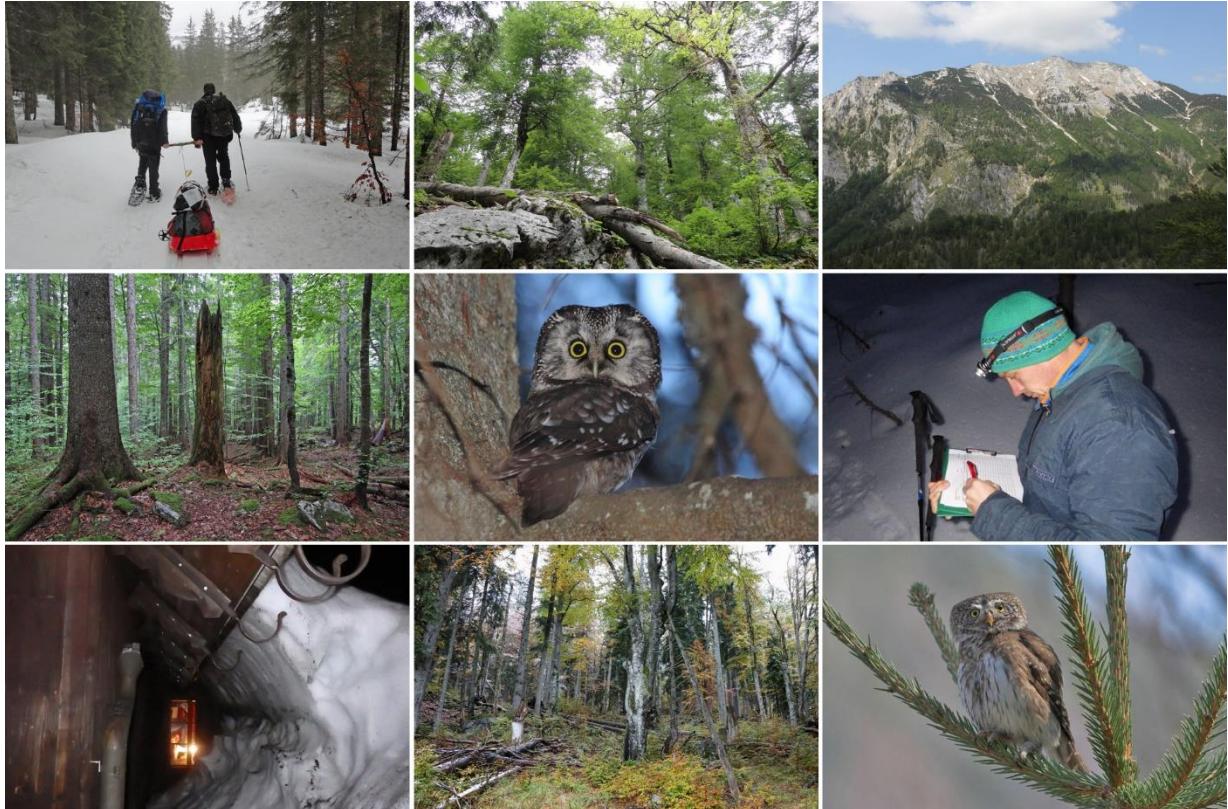


Erfassung der Eulen im Wildnisgebiet Dürrenstein

Endbericht über den Projektzeitraum 2015 bis 2019



Thomas HOCHEBNER, Claudia SCHÜTZ, Gerhard ROTHENEDER & Ingrid KOHL

Studie im Auftrag des Wildnisgebietes Dürrenstein

Jänner 2020



Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung.....	3
2. Material und Methoden	4
2.1 Untersuchungsgebiet	4
2.2 Freilanderhebungen und Revierabgrenzungen.....	5
2.3 Abiotische und biotische Habitatvariablen	6
2.4 Datenauswertungen.....	8
3. Ergebnisse.....	9
3.1 Artenspektrum und Bestandsdichten	9
3.2 Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von Kleinsägerdichten und Witterungsbedingungen	10
3.3 Habitatanalysen.....	11
3.3.1 Lebensraumausstattung.....	11
3.3.2 Höhenverbreitung	13
3.3.3 Hangneigung.....	14
3.3.4 Exposition	15
3.4 Inner- und zwischenartliche Verteilungsmuster	16
4. Diskussion.....	18
4.1 Artenspektrum und Bestandsdichten	18
4.1.1 Waldkauz	18
4.1.2 Raufußkauz	20
4.1.3 Sperlingskauz	22
4.1.4 Habichtskauz	23
4.2 Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von Kleinsägerdichten und Witterungsbedingungen	24
4.3 Habitatanalysen.....	26
4.4. Inner- und zwischenartliche Verteilungsmuster	28
4.6. Bestandsschätzung der Eulenarten des Wildnisgebietes Dürrenstein und Bedeutung des Wildnisgebietes Dürrenstein für die Eulenfauna	30
Danksagung	32
Literatur.....	33
Anhang	37

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-Buchenurwald des gesamten Alpenbogens bzw. ganz Mitteleuropas, den ca. 400 ha großen Rothwald (Leditzni & 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 – können hier ein Alter von 1.000 und mehr Jahren erreichen, während Eiben sogar noch wesentlich älter werden können (Leditzni & Pekny 2009). Die freie, weitgehend ohne Einfluss des Menschen ablaufende Entwicklung der Natur hat im Wildnisgebiet oberste Priorität (Leditzni & Pekny 2011). Deshalb wird in weiten Teilen des Schutzgebietes auf jegliche forst- und jagdwirtschaftliche Nutzung verzichtet.

Dementsprechend zeichnen sich die Wälder des Wildnisgebietes durch großen Strukturreichtum sowie einem hohen Angebot an stehendem und liegendem Totholz aus, was die große Bedeutung des Wildnisgebietes für die Vogelfauna unterstreicht (Leditzni & Pekny 2011). Es wird in manchen Beständen ein Totholzvorrat von bis zu 230 fm/ha erreicht (Lang & Nopp-Mayr 2012). Speziell jene Vogelarten, für die Totholz eine zentrale Rolle als Nahrungs- und Bruthabitat spielt, profitieren von diesen naturnahen Bedingungen. Die Bedeutung des Wildnisgebietes für die Spechtfauna konnte anhand von Kartierungen bereits belegt werden (Hochebner et al. 2015). Aber auch Eulen, für die geeignete Bruthöhlen oftmals eine limitierende Ressource darstellen und die – im Fall von Kleineulen – als Nachnutzer 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.

Im Rahmen des vorliegenden Endberichts werden daher erstmals Schätzungen zu den Bestandsdichten der vier Eulenarten Habichtskauz (*Strix uralensis*), Waldkauz (*Strix aluco*), Raufußkauz (*Aegolius funereus*) sowie Sperlingskauz (*Glaucidium passerinum*) präsentiert. Die Ergebnisse basieren auf standardisierten Erhebungen, die im Wildnisgebiet Dürrenstein zwischen 2015 und 2019 durchgeführt wurden. Aufgrund des mehrjährigen Projektzeitraums 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 sind insbesondere Kleinsäugerdichten zu nennen, die die Bestandsdichten v. a. von jenen Eulenarten maßgeblich beeinflussen, deren Beutespektrum hauptsächlich auf diesen kleinen Säugern beruht (Korpimäki 1992, Hakkarainen et al. 2002, Sundell et al. 2004).

Daneben werden auch Habitatpräferenzen zwischen den einzelnen Eulenarten verglichen sowie inner- und zwischenartliche Verteilungsmuster analysiert.

Der Bericht liefert damit nicht nur wertvolle Daten zur Eulenfauna des Wildnisgebietes Dürrenstein, sondern ist auch überregional von Relevanz. So konzentrieren sich beispielsweise 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 (Weißmayr & Pühringer 2011, Weißmayr et al. 2014).

2. Material und Methoden

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. Die vorherrschende Waldgesellschaft ist der Fichten-Tannen-Buchenwald. Abhängig von lokalen abiotischen Faktoren wie Schneedauer, Exposition, Steilheit und Bodentiefe dominieren Laub- oder Nadelbäume (Abb. 1). 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 (Leditzni & Pekny 2011). Besonders im Ostteil des Gebietes sind aufsummierte Schneehöhen von mehr als 5 m pro Jahr keine Seltenheit (Leditzni & 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 (Leditzni & Pekny 2011).

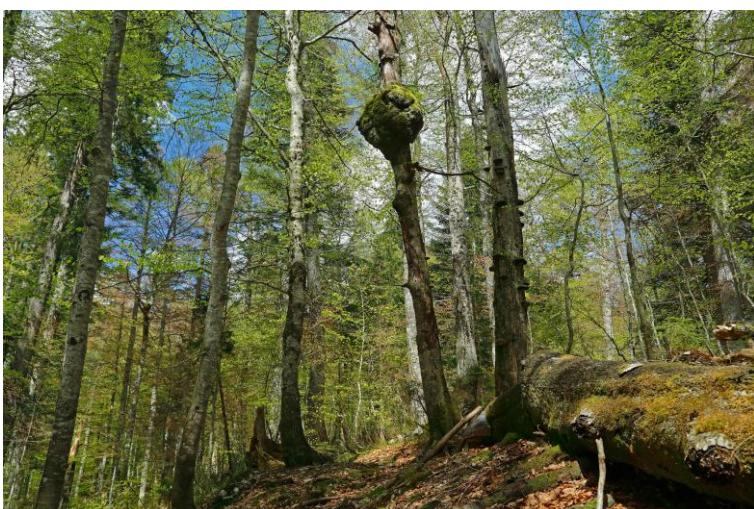


Abb. 1: Natürliche und naturnahe Buchenmischwälder dominieren den Waldbestand des Wildnisgebietes Dürrenstein.
Foto: Gerhard Rotheneder

2.2 Freilanderhebungen und Revierabgrenzungen

Zwischen 2015 und 2019 wurden jährlich drei Kartierungs durchgänge in den Monaten März, April und Juni durchgeführt. Pro Kartierungs durchgang wurden dabei in zwei bis drei Nächten bis zu 23 Horchpunkte kartiert (Tab. A1). 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 die Horchpunkte 11, 12 und 13 bildeten dabei eine Ausnahme. Aufgrund ihrer schweren Erreichbarkeit wurden diese Punkte aus Sicherheitsgründen v. a. im ersten Kartierungs durchgang der Saison nicht immer kartiert (Tab. A1, Tab. A2). 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 Verhörsbedingungen während der ersten beiden Durchgänge erschwerte. Auf Basis dieser 23 Pufferflächen um die Horchpunkte wurde die 1.650 ha große Probefläche abgegrenzt (Abb. 2). Lediglich an wenigen, gut einhörbaren Teilarealen (Großer Urwald, Obere Hundsau) wurde die Probefläche etwas über die 500 m ausgedehnt. In unübersichtlichem Gelände (Mitterberg) wurden die Horchpunkte enger gesetzt.

