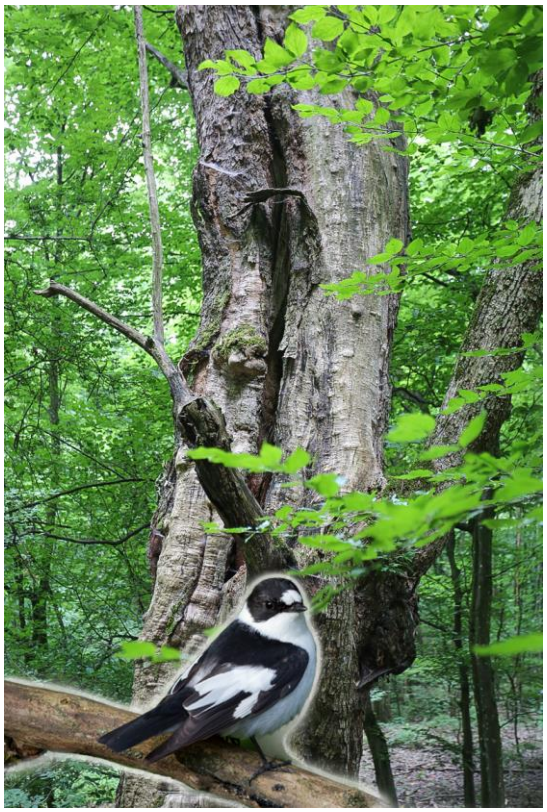
Erfassung von naturschutzrelevanten Brutvögeln im Natura 2000 Gebiet Lainzer Tiergarten



Wien, Jänner 2019

Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22, Wien

Christina Nagl & Benjamin Seaman

Unter Mitarbeit von Wolfgang Kantner, Robert Kinnl und Richard Zink

Mit Unterstützung von Land und Europäischer Union

Land Wien

LE 14-20
Entwicklung für den Ländlichen Raum

Europäischer Landwirtschaftsfonds für die Entwicklung des ländlichen Raums: Hier investiert Europa in die ländlichen Gebiete.

Auftraggeber:
Wiener Umweltschutzabteilung
Magistratsabteilung 22
Magistrat der Stadt Wien
20., Dresdner Straße 45
A-1200 Wien

Auftragnehmer:
BirdLife Österreich
Museumsplatz 1/10/8
A-1070 Wien

Freilanderhebungen März – Juni 2018:
Wolfgang Kantner
Robert Kinnl
Christina Nagl
Benjamin Seaman

Freilanderhebungen September – Oktober 2018 (Eulenkartierung):
Robert Kinnl
Christina Nagl
Richard Zink

Die Eulenkartierung wurde in Kooperation mit der Österreichischen Vogelwarte (Konrad-Lorenz-Institut für Vergleichende Verhaltensforschung, Savoyenstraße 1a, A-1160 Wien) über das Natura 2000 Gebiet hinausgehend zusätzlich im niederösterreichischen Teil des Lainzer Tiergartens durchgeführt.

Titelfotos:
Halsbandschnäpper: Otto Samwald
Waldausschnitt: Norbert Novak
Kollage: Stefan Vornegger

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung 2
1 Einleitung 4
2 Zielsetzungen und Rahmenbedingungen 4
3 Methode 5
3.1 Zielarten 5
3.2 Erfassungsmethoden 6
3.3 Auswertung und Vergleichsliteratur 8
4 Ergebnisse und Diskussion 9
4.1 Reviere und Siedlungsdichten 9
4.2 Artenanzahl 10
4.3 Grauspecht (*Picus canus*) 10
4.4 Schwarzspecht (*Dryocopus martius*) 11
4.5 Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) 12
4.6 Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*) 14
4.7 Wendehals (*Jynx torquilla*) 15
4.8 Hohltaube (*Columba oenas*) 16
4.9 Turteltaube (*Streptopelia turtur*) 17
4.10 Eisvogel (*Alcedo atthis*) 18
4.11 Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*) 19
4.12 Uhu (*Bubo bubo*) 20
4.13 Habichtskauz (*Strix uralensis*) 20
4.14 Waldkauz (*Strix aluco*) 20
4.15 Schwarzstorch (*Ciconia nigra*) 22
4.16 Neuntöter (*Lanius collurio*) 23
4.17 Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*) 24
4.18 Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) 25
4.19 Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*) 27
4.20 Grauschnäpper (*Muscicapa striata*) 29
4.21 Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*) 30
4.22 Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*) 31
4.23 Sonstige Beobachtungen 31
5 Entwicklung der streng geschützten prioritären Waldvogelarten 31
6 Literatur 34
Danksagung 40
Anhang 41

Zusammenfassung

Der Lainzer Tiergarten stellt aufgrund seiner Vorgeschichte als kaiserliches Jagdgebiet und der daraus resultierenden, eingeschränkten forstlichen Nutzung einen speziellen, hochqualitativen Lebensraum für eine breite Palette geschützter Vogelarten dar. Altholzreiche Wälder haben aufgrund des Strukturreichtums und der großen Menge an stehendem und liegendem Totholz eine herausragende Bedeutung als Lebensraum für Vogelarten wie Hohltaube, Halsbandschnäpper oder Zwergschnäpper. In der vorliegenden Studie wurden im Erhebungsjahr 2018 Siedlungsdichten von insgesamt 20 Zielarten untersucht: Grauspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht, Weißrückenspecht, Wendehals, Hohltaube, Turteltaube, Eisvogel, Zwergtaucher, Uhu, Habichtskauz, Waldkauz, Schwarzstorch, Neuntöter, Waldlaubsänger, Zwergschnäpper, Halsbandschnäpper, Grauschnäpper, Gartenrotschwanz und Rauchschwalbe. Mit Ausnahme des Waldkauzes weisen alle Arten eine besondere Relevanz für den Vogelschutz auf. Ihr Erhaltungszustand ist nach § 15 (Arten- und Biotopeschutzprogramm) des Wiener Naturschutzgesetzes zu wahren und in regelmäßigen Abständen zu dokumentieren. Der Waldkauz wurde im Rahmen einer Eulenkartierung erfasst, obwohl er nicht zu den prioritären Schutzgütern Wiens zählt. Diese Art kann allerdings aufgrund der engen Bindung an Totholz und alte Waldbestände als guter Indikator für naturnahe Waldbereiche herangezogen werden. Aufgrund der großen Diversität an ökologischen Ansprüchen und Aktivitätszeiträumen kamen unterschiedliche Erhebungsmethoden zum Einsatz. Für die Waldvögel wurde eine Revierkartierung in methodischer Anlehnung an Wichmann & Frank (2003) durchgeführt. Offenlandarten und gewässergebundene Arten wurden in speziellen Erhebungen erfasst. Für die Eulenarten wurde zur Zeit der Herbstbalz eine Nachtkartierung durchgeführt.
Relativ konstante Revierzahlen im Vergleich der Jahre 2001 und 2018 konnten für Schwarzspecht, Mittelspecht und Neuntöter ermittelt werden. Wendehals und Eisvogel wurden in dieser Erhebungsperiode nicht festgestellt, diese Arten gelten allerdings als unregelmäßige Brutvögel im Lainzer Tiergarten. Der Zwergtaucher wurde das letzte Mal in den 1990ern als Brutvogel im Gebiet nachgewiesen. Uhu und Habichtskauz sind bis dato als Brutvögel im Gebiet nicht dokumentiert, allerdings gibt es einzelne Sichtungen. Der Bestand des Waldlaubsängers wurde auf eine relativ geringe Anzahl von rund 67 Brutpaaren geschätzt, allerdings ist es aufgrund natürlicher Fluktuationen nicht ratsam, aus dem Vergleich nur zweier Erhebungsperioden auf einen Bestandsrückgang zu schließen. Weißrückenspecht und Grauspecht zeigten einen stabilen bis leicht abnehmenden Trend. Bei drei Arten wurde eine deutliche Abnahme dokumentiert: Turteltaube, Zwergschnäpper und Grauschnäpper. Bei allen drei Arten deuten europaweite Rückgänge auf eine überregionale Problematik hin. Der Halsbandschnäpper wiederum erreichte mit hochgerechnet rund 763 Revieren bzw. einer Siedlungsdichte von 2,12 – 7,42 Revieren/10 ha Maximalwerte. Die Hohltaube verzeichnete einen deutlichen Zuwachs: innerhalb der letzten 17 Jahre hat sich der Bestand fast verdoppelt und umfasst derzeit etwa 73 Reviere. Der Schwarzstorch konnte als Brutvogel bestätigt werden, es flogen drei Jungtiere erfolgreich aus. Der Waldkauz ist im gesamten Gebiet vertreten und erreichte eine Siedlungsdichte von 7,8 Revieren/10 km^2.
Zusammengefasst ist die Bedeutung des Lainzer Tiergartens als Lebensraum für die untersuchten Arten herauszustreichen. Für Arten wie die Turteltaube oder insbesondere den Zwergschnäpper können nicht allein regionale Gegebenheiten als Ursache für den Rückgang gesehen werden. Der Zwergschnäpper hatte im Lainzer Tiergarten sein Hauptverbreitungsgebiet und nach Angaben aus dem Wienerwald (Dvorak et al. 2014) scheint dies trotz der stark reduzierten Revieranzahl immer noch der Fall zu sein. Dem Lainzer Tiergarten kommt als Lebensraum zahlreicher geschützter und ungeschützter Vogelarten eine hohe Priorität zu. Die Dringlichkeit, dieses Gebiet u. a. für eine vermutlich überregional

geschwächte Population als Lebensraum zu erhalten, ist hoch und sollte insbesondere in den Managementplänen beachtet werden.

Summary

Thanks to its history as an Imperial hunting ground and the correspondingly limited forestry use, the Lainzer Tiergarten constitutes a special habitat of very high quality for a wide range of protected bird species. Forests that are rich in mature wood exhibit greater structural diversity and larger quantities of standing and fallen deadwood, and are thus of exceptional significance as habitat for bird species such as Stock Dove, Collared Flycatcher, or Red-breasted Flycatcher. In the survey year 2018, the present study examined population densities of a total of 20 target species: Grey-headed Woodpecker, Black Woodpecker, Middle Spotted Woodpecker, White-backed Woodpecker, Wryneck, Stock Dove, European Turtle Dove, Common Kingfisher, Little Grebe, Eurasian Eagle Owl, Ural Owl, Tawny Owl, Black Stork, Red-backed Shrike, Wood Warbler, Red-breasted Flycatcher, Collared Flycatcher, Spotted Flycatcher, Common Redstart, and Barn Swallow. With the exception of Tawny Owl, all of these species are highly relevant for bird conservation. According to § 15 (species and habitat conservation programme) of Viennese conservation law, their conservation status must be maintained and documented in regular intervals. Tawny Owl was surveyed as part of a specialised owl survey, even though the species is not included in the list of Vienna's specially protected natural assets. However, due to its preference for deadwood and mature forest stands, the species is a good indicator of near-natural forest patches. Due to the many species' wide range of ecological demands and activity periods, a number of survey methods were used. For forest birds, we conducted territory mapping following the methodology of Wichmann & Frank (2003). Species of open landscapes and water-bound species were recorded in dedicated surveys. We conducted night-time surveys during the autumn courtship season for the owl species.

