz sind vermehrt Richtung Südosten und Südwesten ausgelegt, beim Sperlingskauz auch nach Nordosten (Abb. 6).

4. Diskussion

4.1 Artenspektrum und Bestandsdichten

Mit Waldkauz, Raufußkauz, Sperlingskauz und dem wiederangesiedelten Habichtskauz ist die Gilde der waldgebundenen Eulenarten in Mitteleuropa vollständig im Gebiet vertreten. Zudem brütete die Waldohreule im Mäusegradationsjahr 2017 erfolgreich auf 1.450 m Seehöhe im Wildnisgebiet. Es handelt sich hierbei um den höchstgelegenen Brutnachweis der Art in Ostösterreich (Kohl et al. 2018).

Nach Angaben von Machura (1944) soll auch der Uhu (*Bubo bubo*) „früher“ an der Langwand im Untersuchungsgebiet gebrütet haben. Bislang fehlten aktuelle Nachweise des Uhus aus dem Areal des Wildnisgebiets

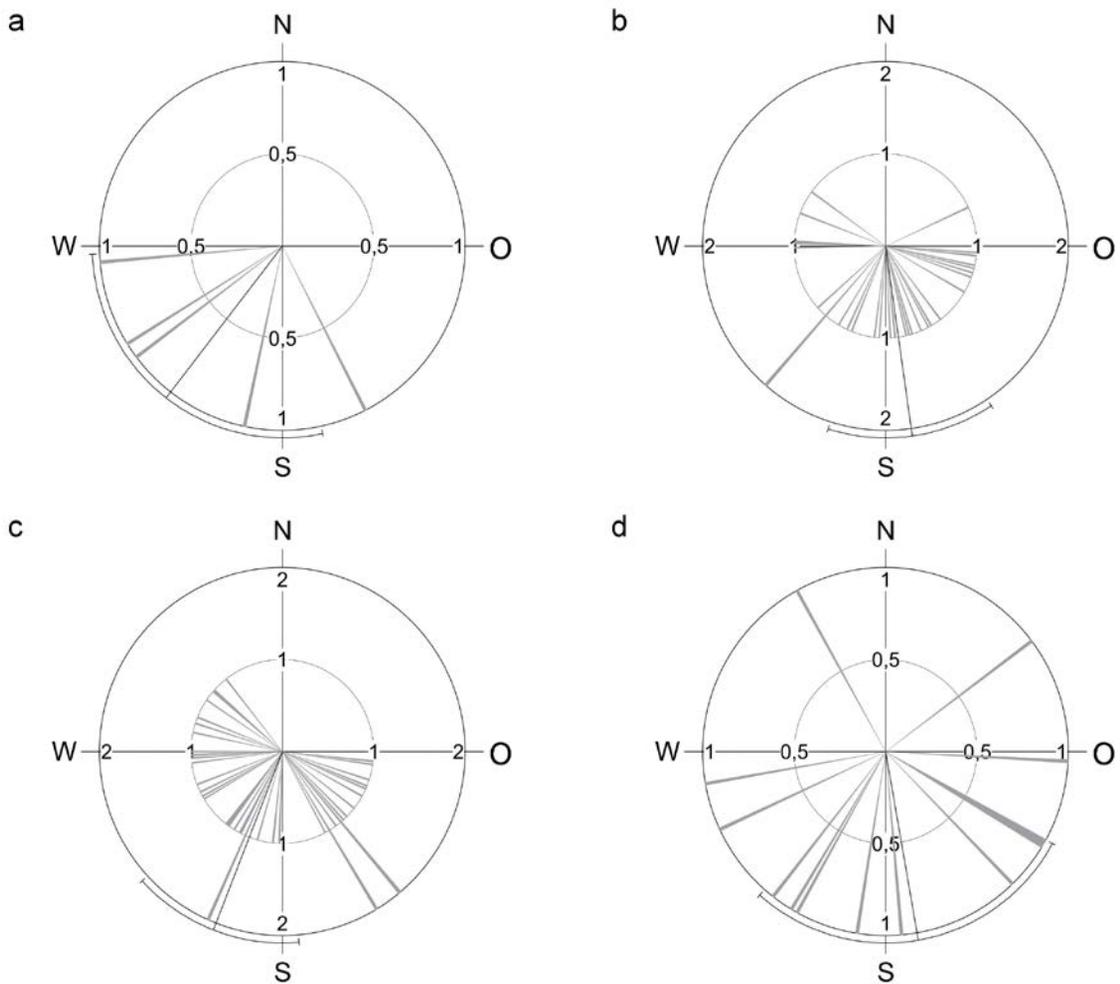


Abb. 6: Exposition der Reviermittelpunkte von (a) Habichtskauz, (b) Waldkauz, (c) Raufußkauz und (d) Sperlingskauz. Die einzelnen Strahlen geben Anzahl und Exposition der einzelnen Reviermittelpunkte an. Die Linie mit Streuungsbalken gibt die mittlere Revierexposition sowie $\pm 95\%$ - Konfidenzintervalle an.

Fig. 6: Exposure of territory centres of (a) Ural Owl, (b) Tawny Owl, (c) Boreal Owl and (d) Eurasian Pygmy Owl. Individual bars indicate number and exposure of each territory centre. The line with whiskers indicates mean exposure and $\pm 95\%$ confidence intervals.

(Leditznig et al. 2001, Leditznig & Leditznig 2010; C. Leditznig, mündl.) und auch die Kartierung ergab keine Nachweise. Erst am 28.6.2021 fand G. Rotheneder einen Junge-führenden Uhu im Gipfelbereich des Dürrensteins (1.830 m), innerhalb des Wildnisgebiets.

4.1.1 Waldkauz

Der Waldkauz ist in Mitteleuropa weit verbreitet und wohl die häufigste Eulenart. In der angrenzenden Steiermark ist die Art bis etwa 900 m Seehöhe flächendeckend verbreitet. Inneralpin dringt sie hauptsächlich entlang der breiteren Talräume ein, mit einer Bevorzugung der unteren und mittleren Hangstufe bis 1.200 m. Höher gelegene Vorkommen befinden sich großteils im Bereich

menschlicher Ansiedlungen wie Alm- und Jagdhütten (Albegger et al. 2015). In Anbetracht der Höhenlage, des Schneereichtums und der Siedlungsferne des gegenständlichen Untersuchungsgebiets überrascht das individuenstarke Vorkommen der Art im Wildnisgebiet Dürrenstein.