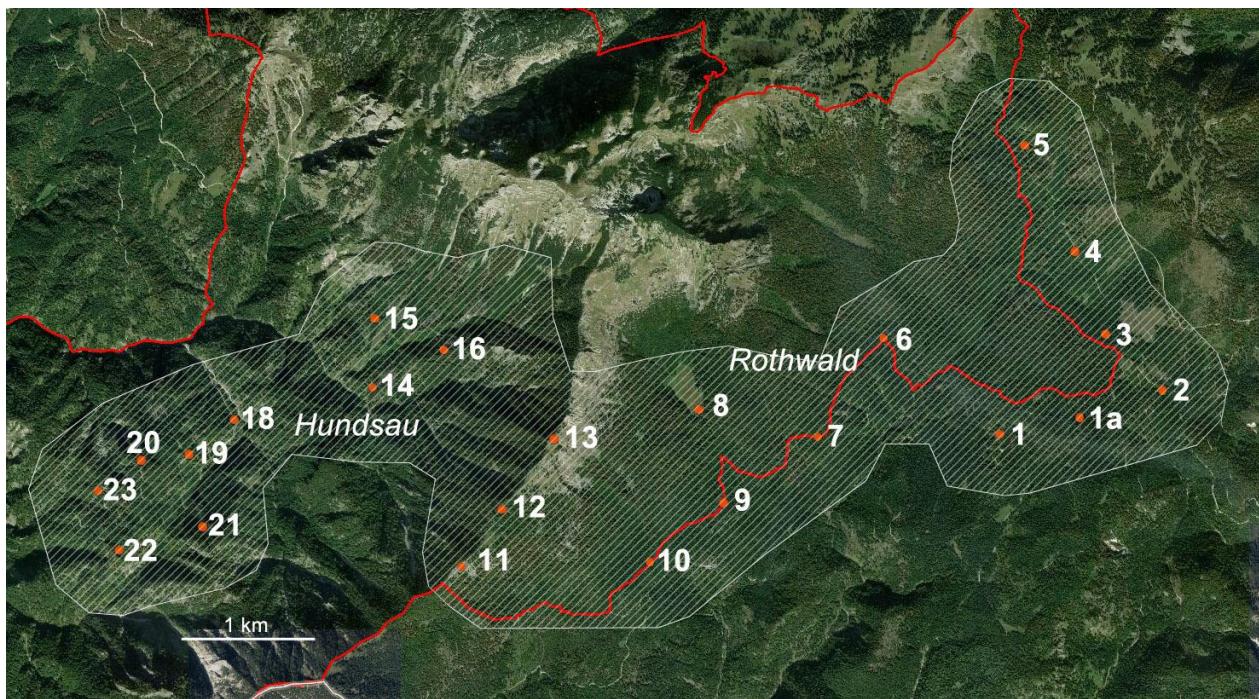


Abb. 2: Lage der Horchpunkte (1-23) in den beiden Teilgebieten Hundsau und Rothwald. Zudem sind Abgrenzungen des Untersuchungsgebietes (weiße Schraffur) sowie die Grenze des Wildnisgebietes Dürrenstein (rote Linie) dargestellt.

Zwei Teams, bestehend aus mindestens zwei Personen, führten die Erhebungen zeitgleich in verschiedenen Teilen des Untersuchungsgebietes 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 betrug durchschnittlich 32 Minuten. Wenn am Punkt Eulen nicht spontan sangen, kamen Klangattrappen zum Einsatz (Südbeck et al. 2005). Lediglich beim Waldkauz wurde auf artspezifische Klangattrappen verzichtet, da die Art meist auf Stimmen der anderen Arten (Raufuß- und Habichtskauz) sehr gut reagierte.

Pro Punkt wurde neben der Kartierungsdauer auch Art, Anzahl, 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 in Google Earth 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 ($n = 12$). Für jedes abgegrenzte Papierrevier wurde 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 wurden 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 (Abb. 3). Basierend auf Orthofotos aus dem Jahr 2016 wurden mittels Geographischen Informationssystem in den jeweiligen Pufferbereichen flächendeckend die sechs

Habitatkategorien „krautige Vegetation, Schutt- und Felsfluren“, „Pioniergevegetation, Verjüngungsflächen“ (inkl. Latschenbestände), „laubholzdominierter Bergmischwald“, „nadelholzdominierter Bergmischwald“, „Fichtenforst“ und „nicht-vitale Waldflächen“ (Windwurfflächen, vom Borkenkäfer 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 Randaliniendichte berechnet. Hohe Randaliniendichten sind mit einer kleinteiligen, heterogenen Landschaft assoziiert.

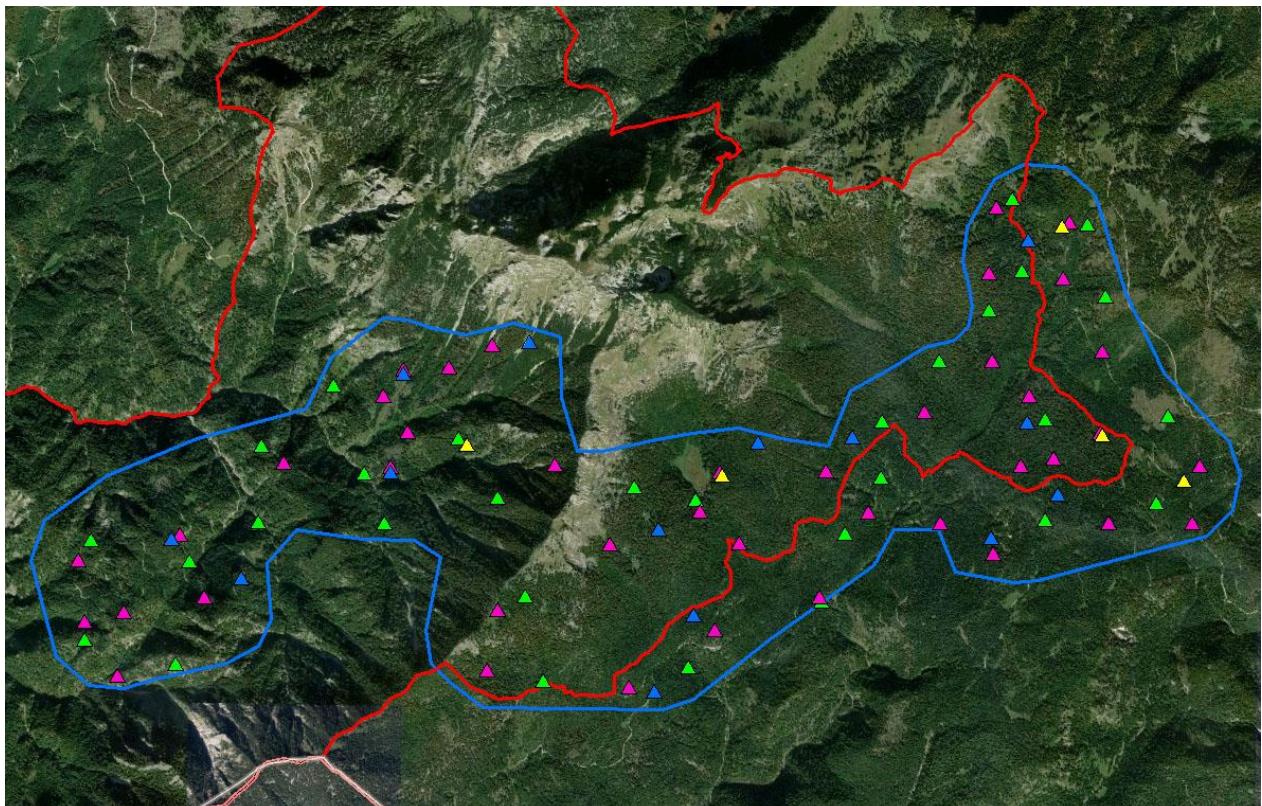


Abb. 3: Lage der für die Habitatauswertungen herangezogenen Reviermittelpunkte (grüne Dreiecke = Waldkauz, gelbe Dreiecke = Habichtkauz, rosa Dreiecke = Raufußkauz, blaue Dreiecke = Sperlingskauz). Zudem sind die Abgrenzungen des Untersuchungsgebietes (blaue Linie) sowie die Grenze des Wildnisgebietes Dürrenstein (rote Linie) dargestellt.

Mittels digitalem Höhenmodell wurden für das gesamte Untersuchungsgebiet basierend auf einem 25 x 25 m Raster die Habitatvariablen Hangneigung sowie Exposition beschrieben. 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 Auswertung der Seehöhe wurden 525 Einzelbeobachtungen herangezogen, die ausreichend genau verortbar waren. Knapp außerhalb der Probefläche gelegene Einzelbeobachtungen wurden in diese Auswertung mit einbezogen.

Die Aktivität von Kleinsäugern wurde im Rahmen eines eigenen Projektes in fünf verschiedenen Bereichen innerhalb des Untersuchungsgebietes mit Hilfe von insgesamt 288 Lebendfallen in jeweils fünf

aufeinanderfolgenden Fangnächten während der Monate August und Juni erhoben (Kempter & Nopp-Mayr 2013, Sachser & Nopp-Mayr 2016; F. Sachser, mündl. Mitt.). Die häufigsten im Gebiet auftretenden Arten sind die Rötelmaus (*Myodes glareolus*) und die Gelbhalsmaus (*Apodemus flavicollis*) (Abb. 4). 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.



Abb. 4: Gelbhalsmaus und Rötelmaus stellen im Untersuchungsgebiet die häufigsten Vertreter aus der Gruppe der Kleinsäuger dar. Ihre Bestände unterliegen zyklischen Schwankungen in Abhängigkeit von der Buchenmast.
Fotos: Gerhard Rotheneder

2.4 Datenauswertungen

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.

Um inner- und zwischenartliche Verteilungsmuster zu beschreiben, wurde mittels Geographischem Informationssystem basierend auf den im Jahr 2017 ermittelten Reviermittelpunkten die Distanz zum nächstgelegenen artgleichen Reviernachbarn bzw. zum nächstgelegenen Revier der jeweils anderen Eulenarten ermittelt. Die Distanzen wurden dabei immer ausgehend von der Art mit der geringeren Anzahl an Revieren vermessen, um Mehrfachmessungen je Revier zu vermeiden. Der Habichtskauz mit lediglich zwei Revieren im Jahr 2017 wurde in diesen Darstellungen nicht berücksichtigt.

3. Ergebnisse

3.1 Artenspektrum und Bestandsdichten

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

Der Waldkauz, neben dem Raufußkauz die häufigste Eulenart im Untersuchungsgebiet, zeigte innerhalb des fünfjährigen Untersuchungszeitraumes 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 Ausgangsbestandes zurück zu gehen (Tab. 1). Der Raufußkauz zeigte mehrmals Reaktionsbereitschaft auf die Klangattrappe, selbst auf Störgeräusche (z. B. Schneeschuhe im Harsch) reagierte die Art einige Male mit einzelnen Balzstrophien oder Warnrufen.

Tab. 1: Revierzahlen und daraus resultierende Siedlungsdichten nachgewiesener Eulenarten zwischen 2015 und 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 Sperlingskauz stellte sich während der Kartierungen als vergleichsweise schwierig zu erfassende Art heraus. Von den 34 Einzelbeobachtungen der Art konnten nur in fünf Fällen spontan balzrufende Männchen verortet werden. 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 Untersuchungsgebietes (Rothwald) gelangen Nachweise in mehreren Kartierungsjahren, so im Bereich der Großen Bärwies in vier von fünf Jahren, am Wasserböndl in drei von fünf Jahren sowie im Bereich des Kleinen Urwaldes in zwei Jahren (2015 und 2016). Die beiden am regelmäßigsten besetzten Reviere Wasserböndl und Große Bärwies befinden sich etwa 3,2 km voreinander 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 erbracht werden. Dieser Nachweis lag allerdings außerhalb der Probefläche und wurde nicht im Rahmen der standardisierten Kartierungen nachgewiesen.

3.2 Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von Kleinsägerdichten und Witterungsbedingungen

Bei drei der vier untersuchten Eulenarten zeigen weder Witterungsbedingungen noch die Intensität der Kleinsägeraktivität signifikante Effekte auf die Anzahl nachgewiesener Eulenreviere. Lediglich beim Raufußkauz hat die Kleinsägeraktivität einen positiven Effekt auf die Anzahl nachgewiesener Reviere (Abb. 5).