Black Woodpecker, Middle Spotted Woodpecker, and Red-backed Shrike showed rather constant numbers of territories when comparing the years 2001 and 2018. Wryneck and Common Kingfisher were not recorded during the present survey period, though they are considered irregular breeding species in the Lainzer Tiergarten. Little Grebe was last documented as a breeding species in the area in the 1990s. Eurasian Eagle Owl and Ural Owl have not been documented as breeding species in the area thus far, though there have been some observations. The population of Wood Warbler was estimated to be a rather low 67 breeding pairs – however, due to natural fluctuations, it would be inadvisable to deduce a population decline from the comparison of just two survey periods. White-backed Woodpecker and Grey-headed Woodpecker showed a stable to slightly decreasing trend. A marked decline was documented for three species: European Turtle Dove, Red-breasted Flycatcher, and Spotted Flycatcher. In all three species, Europe-wide declines in population numbers indicate a super-regional problem. Collared Flycatcher, on the other hand, reached record numbers with (extrapolated) 763 territories and a population density of 2.12 – 7.42 territories/10 ha. Stock Dove showed a marked increase: its population has almost doubled in the last 17 years and currently stands at approx. 73 territories. Black Stork was confirmed as a breeding species, and three young birds fledged successfully. Tawny Owl is present in the entire area and reached a population density of 7,8 territories/10 km^2.

In summary, the significance of the Lainzer Tiergarten as a habitat for the surveyed species cannot be understated. In the case of declining species such as European Turtle Dove and especially Red-breasted Flycatcher the cause for their decline cannot be seen in regional circumstances alone. The Lainzer Tiergarten has long been the centre of distribution for Red-breasted Flycatcher, and – based on results from the Vienna Woods (Dvorak et al. 2014) – this appears to still be the case, despite significantly reduced territory numbers. The Lainzer Tiergarten has a high priority as a habitat for many protected

and unprotected bird species. Preserving this area as habitat for populations, some of them likely weakened on a super-regional scale, is a matter of urgency and should be considered in management plans.

1 Einleitung

Hinter der Mauer des Lainzer Tiergartens liegt weit mehr als ein ehemaliges, kaiserliches Jagdrevier, das heute der städtischen Bevölkerung als Naherholungsraum dient. Wie der Name schon sagt, lag der Fokus auf dem Erhalt und der Zucht des jagdbaren Wildes, die forstliche Nutzung war nachrangig. Somit konnten sich ausgedehnte, totholzreiche Altholzbestände erhalten und sorgen heute für Strukturreichtum und ein gutes Höhlenangebot, das für viele spezialisierte Arten essenziell ist (Carlson et al. 1998, Wichmann et al. 2009). Die auch heute noch vergleichsweise hohen Wilddichten – mit vor allem Wildschweinen (*Sus scrofa*) und Mufflons (*Ovis orientalis*) – prägen den strukturreichen Eichen- und Buchenmischwald, der stellenweise über 200 Jahre alt ist (Dvorak & Sachslehner 2009). Die Auszeichnung als Naturschutzgebiet, Europaschutzgebiet und Biosphärenpark weist auf die Qualität des Lebensraums für Tiere und Pflanzen hin. Rund 80 % des Lainzer Tiergartens sind von Wald bedeckt, dementsprechend hoch ist die Bedeutung dieses Gebiets für waldbewohnende Vogelarten. Als naturschutzfachlich hoch relevantes Gebiet sei das ca. 70 ha große Naturwaldreservat Johannser Kogel herausgegriffen. Rund 60 % der Fläche sind seit 1972 eingezäunt und werden seither der natürlichen Sukzession überlassen, somit stellen neben den 400 Jahre alten Veteraneneichen auch zahlreiche weitere Bäume einzigartige Habitatbäume dar (Oellson et al. 2017).

Im Jahr 2001 wurde eine umfassende Bestandserhebung der Wiener Brutvögel im Rahmen des Arten- und Lebensraumschutzprogrammes „Netzwerk Natur“ durchgeführt. Mittels Punkttaxierungen wurden Siedlungsdichten aller Vogelarten erhoben. Zusätzlich wurden Waldparameter aufgenommen und analysiert, um die Vogelbestände habitatbasierend hochrechnen zu können (Wichmann & Dvorak 2003). Für die prioritären Vogelarten Hohltaube (*Columba oenas*), Mittelspecht (*Dendrocopos medius*) und Zwergschnäpper (*Ficedula parva*) wurden flächenscharfe Revierkartierungen und anschließend Habitatanalysen durchgeführt (Wichmann & Frank 2003, 2005).

Untersuchungen von Dvorak et al. (2014) zeigen die Bedeutung des Wienerwalds als wichtiges Brutgebiet zahlreicher laubwaldbewohnender Vogelarten auf, unter anderem für zehn national bedeutende Vogelarten, von denen fünf im Lainzer Tiergarten vertreten sind (Dvorak & Sachslehner 2009).

2 Zielsetzungen und Rahmenbedingungen

Der Lainzer Tiergarten hebt sich mit seinen charakteristischen, teilweise über 200 Jahre alten Hochwaldbeständen und seiner geschichtlichen Bedeutung als Tiergarten von angrenzenden, zum Teil intensiv genutzten Wienerwaldflächen deutlich ab. Der Lainzer Tiergarten beherbergt national bedeutende Brutbestände von Grauspecht (1 %), Mittelspecht (4 – 8 %), Grauschnäpper (1,5 %), Zwergschnäpper (5 – 7 %) und Halsbandschnäpper (4 – 5 %) (Dvorak & Sachslehner 2009). Schon im Jahre 1941 wurde der Lainzer Tiergarten zum (Reichs-)Naturschutzgebiet erklärt, im Jahr 2005 trat das Biosphärenpark-Gesetz in Kraft und 2008 wurde das Gebiet als Europaschutzgebiet (Natura 2000-Gebiet) und „Important Bird Area“ (IBA) ausgewiesen. Die Stadt Wien ist angehalten, in regelmäßigen Abständen über die aktuelle Bestandsentwicklung geschützter Arten zu berichten und verpflichtet sich, dem im Wiener Naturschutzgesetz verankerten Wiener Arten- und Lebensraumschutzprogramm „Netzwerk Natur“ nachzukommen (Wichmann et al. 2009).

3 Methode

3.1 Zielarten

Das Hauptaugenmerk dieser Studie lag auf Vogelarten mit besonderer Relevanz für den Vogelschutz. Da der Lainzer Tiergarten Teil des Biosphärenparks Wienerwald ist und als Natura 2000-Gebiet ausgewiesen wurde, wurden in erster Linie in Anhang I gelistete Arten sowie regelmäßig auftretende Zugvogelarten gemäß Artikel 4 der Vogelschutzrichtlinie berücksichtigt. Nach § 15 (Arten- und Biotopeschutzprogramm) des Wiener Naturschutzgesetzes verpflichtet sich die Stadt Wien, die Lebensbedingungen „prioritär bedeutender Vogelarten“ zu erhalten und zu verbessern.
In dieser Arbeit wurden somit Bestandszahlen und Siedlungsdichten für insgesamt 19 geschützte Vogelarten für das Schutzgebiet Lainzer Tiergarten ermittelt. Zudem wurde im Zuge einer umfassenden Eulenkartierung in Kooperation mit der Österreichischen Vogelwarte auch der Bestand des Waldkauzes ermittelt (Tab. 1). Der Waldkauz ist eine in Österreich weit verbreitete Art (Berg 1992) und gilt als nicht gefährdet (Dvorak et al. 2017). Trotz seiner geringen, ökologischen Spezialisierung kann dieser Höhlenbrüter allerdings als Indikator für naturnahe Wälder mit alten Waldbereichen und einer großen Menge an stehendem Totholz herangezogen werden (Nagl & Schulze 2018).

Tab. 1: Aufschlüsselung der 20 Zielarten und ihrem Schutzstatus. VS-RL: Vogelschutz-Richtlinie Anhang I; Artikel 4: gemäß Richtlinie 2009/147/EC; prioritär: nach § 15 (Arten- und Biotopeschutzprogramm) des Wiener Naturschutzgesetzes.

Art		**Schutzstatus**			
		VS-RL Anhang I	Artikel 4	Zugvogel	prioritär
Grauspecht	*Picus canus*	x	x		
Schwarzspecht	*Dryocopos martius*	x	x		
Mittelspecht	*Dendrocopos medius*	x	x		x
Weißrückenspecht	*Dendrocopos leucotos*	x	x		
Wendehals	*Jynx torquilla*		x	x	x
Hohltaube	*Columba oenas*		x	x	x
Turteltaube	*Streptopelia turtur*		x	x	
Eisvogel	*Alcedo atthis*	x	x	(x)	x
Zwergtaucher	*Tachybaptus ruficollis*		x		
Uhu	*Bubo bubo*	x	x		
Habichtskauz	*Strix uralensis*	x			
Waldkauz	*Strix aluco*				
Schwarzstorch	*Ciconia nigra*	x		x	
Neuntöter	*Lanius collurio*	x	x	x	x
Waldlaubsänger	*Phylloscopus sibilatrix*		x		
Zwergschnäpper	*Ficedula parva*	x	x	x	x
Halsbandschnäpper	*Ficedula albicollis*	x	x	x	
Grauschnäpper	*Muscicapa striata*		x	x	
Gartenrotschwanz	*Phoenicurus phoenicurus*		x	x	x
Rauchschwalbe	*Hirundo rustica*		x	x	

Der Wespenbussard wird in der Vogelschutzrichtlinie in Anhang I gelistet und wurde in den letzten Jahrzehnten vereinzelt im Lainzer Tiergarten beobachtet. Um den tatsächlichen Brutbestand für diese Art fundiert und korrekt darstellen zu können, wäre eine aufwändige Erhebungsmethode (Horstkartierung) nötig. Daher wird diese Art in dieser Arbeit nur am Rande behandelt.