Erste Angaben zum Vorkommen des Waldkauzes im Urwald Rothwald, der zur Gänze Bestandteil des Untersuchungsgebiets ist, stammen aus der Mitte des 20. Jahrhunderts. Machura, der das Gebiet 1941 besuchte, konnte im Naturschutzgebiet Rothwald mehrere rufende Exemplare des Waldkauzes feststellen (Machura 1944). Das Vorkommen der Art in diesem schneereichen und montan geprägten Areal ist demnach keine neuere Entwicklung.

Tab. 4: Ermittelte Siedlungsdichten von Waldkauz, Raufußkauz und Sperlingskauz aus vergleichbaren Untersuchungsgebieten der östlichen Kalkalpen.

Tab. 4: Recorded breeding densities of Tawny Owl, Boreal Owl and Eurasian Pygmy Owl from comparable study areas in the Eastern Limestone Alps.

	NP KALKALPEN, WEISSMAIR ET AL. (2014)	DACHSTEINGEBIET, WEISSMAIR & PÜHRIN- GER (2011)	NP GESÄUSE, TEUFELBAUER ET AL. (2012)	ENNSTAL, SCHERZINGER (1970)	WILDNISGEBIET DÜRRENSTEIN (DIESE STUDIE)
Probefläche (ha)	3.242	1.420	1.522	6.000	1.650
Seehöhe (m)	620-1.670	700-1.770	480-1.780	650-1.818	720-1.500
Waldkauz (Rev./10 km ²)	8-9	0,7	5,3	-	11,5-13,9
Raufußkauz (Rev./10 km ²)	5	5,6-7,0	4,9-5,6	-	7,9-20,0
Sperlingskauz (Rev./10 km ²)	6-7	4,2-5,3	4,3-5,6	1,4	1,8-3,0

Die konstant hohen Siedlungsdichten der Art zwischen 11,5 und 13,9 Reviere/10 km² liegen zudem deutlich über den ermittelten Revierdichten aus vergleichbaren Untersuchungsgebieten der nordöstlichen Kalkalpen (Tab. 4). Lediglich im knapp 40 km westlich gelegenen Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen konnte mit 8-9 Reviere/10 km² ein annähernd hoher Wert ermittelt werden. Kleinfächig findet man in vier der sieben dort untersuchten Teilflächen Dichtewerte des Waldkauzes zwischen 11 und 14 Reviere/10 km² (Weißmair et al. 2014), was sehr genau dem hier ermittelten Befund entspricht.

Bei Erhebungen ohne bioakustischer Individualbestimmung kann es bei dieser Art zu einer Überschätzung des tatsächlichen Bestands von nahezu 50 % kommen (Nagl 2015). So wurde im Nationalpark Donau-Auen auf einer Fläche von 10.603 ha eine durchschnittliche Waldkauzdichte von 10 Reviere/10 km², auf Teilflächen von 1.030 ha bis zu 16 Reviere/10 km² ermittelt (Nagl et al. 2013). Unter Verwendung bioakustischer Individualbestimmung belieben sich die Dichten nur mehr auf 5,7 Reviere/10 km² bzw. 7,8 Reviere/10 km² (Nagl & Schutze 2018).

Da im Rahmen dieser Erhebungen keine bioakustischen Individualbestimmungen durchgeführt wurden, kann daher eine Überschätzung des tatsächlichen Waldkauzbestands nicht ausgeschlossen werden. Das ändert allerdings nichts an der großen Bedeutung des Wildnisgebiets als Waldkauzhabitat innerhalb der östlichen Kalkalpen und der Vergleichbarkeit der vorliegenden Untersuchung mit den Erhebungen aus Oberösterreich, in der eine sehr ähnliche Methodik angewandt wurde.

4.1.2 Raufußkauz

Verglichen mit anderen Bestandserhebungen aus den östlichen Kalkalpen liegt der Minimalwert ermit-

telter Raufußkauzdichten von 7,9 Reviere/10 km² im Wildnisgebiet Dürrenstein im Bereich jener Werte aus dem Dachsteingebiet, während die im Wildnisgebiet im Mäusegradationsjahr ermittelten Siedlungsdichten von 20 Reviere/10 km² einen absoluten Spitzenwert darstellen (Tab. 4). Weißmair et al. (2014) und Weißmair & Pühringer (2011) gehen für die Erhebungsjahre 2009 bis 2011 bzw. 2006 bis 2007 von keinem auffällig erhöhten Mäuseangebot aus. Bei den beiden anderen Arbeiten fehlen Angaben zum Beuteangebot, was den Vergleich zwischen verschiedenen Gebieten erschwert. Riebl (2011) gibt für eine 1.400 ha große Probefläche im Nationalpark Gesäuse für den Raufußkauz eine Dichte von 5 Reviere/10 km² an. In Gradationsjahren sind für den Raufußkauz auch noch höhere Siedlungsdichten bekannt. Beispielsweise wurden im Schweizer Jura auf einer Fläche von 80 ha 12 Brutn nachgewiesen (Ravussin et al. 1993).

Aber auch abseits von Gradationsjahren findet der Raufußkauz im Untersuchungsgebiet ideale Habitatbedingungen vor, was die vergleichsweise hohen Dichten erklären könnte. Die Art ist zur Brut weitgehend auf das Vorhandensein von Schwarzspechthöhlen angewiesen (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Dementsprechend profitiert sie von den hohen Schwarzspechtdichten von 7,5 Revieren/10 km² im Wildnisgebiet Dürrenstein und dem damit verbundenen, hohen Angebot an Bruthöhlen (Hochebner et al. 2015). Insgesamt konnten im Rahmen gezielter Spechtkartierungen zwischen 2013 und 2014 35 Höhlenbäume mit insgesamt 65 für den Raufußkauz geeignet erscheinender Höhlen – darunter nur vier Naturhöhlen – kartiert werden. Obwohl die Höhlenerfassung nur teilweise standardisiert erfolgte, bedeutet die Höhlendichte von 3,94/100 ha dennoch einen sehr hohen Wert und unterstreicht den günstigen Erhaltungs-

zustand des Gebiets (Dvorak & Wichmann 2005). Meyer & Meyer (2001) fanden in einem Muschelkalkgebiet Thüringens (4.000 ha) beispielsweise eine Dichte von 2,65 Schwarzspechthöhlen/100 ha. Zahner & Wimmer (2019) geben 1,5 bis 3,2 fertig gestellte Schwarzspechthöhlen für 100 ha Waldgebiet an.