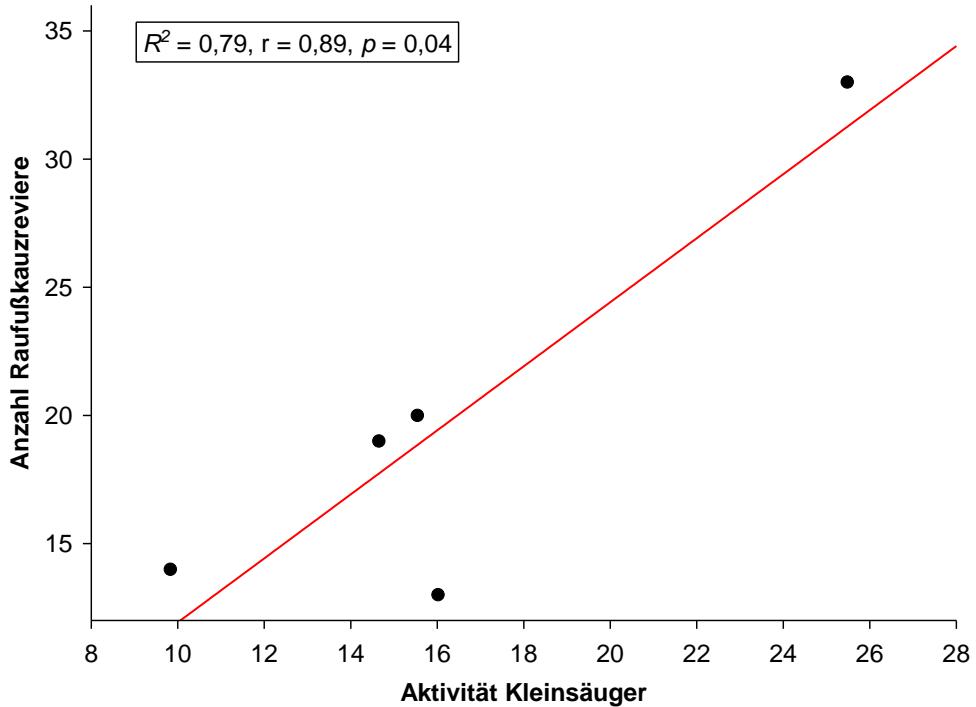


Abb. 5: Anzahl nachgewiesener Raufußkauzreviere in Abhängigkeit der Kleinsägeraktivität (Fänge pro 100 Fallennächte).

Dabei zeigte sowohl die Kleinsägeraktivität als auch die Anzahl nachgewiesener Raufußkauzreviere im Jahr 2017 einen markanten Anstieg (Abb. 6).

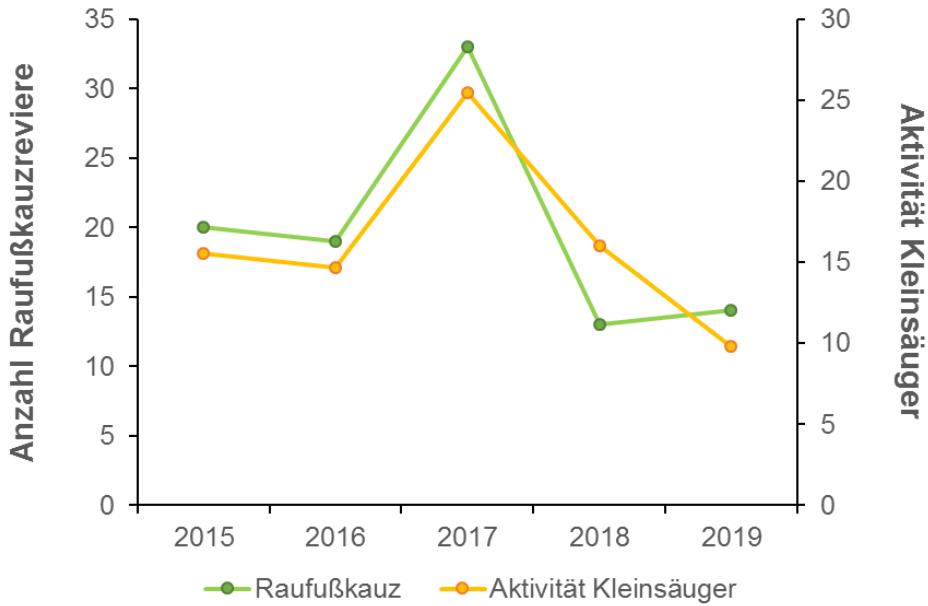


Abb. 6: Anzahl nachgewiesener Raufußkauzreviere sowie Kleinsäugeraktivität zwischen 2015 und 2019.

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. 7a, Abb. 7c). Fasst man die vier Eulenarten zu den zwei Gruppen Großeulen (Habichtskauz, Waldkauz) und Kleineulen (Raufußkauz, Sperlingskauz) zusammen, ergeben 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: $F = 3,68, p = 0,058$) schwach signifikante Effekte.

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. 7b, Abb. 7e, Abb. 7f).

Keine nennenswerten Unterschiede zwischen den einzelnen Eulenarten zeigen sich hinsichtlich dem Anteil nadelholzdominierter Bergmischwälder, der bei allen vier Eulenarten durchschnittlich zwischen 4 und 6 % ausmacht sowie der Randliniendichte (Abb. 7d, Abb. 8).

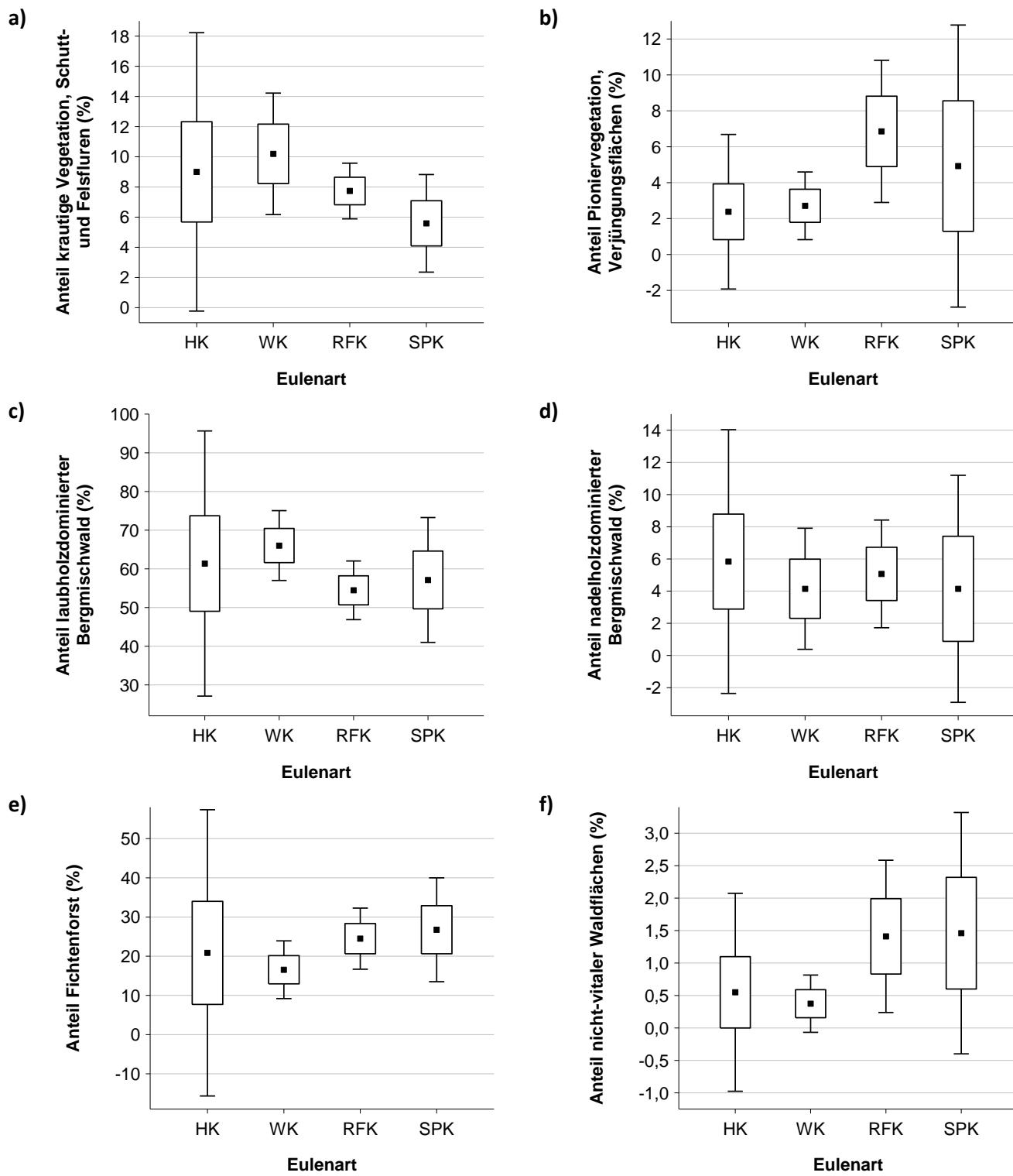


Abb. 7: Vergleich der Habitatausstattung zwischen Revieren von Habichtskauz (HK), Waldkauz (WK), Raufußkauz (RFK) und Sperlingskauz (SPK) in einem 250 m Pufferbereich um den Reviermittelpunkt, getrennt nach den berücksichtigten Habitatvariablen. Dargestellt sind jeweils Mittelwert (schwarze Quadrate) ± Standardfehler (weiße, rechteckige Fehlerbalken) sowie ± 0,95 % - Konfidenzintervalle (schwarze, linienförmige Fehlerbalken).

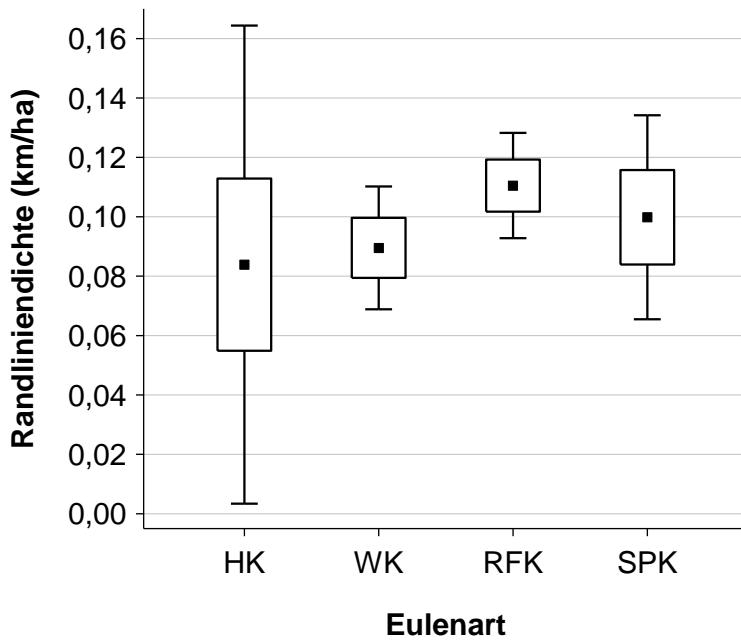


Abb. 8: Vergleich der Randliniendichte zwischen Revieren von Habichtskauz (HK), Waldkauz (WK), Raufußkauz (RFK) und Sperlingskauz (SPK) in einem 250 m Pufferbereich um den Reviermittelpunkt. Dargestellt sind jeweils Mittelwert (schwarze Quadrate) \pm Standardfehler (weiße, rechteckige Fehlerbalken) sowie $\pm 0,95\%$ - Konfidenzintervalle (schwarze, liniенförmige Fehlerbalken).

3.3.2 Höhenverbreitung

Nur der Raufußkauz besiedelt das gesamte Höhenspektrum der Probefläche mit Nachweisen zwischen 800 und 1.410 m. Die Beobachtungen des Waldkauzes liegen zwischen 730 und 1.380 m Seehöhe (Abb. 9). 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.



Abb. 9: Der Sperriedel in etwa 1.380 m Seehöhe bildet die Grenze zwischen Rothwald und Hundsau. Im Hintergrund der Dürrenstein (1.878 m). Auf dem Sperriedel gelangen die höchsten Nachweise des Waldkauzes.
Foto: Gerhard Rotheneder

Korrigiert man die Anzahl an Nachweisen mit dem Flächenangebot in der jeweiligen Höhenstufe, erkennt man eine starke Präsenz des Waldkauzes in tieferen Lagen. Mit zunehmender Seehöhe nimmt die Nachweisdichte kontinuierlich ab, erreicht aber die Hochlagen des Untersuchungsgebietes. 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).

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

	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	-	-

3.3.3 Hangneigung

Auch bei diesem Habitatparameter wurde die Nachweisdichte mit dem Flächenangebot in der jeweiligen Hangneigungsklasse korrigiert. Die Hangneigungsklasse von 51-57° wurde wegen der zu geringen Flächenausdehnung (1,6 ha) und dem Fehlen von Reviermittelpunkten nicht dargestellt.