3.2 Projektgebiet und Erfassungsmethoden

Aufgrund der unterschiedlichen Aktivitätsmaxima der Zielarten im Laufe der Brutsaison aber auch der Tageszeit, kamen mehrere Erfassungsmethoden zum Einsatz. Um eine bestmögliche Erhebung des Brutbestandes zu gewährleisten, sollten die Begehungen auf die Aktivitätszeiträume der jeweiligen Vogelarten abgestimmt sein. Während die Balzaktivität der Spechte mit Februar bis März relativ früh im Jahr beginnt, kehren die Schnäpper erst ab April (Halsbandschnäpper) bzw. Mai (Zwergschnäpper, Grauschnäpper) aus ihren Winterquartieren zurück. Waldbewohnende Arten wurden im Rahmen von probeflächen-gebundenen, rationalisierten Revierkartierungen mit dreimaligem Durchgang durchgeführt (Bibby et al. 1995, Südbeck et al. 2005). Für gewässergebundene Arten wie den Eisvogel und den Zwergtaucher wurden gezielt Teiche und Bachläufe kontrolliert, während für Offenlandarten wie Neuntöter und Turteltaube alle potentiell geeigneten Wiesen und Offenflächen untersucht wurden. Für die Erhebung der Eulen wurde eine flächige Nachtkartierung im Herbst 2018 durchgeführt. Für Arten mit großem Aktionsradius wie Schwarzstorch und Wespenbussard wäre für eine vollständige Bestandserfassung eine Horstkartierung in der unbelaubten Jahreszeit und Horstbesetzungskontrollen zur Brutzeit nötig. Horstkartierungen wurden im Rahmen dieser Studie nicht durchgeführt. Der Schwarzstorch wurde bereits in früheren Studien als Brutvogel im Lainzer Tiergarten dokumentiert (Straka 2016), im Rahmen dieser Erhebungen konnte ebenfalls ein Brutnachweis erbracht werden.

Projektgebiet und Probeflächen

Das Projektgebiet umfasst das 2360 ha große Natura 2000 Gebiet Lainzer Tiergarten, welches sich auf Wiener Landesfläche befindet. Die Eulenerhebung, welche von der Österreichischen Vogelwarte mitfinanziert wurde, wurde auch im niederösterreichischen Teil des Lainzer Tiergartens durchgeführt.

In methodischer Anlehnung an die Bestandserhebung der Brutvogelarten des Lainzer Tiergarten von Wichmann & Frank (2003) wurden für die Zielarten Grauspecht, Schwarzspecht, Mittelspecht, Weißrückenspecht, Wendehals, Hohltaube, Waldlaubsänger, Zwergschnäpper, Halsbandschnäpper, Grauschnäpper und Gartenrotschwanz eine flächige Revierkartierung auf 9 Probeflächen mit jeweils 1,5 km^2 (1,0 km x 1,5 km) durchgeführt (Abb. 1). Mit insgesamt 13,5 km^2 (= 1350 ha) decken die Probeflächen 59 % der Fläche des Lainzer Tiergartens (Wiener Teil) ab. Insgesamt sind 81,5 % (bzw. 1138,9 ha) der Probeflächen von Wald bedeckt.
Jede Probefläche wurde drei Mal in der Brutsaison 2018 begangen: Durchgang 1 fand zwischen 2.4. und 14.4.2018 statt, Durchgang 2 zwischen 20.4. und 4.5.2018 und Durchgang 3 zwischen 25.5. und 7.6.2018. Dem dritten Kartierungsdurchgang kam vor allem für Brutvogelarten mit später Ankunft im Revier eine hohe Bedeutung zu (z.B. Zwergschnäpper).
Aufgrund der Aktivitätszeiten der Zielarten wurde in der Morgendämmerung mit der Datenaufnahme begonnen und am späten Vormittag abgeschlossen. Um den Beobachter-Einfluss möglichst gering zu halten, wurden die Probeflächen weitgehend von den drei selben Kartierern bearbeitet. Bei Durchgang 1 lag der Hauptfokus auf der Erfassung der Spechte. Da die Erhebungen erst Mitte März beginnen konnten, kamen Klangattrappen zum Einsatz, um die Effizienz zu steigern. Für jede Probefläche wurden 12 Erfassungspunkte in gleichmäßiger Verteilung (Entfernung der Punkte = 300 m) vorausgewählt. An diesen Punkten wurden Klangattrappen (Aufnahme von Bergmann et al. 2008) in der Reihenfolge Mittelspecht – Grauspecht – Weißrückenspecht – Schwarzspecht abgespielt. Die Wartezeit nach dem

Abspielen jeder Klangattrappe betrug 2 Min. Wenn bereits eine Rufaktivität ohne Locken vorhanden war, wurde auf ein weiteres Locken verzichtet. Alle Beobachtungen wurden auf einer ÖK-Karte eingetragen und anschließend GIS-verortet. Für jede Art wurden anschließend „Papierreviere“ ermittelt (Südbeck et al. 2005).

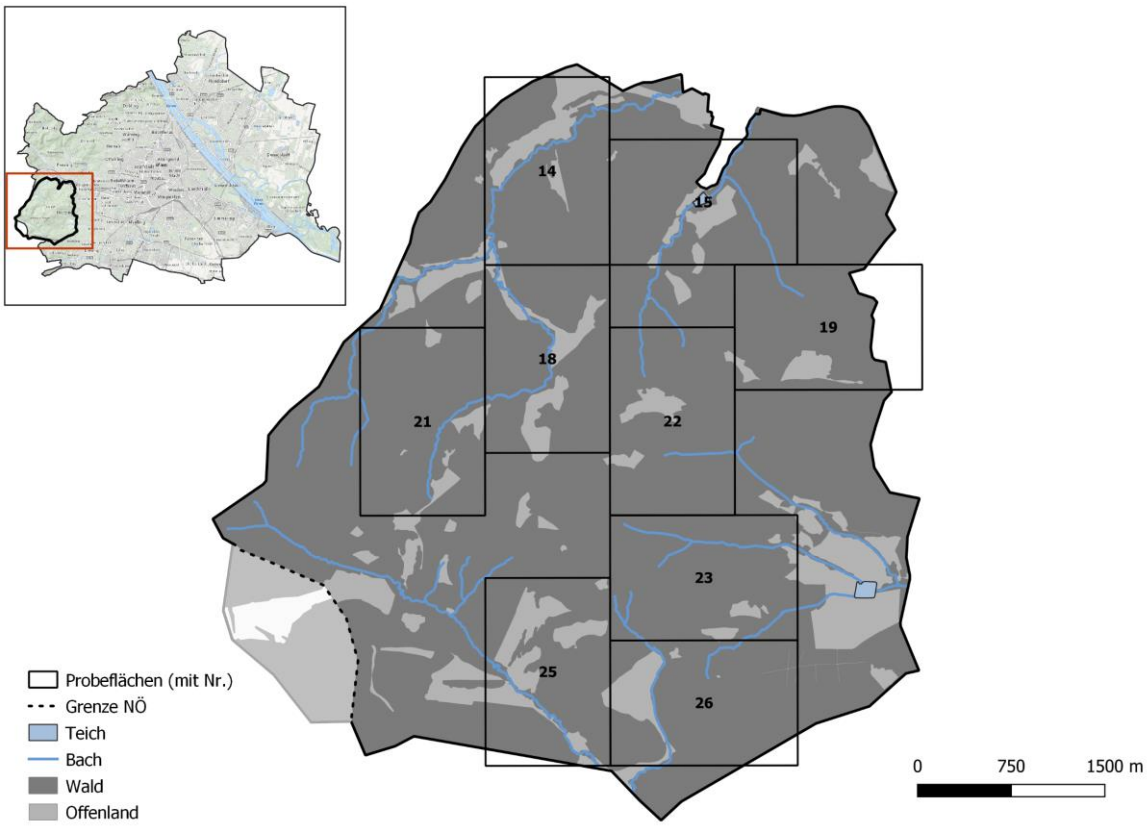


Abb. 1. Untersuchungsgebiet und Lage der neun Probeflächen.

Offenland- und Gewässerkartierung

Zwischen 5.5. und 15.5.2018 wurden potentiell geeignete Gewässer begangen und auf Brutvorkommen von Eisvogel und Zwergtaucher untersucht. Um den Bestand von den spät aus dem Winterquartier zurückkehrenden Offenlandarten Turteltaube und Neuntöter zu erfassen, wurden alle Offenlandflächen des Lainzer Tiergartens zwischen 29.5. und 21.6.2018 kartiert.

Eulenkartierung

Der Uhu ist in der VS-RL Anhang I gelistet. In der Roten Liste Österreichs konnte diese Art von „Gefährdung droht“ (Frühauf 2005) auf „nicht gefährdet“ (Dvorak et al. 2017) herabgestuft werden, da sich diese Art – wohl nicht zuletzt durch intensive Schutzbemühungen – in Ausbreitung befindet. Um eine mögliche Besiedlung des Lainzer Tiergartens zu eruieren, wurde eine Kartierung zur Zeit der Herbstbalz angesetzt. Herbstliche Rufaktivität zeigen vor allem reviertreue Eulenarten wie Uhu, Habichtskauz und Waldkauz (Sunde & Bølstad 2004, Mebs & Scherzinger 2008). Durch eine Kooperation mit der Österreichischen Vogelwarte konnte die geplante Uhu-Kartierung ausgeweitet werden und umfasst nun auch Habichtskauz und Waldkauz und deckt zudem auch den niederösterreichischen Teil des Lainzer Tiergartens ab. Eulen gelten aufgrund ihrer heimlichen und nächtlichen Lebensweise als schwer erfassbare Arten (Terry et al. 2005). Aus diesem Grund wurde eine Punkt-Stopp-Methode (Bibby et al. 1992, Gregory et al. 2004, Jedicke 2009) mit einer Playback-

Methode kombiniert (Zuberogoitia & Campos 1998). Zwischen 18.9. und 5.10.2018 wurden an klaren, windstillen Nächten insgesamt 101 Kontrollpunkte besucht. Der Abstand zwischen den Kontrollpunkten betrug rund 500 m (Redpath 1994). Um ein mögliches Verstummen der kleineren Eulenarten zu vermeiden, wurde für die Uhu-Kontrollpunkte ein Abstand von 700 – 1000 m gewählt. Die Klangattrappen wurden in der Reihenfolge Habichtskauz – Waldkauz – Uhu abgespielt, pro Kontrollpunkt wurde eine Verweildauer von 20 Minuten eingerechnet. Wenn spontan bereits gerufen oder gesungen wurde, wurde auf ein weiteres Locken verzichtet. Da das Risiko von Doppelzählungen bei der Anwendung von Klangattrappen steigt, da man die Tiere anlockt, wurde bei den Waldkäuzen ein besonderes Augenmerk auf gesangliche Eigenheiten, Simultangesänge und Annäherungsrichtung gelegt. Alle Beobachtungen wurden auf Feldkarten eingezeichnet, in ArcGIS übertragen und als „Papierreviere“ abgegrenzt (Südbeck et al. 2005).

Ornitho-Datensatz

Um das Gesamtbild abzurunden und auch den Brutstatus unregelmäßig auftretender Arten wie dem Eisvogel und Zwergtaucher bzw. Arten mit später Ankunft im Brutrevier wie Turteltaube und Zwergschnäpper adäquat abbilden zu können, wurden Daten aus der Meldeplattform ornitho.at von den Jahren 2000 – 2018 ergänzend zur Freilanderhebung analysiert, wobei die meisten dieser Daten aus dem Zeitraum 2013 – 2018 (also nach dem Start von ornitho.at) stammen. Folgende Datensätze wurden mithilfe dieser Datenquelle ergänzt: Wendehals, Eisvogel, Zwergtaucher, Turteltaube, Uhu, Neuntöter, Zwergschnäpper und Rauchschwalbe.