In Jahren mit Kleinsäugergradationen maximiert der Raufußkauz seinen Bruterfolg, indem er früher zu balzen beginnt und zudem auch an sekundären und sogar tertiären Bruthöhlen balzt, sobald die erste bzw. zweite Brut erfolgreich gestartet wurde (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Polygynie kommt bei dieser Art häufig vor und auch Polyandrie ist nachgewiesen. In Jahren mit schlechtem Nahrungsangebot bleiben Männchen vielfach unverpaart und es finden nur wenige Bruten statt. Dementsprechend schwierig ist es, bei der gegenständlichen Raufußkauzpopulation – bei der es sich um eine reine Naturhöhlenpopulation handelt – Rückschlüsse von der erhobenen Anzahl an Balzrevieren auf die tatsächliche Größe des Brutbestands zu ziehen. Allerdings wurden im Jahr 2017 bereits bei der ersten Begehung im März, wenn die Männchen noch an ihren primären Bruthöhlen balzen (Korpimäki & Hakkarainen 2012), 23 der insgesamt 33 Reviere erfasst (Abb. 7). Unter den verbleibenden zehn Revieren konnten in fünf Fällen erfolgreiche Bruten durch Nachweise bettelnder Jungvögel im Juni bestätigt werden. Von den 33 Revieren des Jahres 2017 könnten also lediglich fünf (15 %) auf Männchen zurückzuführen sein, die an sekundären oder tertiären Bruthöhlen erfolglos balzten. In den übrigen Jahren wurden nur gut 50 % der Reviere bei der Erstbegehung

erfasst, im Jahr 2019, das besonders schneereich war, sogar nur 35 % (Abb. 7).

4.1.3 Sperlingskauz

Im Zuge der vorliegenden Untersuchung schwankte die Siedlungsdichte des Sperlingskauzes zwischen 1,8 und 3,0 Reviere/10 km². Selbst der ermittelte Maximalwert liegt damit deutlich unter vergleichbaren Bestandsdichten dieser Art aus den österreichischen Kalkalpen. Lediglich Scherzinger (1970) fand in den Ennstaler Alpen in einer deutlich größeren Probefläche einen etwas geringeren Dichtewert (Tab. 4).

Dabei würden die natürlichen und naturnahen Mischwaldbestände des Untersuchungsgebiets mit eingeprengten Auflichtungen durch Lawinenschneisen, Sturm- und Schneebrüche ideale Habitatbedingungen für den Sperlingskauz bieten. Auch ein ausreichendes Brutplatzangebot sollte durch Höhlen des Buntspechts (*Dendrocopos major*), Dreizehenspechts (*Picooides tri-dactylus*), Weißrückenspechts (*Dendrocopos leucotos*) und Grauspechts (*Picus canus*) gegeben sein (Hochebner et al. 2015).

Geringer Feind- und Konkurrenzdruck, die als weitere wesentliche Habitatkriterien für die Art gesehen werden (Mebs & Scherzinger 2000), sind in den Wäldern des Untersuchungsgebiets v. a. aufgrund der hohen Siedlungsdichten des Waldkauzes allerdings nicht gegeben und könnten ein Grund für die geringen Siedlungsdichten des Sperlingskauzes sein. Neben dem Waldkauz wurde auch der Raufußkauz mehrfach als Prädator des Sperlingskauzes nachgewiesen (Mikkola 1983). Allerdings zeigte sich anhand finnischer Nistkastenpopulationen der beiden Kleineulen, dass Habitate des Raufußkauzes, einem Nahrungskonkurrenten und potenziellen Prädator des Sperlingskauzes, vom zwei bis drei Wochen später brütenden Sperlingskauz grundsätzlich nicht gemieden werden, auch wenn hohe Raufußkauzdichten geringeren Bruterfolg für die kleinere Eulenart bedeuteten (Morosinotto et al. 2017). Demnach könnten auch im Untersuchungsgebiet v. a. die hohen Waldkauzdichten ausschlaggebend für die geringen Siedlungsdichten des Sperlingskauzes sein.

Auch zeigen die Sperlingskäuze des Wildnisgebiets im Vergleich zu anderen den Autoren bekannten Vorkommen, wie z. B. in den Gutensteiner Alpen in Niederösterreich, eine geringe Reaktionsbereitschaft auf akustische Reize. Das kann als Anpassung zur Feindvermeidung gedeutet werden, denn Kleinvogelreaktionen auf die Klangattrappe fielen im Untersuchungsgebiet oftmals durchaus heftig aus.

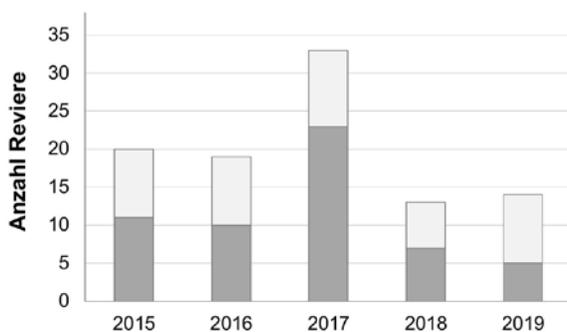


Abb. 7: Anteil der Raufußkauzreviere, der bereits beim ersten Kartierungsdurchgang zwischen 3. März und 11. April besetzt war (dunkelgrau) und Anteil jener Reviere, der erst bei späteren Durchgängen, ab dem 13. April erstmals erfasst wurde (hellgrau), getrennt nach den fünf Erhebungsjahren.

Fig. 7: Proportion of Boreal Owl territories that was already occupied during the first survey round between 3rd March and 11th April (dark grey) and proportion of those territories that was recorded for the first time during later survey rounds, from 13th April onwards (light grey), separated according to the five survey years.

4.1.4 Habichtskauz

Der Habichtskauz ist die größte waldbewohnende Eule in Mitteleuropa und gilt als „Urwaldbewohner“ (Zink et al. 2019). Die Art weist in Kärnten und möglicherweise in der Weststeiermark ein autochthones rezentes Brutvorkommen auf (Feldner et al. 2006, Albegger et al. 2015, Kleewein & Malle 2020). Seit dem Jahr 2008 werden in Niederösterreich Habichtskäuze wieder angesiedelt, was zur Begründung von Brutansiedlungen im Wienerwald und im Gebiet um das Wildnisgebiet Dürrenstein geführt hat (Zink et al. 2019). Die im Untersuchungsgebiet festgestellten Habichtskäuze gehen mit Sicherheit auf Vögel aus diesem Auswilderungsprojekt zurück. Ein Teil der als Reviere verorteten Einzelnachweise könnte auf unverpaarte und/oder umherstreifende Einzelvögel zurückgehen.