Der Waldkauz meidet flache Hangneigungsklassen, bevorzugt aber Steillagen ab 41° Hangneigung. Der Raufußkauz siedelt häufig in flacherem Gelände bis zu einer Neigung von 30°, nimmt in noch 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).

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

	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 (in Abb. 10 nicht dargestellt) streuen in ihrer Exposition von Südosten bis Westen. Der Waldkauz bevorzugt südlich und östlich exponierte Hänge. Der Mittelwert der Expositionen beträgt 173°. Neben südlichen Expositionen zeigen Reviermittelpunkte dieser Art auch häufig Richtung Osten. Die Reviere von Raufußkauz und Sperlingskauz sind vermehrt Richtung Südosten und Südwesten ausgelegt, beim Sperlingskauz auch nach Nordosten (Abb. 10).

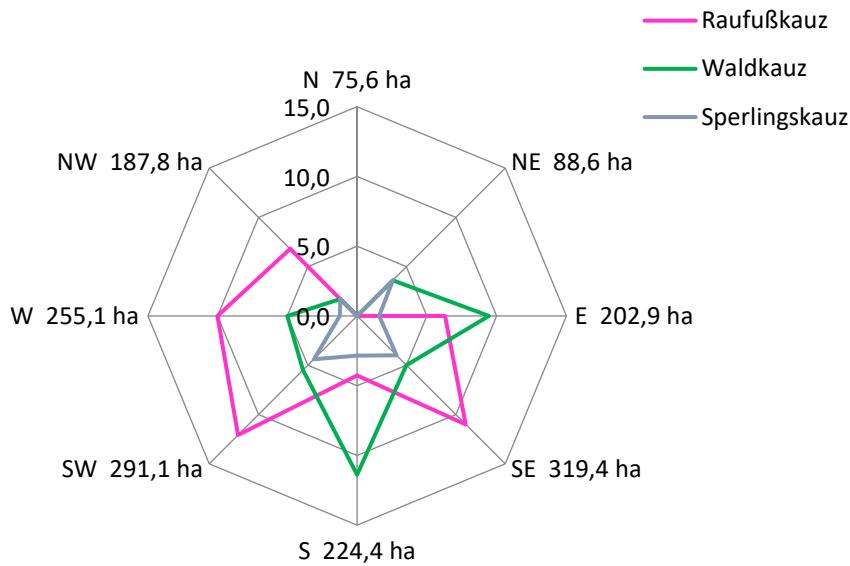


Abb. 10: Nach dem Flächenangebot berichtige Revierexpositionen von Waldkauz, Raufußkauz und Sperlingskauz. Die Flächenangabe geben das Ausmaß der Probefläche an, das in diese Richtung exponiert ist.

3.4 Inner- und zwischenartliche Verteilungsmuster

Während in den jeweiligen Kartierungsjahren die Waldkauzreviere gleichmäßig über die Probefläche verteilt sind, zeichnen sich beim Raufußkauz Schwerpunktgebiete ab, in denen mehrere Reviere dichter beisammen liegen. Derartige Verbreitungszentren können für das Untersuchungsgebiet im Bereich des Kleinen Urwaldes und der angrenzenden Wirtschaftswälder, im Bereich des Bärwiesgrabens, in der hinteren Hundsau sowie in den höheren Lagen des Mitterbergs abgegrenzt werden. Jedes dieser Kerngebiete weist in allen Untersuchungsjahren Raufußkauzreviere auf. Diese inselartige Verbreitung ist als typisch für die Art beschrieben (Glutz von Blotzheim & Bauer 1980, Mebs & Scherzinger 2000).

Entsprechend ihrer Häufigkeit und der inselartig geklumpten Verbreitung zeigen Raufußkauzreviermittelpunkte mit einem Mittelwert von 485 m die niedrigsten innerartlichen Revierabstände. Beim Waldkauz beträgt der mittlere Revierabstand zum nächstgelegenen arteigenen Revier 658 m und beim Sperlingskauz 1.640 m (Tab. 4).

Bei zwischenartlicher Betrachtung siedeln Sperlingskauz und Raufußkauz mit 225 m am nächsten zueinander. Revierabstände zwischen Waldkauz und Raufußkauz mit 375 m sind geringer als der jeweilige innerartliche Abstand zum nächstgelegenen Revier. Der Revierabstand zum nächsten Eulenrevier beträgt zwischen Sperlingskauz und Waldkauz im Mittel 404 m (Tab. 4).

Tab. 4: Inner- und zwischenartliche Abstände (in Meter) zum nächstgelegenen Eulenrevier für Waldkauz (Wk), Raufußkauz (Rfk) und Sperlingskauz (Spk) basierend auf den im Jahr 2017 ermittelten Reviermittelpunkten (MW = Mittelwert, STA = Standardabweichung).

	MW ± STA	Median	Minimum	Maximum
n	Wk-Wk	Wk-Wk	Wk-Wk	Wk-Wk
23	658 ± 168	650	381	1028
	Rfk-Rfk	Rfk-Rfk	Rfk-Rfk	Rfk-Rfk
33	485 ± 198	431	249	978
	Spk-Spk	Spk-Spk	Spk-Spk	Spk-Spk
5	1640 ± 979	1953	598	2524
	Wk-Rfk	Wk-Rfk	Wk-Rfk	Wk-Rfk
23	375 ± 204	377	90	908
	Spk-Rfk	Spk-Rfk	Spk-Rfk	Spk-Rfk
5	225 ± 160	316	33	366
	Spk-Wk	Spk-Wk	Spk-Wk	Spk-Wk
5	404 ± 184	406	214	637

Auf Basis der ermittelten durchschnittlichen Abstände zum nächstgelegenen arteigenen Revier wurde für das Jahr 2017 Reviergrößen rechnerisch ermittelt. Es wird von kreisrunden Revieren ausgegangen, nicht besiedelbare Teilebereiche der Probefläche werden bei den häufigeren Arten nicht in vollem Umfang berücksichtigt.

Beim Raufußkauz beläuft sich die berechnete Mindestreviergröße auf 18,5 ha, beim Waldkauz auf 34 ha und beim Sperlingskauz auf 211 ha (Tab. 5).

Tab. 5: Rechnerisch ermittelte Reviergrößen auf Basis der ermittelten durchschnittlichen Distanzen zum nächstgelegenen arteigenen Revier.

	Waldkauz	Raufußkauz	Sperlingskauz
Mittl. min. Revierdistanz (m)	658	485	1640
Mittl. min. Revierradius (m)	329	242,5	820
Resultierende Reviergröße (ha)	34,0	18,5	211,2

4. Diskussion

4.1 Artenspektrum und Bestandsdichten

Mit dem wiederangesiedelten Habichtskauz ist die Gilde der waldgebundenen Eulenarten in Mitteleuropa vollständig im Gebiet vertreten.

Zudem brütete im Mäusegradationsjahr 2017 die Waldohreule auf 1.450 m Seehöhe erfolgreich im Wildnisgebiet. Es handelt sich hierbei um den höchstgelegenen Brutnachweis der Art in Ostösterreich (Kohl et al. 2018).

Nach Angaben von Machura (1944) soll der Uhu (*Bubo bubo*) „früher“ an der Langwand im Rothwald gebrütet haben. Aus den umfangreichen Untersuchungen zum Uhu, die teilweise auch den Bezirk Scheibbs einschlossen, liegen trotz des Einsatzes von Radiotelemetrie bislang keine direkten Nachweise aus dem Areal des Wildnisgebietes Dürrenstein vor (Leditznig et al. 2001, Leditznig & Leditznig 2010; C. Leditznig, mündl. Mitt.). Auch im Zuge unserer Erhebungen gelang kein Nachweis des Uhus, obwohl die Langwand Teil des Untersuchungsgebietes ist.

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 Gebietes überrascht das individuenstarke Vorkommen der Art im Wildnisgebiet Dürrenstein.

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

Die für den Habichtskauz angebrachten Nistkästen, die alljährlich von Mitarbeitern des Wildnisgebietes oder im Rahmen unserer Kartierungsgänge kontrolliert wurden, wurden im Westteil des Gebietes mehrfach vom Waldkauz zur Brut genutzt (I. Kohl, F. Aigner, mündl. Mitt.), die im Randbereich des Urwaldes angebrachten Nisthilfen waren in keinem der fünf Untersuchungsjahre besetzt, was auf eine Bevorzugung natürlicher Brutplätze durch den Waldkauz hindeutet.



Abb. 11: Der Waldkauz ist neben dem Raufußkauz die häufigste Eulenart im Untersuchungsgebiet. Ein Waldkauz am Tageseinstand in der Hundsau am 2. Mai 2017.

Foto: Gerhard Rotheneder

Die konstant hohen Siedlungsdichten der Art zwischen 11,5 und 13,9 Rev./10 km² liegen zudem deutlich über den ermittelten Revierdichten aus vergleichbaren Untersuchungsgebieten der nordöstlichen Kalkalpen (Tab. 6). Lediglich im knapp 40 km westlich gelegenen Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen konnte mit 8 - 9 Rev./10 km² ein annähernd hoher Wert ermittelt werden. Kleinflächig findet man in vier der sieben dort untersuchten Teilflächen Dichtewerte des Waldkauzes zwischen 11 und 14 Rev./10 km² (Weißmayr 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 Bestandes von nahezu 50 % kommen (Nagl 2015). So wurde im Nationalpark Donau-Auen auf einer Fläche von 10.603 ha eine durchschnittliche Waldkauzdichte von 10 Rev./10 km², auf Teilflächen von 1.030 ha bis zu 16 Rev./10 km² ermittelt (Nagl et al. 2013). Unter Verwendung bioakustischer Individualbestimmung beliefen sich die Dichten nur mehr auf 5,7 Rev./10 km² bzw. 7,8 Rev./10 km² (Nagl 2015).

Da im Rahmen dieser Erhebungen keine bioakustischen Individualbestimmungen durchgeführt wurden, kann daher eine Überschätzung des tatsächlichen Waldkauz-Bestandes nicht ausgeschlossen werden. Das ändert allerdings nichts an der großen Bedeutung des Wildnisgebietes 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.

Tab. 6: Ermittelte Siedlungsdichten von Waldkauz, Raufußkauz und Sperlingskauz aus vergleichbaren Untersuchungsgebieten der östlichen Kalkalpen.

	NP Kalkalpen, Weißenmayr et al. (2014)	Dachsteingebiet, Weißenmayr & Pühringer (2011)	NP Gesäuse, Teufelbauer et al. (2012)	Ennstal, Scherzinger (1970)	Wildnisgebiet Dürrenstein
Probefläche (ha)	3.242	1.420	1.522	6.000	1.650
Seehöhe (m)	620 - 1.670	700 - 1770	480 - 1.780	650 - 1.818	720 - 1.500
Waldkauz (Rev./10 km²)	8-9	0,7	5,3	-	11,5 - 13,9
Raufußkauz (Rev./10 km²)	5	5,6 - 7,0	4,9 - 5,6	-	7,9 - 20,0
Sperlingskauz (Rev./10 km²)	6 - 7	4,2 - 5,3	4,3 - 5,6	1,4	1,8 - 3,0

4.1.2 Raufußkauz

Verglichen mit anderen Bestandserhebungen aus den östlichen Kalkalpen liegt der Minimalwert ermittelter Raufußkauzdichten von 7,9 Rev./10 km² im Wildnisgebiet Dürrenstein im Bereich jener Werte aus dem Dachsteingebiet, während die im Mäusegradationsjahr ermittelten Siedlungsdichten von 20 Rev./10 km² einen absoluten Spitzenwert darstellen (Abb. 12, Tab. 6). Weißenmayr et al. (2014) und Weißenmayr & 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 Rev./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 Brutpaare 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 und profitiert dementsprechend von den hohen Schwarzspechtdichten von 0,75 Rev./100 ha im Wildnisgebiet Dürrenstein und dem damit verbundenen Angebot an Bruthöhlen (Hochebner et al. 2015).