3.3 Auswertung und Vergleichsliteratur

Die im Freiland gewonnenen und auf Feldkarten notierten Daten wurden in ArcMap 10.5 als shapefiles (.shp) digitalisiert. Während der Kartierung wurden von den Bearbeitern „Atlascodes“ vergebenen, um die Brutwahrscheinlichkeit zu kategorisieren (Anhang 1). Detailinformationen wie simultan singende Männchen oder Revierkämpfe waren wertvolle Informationen zur Revierabgrenzung. Randreviere wurden als „halbe Reviere“ gewertet.

Für die probeflächen-basierte Revierkartierung wurden Siedlungsdichten pro Probefläche berechnet, um Dichtezentren zu veranschaulichen. Die gemittelte Gesamtdichte wurde als Basis für die Hochrechnung herangezogen. Da die Probeflächen 58 % des Lainzer Tiergartens abdecken und das Verhältnis Wald zu Offenland innerhalb und außerhalb der Probeflächen mit rund 80 % annähernd gleich war, war eine einfache Hochrechnung zulässig. Insgesamt sind über 1300 Datensätze in die Auswertung eingeflossen. Die Hochrechnungen beziehen sich auf den Wiener Teil des Lainzer Tiergartens (Gesamtfläche: 2360 ha, bewaldete Fläche: 1945 ha).

Als Hauptvergleichsliteratur werden die Ergebnisse der „Bestandserhebungen der Wiener Brutvögel“ herangezogen. Diese Studie wurde im Rahmen des Arten- und Lebensraumschutzprogrammes von der MA 22 der Stadt Wien beauftragt. Im Jahr 2001 wurden alle Waldflächen Wiens, inklusive Wienerwald und Lainzer Tiergarten, mittels Punkttaxierungen kartiert. Zudem wurden die Waldtypen erfasst, um darauf aufbauend die Siedlungsdichten der Waldvögel zu ermitteln (Wichmann & Dvorak 2003). Diese Arbeit unterscheidet sich methodisch von der vorliegenden Studie, ein direkter Vergleich ist somit nur bedingt möglich. Für die streng geschützten, prioritär bedeutenden Arten Hohltaube, Mittelspecht und Zwergschnäpper wurden Revierkartierungen durchgeführt, welche mit der vorliegenden Studie methodisch wiederum gut vergleichbar sind (Wichmann & Frank 2003, 2005). Einige Angaben im Diskussionsteil beziehen sich auf die „Important Bird Area (IBA) Lainzer Tiergarten“. Es ist zu beachten, dass dieses Gebiet mit 2669 ha eine größere Flächenausdehnung als das Projektgebiet besitzt und südlich angrenzende Gebiete (Gütenbachtal, Dorotheer Wald, Wilder Berg) einschließt.

4 Ergebnisse und Diskussion

4.1 Reviere und Siedlungsdichten

Auf Basis der Probeflächen-Revierkartierungen wurde die Siedlungsdichte und Revieranzahl pro Probefläche für die waldbewohnenden Vogelarten ermittelt. Für einen Überblick sind nachfolgend zwei Tabellen dargestellt. Die einzelnen Zielarten werden im Anschluss aufgeschlüsselt besprochen.
Die höchste Dichte unter den Waldvögeln erreichte der Halsbandschnäpper mit insgesamt 447 Revieren und einer gemittelten Gesamtdichte von 3,9 Brutpaaren/10 ha. Mit 7,42 BP/10 ha wurde in Probefläche 14 eine Maximaldichte erreicht. Im Vergleich dazu liegt die niedrigste Siedlungsdichte derselben Art mit 2,12 BP/10 ha in Probefläche 23. Die insgesamt geringsten Siedlungsdichten wurden wiederum für die beiden anderen Schnäpperarten errechnet: Grauschnäpper und Zwergschnäpper erreichen gemittelte Siedlungsdichten von jeweils 0,35 bzw. 0,16 Revieren/10 ha und 21 bzw. 18,5 Revieren (Tab. 2). Für den Waldkauz und den Schwarzspecht wurden mit je ca. 7 Revieren/10 km² annähernd gleiche Dichten ermittelt (Tab. 3).

Tab. 2. Für die Probeflächen (PF) ermittelte Siedlungsdichten in Revieren pro 10 ha und Revieranzahlen waldbewohnender Arten. Die von Wald bedeckte Gesamtfläche aller 9 Probeflächen ergibt 1139 ha.

Vogelart	**Dichte je 10 ha**										**Reviere**
	PF 14	**PF 15**	**PF 18**	**PF 19**	**PF 21**	**PF 22**	**PF 23**	**PF 25**	**PF 26**	**Dichte Gesamt**	**Anzahl Gesamt**
Mittelspecht	0,59	0,70	0,48	0,45	0,22	0,14	0,85	1,78	1,07	0,68	77,0
Hohltaube	0,51	0,47	0,52	0,45	0,18	0,18	0,32	0,61	0,27	0,18	43,0
Waldlaubsänger	0,21	0,31	0,48	0,27	1,00	0,14	0,35	0,28	0,00	3,92	39,5
Zwergschnäpper	0,04	0,12	0,04	0,27	0,65	0,07	0,14	0,00	0,08	0,16	18,5
Halsbandschnäpper	7,42	5,89	4,63	3,64	4,45	2,31	2,12	3,14	2,17	0,38	447,0
Grauschnäpper	0,25	0,43	0,08	0,23	0,07	0,00	0,14	0,47	0,11	0,35	21,0

Tab. 3. Für die Probeflächen (PF) ermittelte Siedlungsdichten in Revieren pro 10 km² und Revieranzahlen waldbewohnender Arten mit großen Revieren. Die von Wald bedeckte Gesamtfläche aller 9 Probeflächen ergibt 1139 ha. *Der Waldkauz wurde auf der Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens erhoben (Wien + NÖ). Somit wurde die Dichte- und Revierangabe für diese Art auf eine Gesamtfläche von 2450 ha berechnet.

Vogelart	**Dichte je 10 km²**	**Reviere Anzahl**
Grauspecht	4,39	8,5
Schwarzspecht	7,46	14
Weißrückenspecht	1,32	1,5
Waldkauz*	7,76	19

4.2 Artenanzahl

Bei der probeflächengebundenen Revierkartierung der Waldvögel wurden in den Probeflächen 10 von 11 Zielarten (mit Ausnahme des Wendehals) nachgewiesen. In der folgenden Tabelle wurden nur die in Kap. 3.2 unter Abschnitt „Probeflächen" angeführten Arten berücksichtigt. Als artenreichste Probefläche erwies sich Probefläche 21 mit 9 naturschutzrelevanten Waldvogelarten. Probefläche 14, 19 und 26 weisen mit 8 von 11 naturschutzrelevanten Arten ebenfalls ein hohes Spektrum auf. Im Laufe der Brutsaison war die totale Artenanzahl pro Durchgang wenig Schwankungen unterworfen (Tab. 4). Es gab jedoch erwartungsgemäß aufgrund der diversen Brutzeiten der Zielarten Unterschiede in der Artenzusammensetzung pro Durchgang.

Tab. 4. Anzahl an Arten pro Probefläche und Durchgang.

Durchgang	Artenzahl									Maximum
	PF 14	PF 15	PF 18	PF 19	PF 21	PF 22	PF 23	PF 25	PF 26	
1	3	4	3	3	6	3	4	3	4	6
2	5	6	5	5	6	5	5	4	4	6
3	7	7	6	5	7	4	6	6	5	7
Maximum	8	7	6	8	9	6	7	6	8	9

4.3 Grauspecht (*Picus canus*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Grauspecht wurde in drei der neun Probeflächen nachgewiesen. Insgesamt wurden fünf Reviere registriert: davon lagen vier Reviere innerhalb des Lainzer Tiergartens, eine Sichtung gelang knapp außerhalb der Untersuchungsfläche im angrenzenden Wienerwald. Aufgrund der großen Raumansprüche dieser Art kann eine Revierausdehung auf Flächen des Lainzer Tiergartens angenommen werden. In Mitteleuropa umfassen die Brutreviere im Mittel 1 – 2 km^2 (Bauer et al. 2012). Die Siedlungsdichte bezogen auf die Probeflächen beträgt im Mittel 4,4 Reviere/10 km^2 (Abb. 2). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 8,5 Revieren.

Vergleichsangaben und Diskussion

Im Wiener Raum weist der Grauspecht eine spärliche Verbreitung auf, wobei sich die Vorkommen auf den Wienerwald und die Lobau konzentrieren (Dvorak et al. 2003). Bevorzugt werden buchenbestandene, altholzreiche Wälder besiedelt. Ein reichhaltiges Angebot an Höhlenbäumen für die Anlage von Brut- und Schlafhöhlen ist für den Grauspecht essentiell (Südbeck 2009). In schneereichen Wintermonaten gewinnen totholzreiche Waldflächen an Bedeutung, da der sonst Ameisen bevorzugende „Erdspecht" bei Schneebedeckung Totholzkäfer- und Larven aufnimmt (Uhl et al. 2015). Im Wienerwald bei Breitenfurt wurde eine Siedlungsdichte von 2,0 Revieren/10 km^2 ermittelt (Dvorak et al. 1993). Bestandserhebungen des Grauspechts im Biosphärenpark Wienerwald im Jahr 2012 ergaben Bestandszahlen von 200 – 350 Revieren, wobei davon 25 – 40 Reviere auf Wiener Gebiet lagen (Dvorak et al. 2014). In der selben Studie wurden methodisch bedingte Unterschiede in der berechneten Siedlungsdichte in Abhängigkeit der Kartierungsmethode festgestellt: während bei der Revierkartierung 2 – 2,5 Reviere/10 km^2 ermittelt wurden, ergaben sich bei einer Distance Sampling-Methode Dichtewerte von 3,8 – 8,0 Revieren/10 km^2. Die Autoren gehen bei der Revierkartierung von einer deutlichen Unterschätzung und bei der Distance Sampling-Methode von einer leichten

Überschätzung aus. Im IBA Lainzer Tiergarten, welche südlich angrenzende Gebiete einschließt, dürfte der Grauspecht Anfang der 1990er einen vergleichsweise hohen Brutbestand von 25 Revieren aufgewiesen haben. Zehn Jahre später wurden im Rahmen der Bestandserhebung der Wiener Brutvögel für das Gebiet 15 – 20 Reviere ermittelt (Dvorak et al. 2009). Allgemein betrachtet ist die aktuell ermittelte Siedlungsdichte mit 4,4 Revieren/10 km^2 immer noch als vergleichsweise hoch anzusehen, allerdings zeichnet sich von 1990 bis 2018 ein kontinuierlicher Rückgang des Grauspechtbestandes ab.