Die Revierdichte des Habichtskauzes lag im Mittel bei 1,2 Revieren/10 km² und es kann im Untersuchungsgebiet von 1–2 Revieren ausgegangen werden. In den Jahren 2015 und 2017 gelangen auch Nachweise erfolgreicher Bruten aufgrund von bettelnden Jungvögeln. Die im Gebiet angebotenen Nistkästen wurden vom Habichtskauz nicht angenommen, wohl aufgrund des guten Angebotes natürlicher Brutplätze im Gebiet. Aus anderen Ländern werden Siedlungsdichten zwischen 1 und 3 Reviere/10 km² angegeben, bei sehr hohem Nistkasten- und Nahrungsangebot kann die Siedlungsdichte noch deutlich höher sein (Mebs & Scherzinger 2000, Kleewein & Malle 2020). So werden im slowenischen Teil des Dinarischen Gebirges Dichten von bis zu 13,4 Revieren/10 km² erreicht (Vrezec 2019).

4.2 Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von Kleinsäugerdichten und Witterungsbedingungen

Insbesondere der Raufußkauz ist in seiner Nahrungswahl stark an Kleinsäuger gebunden (Mebs & Scherzinger 2000). Dementsprechend werden wichtige Fortpflanzungsparameter wie Brutbeginn oder Eigröße, aber auch die Überlebenswahrscheinlichkeit von männlichen Altvögeln maßgeblich von Kleinsäugerzyklen bestimmt (Hakkarainen & Korpimäki 1994, Hakkarainen et al. 2002). Wie bereits in anderen Studien (Korpimäki 1994) deutete sich auch im Untersuchungsgebiet ein positiver Zusammenhang zwischen Kleinsäugeraktivität und der Anzahl nachgewiesener Balzreviere des Raufußkauzes an.

Mäusegradationen im Untersuchungsgebiet wirkten sich auch positiv auf den Bruterfolg des Raufußkauzes aus. So konnten im Kleinsäugergradationsjahr 2017 – das auf das Buchenmastjahr 2016 folgte – auch die meisten erfolgreichen Bruten dieser Art (n = 12) nachgewiesen werden.

Bei Waldkauz, Habichtskauz und Sperlingskauz zeigten sich keine Effekte von Kleinsäugeraktivität auf die Anzahl nachgewiesener Balzreviere. Bei den beiden größeren Arten Habichtskauz und Waldkauz zeigten sich jedoch bei den Bruterfolgen starke Abhängigkeiten von den Kleinsäugervorkommen als Folge der Buchenmastjahre bzw. deren Fehlen. So zeigten Nistkastenkontrollen im bzw. im Umfeld des Untersuchungsgebiets, dass Habichtskäuze in den Mäusedegradationsjahren 2013 und 2018 auf eine Brut verzichteten. Bei den Waldkäuzen schritten in diesen Jahren weniger als 10 % zur Brut (C. Leditznig, mündl.). Im Vergleich zum Raufußkauz sind zumindest Wald- und Sperlingskauz in ihrer Nahrungswahl generalistischer und daher weniger stark an Kleinsäugergradationen gebunden. Während beim Raufußkauz das Beutespektrum zur Brutzeit zu 94 % aus Kleinsäufern besteht, sind es beim Sperlingskauz nur 77 %. Kleinvögel stellen beim Sperlingskauz eine wichtige Ausgleichskomponente in Jahren mit geringen Wühlmauspopulationen dar (Mebs & Scherzinger 2000). Auch beim Waldkauz zeigen Gewölleanalysen mit 73 % einen geringeren Kleinsäugeranteil als beim Raufußkauz (Mebs & Scherzinger 2000). Aufgrund des vermehrten Ausweichens auf andere Beutetiere wie Vögel oder Amphibien können diese beiden Eulenarten ihre Bestände auch in ungünstigen Wühlmausjahren konstant halten und sind damit weniger stark Bestandsschwankungen unterworfen als der Raufußkauz.

Bemerkenswert ist allerdings der fehlende Effekt von Kleinsäugeraktivität auf die Anzahl nachgewiesener Balzreviere beim Habichtskauz. So ergaben Nahrungsanalysen im Rahmen des Wiederansiedlungsprojekts dieser Art einen Kleinsäugeranteil von 100 % während der Jungenaufzucht (n = 123) (Leditznig & Kohl 2013). Fehlende Effekte können sich aber gerade beim Habichtskauz aufgrund der kleinen Stichprobe ergeben.

Eine geschlossene Schneedecke kann die Nahrungsvfügbarkeit für Eulen und damit die Wintermortalität sowie die Anzahl besetzter Reviere in der darauffolgenden Brutsaison negativ beeinflussen (Sasvári & Nishiumi 2005, Solheim 2009). In unserer Studie zeigten sich hingegen bei keiner der vier untersuchten Eulenarten Effekte von winterlichen Witterungsbedingungen auf die Anzahl nachgewiesener Balzreviere in der darauffolgenden Brutsaison. Ein vermehrtes Ausweichen auf alternative Beutetiere wie Singvögel sowie das Anlegen von Futterdepots (Mebs & Scherzinger 2000), kann allerdings das Überleben selbst bei langanhaltender Schneedecke erleichtern und damit Bestandseinbrüchen in der darauffolgenden Brutsaison entgegenwirken. Dadurch könnten auch die energiezehrenden Frosttage besser überstanden werden, ohne dass es zu steigender Wintermortalität

und damit sinkenden Revierzahlen in der darauffolgenden Brutsaison kommt. Oder aber Zuwanderung von außen kompensiert die erhöhte Mortalität nach strengen und schneereichen Wintern und hält damit die Bestandszahlen konstant.

Während die Balzaktivität nicht durch die Schneelage beeinflusst wurde, deuten unsere Beobachtungen darauf hin, dass v. a. beim Waldkauz, der im Gebiet früher zu brüten beginnt als die kleineren Eulen, der Bruterfolg unter späten Wintereinbrüchen leidet. Im Mäusegradationsjahr 2017, in dem am 19. April ein extremer Wintereinbruch mit bis zu 2 m Neuschnee stattfand, konnten nur drei erfolgreiche Bruten durch bettelnde Jungvögel nachgewiesen werden. Zudem sind uns aus diesem Jahr drei begonnene Nistkastenbruten bekannt, die erfolglos waren. Zwei Gelege waren bereits Ende März vollständig, in einem Kasten am 9. April bereits etwa einwöchige Junge. Derartige Verluste wiegen schwer, da der Waldkauz nur selten Ersatzgelege zeitigt, meist nur bei frühem Gelegeverlust (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980). Auch an ungarischen Waldkauzpopulationen wurde bereits gezeigt, dass sich Schneelage zu Beginn der Brutzeit negativ auf den Bruterfolg dieser Art auswirkt (Sasvári & Nishiumi 2005).