Abb. 12: Der Raufußkauz reagierte auf die hohen Mausbestände mit einem Bestandshoch. Das Foto zeigt einen Jungvogel, der mit nächtlichen Bettelrufen seinen Standort verriet. Mitterberg am 4. Juni 2015.
Foto: Gerhard Rotheneder

Insgesamt konnten durch Erfassungen bereits während der Specktkartierung (2013-2014) sowie während dieser Untersuchung 35 Höhlenbäume mit insgesamt 65 für den Raufußkauz geeignet erscheinenden Höhlen – darunter nur vier Naturhöhlen – kartiert werden. Obwohl die Höhlenerfassung bei weitem nicht vollständig erfolgte, bedeutet diese Höhlendichte von 3,94/100 ha bereits einen sehr hohen Wert und unterstreicht den günstigen Erhaltungszustand des Gebietes (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. Beim untersuchten Vorkommen des Raufußkauzes handelt es sich um eine reine Naturhöhlenpopulation.

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 Naturhöhlenpopulation des Raufußkauzes Rückschlüsse von der erhobenen Anzahl an Balzrevieren auf die tatsächliche Größe der Brupopulationen zu ziehen. Betrachtet man allerdings den Anteil der im Jahr 2017 bereits bei der ersten Begehung im März festgestellten Reviere, wenn die Männchen noch an ihren primären Bruthöhlen balzen (Korpimäki & Hakkarainen 2012), wurden mehr als zwei Drittel der Reviere ($n = 23$) bereits beim ersten Kartierungsdurchgang erfasst (Abb. 13). Unter den verbleibenden zehn Revieren konnten in fünf Revieren erfolgreiche Brutn durch Nachweise bettelnder Jungvögel im Juni bestätigt werden. Von den 33 Revieren des Jahres 2017 könnten also lediglich fünf (15 %) auf bei sekundären oder tertiären

Bruthöhlen balzende Männchen zurückzuführen sein. 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. 13).

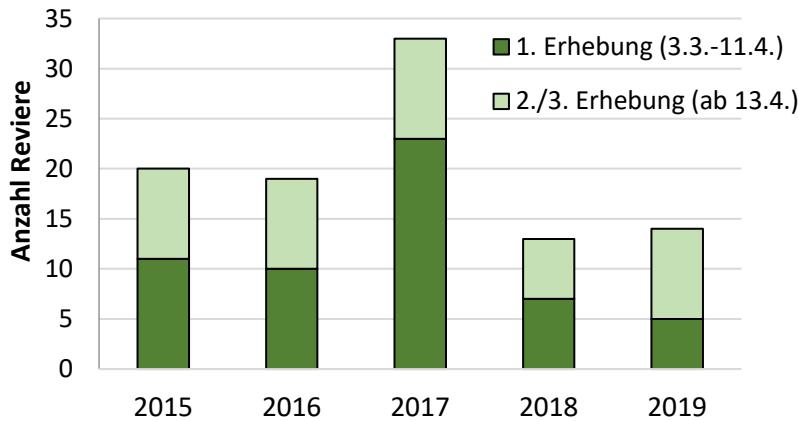


Abb. 13: Anteil der Raufußkauzreviere, die bereits beim ersten Kartierungsdurchgang besetzt waren (dunkelgrün), im Vergleich zu erst bei späteren Durchgängen erstmals erfassten Revieren (hellgrün) getrennt nach den fünf Erhebungsjahren.

4.1.3 Sperlingskauz

Im Zuge der vorliegenden Untersuchung schwankte die Siedlungsdichte des Sperlingskauzes zwischen 1,8 und 3,0 Rev./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. 6).

Dabei würden die natürlichen und naturnahen Mischwaldbestände des Untersuchungsgebietes mit eingesprengten Auflichtungen durch Lawinenschneisen, Sturm- und Schneebrüche ideale Habitatbedingungen für den Sperlingskauz liefern. Auch ein ausreichendes Höhlenangebot sollte durch Bunt-, Dreizehen-, Weißrücken- und Grauspecht 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 Untersuchungsgebietes v. a. aufgrund der hohen Siedlungsdichten des Waldkauzes allerdings nicht gegeben und könnten ein Grund für die geringen Siedlungsdichten des Sperlingskauzes sein (Abb. 14).



Abb. 14: Der Sperlingskauz zeigt im Untersuchungsgebiet keine besonders hohen Dichten, was an der starken Präsenz des Waldkauzes liegen dürfte. Hohenberg, NÖ.
Foto: Gerhard Rotheneder

Neben dem Waldkauz wird 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 dürften auch im Untersuchungsgebiet v. a. die hohen Waldkauzdichten ausschlaggebend für die geringen Siedlungsdichten des Sperlingskauzes sein. Auch zeigen die Sperlingskäuze des Wildnisgebietes im Vergleich zu anderen den Autoren bekannten Vorkommen (z. B. Gutensteiner Alpen, NÖ) 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.

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). 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 (Abb. 15).

Ein Teil der als „Reviere“ verorteten Einzelnachweise könnten durchaus auf unverpaarte und/oder umherstreifende Einzelvögel zurückgehen.



Abb. 15: Habichtskäuze werden seit dem Jahr 2009 um das Wildnisgebiet Dürrenstein durch Auswilderungen von Jungvögeln erfolgreich wieder angesiedelt. Einzelne Reviere wurden auch bereits im Wildnisgebiet begründet. Ybbsitz, NÖ am 10. Mai 2019.

Foto: Gerhard Rotheneder

Die Revierdichte des Habichtskauzes lag im Mittel bei 1,2 Revieren/10 km² und es kann im Untersuchungsgebiet von 1 bis 2 Revieren ausgegangen werden. In den Jahren 2015 und 2017 gelangen auch Nachweise erfolgreicher Bruten durch bettelnde Jungvögel. 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 Rev./10 km² angegeben, bei sehr hohem Nistkasten- und Nahrungsangebot kann die Siedlungsdichte noch deutlich höher sein (Mebs & Scherzinger 2000).

4.2 Bestandsschwankungen in Abhängigkeit von Kleinsägerdichten und Witterungsbedingungen

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

Positive Effekte von Mäusegradationen zeichneten sich auch auf den Bruterfolg des Raufußkauzes im Untersuchungsgebiet ab. So konnten im Kleinsäugergradationsjahr 2017 auch die meisten erfolgreichen Bruten dieser Art ($n = 12$) entlang der Kartierungsstrecke nachgewiesen werden.

Bei Waldkauz, Habichtskauz und Sperlingskauz zeigten sich keine Effekte von Kleinsäugeraktivität auf die Anzahl nachgewiesener Balzreviere. Im Vergleich zum Raufußkauz sind diese drei Arten in ihrer Nahrungswahl generalistischer und daher weniger stark an Kleinsäugergradationen gebunden. Während beim Raufußkauz das Beutespektrum zur Brutzeit zu 94 % aus Kleinsäugern besteht, sind es beim Sperlingskauz nur 77 %. Kleinvögel stellen beim Sperlingskauz eine wichtige Ausgleichskomponente in Jahren mit geringen Wühlmauspopulationen dar (Mebs & Scherzinger 2000). Auch bei Waldkauz und Habichtskauz ergeben Gewölleanalysen mit 73 % bzw. 86 % einen geringeren Kleinsäugeranteil als beim Raufußkauz (Mebs & Scherzinger 2000). Aufgrund des vermehrten Ausweichens auf andere Beutetiere wie Vögel oder Amphibien können diese drei Eulenarten ihre Bestände auch in ungünstigen Wühlmausjahren konstant halten und sind damit weniger stark Bestandsschwankungen unterworfen als der Raufußkauz.

Während Studien bereits zeigten, dass eine geschlossene Schneedecke die Nahrungsverfügbarkeit für Eulen und damit die Wintermortalität sowie die Anzahl besetzter Reviere in der darauffolgenden Brutsaison negativ beeinflussen kann (Sasvári & Nishiumi 2005, Solheim 2009), zeigten sich bei keiner der vier untersuchten Eulenarten im Untersuchungsgebiet 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.



Abb. 16: Das Untersuchungsgebiet zeichnet sich durch enorme Schneemengen aus, der Winter 2018/2019 war der schneereichste des Untersuchungszeitraumes. Die Gindelsteinbrücke ist der tiefste Punkt im Rothwaldteil des Untersuchungsgebietes (916 m). Am Tag der Aufnahme (6.2.2019) balzten nur 700 m entfernt zwei Sperlingskauzmännchen spontan.
Foto: Gerhard Rotheneder

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 Brutern 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 9.4. bereits etwa einwöchige Junge. Derartige Verluste wiegen schwer, da der Waldkauz nur selten Ersatzgelege zeitigt, meist nur bei fruhem 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).

Fehlende signifikante Effekte der untersuchten abiotischen Faktoren können sich aber auch aufgrund der geringen Stichprobengröße ergeben.

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 Untersuchungsgebietes zu finden. Zwar besiedelt der Waldkauz aufgrund seiner geringen ökologischen Spezialisierung eine Vielzahl unterschiedlicher Habitate, aber auch er bevorzugt lichte Laub- und Mischwälder, vorausgesetzt alte, höhlenreiche Baumbestände sind verfügbar (Mebs & Scherzinger 2000). Zudem nutzt er zum Brüten auch 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 Stangenholzern (Mebs & Scherzinger 2000). Die Nutzung unterschiedlicher Jagdhabitats könnte Grund dafür sein, dass Kleineulenreviere tendenziell höhere Anteile an Pioniergebäuden und Verjüngungsflächen aufweisen, während in Großeulenrevieren der Anteil krautiger Vegetation bzw. Schutt- und Felsfluren höher ist als in Kleineulenrevieren.

Im gegenständlichen Untersuchungsgebiet zeigten Raufuß- und Sperlingskauzreviere tendenziell höhere Anteile an Fichtenforsten als Habichtskauz- und Waldkauzreviere. Deckungsreiche Nadelholzbestände in den Revieren dieser beiden Kleineulenarten werden zur Tagesruhe aber auch als Versteckmöglichkeit für Ästlinge nach dem Verlassen der Bruthöhle genutzt (Schönn 1995, Mebs & Scherzinger 2000, Korpimäki & Hakkarainen 2012, März 2013).

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 (Abb. 17). So wurden im Untersuchungsgebiet in vom Borkenkäfer befallenen Waldbereichen Spitzenwerte in den Revierdichten des Dreizehenspechtes

(*Picoides tridactylus*) 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 ist die Folge.

Neben der Lebensraumausstattung hat die Geländetopographie 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 apern 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 alle mit der Höhe der Schneedecke negativ korrelierten Geländeeigenschaften. Niedrige Seehöhen, steile Hanglagen und südliche Expositionen erleichtern ihm den Zugang zur Beute. In der Höhenstufe zwischen 1.301 und 1.400 m zeigt er eine leicht erhöhte Dichte, was wir auf den in dieser Stufe liegenden oberen Waldrand zurückführen, der einen aufgelockerten Kronenschluss und einen hohen Strukturreichtum zeigt.

Der Raufußkauz besiedelt das gesamte Höhenspektrum des Untersuchungsgebietes, zeigt aber einen Vorkommensschwerpunkt zwischen 800 und 1.200 m. Die Art kommt mit den flacheren schneereichen Lagen von 0 bis 30 Grad Hangneigung sehr gut zurecht, wird ab einer Hangneigung von 30° seltener und wurde ab 41° Hangneigung nicht mehr festgestellt. Auch in den oberösterreichischen Kalkalpen besiedelte der Raufußkauz im Durchschnitt flacher geneigte Hänge als der Waldkauz (Weißmayr et al. 2014). In den Expositionen der Raufußkauzreviermittelpunkte fällt auf, dass die Art gerade in jenen Richtungen stark vertreten ist, in denen der Waldkauz Minima aufweist. Das betrifft insbesondere Südosten, Südwesten und Westen. 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.



Abb. 17: Der Raufußkauz profitiert vom hohen Schwarzspechthöhlenangebot im Untersuchungsgebiet. Zwei Jungvögel schauen aus der Bruthöhle. Hohenberg, NÖ. Foto: Gerhard Rotheneder

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 bis 40°. Dies deckt sich mit den Befunden von Weißmayr et al. (2014), die die kleinste Eule ebenfalls bis 40° fanden und bei ihr die geringste mittlere Hangneigung von 21° feststellten. Hinsichtlich Exposition zeigt der Sperlingskauz in den gleichen „waldkauzabgewandten“ Richtungen seine Maxima wie der Raufußkauz. Zusätzlich besiedelte er allerdings auch nordöstlich exponierte Hänge.