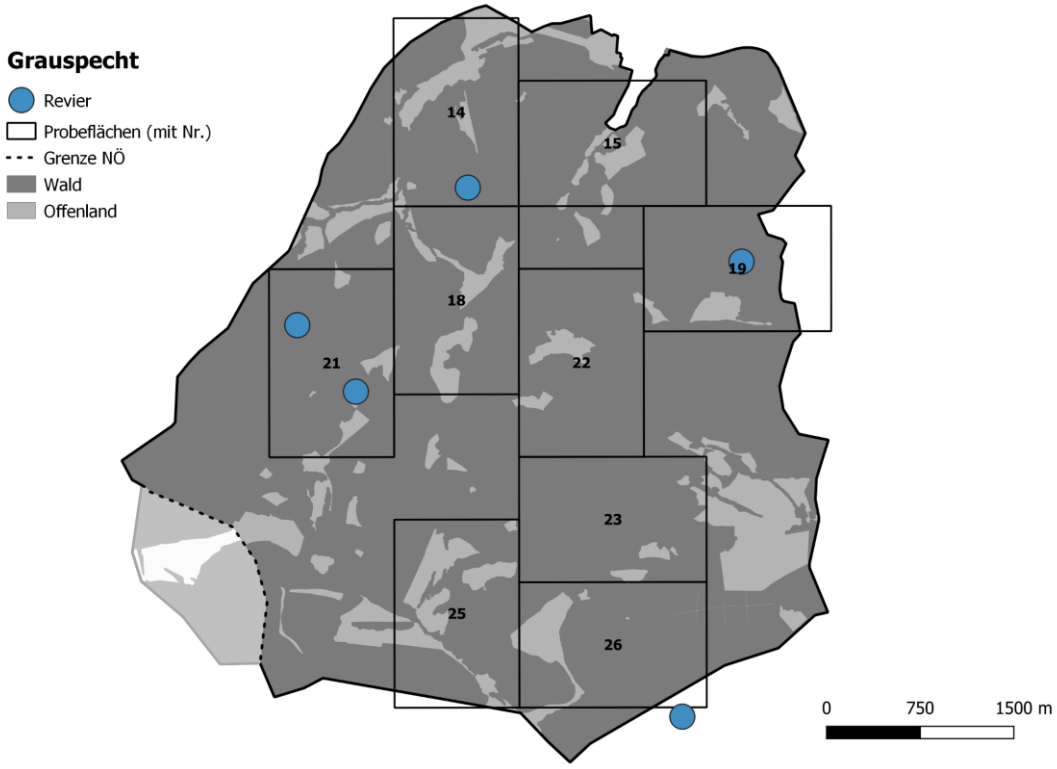


Abb. 2. Während der Revierkartierung 2018 ermittelte Grauspecht-Reviere.

4.4 Schwarzspecht (*Dryocopus martius*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Insgesamt konnten 8-9 Reviere innerhalb der Probeflächen ermittelt werden. Daraus errechnen sich Siedlungsdichten von 7,46 Revieren/10 km^2 (Abb. 3). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von rund 14,5 Revieren.

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Schwarzspecht hat als „große“ Spechtart einen relativ hohen Raumanspruch und weist im Mittel Reviergrößen von 500 bis 1500 ha auf. Je nach Habitatqualität können die Siedlungsdichten stark abweichen, aber in Mitteleuropa werden in durchschnittlichen Waldgesellschaften Dichten von 2,5 Revieren/10 km^2 erreicht. Mit 8,3 Brutpaaren/10 km^2 liegen strukturreiche Urwälder mit einem hohen Totholzangebot im oberen Bereich der Skala (Bauer et al. 2012). Demnach kann die Dichte im Lainzer Tiergarten mit 7,46 Revieren/10 km^2 im europäischen Vergleich als sehr gut bewertet werden. Bei der Brutbestandserfassung der Wiener Brutvögel wurden ähnliche Werte errechnet (Wichmann et al. 2009).

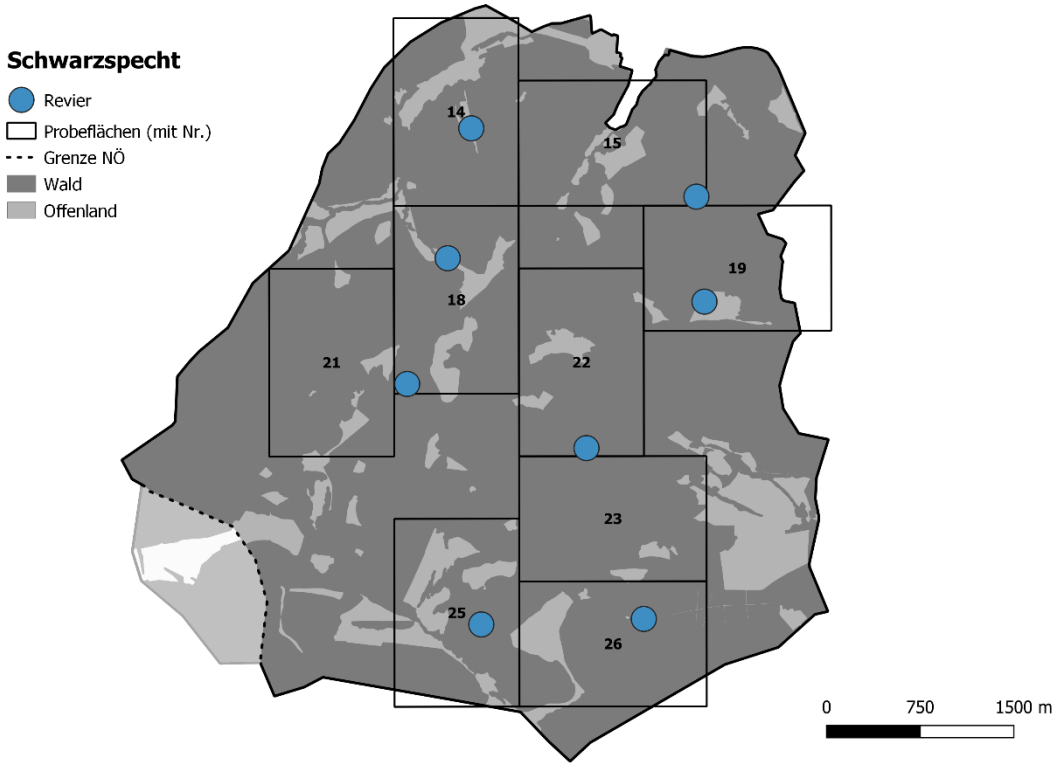


Abb. 3. Während der Revierkartierung ermittelte Schwarzspecht-Reviere.

Für das IBA Lainzer Tiergarten, welches südlich angrenzende Bereiche wie das Gütenbachtal, den Dorotheerwald und den Wilden Berg einschließt, wurde der Bestand auf 15 Brutpaare geschätzt, was sich mit den vorliegenden Ergebnissen weitgehend deckt. Auf Gesamt-Wien bezogen kann der Schwarzspecht als verbreiteter Brutvogel mit Hauptvorkommen im Wienerwald und der Lobau gesehen werden. Dvorak et al. (2014) erfasste für den Biosphärenpark Wienerwald im Rahmen einer Revierkartierung 23 – 25 Brutpaare und Siedlungsdichten von 2,0 – 8,2 Revieren/10 km^2. Die Verbreitung höhlenbrütender Arten wie der Hohltaube, Dohle und Waldkauz sind eng an das Vorkommen des Schwarzspechts geknüpft, besonders in den Gebieten, wo Naturhöhlen in geringer Dichte vorkommen. Das Vorhandensein von potentiellen Höhlenbäumen (im Wienerwald hauptsächlich alte Buchen), gilt als eine der Schlüsselfaktoren in Schwarzspecht-Revieren (Uhl et al. 2015).

4.5 Mittelspecht (*Dendrocopos medius*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Mittelspecht wurde in allen Probeflächen nachgewiesen. Gemäß spezieller Habitatansprüche schwankt die Siedlungsdichte in den Probeflächen stark: die minimale, errechnete Dichte liegt bei 0,14 Revieren/10 ha, die maximale Dichte liegt bei 1,78 Revieren/10 ha. Besonders die zentralen Bereiche sind dünner besiedelt, während die südlichen Probeflächen 23, 25 und 26 um ein Vielfaches höhere Revierdichten aufweisen (Abb. 4). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 131,5 Revieren.

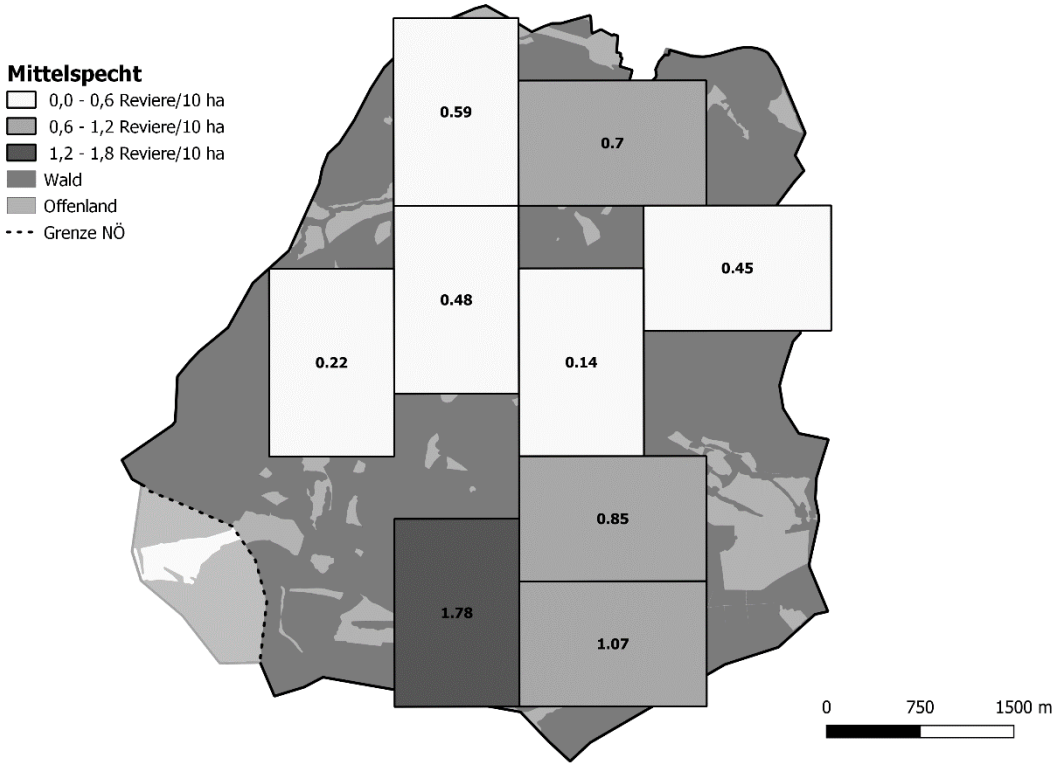


Abb. 4. Siedlungsdichte des Mittelspechtes pro Probefläche im Erhebungsjahr 2018.