4.3 Habitatanalysen

Die beiden Arten Habichtskauz und Waldkauz zeigten in ihren Revieren höhere Anteile an laubholzdominierten Bergmischwäldern als die beiden Kleineulenarten Raufußkauz und Sperlingskauz. Besonders Habichtskäuze präferieren zur Brut große Baumhöhlen (Vrezec & Kohek 2002, Scherzinger 2006). Da Nadelbäume viel seltener Stammhöhlen ausreichender Größe ausbilden (Schauer et al. 2018), sind geeignete Baumhöhlen v. a. in Laubbäumen der Bergmischwälder des Untersuchungsgebiets zu finden. Zwar besiedelt der Waldkauz aufgrund seiner geringen ökologischen Spezialisierung eine Vielzahl unterschiedlicher Habitats, aber auch er bevorzugt lichte Laub- und Mischwälder, vorausgesetzt alte, höhlenreiche Baumbestände sind verfügbar (Mebs & Scherzinger 2000). Zudem nutzt er zum Brüten alte Schwarzspechthöhlen, die wiederum in stark- und hochstämmigen Bäumen wie der Buche angelegt werden (Meyer & Meyer 2001, Südbeck et al. 2005).

Daneben sollten an die Altbestände offene Freiflächen zur Jagd angegliedert sein (Mebs & Scherzinger 2000). Im Untersuchungsgebiet werden von Habichtskauz und Waldkauz dafür offenbar Flächen mit kurzer, krautiger Vegetation bzw. Schutt- und Felsfluren genutzt. Im Gegensatz dazu nutzen die beiden Kleineulen für die Jagd auch weniger offene Flächen. So jagt der Sperlingskauz nicht nur auf Lichtungen, sondern auch

in Dickungen und Stangenhölzern (Mebs & Scherzinger 2000). Die Nutzung unterschiedlicher Jagdhabitats könnte Grund dafür sein, dass Kleineulenreviere tendenziell höhere Anteile an Pioniergehölzen und Verjüngungsflächen aufweisen, während in Großeulenrevieren der Anteil krautiger Vegetation bzw. Schutt- und Felsfluren höher ist als in Kleineulenrevieren. Auch dichte Nadelwaldbestände können von Sperlings- und Raufußkauz nicht nur zur Tagesruhe oder als Versteckmöglichkeit für Ästlinge nach dem Verlassen der Bruthöhle (Schön 1995, Mebs & Scherzinger 2000, Korpimäki & Hakkarainen 2012, März 2013), sondern auch als Jagdhabitats genutzt werden. Daher zeigen im gegenständlichen Untersuchungsgebiet Raufuß- und Sperlingskauzreviere tendenziell höhere Anteile an Fichtenforsten als Habichtskauz- und Waldkauzreviere. Das ermöglicht den Kleineulen interspezifischer Konkurrenz mit dem Waldkauz weitestgehend aus dem Weg zu gehen. Zwar kann der Waldkauz als geschickter Jäger den beiden Kleineulen bedingt in das Waldesinnere folgen, bewohnt Nadelwälder aber infolge fehlender Brutmöglichkeiten kaum (Görner 1991).

Nicht-vitale Waldflächen wie Windwurfflächen oder vom Borkenkäfer befallene Waldflächen sind durch ein reichhaltiges Angebot an Totholz charakterisiert, was besonders bei stehendem Totholz die Besiedlung von Waldflächen durch Spechte begünstigt. So wurden im Untersuchungsgebiet in vom Borkenkäfer befallenen Waldbereichen außerordentlich hohe Revierdichten des Dreizehenspechts erreicht (Hochebner et al. 2015). Das kommt wiederum dem Sperlingskauz zu Gute, der als Neststandort bevorzugt Buntspecht- und Dreizehenspechthöhlen nutzt (Mebs & Scherzinger 2000). Ein höherer Anteil von nicht-vitalen Waldflächen in Raufußkauz- und Sperlingskauzrevieren im Vergleich zu den Revieren der beiden berücksichtigten Großeulenarten könnte dadurch begründet sein.

Neben der Lebensraumausstattung hat die Geländetopografie erheblichen Einfluss auf die Höhe und Dauer der Schneedecke und somit auf die Nahrungsverfügbarkeit. Die Seehöhe ist positiv mit Höhe und Andauer der Schneedecke korreliert, die Hangneigung negativ. Steile Hanglagen apert daher deutlich früher aus als flache. Hänge mit südlicher Exposition werden um Wochen früher schneefrei als nach Norden exponierte Flächen. Letztere wurden von allen untersuchten Arten gemieden.

Der im Gebiet häufige Waldkauz bevorzugt niedrige Seehöhen und Geländeeigenschaften wie steile Hanglagen und südliche Expositionen, die ihm den Zugang zur Beute erleichtern. In der Höhenstufe zwischen 1.301 und 1.400 m zeigt die Art abermals eine leicht erhöhte Dichte, was auf den in dieser Stufe liegenden oberen

Tab. 5: Bestandsschätzungen der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Eulenarten für Österreich (BirdLife Österreich 2019) und dem Wildnisgebiet Dürrenstein (Kleewein & Malle 2020, Bestandsangabe bezieht sich ausschließlich auf autochthone Brutpaare).

Tab. 5: Population estimates of owl species recorded in the study area for Austria (BirdLife Austria 2019) and the Dürrenstein Wilderness Area (Kleewein & Malle 2020, population data refers only to autochthonous breeding pairs).

	ÖSTERREICH	WILDNISGEBIET DÜRRENSTEIN		ANTEIL AM ÖSTERR.
	BIRDLIFE Ö. (2019)	REVIERE	MITTELWERT	BESTAND (%)
Raufußkauz	2.000-3.000	19-43	26	1,05
Waldkauz	10.000-20.000	23-37	29	0,19
Habichtskauz	5-10 ¹	1-3	2	-
Sperlingskauz	4.000-8.000	4-8	6	0,1

Waldrand zurückgeführt werden könnte, der einen aufgelockerten Kronenschluss, einen höheren Struktur-reichtum und damit ebenfalls bessere Zugänglichkeit zu Beute bieten könnte.