Da sich die Hänge in den Expositionen zwischen Ost, Südost, Süd und Südwest in der Waldbestandsstruktur nicht wesentlich unterscheiden (Fichten besiedeln vornehmlich die nördlichen Expositionen), dürfte es sich bei der „sternartigen“ Form des Expositionsdiagrammes um ein Indiz für die zwischenartliche Einnischung handeln. Ähnliches trifft auch auf die Artenverteilung hinsichtlich Hangneigung zu. Der Waldkauz besiedelt die für ihn geeignetsten Reviere, bevorzugt in niedrigen Höhenlagen, in steilem Gelände und mit südlicher Exposition und bestimmt damit die Verteilung der Kleineulenreviere. Kleineulen sind ihrerseits besser an die schneereichen Gebirgswälder angepasst.

4.4. Inner- und zwischenartliche Verteilungsmuster

Neben Habitatausstattung und Nahrungsverfügbarkeit ist der Konkurrenz - und Feinddruck durch andere Arten der dritte Faktor, der die Verteilung der Eulenreviere im Untersuchungsgebiet bestimmt.

Neben den Taggreifvögeln Steinadler (bislang zwei Nachweise geschlagener Habichtskäuze aus dem Wildnisgebiet, Leditzig & Kohl 2013), dem für alle Arten als Prädator gleichermaßen bedeutenden Habicht und dem Sperber, der vor allem für den Sperlingskauz gefährlich werden kann, spielen vor allem die interspezifischen Beziehungen innerhalb der Gilde der Eulen eine entscheidende Rolle. Innerhalb dieser Gruppe überlappen die Aktivitätsperioden stärker, als es zwischen Eulen und Taggreifen der Fall ist (Mikkola 1983).

Der Habichtskauz ist die dominante Art im Untersuchungsgebiet und wird insbesondere für den Raufußkauz als bedeutender Prädator eingestuft (Mikkola 1983, Korpimäki & Hakkarainen 2012). Dementsprechend nimmt der Raufußkauz Nistkästen in Habichtskauzrevieren deutlich seltener (3 %) an als solche in Uhurevieren (15 %) oder in Gebieten ohne Vorkommen der beiden Großeulen (12 %) (Korpimäki & Hakkarainen 2012). Korpimäki & Hakkarainen (2012) stufen einen Umkreis von 2 km um ein Habichtskauznest als suboptimal für den Raufußkauz ein, da dort Fitness und Bruterfolg nachweisbar reduziert sind. Aufgrund der geringen Zahl an Habichtskauzrevieren können im Untersuchungsgebiet noch keine Aussagen zu zwischenartlichen Verteilungsmustern getroffen werden.

Der Waldkauz ist eine streng territoriale Art, die monogam lebt, Reviere mehrjährig hält und diese auch gegen artfremde Eulen verteidigt, auf deren Rufe der Waldkauz aggressiv reagiert (Mebs & Scherzinger 2000). Für die kleineren Eulenarten spielt der Waldkauz nicht nur als Nahrungskonkurrent, sondern auch als Prädator eine Rolle (Mikkola 1983). Dementsprechend meiden Kleineulen Gebiete mit hohen Waldkauzdichten (Pedroli et al. 1975). Damit stellt das gemeinsame Vorkommen von Wald- und Raufußkauz in vergleichsweiser hoher Dichte eine Besonderheit des Wildnisgebietes dar. Ein individuenstarkes syntopisches Vorkommen von Wald- und Raufußkauz wurde bisher nur sehr selten beschrieben. Im Nationalpark Oberösterreichische Kalkalpen wurde ein derartiges Vorkommen nur auf

einer der sieben untersuchten Probeflächen festgestellt (Holzgraben; 522 ha). Dort fanden sich 5,5 Reviere des Waldkauzes und 5 bis 6 Reviere des Raufußkauzes. Ansonsten mieden die beiden Kleineulen weitgehend die Reviere des Waldkauzes (Weiβmayr et al. 2014).

Durch die jahrzehntelange Koexistenz der Kleineulen mit dem Waldkauz im Gebiet (Machura 1944), ist anzunehmen, dass es zu einer gewissen Einnischung gekommen ist, die die interspezifische Konkurrenz und Prädation minimiert. Allerdings basieren unsere Ergebnisse zu den interspezifischen Abständen auf einem Jahr mit sehr gutem Kleinsäugerangebot. Der Prädationsdruck auf Kleineulen ist in Jahren mit geringem Kleinsäugerangebot deutlich höher als in Jahren mit einer Mäusegradation. In einer nordamerikanischen Population des Raufußkauzes stieg beispielsweise der Prädationsdruck durch den Virginiauhu (*Bubo virginianus*) im Zuge eines Bestandseinbruches der Schneeschuhhasen sprunghaft an. Am Höhepunkt des Prädationsdruckes zeigten Raufußkäuze daraufhin zwei Jahre lang nur selten Balzgesänge (Doyle & Smith 2001).

Dominante Mesoprädatoren wie der Waldkauz oder auch der Habichtskauz nehmen nicht nur direkt, durch Prädation Einfluss auf die Populationen von Kleineulen, sondern auch indirekt. So reagieren Kleineulen allein auf die Anwesenheit von Großeulen meist durch räumliches oder zeitliches Ausweichen oder andere Verhaltensänderungen (Mueller et al. 2016). Das ruf- und reaktionsarme Verhalten des Sperlingskauzes im Untersuchungsgebiet könnte darauf zurückgeführt werden. Gleichzeitig kann ein subdominanter Mesoprädator vom Auftreten einer neuen dominanten Art aber auch profitieren. In Finnland begünstigt beispielsweise das Vorkommen des Uhus Raufußkauzpopulationen, da die Art den Habichtskauz – den gefährlichsten Prädator für den Raufußkauz – in Schach hält (Korpimäki & Hakkarainen 2012).



Abb. 18: Der Habichtskauz ist dabei, eine Brutpopulation im Gebiet zu etablieren. Ybbsitz, NÖ am 10. Mai 2019.
Foto: Gerhard Rotheneder

Bei der von Morosinotto et al. (2017) in Finnland durchgeföhrten, großflächigen Langzeitstudie an Nistkastenpopulationen von Sperlings- und Raufußkauz waren die gefundenen Mindestdistanzen zwischen den Brutpaaren um ein Vielfaches höher als im Wildnisgebiet. Die jährlichen Mittelwerte betrugen zwischen 859,2 und 8.064,8 m, meist lagen sie zwischen 1.400 und 3.000 m. Die intraspezifischen Abstände beim Sperlingskauz waren mit meist über 3.000 m noch höher.

Für den Sperlingskauz weisen Mebs & Scherzinger (2000) ausdrücklich darauf hin, dass von der Siedlungsdichte nicht auf die Reviergröße rückgeschlossen werden darf. Zwischen den Revieren befinden sich in der Regel unbesiedelte Areale und auch die im Untersuchungsgebiet gefundene relativ geringe Siedlungsdichte legt dies nahe.

Die errechneten Mindestreviergrößen liegen bei Waldkauz (34 ha) und Raufußkauz (18,5 ha) durchaus in Größenordnungen, die aus anderen Vorkommensgebieten mit guter Nahrungsbasis bekannt sind. Salvati et al. (2002) untersuchten in Buchenwäldern der Abruzzen die Reviergrößen ebenfalls anhand der Mindestdistanz zwischen den Revierzentrren und ermittelten eine Waldfläche von 22,5 ha als Revier für den Waldkauz. Glutz & Bauer (1980) geben eine Größe von 25–30(50) ha für optimale Territorien in Mittel- und Westeuropa an. Beim Raufußkauz gibt es nur wenige Angaben zur Reviergröße, die je nach Nahrungsangebot und Vorkommensgebiet stark variieren. In Finnland wurden durch Telemetriestudien mittlere Homerange-Größen von 114 bis 225 ha festgestellt (Hakkarainen & Korpimäki 2012). Pedroli et al. (1975) geben für drei Probeflächen im Schweizer Jura 60 bis 110 ha pro Brutpaar an, während Ravussin et al. (1993) in einem Mäusegradationsjahr nur 7 ha pro Brut fanden, wobei Polygynie nicht ausgeschlossen ist.

Die forstwirtschaftlich stark genutzten und meist in vergleichsweise jungen Altersklassen vorhandenen finnischen Nadelwälder, aus denen ein Teil der angeführten Schätzungen zu den Reviergrößen stammen, sind mit natürlichen und naturnahen mitteleuropäischen Buchenmischwäldern nicht vergleichbar. Das Vorkommen der Rotbuche mit ihren Mastzyklen, die höhere Diversität an Kleinsäugern, die Bestandshöhe und der Strukturreichtum unterscheiden die Waldbestände deutlich. Selbst der in beiden Gebieten herrschende Schneereichtum kommt im alpinen Gebiet durch die hohe Reliefenergie, verbunden mit Lawinen, Rutschungen und Steillagen in unterschiedlicher Exposition nicht so stark zum Tragen.

Finnische Raufußkäuze zeigten eine höhere Überlebensrate, je höher der Anteil an Altwaldbeständen in ihrem Territorium war (Hakkarainen et al. 2008). Die Autoren begründen dies durch eine günstigere Nahrungsversorgung in Altbeständen im Winterhalbjahr sowie besseren Deckungsmöglichkeiten zum Schutz vor Prädation insbesondere durch Habicht und Habichtskauz (der Waldkauz kommt dort kaum vor).

Die ursprünglichen Bergwälder, wie sie im Wildnisgebiet Dürrenstein erhalten sind, stellen demnach durch ihren Strukturreichtum, der - dem Mosaikzykluskonzept im Sinne von Remmert (1992) und Scherzinger (1996) folgend - kleinflächig Verjüngungsflächen neben Altholzbeständen bis hin zur Zerfallsphase bereitstellt, einen hochdiversen und leistungsfähigen Lebensraum für Eulenarten dar. Das hohe Angebot an Totholz und Nisthöhlen ermöglicht hohe Siedlungsdichten, trotz extrem hoher Schneelagen im Winterhalbjahr. Wobei aus heutiger Sicht offen bleiben muss, inwieweit das Untersuchungsgebiet im Hochwinter von Eulen genutzt wird.

4.6. Bestandsschätzung der Eulenarten des Wildnisgebietes Dürrenstein und Bedeutung des Wildnisgebietes Dürrenstein für die Eulenfauna

Auf Basis der großflächig erhobenen Siedlungsdichten werden Bestandsschätzungen aller Eulenarten für das Wildnisgebiet Dürrenstein vorgenommen. Das Wildnisgebiet Dürrenstein liegt innerhalb des

Vogelschutzgebietes (SPA-Special Protection Area nach der EU-Vogelschutzrichtlinie) Ötscher-Dürrenstein (Leditzni & Leditzni 2009). Von den untersuchten Arten sind Raufuß-, Sperlings- und Habichtskauz im Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie gelistet. Diese drei Arten sind auch in der aktuellen Liste für den Vogelschutz prioritärer Arten in der Kategorie „gelb“ angeführt und sollten daher für kurz- und mittelfristige Erhaltungsmaßnahmen bevorzugt berücksichtigt werden (Dvorak et al. 2017).



Abb. 19: Blick auf den Großen Urwald (Rothwald) vom Forsthaus Langböden aus, in Hintergrund der Dürrenstein. Die im Vordergrund zu sehenden Fichtenforste sind Teil der Probefläche, wurden aber zur Bestandsschätzung des Wildnisgebietes herausgerechnet. 18. Okt. 2015.
Foto: Thomas Hochebner

Bislang liegen weder aus dem Vogelschutzgebiet/Natura 2000-Gebiet Ötscher-Dürrenstein, noch aus dem Wildnisgebiet Bestandsangaben für die untersuchten Eulen (mit Ausnahme des Habichtskauzes) vor. Da das Untersuchungsgebiet im Teilgebiet Rothwald auch an das Wildnisgebiet angrenzende Wirtschaftswaldflächen einschließt, wurde für diese Schätzung nur die im Wildnisgebiet gelegene Teilfläche (1.171,33 ha; 71 %) der Probefläche herangezogen und nur die darin befindlichen Reviere berücksichtigt (Abb. 19). 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 Luftbildauswertung im Geographischen Informationssystem überschlägig ermittelten Hochwaldflächen verschnitten.