Vergleichsangaben und Diskussion

Ein Vergleich des Verbreitungsbildes des Mittelspechts in den 1980ern von Böck (1983) zeigt Ähnlichkeiten mit dem heutigen. Auch die Bestandserfassung der Wiener Brutvögel im Jahr 2000 – 2001 von Wichmann & Dvorak (2003) kommt zu einem ähnlichen Gesamtbild. Für den Mittelspecht wurde 2001 eine Spezialkartierung durchgeführt (Wichmann & Frank 2003). Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurde die vorliegende Studie methodisch an diese angepasst, d.h. es wurden dieselben Probeflächen begangen. Die Verteilung der Dichtezentren hat sich geringfügig verschoben, die rezent am dichtesten besiedelten Probeflächen sind Probefläche 25 und 26 im südlichen Lainzer Tiergarten. Eine deutliche Verringerung der Revieranzahl gab es in Probefläche 14 von 0,94 Revieren/10 ha um rund 40 % (Tab. 5).

Tab. 5. Vergleich der Siedlungsdichte des Mittelspechts im Jahr 2001 (Wichmann & Frank 2003) und 2018. Höchstdichten sind hervorgehoben.

Vogelart	**Dichte je 10 ha**										**Reviere**
	PF 14	**PF 15**	**PF 18**	**PF 19**	**PF 21**	**PF 22**	**PF 23**	**PF 25**	**PF 26**	**Dichte Gesamt**	**Anzahl Gesamt**
Wichmann & Frank 2003	**0,94**	0,38	0,60	0,39	0,27	0,43	0,60	0,70	**0,99**	0,59	76
Aktuelle Studie	0,59	0,70	0,48	0,45	0,22	0,14	0,85	**1,78**	1,07	0,68	77

Im Mittel ist die Revieranzahl und Siedlungsdichte des Mittelspechts in den letzten zehn Jahren konstant geblieben. In Wichmann & Dvorak (2003) wurden 124 – 154 Reviere für den Lainzer Tiergarten berechnet, die Werte für 2018 liegen mit 131,5 Revieren in diesem Rahmen. Sachslehner (1992) notierte im Jahr 1989 und 1990 im Rahmen einer Schnäpper-Erhebung auf einer 69,4 ha großen Fläche im Nord-Osten des Lainzer Tiergartens (zwischen dem Hackingberg und der Westeinfahrt)

besetzte Bruthöhlen und stellte im ersten Jahr zwischen 0,7 und 1,5 Bruthöhlen/10 ha und im zweiten Jahr zwischen 1,3 und 3,1 Bruthöhlen/10 ha fest. Da ausschließlich Brutnachweise in die Auswertung miteinbezogen wurden, sind die Werte als Mindestdichte zu sehen. Eine umfassende Untersuchung im Biosphärenpark Wienerwald ergab im Jahr 2013 eine mittlere Siedlungsdichte von 0,11 Revieren/10 ha. Nach einer Klassifizierung des Lebensraums in zwei Eignungskategorien stellte sich heraus, dass in der Kategorie „wenig bis nicht-geeignet" nur 0,045 Reviere/10 ha zu finden waren, während in der Kategorie „geeignet" ein deutlich höherer Wert von 0,164 Revieren/10 ha ermittelt wurde. Der Gesamtbestand für den Biosphärenpark Wienerwald wurde auf 650 – 1.050 Reviere geschätzt. Der im Süden des Lainzer Tiergarten anschließende Dorotheer Wald, welcher zum IBA Lainzer Tiergarten zählt, erwies sich als Mittelspecht-Dichtezentrum (Dvorak et al. 2014). Dieser Waldbereich zeichnet sich durch alte Eichenbestände aus und bietet dem Mittelspecht dadurch gute Nahrungsgrundlagen: eine rissige, gefurchte Borke bietet eine größere Oberfläche, die nach Insekten abgesucht werden kann, als eine glatte Borke. Wichmann & Frank (2003) analysierten Habitatpräferenzen des „Stocherspechts" und kamen zu dem Entschluss, dass im Wienerwald 90 % der Mittelspecht-Reviere in über 80-jährigen Waldbeständen mit Eiche, Kiefer und Erle lagen und sich eine deutliche Präferenz von noch älteren Bereichen (> 120 Jahre) abzeichnete. Totholz wurde auf den Wiener Untersuchungsflächen lt. derselben Studie nicht bevorzugt, auch wenn dies für manch andere Untersuchung zutrifft (Bauer et al. 2012). Dies könnte damit in Zusammenhang gebracht werden, dass in großen Teilen der damaligen Untersuchungsfläche – wie dem Lainzer Tiergarten und der Lobau – stehendes und liegendes Totholz in großen Mengen vorhanden ist und somit keinen limitierenden Faktor darstellt. Neben einer guten Nahrungsverfügbarkeit spielt aber auch das Höhlenangebot eine wichtige Rolle (Pasinelli 2000). Beide Faktoren werden durch das steigende Alter der Bestände positiv beeinflusst: mit zunehmendem Alter nehmen Strukturen wie abgestorbene Äste, Astlöcher, Furchentiefe der Borke etc. zu (Scherzinger 1996).

4.6 Weißrückenspecht (*Dendrocopos leucotos*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Weißrückenspecht zählt zu den heimlichen, schwer nachzuweisenden Spechtarten. Der gesamte Wiener Bestand wird auf 5 – 15 Brutpaare geschätzt (Dvorak et al. 2003, Wichmann et al. 2009). Im Rahmen der vorliegenden Studie wurden 1 – 2 Reviere im Lainzer Tiergarten ermittelt: 1 Revier im Raum Brandberg konnte als bestätigt gesehen werden, ein Revier blieb fraglich und wurde als „halbes" Revier gewertet (Abb. 5).

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Weißrückenspecht zeigt eine hohe Bindung an Totholz und besiedelt daher bevorzugt forstlich wenig bis ungenutzte Laub- und Mischwälder mit naturnahem, urwaldartigem Charakter (Dvorak et al. 1993, Dvorak et al. 2014). Die Siedlungsdichte kann dadurch regional stark schwanken. Die enge Bindung an Totholz liegt einerseits an einer Nahrungsspezialisierung auf Totholzkäferlarven, zum anderen wird morsches, weiches Holz zur Anlage der Bruthöhle benötigt. Im Lainzer Tiergarten wurde am Johannserkogel im Jahr 1989 erstmals ein Brutnachweis erbracht und in den Jahren 2000 – 2001 dürfte der Bestand 4 – 6 Brutpaare umfasst haben. Erhebungen in (großteils) Kernzonen des Biosphärenparks Wienerwald zeigten Siedlungsdichten von 2,8 – 3,4 Revieren/10 km^2. In forstlich genutzten Gebieten dürfte diese Art fehlen bzw. die Siedlungsdichte weitaus geringer sein, da der Weißrückenspecht sensibel auf forstliche Nutzung reagiert. Aufgrund der spezifischen Habitatwahl und den hohen Ansprüchen dieser Spechtart wurde für den Biosphärenpark Wienerwald ein Gesamtbestand von 65 – 90 Brutpaaren berechnet (Dvorak et al. 2014).

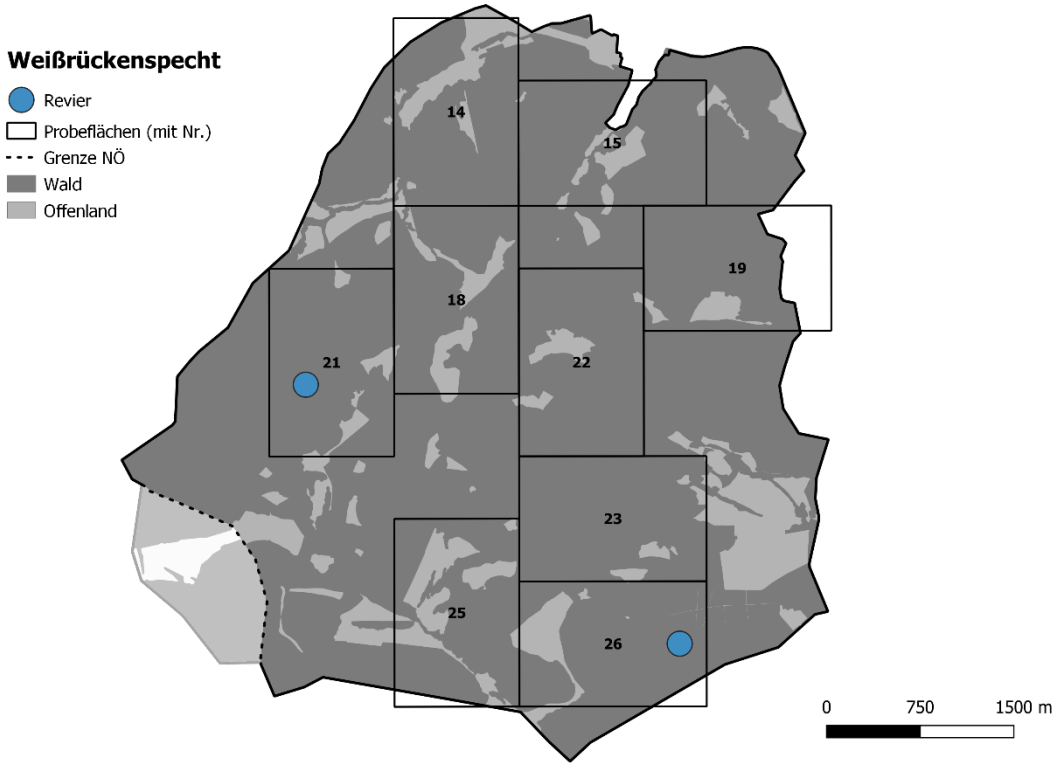


Abb. 5. Weißrückenspecht-Beobachtungen während der Revierkartierung 2018.

4.7 Wendehals (*Jynx torquilla*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Wendehals ist ein spezialisierter Ameisenjäger mit einer Präferenz für halboffene Landschaften. Entscheidend ist ein ausreichendes Angebot an Natur- und Spechthöhlen (Dvorak et al. 1993). Von dieser Art liegt aus dem Projektgebiet trotz Datenbankabfrage lediglich eine Einzelbeobachtung vom 21.6.2018 vor. Da es keine weiteren Nachweise gibt, handelt es sich mit großer Wahrscheinlichkeit um keinen Brutvogel.

Vergleichsangaben und Diskussion

In den 1980ern gab es ein Brutvorkommen in den Kleingärten rund um den Lainzer Tiergarten (Sachslehner 1992) und im Gütenbachtal, aber auch in aufgelockerten Altholzbeständen beim Lainzer Tor und bei der Hermesvilla (Dvorak & Sachslehner 2009). Bei den Erhebungen im Jahr 2001 – 2002 konnte kein Nachweis erbracht werden. Der Bestand in Wien kann mit 10-15 Brutpaaren angegeben werden (Wichmann & Donnerbaum 2001). Auf Offenlandflächen des Biosphärenpark Wienerwaldes zeigte sich eine weite, unkonzentrierte Verteilung mit einer Siedlungsdichte von 0,1 Revieren/km^2 und insgesamt 4 Revieren (Dvorak et al. 2013).