Der Raufußkauz besiedelt das gesamte Höhen-spektrum des Untersuchungsgebiets, zeigt aber einen Vorkommensschwerpunkt zwischen 800 und 1.200 m. Die Art kommt mit den flacheren schneereichen Lagen von 0 bis 30° Hangneigung sehr gut zurecht, wird ab einer Hangneigung von 30° seltener und ab 41° Hangneigung nicht mehr festgestellt. Auch in den ober-österreichischen Kalkalpen besiedelt der Raufußkauz im Durchschnitt flacher geneigte Hänge als der Waldkauz (Weißmair et al. 2014). Hinsichtlich der Expositionen der Mittelpunkte der Raufußkauzreviere fällt auf, dass die Art auch in südwestlichen, westlichen und nordwestlichen Richtungen stärker vertreten ist als der Waldkauz. Der Raufußkauz ist an die klimatischen Bedingungen dieser Gebirgsregion durch seine Bruterfolg-Maximierungsstrategie, die nicht nur das Paarungssystem, sondern auch die Ausdehnung der Brutzeit umfasst, sicherlich besser angepasst als der Waldkauz. Das ermöglicht dieser Kleinenart Lebensräume zu besiedeln, die der Waldkauz seltener bewohnt, um damit Konkurrenz bzw. Prädation durch den Waldkauz zu vermeiden.

Der Sperlingskauz präferiert die Höhenstufe zwischen 900 und 1.200 m, in der er auf die anderen Arten trifft. Die Höhenstufe zwischen 1.401 und 1.500 m ist in der Probefläche nur mit knapp 40 ha vertreten und daher als Obergrenze für den Sperlingskauz nicht aussagekräftig. Er kommt – wie der Raufußkauz – bereits in den flachen Geländeteilen häufig vor, in denen der Waldkauz noch selten ist. Die Nachweise reichen aber bis zur Hangneigungsklasse 40°. Auch Weißmair et al. (2014) fanden Reviere dieser im Untersuchungsgebiet kleinsten Eule bis zu einer Hangneigung von 40° und stellten mit 21° eine geringere mittlere Hangneigung im Vergleich zu Revieren anderer vorkommender Eulenarten fest. Hinsichtlich Exposition der Reviermittelpunkte zeigt auch der Sper-

lingskauz verstärkt Ausrichtungen, die der konkurrenz-stärkere Waldkauz weniger häufig aufweist.

4.4 Bedeutung des Wildnisgebiets Dürrenstein für die Eulenfauna

Das Wildnisgebiet Dürrenstein liegt innerhalb des Natura 2000-Vogelschutzgebiets Ötscher-Dürrenstein. Bislang liegen aber mit Ausnahme des Habichtskauzes weder aus dem Natura 2000-Gebiet noch aus dem Wildnisgebiet Bestandsangaben für die untersuchten Eulen vor. Da das Untersuchungsgebiet im Teilgebiet Rothwald auch an das Wildnisgebiet angrenzende Wirtschaftswaldflächen einschließt, wurde für diese Schätzung nur der im Wildnisgebiet gelegene Teil (1.171,33 ha; 71 %) der Probefläche herangezogen und nur die darin befindlichen Reviere berücksichtigt. Die in der Methodik beschriebene Halbzählung von überlappenden Randrevieren wurde auch hier wieder angewandt. Es wurden die Abundanzen der einzelnen Arten mit den für das gesamte Wildnisgebiet mittels Luftbilddauswertung im Geographischen Informationssystem überschlägig ermittelten Hochwaldflächen verschnitten.

Von den 3.450 ha des Schutzgebiets entfallen knapp 1.000 ha auf alpine Matten, Felsfluren und Krummholzbestände (vornehmlich Latschen und Buchen), die für Eulen als Bruthabitat nicht geeignet sind. Anthropogene Fichtenforste im Westteil des Gebiets und kleinere Freiflächen, z. B. Lawinenschneisen, wurden nicht gesondert berücksichtigt, da sie bereits in den untersuchten Probeflächen repräsentativ vertreten sind. Die Flächenkalkulation ergibt für die Eulenarten eine grundsätzlich besiedelbare Fläche von 2.450 ha. Das Wildnisgebiet Dürrenstein beherbergt somit etwa 1,1 % des österreichischen Raufußkauz-Gesamtbestands (Tab. 5). Beim Habichtskauz wird aktuell von etwa 30 Revieren in den Gebieten des Wiederansiedlungsprojekts ausgegangen (Zink et al. 2019). Dazu kommt eine kleine Population mit 5-10 Brutpaaren in Kärnten (Kleewein & Malle 2020) und eventuell einzelne Bruten in der Steiermark (Albegger et al. 2015). Die Angabe von 6 %

des österreichischen Bestands ist wegen der gerade in Aufbau befindlichen, auf Wiederansiedlungen beruhenden Population in Ostösterreich schwierig zu treffen, liegt aber sicherlich deutlich über der 1 %-Marke. Bei den übrigen untersuchten Eulenarten liegt der Wert deutlich unter 1 % des geschätzten nationalen Bestands.

Danksagung

Unser Dank gilt Frederik Sachser und Ursula Nopp-Mayr vom Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft der Universität für Bodenkultur Wien für die unkomplizierte Bereitstellung und Aufbereitung von unveröffentlichten Daten aus dem Kleinsäuger-Monitoring-Projekt im Wildnisgebiet Dürrenstein. Das Geographische Informationssystem (ESRI ArcGIS) wurde durch eine Kooperation mit dem Institut für Forstentomologie, Forstpathologie und Forstschutz der Universität für Bodenkultur bereitgestellt und von Josef Pennerstorfer zuvorkommend betreut. Ihm danken wir auch für die Unterstützung bei der Datenauswertung.

Zudem danken wir Wolfgang Scherzinger, der durch gewissenhafte Durchsicht des Abschlussberichts und daraus resultierenden Anmerkungen auch wesentlich zur inhaltlichen Verbesserung dieses Manuskripts beigetragen hat.

Christoph Kainz, Marlies Reiter, Brad Robson, Nina Schönemann, Maria von Rochow und Johann Zapfe unterstützten uns wiederholt bei Felderhebungen. Lisa Greis, Magdalena Hartmann, Manuela Hochebner, Stephanie Krüßmann, Josef Pennerstorfer, Regina Riegler, Martin Riesing, Kathrin Ritzinger, Otto Samwald, Reinhard Wallentin und Andreas Wenger halfen ebenfalls bei der Kartierung. Wolfgang Schweighofer und Franz Aigner lieferten zusätzliche Daten.

Wichtige Literaturhinweise verdanken wir Erkki Korpimäki und Christina Nagl. Die Schutzgebietsverwaltung des Wildnisgebiets Dürrenstein unter der Leitung von Christoph Leditzig gab den Auftrag und unterstützte die Organisation der Feldarbeiten. Der Forstverwaltung Langau und den Österreichischen Bundesforsten danken wir für die gute Zusammenarbeit.