Von den 3.450 ha des Schutzgebietes entfallen knapp 1.000 ha auf alpine Matten, Felsfluren und Krummholzbestände (vornehmlich Latschen und Buchen), die für Eulen als Bruthabitat nicht besiedelbar 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-Gesamtbestandes (Tab. 7). Beim Habichtskauz wird aktuell von etwa 30 Revieren in den Gebieten des Wiederansiedlungsprojektes ausgegangen (Zink et al. 2019). Dazu kommt eine kleine Population in Kärnten und eventuell der Steiermark. Die Angabe von 6 % des österreichischen Bestandes 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 Bestandes.

Tab. 7: Bestandsschätzungen der im Untersuchungsgebiet nachgewiesenen Eulenarten für Österreich (BirdLife Österreich 2014) und das Wildnisgebiet Dürrenstein.

	Österreich Birdlife Ö. (2014)	Wildnisgebiet Dürrenstein		Anteil am österr. Bestand (%)
		Reviere	Mittelwert	
Raufußkauz	2.000 - 2.900	19 - 43	26	1,1
Waldkauz	12.000 - 20.000	23 - 37	29	0,2
Habichtskauz	5 - 10	1 - 3	2	6
Sperlingskauz	4.300 - 7.400	4 - 8	6	0,1

Hohe Bedeutung hat das Wildnisgebiet Dürrenstein zweifellos mit der Erhaltung des im Alpenraum einzigartigen Primärurwaldes Rothwald und der für ihn typischen hohen Abundanz der sich andernorts weitgehend ausschließender Arten Raufußkauz, Sperlingskauz und Waldkauz. Gerade hier eröffnet sich ein Forschungsfeld, das die Bedeutung von Naturwaldreservaten und Altholzbeständen unterstreicht und auch für den Vogelschutz in den Wirtschaftswäldern wichtige Befunde herausarbeiten könnte.

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.

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. Wir sind der Schutzgebietsverwaltung des Wildnisgebietes Dürrenstein unter der Leitung von Christoph Leditznig für die gute Zusammenarbeit und große Unterstützung sehr dankbar. Gleichermaßen gilt für die Vertreter der Grundeigentümer: die Forstverwaltung Langau und die Österreichischen Bundesforste. Das Projekt wurde aus Mitteln der Niederösterreichischen Landesregierung und der Europäischen Union gefördert (LE 14-20).

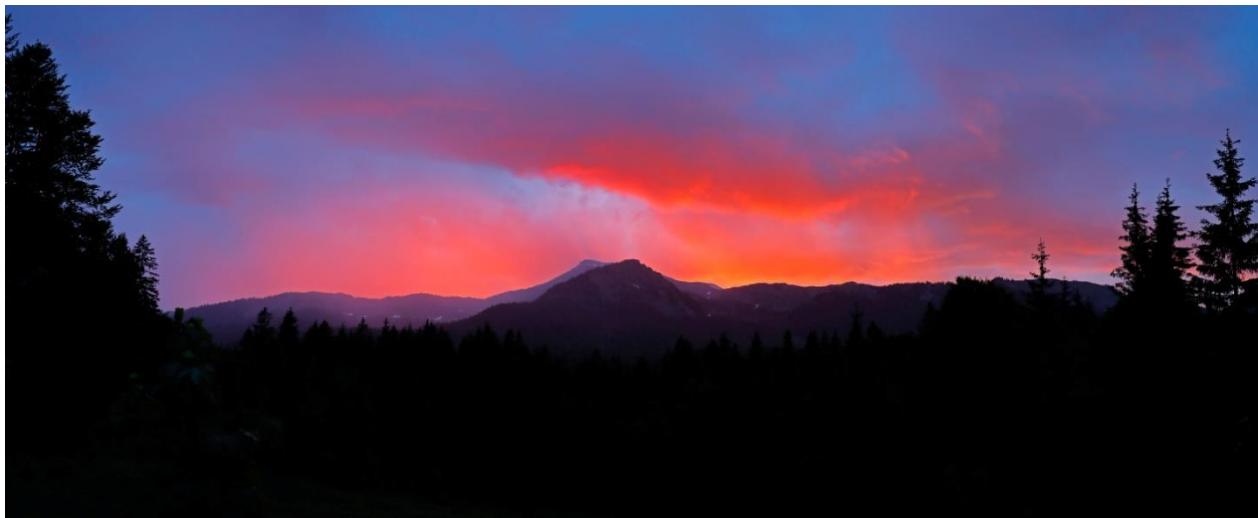


Foto: Gerhard Rotheneder



Adressen der AutorInnen:

Thomas Hochebner, Hauptstraße 18, 3153 Eschenau; e-mail: t.hochebner@aon.at

Mag. Claudia Schütz, PhD, Pezzlgasse 47/11-12, 1170 Wien; e-mail: Claudia_Schuetz@gmx.at

Gerhard Rotheneder, Obere Hauptstraße 94, 3495 Rohrendorf bei Krems

Dr. Ingrid Kohl, Stixenlehen 155, 3345 Göstling/Ybbs

Fotonachweis Titelseite: Thomas Hochebner (3), Gerhard Rotheneder (2), Claudia Schütz (2), Johann Zapfe (2)

Literatur

Albagger E., Samwald O., Pfeifhofer H. W., Zinko S., Ringert J., Kolleritsch P., Tiefenbach M., Neger C., Feldner J., Brandner J., Samwald F. & Stani W. (2015): Avifauna Steiermark - Die Vögel der Steiermark. Birdlife Österreich – Landesgruppe Steiermark, Leykam Buchverlags Ges. m. b. H. Nfg. & Co. KG, Graz.

Bibby C., Burgess N. & Hill D. (1995): Methoden der Feldornithologie. Neumann Verlag, Radebeul.

Birdlife Österreich (2014): Ausarbeitung des österreichischen Berichts gemäß Artikel 12 der Vogelschutzrichtlinie, 2009/147/EG. Berichtszeitraum 2008 bis 2012. Endbericht. Wien.

Dvorak M. & Wichmann G. (2005): Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. In: Ellmauer T. (Hrsg.): Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der NATURA 2000-Schutzgüter. Band 1. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministeriums f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH.

Dvorak M., Landmann A., Teufelbauer N., Wichmann G., Berg H.-M. & Probst R. (2017): Erhaltungszustand und Gefährdungssituation der Brutvögel Österreichs: Rote Liste (5. Fassung) und Liste für den Vogelschutz prioritärer Arten (1. Fassung). *Egretta* 55: 6-42.

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

Glutz von Blotzheim U. N. & Bauer K. (1980): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 9 Columbiformes - Piciformes. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden.

Hakkarainen H. & Korpimäki E. (1994): Environmental, parental and adaptive variation in egg size of Tengmalm's owls under fluctuating food conditions. *Oecologia* 98: 362-368.

Hakkarainen H., Korpimäki E., Koivunen V. & Ydenberg R. (2002): Survival of male Tengmalm's owls under temporally varying food conditions. *Oecologia* 131: 83-88.

Hakkarainen H., Korpimäki E., Laaksonen T., Nikula A. & Suorsa P. (2008): Survival of male Tengmalm's owls increases with cover of old forest in their territory. *Oecologia* 155: 479-486.

Hochebner T., Frank G. & Rotheneder G. (2015): Monitoring der Spechte (*Picidae*) im Wildnisgebiet Dürrenstein. *Silva Fera* 4: 41-69.

Kempter I. & Nopp-Mayr U. (2013): Langzeit-Monitoring von Kleinsäugern im Wildnisgebiet Dürrenstein. *Silva Fera* 2: 94-99.

Kohl I., Rotheneder G. & Hochebner T. (2018): Neuentdeckung für das Wildnisgebiet Dürrenstein: Waldohreulen-Brut auf 1.450m (*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., Taylor I. R. & Percival S.: The ecology and conservation of European owls, 1-10. Peterborough, Joint Nature Conservation Committee. UK Natura Conservation, No. 5.

Korpimäki E. (1994): Rapid or Delayed Tracking of Multi-Annual Vole Cycles by Avian Predators? *Journal of Animal Ecology* 63: 619-628.

Korpimäki E. & Hakkarainen H. (2012): The Boreal Owl. Cambridge University Press, Cambridge.

Lang H.-P. & Nopp-Mayr U. (2012): Die Bedeutung des Urwaldes Rothwald für die Urwaldforschung. *Silva Fera* 1: 30-37.

Leditzni C., Leditzni W. & Gossow H. (2001): 15 Jahre Untersuchungen am Uhu (*Bubo bubo*) im Mostviertel Niederösterreichs – Stand und Entwicklungstendenzen. *Egretta* 44: 45-73.

Leditzni C. & Leditzni W. (2009): Ötscher-Dürrenstein. In: Dvorak M. (Hrsg.): Important Bird Areas - Die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien: 330-337.

Leditznig C. & Leditznig W. (2010): Brutverhalten des Uhus *Bubo bubo* (Linnaeus 1758). Welchen Einfluss hat der Klimawandel? *Egretta* 51: 24-34.

Leditznig C. & Pekny R. (2009): Die Säugetiere des Wildnisgebietes Dürrenstein. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs.

Leditznig C. & Pekny R. (2011): Die Brutvögel des Wildnisgebietes Dürrenstein. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, Scheibbs.

Leditznig C. & Pekny R. (2014): Wildnisgebiet Dürrenstein. Wälder aus längst vergangenen Tagen. Schutzgebietsverwaltung Wildnisgebiet Dürrenstein, 4. Auflage, Scheibbs.

Leditznig C. & Kohl I. (2013): Die Wiederansiedlung des Habichtskauzes (*Strix uralensis*) in den nördlichen Kalkalpen. *Silva Fera* 2: 78-93.

Leditznig C. & Kohl I. (2014): Habitatanalyse beim Habichtskauz (*Strix uralensis*) im Rahmen der Wiederansiedlung am niederösterreichischen Alpennordrand. *Silva Fera* 3: 71-103.

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. & Scherzinger W. (2000): Die Eulen Europas. Biologie, Kennzeichen, Bestände. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co, Stuttgart.

Meyer W. & Meyer B. (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., Villers A., Thomson R. L., Varjonen R. & Korpimäki E. (2017): Competitors and predators alter settlement patterns and reproductive success of an intraguild prey. *Ecological Monographs* 87(1): 4-20.

Mueller A.-K., Chakarov N., Heseker H. & Krüger O. (2016): Intraguild predation leads to cascading effects on habitat choice, behaviour and reproductive performance. *Journal of Anim. Ecol.* 85: 774-784.

Nagl C., Reiter K. & Schulze C. H. (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. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill, Austria.

Nagl C. (2015): Population density and habitat preferences in a Tawny Owl *Strix aluco* population in floodplain forests in Eastern Austria. Masterarbeit an der Universität Wien, Wien, 52pp.

Pedroli J.-C., Berthoud G., Jousson M., Monnier C. & Mathey J. (1975): Répartition géographique, habitat et densité de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* (L.) dans le Jura suisse. *Nos Oiseaux* 33: 49-58.

Ravussin P.-A., Trolliet D., Willenegger L. & Beguin D. (1993): Observations sur les fluctuations d'une population de Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) dans le Jura vaudois (Suisse). *Nos Oiseaux* 42: 127-142.

Remmert H. (1992): Ökologie. Ein Lehrbuch. Springer Verlag, Berlin, 5. Aufl.

Riebl V. (2011): Bestand und Habitatnutzung alpiner Eulen im Nationalparkgebiet Gesäuse. Diplomarbeit an der Karl-Franzens-Universität Graz, Graz.