4.8 Hohltaube (*Columba oenas*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Die Hohltaube wurde in allen Probeflächen nachgewiesen. Die minimale, errechnete Dichte liegt bei 0,18 Revieren/10 ha, während Spitzenwerte mit 0,63 Revieren/10 ha zu beziffern sind. Im Mittel liegt die Siedlungsdichte bezogen auf die Probeflächen bei 0,38 Revieren/10 ha. Insgesamt wurden 43 Reviere registriert (Abb. 6). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 73,4 Revieren. Als Dichtezentren erwiesen sich der Johannser Kogel, der Nord-Osten des Lainzer Tiergartens rund um den Hackingberg sowie Waldbereiche zwischen dem Kaltbründlberg und dem Gütenbachtor.

Abb. 6. Siedlungsdichte der Hohltaube pro Probefläche im Erhebungsjahr 2018.

Vergleichsangaben und Diskussion

In den Jahren 1988 – 1990 wurden auf einer rund 70 ha großen Untersuchungsfläche im Nord-Osten des Lainzer Tiergartens jedes Jahr max. 2 Brutpaare dokumentiert (Sachslehner 1992). Im Jahr 2001 wurde für die Hohltaube – wie auch für Mittelspecht und Zwergschnäpper – eine Spezialkartierung (Revierkartierung auf 9 Probeflächen) durchgeführt (Wichmann & Frank 2003). Für eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse wurde die vorliegende Studie methodisch an diese angepasst, d.h. es wurden dieselben Probeflächen begangen. Am dichtesten besiedelt war im Jahr 2018 Probefläche 25 mit 0,61 Revieren/10 ha. Zudem wurden 2001 nur in 8 von 9 Probeflächen Hohltauben nachgewiesen, in drei Probeflächen war die Siedlungsdichte mit 0,07 Revieren/10 ha vergleichsweise gering. Insgesamt hat sich die Revieranzahl innerhalb von 17 Jahren fast verdoppelt (Tab. 6). Dies spiegelt sich im momentanen, leicht positiven Bestandstrend in den Ergebnissen des Brutvogel-Monitoring von BirdLife Österreich wider (Teufelbauer et al. 2017).

Tab. 6. Vergleich der Siedlungsdichte der Hohltaube im Jahr 2001 (Wichmann & Frank 2003) und 2018. Höchstdichten sind hervorgehoben.

Vogelart	Dichte je 10 ha										Reviere
	PF 14	PF 15	PF 18	PF 19	PF 21	PF 22	PF 23	PF 25	PF 26	Dichte Gesamt	Anzahl Gesamt
Wichmann & Frank 2003	0,07	0,00	0,20	0,17	0,07	**0,37**	0,33	0,07	0,25	0,17	22
Aktuelle Studie	0,51	0,47	0,52	0,45	0,18	0,18	0,32	**0,61**	0,27	0,38	43

Aber nicht nur am Bestandstrend ist die Bedeutung des Lainzer Tiergartens als Lebensraum für die Hohltaube erkennbar: im mitteleuropäischen Vergleich werden in der Regel selten höhere Siedungsdichten als 0,05 Brutpaare/10 ha erreicht (Bauer et al. 2013). Dieser Wert wurde in allen Probeflächen weit übertroffen und unterstreicht die nationale Bedeutung dieses Gebiets, die schon von Sachslehner (1995) hervorgehoben wurde.

Im Rahmen der Bestandserhebung der Wiener Brutvögel 2000 – 2001 wurde der Wienerwald als Wiener Hauptverbreitungsgebiet für diese Art bewertet. Mit einer mittleren Dichte von 0,19 Brutpaaren/10 ha wurde damals eine geringfügig höhere Dichte als für den Lainzer Tiergarten festgestellt (Wichmann & Dvorak 2003). Der Gesamtbestand in Wien wurde mit 105 Revieren angegeben, somit lagen 21 % der Reviere im Lainzer Tiergarten (Wichmann & Frank 2003). Ob der Wienerwald-Bestand ebenso einen starken Anstieg wie der Lainzer Tiergarten-Bestand erfahren hat, kann an dieser Stelle nicht beurteilt werden.

Das Vorkommen der Hohltaube wird von mehreren Faktoren beeinflusst. Zum einen ist es eng mit der Verbreitung des Schwarzspechts verknüpft, da fast ausschließlich vom Schwarzspecht gezimmerte Höhlen angenommen werden. Wichmann & Frank (2003) zeigten eine Präferenz für totholzreiche Rotbuchen-Bestände und alte Bäume mit einem BHD von 40 – 80 cm. Beide Ergebnisse können mit den speziellen Habitatansprüchen des Schwarzspechts in Zusammenhang gebracht werden: diese Art bevorzugt glattrindige, alte Bäume mit einem großen Stammdurchmesser zur Anlage der Höhle. Das Belassen von Altholzbeständen und die damit einhergehenden, zunehmenden Stammdurchmesser wirkten und wirken sich somit gleichzeitig auf zwei, in ihren Habitatansprüchen eng verbundene Arten aus.

4.9 Turteltaube (*Streptopelia turtur*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Die Turteltaube brütet in wärmebegünstigten Becken- und Hügellandschaften Ostösterreichs und gilt als weit verbreitet. Dicht bewaldete Bereiche werden allerdings gemieden (Dvorak et al. 1993). In der Brutperiode 2018 wurde ein singendes Individuum bei der Kaltbründlwiese dokumentiert, im Jahr 2013 wurde eine Turteltaube bei der Nikolaiwiese gemeldet (Abb. 7).

Vergleichsangaben und Diskussion

Als Brutvogel der offenen und halboffenen Kulturlandschaft besiedelt die Turteltaube in Wien vor allem die strukturreichen Auwälder und Heißländen der Lobau, wo Siedlungsdichten von 0,5 Brutpaaren/10 ha erreicht werden. Im Wienerwald liegt die Dichte nur noch bei 0,1 Brutpaaren/10 ha (Wichmann & Dvorak 2003). Am Westrand des 13. Wiener Gemeindebezirkes wurden im Jahr 1990 auf 70 ha zwei Reviere gezählt, es wurde aber aufgrund des großen Aktionsradius der Art in diesem Fall auf eine Siedlungsdichteangabe verzichtet (Sachslehner 1992). Für die IBA Lainzer Tiergarten, also den

Lainzer Tiergarten inklusive Gütenbachtal, Dorotheer Wald und Wildem Berg, wurde der Bestand auf 30 – 50 Reviere geschätzt, was eine Siedlungsdichte von 0,11 bis 0,19 Brutpaare/10 ha ergibt (Dvorak & Sachslehner 2009).

Abb. 7. Beobachtungen der Turteltaube im Lainzer Tiergarten zwischen 2013 und 2018.

Die Art kann somit als regelmäßiger aber nicht häufiger Brutvogel bestätigt werden (Dvorak & Sachslehner 2009), jedoch ist ein deutlicher Bestandsrückgang der Turteltaube in den letzten 10 Jahren zu bemerken. Dies trifft nicht nur auf den Lainzer Tiergarten zu, sondern bezieht sich auf die österreichische Gesamtpopulation und wurde sogar in Deutschland, der Schweiz, Slowakei und Slowenien festgestellt (Teufelbauer et al. 2017). Im Rahmen des Brutvogel-Monitoring in Wien-Kalksburg konnte die Turteltaube in einem sechsjährigen Untersuchungszeitraum (1999 bis 2005) ab dem Jahr 2000 nicht mehr festgestellt werden (Donnerbaum et al. 2005). Als Gründe für den Rückgang in Europa werden u. a. Habitatverlust in Brut- und Überwinterungsgebieten, illegale Verfolgung sowie Jagd, Vergiftung und Krankheit genannt (Fisher et al. 2016).

4.10 Eisvogel (*Alcedo atthis*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Eisvogel ist ein unregelmäßiger Brutvogel im Lainzer Tiergarten. Beobachtungen häufen sich am Rotwasser sowie am Lainzer Bach. Ein Brutnachweis für 2018 blieb aus, die letzten Meldungen von Eisvögeln stammen aus dem Jahr 2016 (Abb. 8).

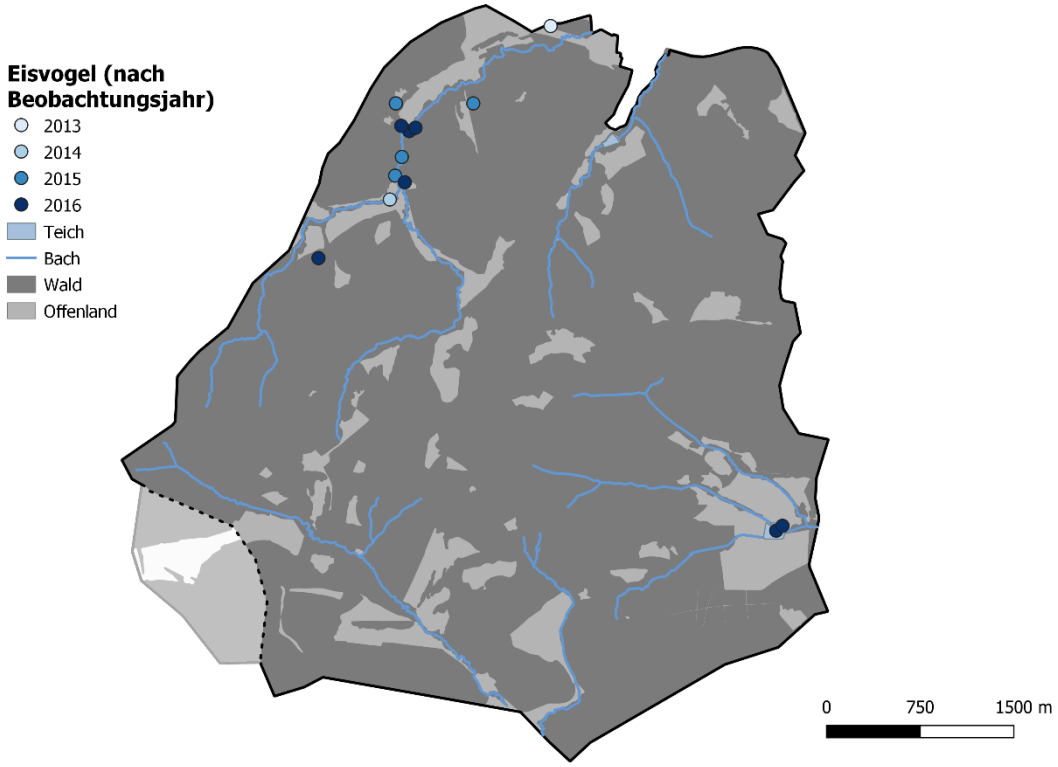


Abb. 8. Eisvogel-Beobachtungen in den Jahren 2013 – 2016.