Zusammenfassung

Basierend auf standardisierten, mehrjährigen Kartierungen wurden erstmals Schätzungen zu den Bestandsdichten der vier Eulenarten Habichtskauz, Waldkauz, Raufußkauz und Sperlingskauz in den Wäldern des Wildnisgebiets Dürrenstein ermittelt. Die mehrjährigen Kartierungen er-

laubten es zudem Bestandsschwankungen mit abiotischen und biotischen Faktoren in Beziehung zu setzen.

Kartierungen wurden drei Mal pro Saison in den Monaten März, April und Juni zwischen 2015 und 2019 durchgeführt. Die ermittelten Siedlungsdichten des Waldkauzes mit 11,5–13,9 Revieren/10 km² liegen deutlich über den Revierdichten aus vergleichbaren Untersuchungsgebieten der nordöstlichen Kalkalpen. Beobachtungen der Art gelangen zwischen 730 und 1.380 m Seehöhe. Die Siedlungsdichte beim Raufußkauz schwankte stark in Abhängigkeit von den Mäusegradationen zwischen 7,9 und 20 Revieren/10 km², wobei der Maximalwert fast drei- bis viermal so hoch ist als vergleichbare Dichten in den nordöstlichen Kalkalpen. Die Art besiedelte das gesamte Höhenspektrum der Probefläche mit Nachweisen zwischen 800 und 1.410 m. Beim Sperlingskauz wurden mit 1,8–3 Revieren/10 km² vergleichsweise niedrige Dichten ermittelt. Beobachtungen der Art lagen zwischen 850 und 1.360 m. Für den Habichtskauz wurde eine Revierdichte von 1,2 Revieren/10 km² ermittelt, mit Nachweisen zwischen 1.100 und 1.200 m. Hinsichtlich ihrer Exposition zeigten Eulenreviere im Mittel südliche Ausrichtungen. Während Habichtskauz und Waldkauz bevorzugt in steilen Hanglagen ab 30° bzw. 40° siedelten, nutzten die beiden Kleineulen Raufußkauz und Sperlingskauz verstärkt flachere Bereiche. Der Anteil an Pioniergehölzen und Verjüngungsflächen sowie an Fichtenforsten und nicht-vitalen Waldflächen war in den Revieren der beiden Kleineulenarten tendenziell höher als in Habichtskauz- und Waldkauzrevieren.

Die ermittelten Siedlungsdichten unterstreichen v. a. für Waldkauz und Raufußkauz die große Bedeutung des Wildnisgebiets Dürrenstein als Lebensraum für die heimische Eulenfauna.

Literatur

Albegger, E., O. Samwald, H. W. Pfeifhofer, S. Zinko, J. Ringert, P. Kolleritsch, M. Tiefenbach, C. Neger, J. Feldner, J. Brandner, F. Samwald & W. Stani (2015): Avifauna Steiermark. Die Vögel der Steiermark. Leykam Verlag, Graz.

Bibby, C. J., N. D. Burgess & D. A. Hill (1995): Methoden der Feldornithologie. Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag, Radebeul.

Birdlife Österreich (2019): Österreichischer Bericht gemäß Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie, 2009/147/EG. Berichtszeitraum 2013 bis 2018.

Dvorak, M. & G. Wichmann (2005): Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. In: Ellmayer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der NATURA 2000-Schutzgüter. Band 1.

Feldner, J., P. Rass, W. Petutschnig, S. Wagner, G. Malle, R. K. Buchsenschreiter, P. Wiedner & R. Probst (2006): Avifauna Kärntens. Die Brutvögel. Naturwiss. Verein f. Kärnten, Klagenfurt.