Sachser F. & Nopp-Mayr U. (2016): Monitoring von Kleinsäugern im Wildnisgebiet Dürrenstein. Jahresbericht 2016. Universität für Bodenkultur, Wien.

Salvati L., Manganaro A. & Ranazzi L. (2002): Wood quality and the Tawny Owl *Strix aluco* in different forest types of central Italy. *Ornis Svecica* 12: 47–51.

Sasvári L. & Nishiumi I. (2005): Environmental conditions affect offspring sex-ratio variation and adult survival in Tawny Owls. *The Condor* 107: 321–326.

Schauer B., Feldhaar H., Kanold A. & Obermaier E. (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. (1996): Naturschutz im Wald - Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

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., Andretzke H., Fischer S., Gedeon K., Schikore T., Schröder K. & Sudfeldt C. (Hrsg., 2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.

Sundell J., Huitu O., Henttonen H., Kaikusalo A., Korpimäki E., Pietiäinen H., Saurola P. & Hanski I. (2004): Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. *Journal of Animal Ecology* 73: 167-178.

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

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

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

Weißenmair W., Pühringer N., Pfleger H., Uhl H. & Moitzi T. (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. & Wimmer N. (2019): Spechte & Co. – Sympatische Hüter heimischer Wälder. Aula-Verlag, Wiebelsheim.

Zink R., Winter J., Kaula C., Sonvilla C., Aberle S. & Walter T. (2019): Habichtskauz Wiederansiedlung in Österreich – Ein Urwaldbewohner kehrt zurück. APG, Wien, 288 S.

Anhang

Tab. A1: Exkursionsliste mit Angaben zur Horchpunktbearbeitung (HP = Horchpunkt).

Datum	Teilgebiet	Horchpunkte	Beginn	Dauer (h:min)	Kartierungs-dauer (min)	Anzahl Beobachter
15.03.2015	Hundsau	18, 19, 20, 21, 22	16:00	06:30	119	2
15.03.2015	Hundsau	14, 15, 16	16:00	06:00	102	2
16.03.2015	Hundsau	18, 19 (Spk)	04:00	06:00	30	2
16.03.2015	Hundsau	14 (Spk), 16	06:00	04:00	30	2
28.03.2015	Rothwald	6, 7	05:00	05:00	45	2
28.03.2015	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	16:00	07:00	150	2
28.03.2015	Rothwald	6, 7, (8), 9, 10	16:00	07:30	117	2
18.04.2015	Hundsau	18, 19, 20, 21, 22, 23	16:00	08:00	148	2
18.04.2015	Hundsau	14, 15, 16	16:00	07:00	116	2
19.04.2015	Hundsau	20, 21, 22 (Spk)	07:00	04:00	45	2
24.04.2015	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	18:45	05:15	134	2
24.04.2015	Rothwald	6, 7, 9	19:00	05:30	65	2
25.04.2015	Rothwald	6, 7, 9, 10(Spk)	06:00	05:00	48	2
25.04.2015	Rothwald	11, 12, 13	18:00	04:00	89	2
25.04.2015	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	18:30	05:00	123	3
03.06.2015	Hundsau	19, 20, 21, 22, 23	19:30	05:00	147	2
03.06.2015	Hundsau	14, 15, 16	19:30	06:00	96	2
05.06.2015	Rothwald	6, 7, 8, 9, 10	20:00	05:30	155	2
06.06.2015	Rothwald	11, 12, 13	18:00	05:00	120	2
06.06.2015	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	21:00	03:00	67	2
27.06.2015	Rothwald	3, 5 (HK-Nachsuche)	21:00	03:30	40	2
27.06.2015	Rothwald	8 (HK Nachsuche)	21:00	03:30	20	2
2015	Gesamt	64 HP bearbeitet			2006	31,3 min/HP
04.03.2016	Hundsau	14, 15, 16	14:00	07:30	121	2
04.03.2016	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23	17:30	06:00	87	2
05.03.2016	Hundsau	14, 15, 16 (Spk)	07:30	03:00	24	2
05.03.2016	Hundsau	19, 20, 22, 23 (Spk)	07:30	03:30	71	2
31.03.2016	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	16:30	07:30	160	2
31.03.2016	Rothwald	6, 7, 8, 9	16:30	06:00	114	2
15.04.2016	Hundsau	14, 15, 16	15:30	08:30	140	2
15.04.2016	Hundsau	18, 19, 20, 21, 22, 23	15:30	09:00	173	2
05.05.2016	Rothwald	6, 7, 8, 9, 10	19:30	04:30	147	3
05.05.2016	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5 (Nacht)	20:00	05:30	148	2
06.05.2016	Rothwald	11, 12, 13	17:30	05:30	107	2
06.05.2016	Rothwald	6, 7, 8, 9	16:00	08:30	134	2
06.05.2016	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5 (Spk)	17:45	06:00	195	1

Datum	Teilgebiet	Horchpunkte	Beginn	Dauer (h:min)	Kartierungs-dauer (min)	Anzahl Beobachter
11.05.2016	Rothwald	12, 13	20:00	03:00	120	2
10.06.2016	Hundsau	14, 15, 16, 18	19:30	05:30	125	2
10.06.2016	Hundsau	19, 20, 21, 22, 23	20:00	05:30	138	2
21.06.2016	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	20:30	04:00	165	2
21.06.2016	Rothwald	6, 7, 8, 9, 10	20:00	05:30	157	2
22.06.2016	Rothwald	7, 9, 10 (Spk)	06:00	02:00	36	2
22.06.2016	Rothwald	11, 12, 13	17:30	07:30	113	2
28.08.2016	Hundsau	16	21:00	03:00	30	1
2016	Gesamt	70 HP bearbeitet			2505	35,8 min/HP
03.03.2017	Hundsau	18, 19, 20, 21, 22, 23 (N.)	17:00	07:00	130	2
03.03.2017	Hundsau	14, 15, 16	15:30	06:30	106	2
04.03.2017	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23 (Spk)	08:00	04:00	60	2
04.03.2017	Hundsau	16 (Spk)	08:00	00:30	16	2
31.03.2017	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	20:00	05:00	145	4
01.04.2017	Rothwald	6, 7, 8, 9 (Nacht)	18:30	04:30	85	2
01.04.2017	Rothwald	6, 7, 8 (Spk)	06:00	03:00	45	2
01.04.2017	Rothwald	11, 12, 13	15:30	06:00	72	2
14.04.2017	Hundsau	18 (Spk); 19, 20, 21, 22, 23	16:00	08:00	180	2
14.04.2017	Hundsau	14, 15, 16	14:30	08:30	105	2
15.04.2017	Hundsau	23 (Spk)	08:15	00:30	20	2
03.05.2017	Rothwald	11, 12, 13 (Spk)	06:00	02:30	56	1
03.05.2017	Rothwald	11, 12, 13 (Nacht)	20:30	01:30	60	1
10.05.2017	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	19:30	04:30	165	2
10.05.2017	Rothwald	6, 7, 9, 10, 13 (Nacht)	20:45	03:15	60	2
11.05.2017	Rothwald	6 (Spk), 7, 8	19:30	04:30	71	2
11.05.2017	Rothwald	13	03:45	02:00	25	2
12.05.2017	Rothwald	6, 7, 9, 10 (Spk)	08:00	03:00	35	2
09.06.2017	Hundsau	18 (Spk), 19, 20, 21, 22, 23	17:15	06:45	158	2
09.06.2017	Hundsau	18 (Nacht), 14, 15, 16	17:00	07:00	159	2
14.06.2017	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5	19:30	04:30	123	3
14.06.2017	Rothwald	11, 12, 13	17:30	06:30	106	2
15.06.2017	Rothwald	4, 5 (Spk); 6, 7, 9, 10 (N.)	21:00	03:30	99	2
15.06.2017	Rothwald	6, 7, 9, 10 (Spk); 8	19:30	04:30	86	2
2017	Gesamt	69 HP bearbeitet			2167	31,2 min/HP
09.03.2018	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23 (Nacht)	18:30	05:15	70	2
09.03.2018	Hundsau	14, 15, 16	15:45	06:15	78	2
10.03.2018	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23 (Spk)	07:00	05:00	68	2
10.03.2018	Hundsau	16 (Spk)	08:15	00:15	10	2
11.04.2018	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5	16:30	06:00	178	2

Datum	Teilgebiet	Horchpunkte	Beginn	Dauer (h:min)	Kartierungs-dauer (min)	Anzahl Beobachter
11.04.2018	Rothwald	6, 7, 8, 9	15:45	07:00	108	2
13.04.2018	Hundsau	14, 15, 16	15:45	06:30	101	2
13.04.2018	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23	17:30	05:30	155	2
10.05.2018	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5 (Nacht)	19:45	03:45	166	5
10.05.2018	Rothwald	6, 7, 8, 9	20:00	03:30	134	2
11.05.2018	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5 (Spk)	19:00	03:15	63	5
11.05.2018	Rothwald	10	20:00	01:45	30	2
08.06.2018	Hundsau	18, 19, 20, 21, 22, 23	19:15	04:30	153	2
08.06.2018	Hundsau	14, 15, 16	18:30	05:00	83	2
15.06.2018	Rothwald	6, 7, 8, 9, 10	20:15	03:30	141	4
16.06.2018	Rothwald	9, 10 (Spk), 11, 12, 13	17:30	07:00	185	3
16.06.2018	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5	20:00	04:15	173	3
2018	Gesamt	60 HP bearbeitet			1896	31,6 min/HP
16.03.2019	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23 (Nacht)	17:45	05:45	95	2
16.03.2019	Hundsau	14, 15, 16	15:30	05:30	103	1
17.03.2019	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23 (Spk)	07:45	04:30	60	2
31.03.2019	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5	16:30	06:15	164	2
31.03.2019	Rothwald	6, 7, 8, 9	16:30	07:00	146	2
18.04.2019	Hundsau	14, 15, 16	17:30	06:30	106	2
18.04.2019	Hundsau	18, 19, 20, 22, 23 (Nacht)	17:30	06:00	97	2
19.04.2019	Hundsau	19, 20, 22, 23 (Spk)	08:45	03:15	48	2
08.05.2019	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5	19:30	04:45	150	2
08.05.2019	Rothwald	6, 7, 8 (Nacht), 9 (Nacht)	19:30	05:00	93	2
09.06.2019	Hundsau	18 (Spk), 19, 20, 21, 22, 23	19:45	04:30	160	2
09.06.2019	Hundsau	14, 15, 16, 18	20:00	04:00	124	2
21.06.2019	Rothwald	6, 7, 8, 9, 10 (Spk)	09:30	02:30	60	4
21.06.2019	Rothwald	1, 1a, 2, 3, 4, 5 (Spk)	18:30	02:00	72	3
22.06.2019	Rothwald	1, 1b, 2, 3, 4, 5 (Nacht)	02:30	02:30	104	3
22.06.2019	Rothwald	6, 8, 9, 10 (Nacht)	02:30	02:30	60	2
20.07.2019	Rothwald	11, 12, 13	20:00	04:00	120	1
2019	Gesamt	59 HP bearbeitet			1762	29,9 min/HP
2015-2019	Gesamt	322 HP bearbeitet			10336	32,1 min/HP

Tab. A2: Bearbeitungsintensität (Anzahl der Erfassungen) der einzelnen Hochpunkte (HP = Horchpunkt).

Horchpunkt	2015	2016	2017	2018	2019
1	3	3	3	3	3
1a	3	3	3	3	3
2	3	3	3	3	3
3	3	3	3	3	3
4	3	3	3	3	3
5	3	3	3	3	3
6	3	4	3	3	3
7	3	4	3	3	3
8	3	4	3	3	3
9	3	4	3	3	3
10	3	2	2	2	1
11	2	2	3	1	1
12	2	3	3	1	1
13	2	3	4	1	1
14	3	3	3	3	3
15	3	3	3	3	3
16	3	3	3	3	3
18	2	3	3	3	3
19	3	3	3	3	3
20	3	3	3	3	3
21	3	2	3	1	1
22	3	3	3	3	3
23	2	3	3	3	3
	64	70	69	60	59
Mittelwert pro HP	2,8	3,0	3,0	2,6	2,6