- Glutz von Blotzheim, U. N. & K. Bauer (1980):** Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9: Columbiformes-Piciformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.
- Görner, M. (1991):** Zur interspezifischen Konkurrenz verschiedener Eulenarten. *Seevögel* 12: 31-32.
- Hakkarainen, H. & E. Korpimäki (1994):** Environmental, parental and adaptive variation in egg size of Tengmalm's Owls under fluctuating food conditions. *Oecologia* 98: 362-368.
- Hakkarainen, H., E. Korpimäki, V. Koivunen & R. Ydenberg (2002):** Survival of male Tengmalm's Owls under temporally varying food conditions. *Oecologia* 131: 83-88.
- Hochebner, T., G. Frank & G. Rotheneder (2015):** Monitoring der Spechte (Picidae) im Wildnisgebiet Dürrenstein. *Silva Fera* 4: 41-69.
- Kempter, I. & U. Nopp-Mayr (2013):** Langzeit-Monitoring von Kleinsäugetern im Wildnisgebiet Dürrenstein. *Silva Fera* 2: 94-99.
- Kleewein, A. & G. Malle (2020):** Der Habichtskauz (*Strix uralensis*) in Österreich. Bestandserhebung und Artenschutz für eine geheimnisvolle Eulenart. Verlag des Naturwissenschaftlichen Vereins für Kärnten, 69. Sonderheft, Klagenfurt am Wörthersee.
- Kohl, I., G. Rotheneder & T. Hochebner (2018):** Neuentdeckung für das Wildnisgebiet Dürrenstein: Waldohreulen-Brut auf 1.450 m (*Asio otus*). *Silva Fera* 7: 1-6.
- Korpimäki, E. (1986):** Gradients in population fluctuations of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in Europe. *Oecologia* 69: 195-201.
- Korpimäki, E. (1992):** Population dynamics of Fennoscandian owls in relation to wintering conditions and between-year fluctuations of food. In: Galbraith, C. A., I. R. Taylor & S. Percival, The ecology and conservation of European owls. Joint Nature Conservation Committee, Peterborough. UK Natura Conservation No. 5.
- Korpimäki, E. & H. Hakkarainen (2012):** The Boreal Owl. Cambridge University Press, Cambridge.
- Lang, H.-P. & U. Nopp-Mayr (2012):** Die Bedeutung des Urwaldes Rothwald für die Urwaldforschung. *Silva Fera* 1: 30-37.
- Leditznig, C., W. Leditznig & H. Gossow (2001):** 15 Jahre Untersuchungen am Uhu (*Bubo bubo*) im Mostviertel Niederösterreichs – Stand und Entwicklungstendenzen. *Egretta* 44: 45-73.
- Leditznig, C. & W. Leditznig (2010):** Brutverhalten des Uhus *Bubo bubo* (Linnaeus 1758). Welchen Einfluss hat der Klimawandel? *Egretta* 51: 24-34.
- Leditznig, C. & R. Pekny (2009):** Die Säugetiere des Wildnisgebietes Dürrenstein. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs.
- Leditznig, C. & R. Pekny (2011):** Die Brutvögel des Wildnisgebietes Dürrenstein. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs.
- Leditznig, C. & R. Pekny (2014):** Wildnisgebiet Dürrenstein. Wälder aus längst vergangenen Tagen. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs.
- Leditznig, C. & I. Kohl (2013):** Die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in den nördlichen Kalkalpen. *Silva Fera* 2: 78-93.
- März, R. (2013):** Der Raufußkauz. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 394. VerlagsKG Wolf, Magdeburg.
- Machura, L. (1944):** Aus dem Naturschutzgebiet Rothwald. Bl. f. Naturkunde u. Naturschutz 31: 50-67.
- Mebs, T. & W. Scherzinger (2000):** Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co, Stuttgart.
- Meyer, W. & B. Meyer (2001):** Bau und Nutzung von Schwarzspechthöhlen in Thüringen. *Abh. Ber. Mus. Heineanum* 5 (Sonderheft): 121-131.
- Mikkola, H. (1983):** Owls of Europe. Poyser, Calton, UK.
- Morosinotto, C., A. Villers, R. L. Thomson, R. Varjonen & E. Korpimäki (2017):** Competitors and predators alter settlement patterns and reproductive success of an intraguild prey. *Ecol. Monogr.* 87(1): 4-20.
- Nagl, C. (2015):** Population density and habitat preferences in a Tawny Owl *Strix aluco* population in floodplain forests in Eastern Austria. Masterarbeit, Universität Wien.
- Nagl, C., K. Reiter & C. H. Schulze (2013):** Owls in floodplain forests in Eastern Austria. Habitat use and population density. Conference Volume of the 5th Symposium for Research in Protected Areas: 531-536.
- Nagl, C. & C. H. Schulze (2018):** Populationsdichte und Habitatpräferenzen des Waldkauzes *Strix aluco* in Auwäldern Ostösterreichs. *Eulen-Rundblick* 68: 57-60.
- Ravussin, P.-A., D. Trollet, L. Willenegger & D. Beguin (1993):** Observations sur les fluctuations d'une population de Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Jura vaudois (Suisse). *Nos Oiseaux* 42: 127-142.
- Riebl, V. (2011):** Bestand und Habitatnutzung alpiner Eulen im Nationalparkgebiet Gesäuse. Diplomarbeit, Karl-Franzens-Universität Graz.
- Sachser, F. & U. Nopp-Mayr (2016):** Monitoring von Kleinsäugetern im Wildnisgebiet Dürrenstein. Jahresbericht 2016. Studie im Auftrag der Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs. Institut für Wildbiologie und Jagdwirtschaft (IWJ) der Universität für Bodenkultur Wien, Wien.
- Sasvári, L. & I. Nishiumi (2005):** Environmental conditions affect offspring sex-ratio variation and adult survival in Tawny Owls. *Condor* 107: 321-326.
- Schauer, B., H. Feldhaar, A. Kanold & E. Obermaier (2018):** Mulmhöhlen für die Artenvielfalt im Wald. Merkblatt der Bayerischen Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft.
- Scherzinger, W. (1970):** Zum Aktionssystem des Sperlingskauzes (*Glaucidium passerinum*, L.). *Zoologica* 118: 1-130.
- Scherzinger, W. (2006):** Die Wiederbegründung des Habichtskauz-Vorkommens *Strix uralensis* im Böhmerwald. *Ornithologischer Anzeiger* 45: 97-156.
- Schönn, S. (1995):** Der Sperlingskauz. Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 513. Westarp Wissenschaften, Magdeburg. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- Solheim, R. (2009):** Age, sex and size of dead Tawny Owls *Strix aluco* found during winter famine 2006. *Ardea* 97: 597-601.
- Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg., 2005):** Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Sundell, J., O. Huitu, H. Henttonen, A. Kaikusalo, E. Korpimäki, H. Pietiäinen, P. Saurola & I. Hanski (2004):** Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. *J. Anim. Ecol.* 73: 167-178.

Teufelbauer, N., M. Wirtitsch & M. Tiefenbach (2012): Monitoring von Eulen und Spechten. In: Kreiner, D. & A. Maringer, Erste Dekade - Forschung im Nationalpark Gesäuse. Schriften des Nationalparks Gesäuse Band 9: 52-59.

Vrezec, A. (2019): Kozača *Strix uralensis*. In: Mihelič, T., P. Kemcl, K. Denac, U. Koce, A. Vrezec & D. Denac (Hrsg.), Atlas ptic Slovenije. Popis gnezdičk 2002-2017. DOPPS, Ljubljana, pp. 214-215.

Vrezec, A. & K. Kohek (2002): Some breeding habitats of the Ural Owl *Strix uralensis* in Slovenia. *Acrocephalus* 23: 179-183.

Weißmair, W. & N. Pühringer (2011): Eulen und Spechte im Vogelschutzgebiet Dachstein (Österreich), mit besonderer Berücksichtigung der Arten des Anhang I der EU-Vogelschutzrichtlinie. *Ornithologischer Beobachter* 108: 81-100.

Weißmair, W., N. Pühringer, H. Pflieger, H. Uhl & T. Moitzi (2014): Erhebung ausgewählter Brutvogelarten des Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie im Nationalpark Kalkalpen 2009-2011. Endbericht. Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen Band 14: 1-107.

Zahner, V. & N. Wimmer (2019): Spechte & Co. Sympatische Hüter heimischer Wälder. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Zink, R., J. Winter, C. Kaula, C. Sonvilla, S. Aberle & T. Walter (2019): Habichtskauz Wiederansiedlung in Österreich. Ein Urwaldbewohner kehrt zurück. APG, Wien.

Anschriften der Autorinnen und der Autoren:

Thomas Hochebner

Hauptstraße 18
3153 Eschenau
t.hochebner@aon.at

Mag. Claudia Schütz, PhD

Pezzlgasse 47/11-12
1170 Wien
claudia_schuetz@gmx.at

Gerhard Rotheneder

Obere Hauptstraße 94
3495 Rohrendorf bei Krems
gr@rotholl.at

Dr. Ingrid Kohl

Stixenlehen 155
3345 Göstling/Ybbs
office@rewild.institute



Das Projekt wurde aus Mitteln der Niederösterreichischen Landesregierung und der Europäischen Union gefördert (LE 14-20).

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Egretta](#)

Jahr/Year: 2021

Band/Volume: [57](#)

Autor(en)/Author(s): Hochebner Thomas, Schütz Claudia, Rotheneder Gerhard, Kohl Ingrid

Artikel/Article: [Die Eulenfauna im Wildnisgebiet Dürrenstein - Habitatpräferenzen und Bestandssituation zwischen 2015 und 2019 36-52](#)