Vergleichsangaben und Diskussion

Das Rotwasser bietet an einigen Stellen potentiell als Brutwand geeignete Abrisskanten. Brutwände bilden sich in der Regel an Prallhängen dynamischer Gewässerabschnitte, alternativ werden aber Bruthöhlen in Wurzelteller umgestürzter Bäume gegraben (Straka 1997) oder Steilwände und Böschungen als Brutplatz angenommen. Der Korngröße des Substrats kommt eine wichtige Bedeutung zu, es sollte weniger als 1 cm haben (Heneberg 2004). Eine gute Nahrungsverfügbarkeit und –erreichbarkeit sind weitere Faktoren, die das Vorkommen des Eisvogels beeinflussen. Die optimale Wassertiefe beträgt 40 – 80 cm (Wolf 1981, Frühauf 2000). Während der Brutzeit ist der Eisvogel störungsempfindlich, demnach ist ein Uferbewuchs nicht nur als Ansitz für die Jagd, sondern auch als Abschirmung vor Störung essentiell. Das Rotwasser weist durchaus Habitatpotential auf, was bereits des Öfteren bestätigt wurde: Seit Mitte der 1990er war ein Brutplatz am Rotwasser durchgehend besetzt, weitere Nachweise stammen aus den Jahren 1999 bis 2002 (Dvorak & Sachslehner 2009). Der letzte Brutnachweis stammt aus dem Jahr 2013. Als Anpassung an dynamische Fließgewässer können die Bestandszahlen von Jahr zu Jahr je nach Nahrungsverfügbarkeit, Brutmöglichkeiten und Wintersterblichkeit stark schwanken.

4.11 Zwergtaucher (*Tachybaptus ruficollis*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung und Vergleichsangaben

Vom Zwergtaucher liegen lediglich Einzelmeldungen vom Hohenauer Teich von September 2015 und Februar 2016 vor, diese Art kann daher als Nahrungsgast eingestuft werden.

Anfang der 1990er Jahre hielt sich ein Brutpaar am Grünauer Teich auf (Dvorak & Sachslehner 2009). In Wien beläuft sich der Bestand auf 20 – 25 Brutpaare, wobei Altarme der Donau in der Lobau und im Prater sowie künstliche Kleingewässer besiedelt werden (Wichmann et al. 2009).

4.12 Uhu (*Bubo bubo*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Im Lainzer Tiergarten gab es bis dato keine Brutnachweise. Es gibt vereinzelte Meldungen aus dem Gebiet, z. B. wurde am 1.5.1989 ein Uhu im Tageseinstand beobachtet (Wichmann et al. 2009). Während der Eulen-Kartierung im Herbst 2018 gelang kein Nachweis. Im folgenden Winter jedoch vernahmen Bedienstete des Forstreviers Lainz – Breitenfurt am 22.1. sowie am 23.1.2019 einen rufenden Uhu, es gelang sogar eine kurze Sichtbeobachtung des jagenden Uhus (mündl. Mitteilung L. Fidler).

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Uhu hatte in den 60ern und 70ern ein Bestandstief, seit den 80er Jahren erholt sich die Population aber und ist wieder in Ausbreitung begriffen (BirdLife International 2004, Dvorak et al. 2017) und erreicht auch tiefere Lagen wie die Donau-March-Auen (Zuna-Kratky 2003). Im angrenzenden Wienerwald befindet sich in rund 4 km Entfernung ein Uhu-Pärchen. Ob es sich bei der Uhu-Sichtung um einen Brutvogel aus diesem Revier oder ein Tier auf Reviersuche handelt, kann aus derzeitiger Sicht nicht gesagt werden. Uhu-Reviere können zur Brutzeit eine Größe von 9 – 12 km^2 aufweisen, außerhalb der Brutzeit werden sogar 100 km^2 als Jagdgebiet genutzt (Leditznig 1992, 1996). Trotz opportunistischer Beutewahl ist ein reiches Nahrungsangebot unerlässlich (Dalbeck 2005). Weiters ist eine Bodenbrut im Lainzer Tiergarten wegen der hohen Wilddichte kaum vorstellbar. Da auch Felsvorsprünge in den sanft abfallenden Flysch-Wienerwaldhängen fehlen, kommt als potentieller Brutplatz nur ein Greifvogel- oder Schwarzstorch-Horst in Frage.

4.13 Habichtskauz (*Strix uralensis*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Von der „Urwaldeule“ liegen noch keine Bruthinweise aus dem Gebiet vor. Es werden vereinzelt immer wieder Sichtungen speziell im Bereich des Gütenbachtors und im Glasgraben gemeldet, wie beispielsweise im Herbst 2018 sowie im Jänner 2019. Im Rahmen des Wiederansiedlungsprojekts Habichtskauz wurden zwischen 2012 und 2018 insgesamt 22 junge Habichtskäuze im Lainzer Tiergarten freigelassen, im gesamten Biosphärenpark waren es seit dem Jahr 2009 180 Individuen (Zink & Walter 2018, Zink unpubl. data). Der Lainzer Tiergarten bietet eine Fülle an großen Naturhöhlen, welche von dieser Art als Brutplatz bevorzugt genutzt werden (Mebs & Scherzinger 2008). Der im Vergleich zum Waldkauz höhere Nahrungsbedarf der Habichtskäuze könnte für die Besiedlung eine wichtige Rolle spielen. So das Kleinsäugerangebot durch den hohen Wildschweinbestand reduziert wird, werden sich zukünftig geplante Wildbestandsreduktionen möglicherweise günstig auf eine Wiederbesiedelung des Habichtskauzes auswirken. Im Rahmen des Habichtskauz-Projekts wurden 10 Nistkästen im Lainzer Tiergarten ausgebracht, um einerseits die Erfolgskontrolle zu erleichtern, andererseits um Vergleiche zu weniger höhlenreichen Wäldern ziehen zu können. In der Brutsaison 2018, einem Jahr mit unterdurchschnittlicher Reproduktion der Eulen, wurden 20 % dieser Nisthilfen von Waldkäuzen angenommen.

4.14 Waldkauz (*Strix aluco*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Die flächige Revierkartierung zur Zeit der Herbstbalz zeigte eine gleichmäßige Verbreitung des Waldkauzes im gesamten Lainzer Tiergarten. Insgesamt wurden 19 Reviere im Projektgebiet registriert, zwei davon befanden sich auf niederösterreichischer Landesfläche. Die Siedlungsdichte des Waldkauzes beträgt folglich 7,8 Reviere/10 km^2. Südlich des Faßlberges befand sich außerhalb der

Untersuchungsfläche ein weiteres Revier, aufgrund simultanen Reviergesängen und keiner weiteren Annäherung auf die Klangattrappe wurde dieses Revier aber als „außerhalb“ gewertet (Abb. 9). Am 4.4.2018 wurde bei der Hochwiese ein tagrufender Waldkauz gehört. Beim Gütenbachtor sowie für das Revier in Probefläche 15 konnte ein Brutnachweis im Mai bzw. Juni 2018 erbracht werden.

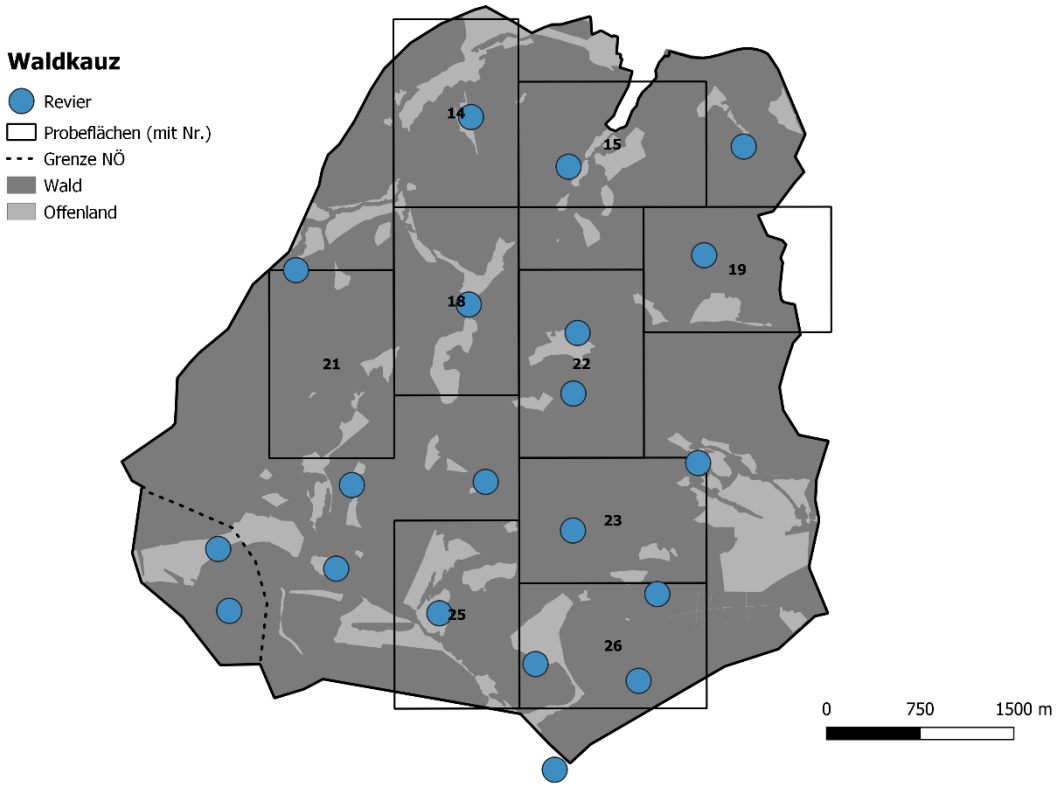


Abb. 9. Verteilung der Waldkauz-Reviere im Lainzer Tiergarten im Erhebungsjahr 2018.

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Bestand des Waldkauzes wird für Wien auf 90 – 130 Brutpaare geschätzt (Wichmann et al. 2009). Demnach liegen zwischen 15 und 21 % der Wiener Waldkauz-Reviere im Lainzer Tiergarten. Aufgrund seiner Dämmerungs- und Nachtaktivaktivität und wetterbedingten sowie jahreszeitlichen Schwankungen in der Stimmaktivität gilt der Waldkauz als schwer erfassbare Art (Terry et al. 2005). Der Lainzer Tiergarten ist für die Öffentlichkeit ab Einbruch der Dunkelheit in der Regel nicht zugänglich, aus diesem Grund sind auch Streudaten aus dem Gebiet selten. Demzufolge zählt der Waldkauz zu den am schlechtesten erfassten Brutvogelarten Wiens. Im Jahr 2005 wurde eine Simultankartierung im Lainzer Tiergarten durchgeführt und es wurden ähnliche Dichtewerte ermittelt wie in der präsenten Studie: 8 – 11 Reviere/10 km^2 (Wichmann et al. 2009). In der Lobau wurde im Jahr 2012 bei einer Eulenerhebung ursprünglich eine Siedlungsdichte von 10 Revieren/10 km^2 ermittelt (Nagl et al. 2013). Da für Waldkäuze eine stimmliche Individualität nachgewiesen ist (Galeotti & Pavan 1991), wurde eine Sonagramm-Analyse von Gesangsaufnahmen der Waldkäuze durchgeführt und schlussendlich eine Korrektur von 10 auf 5 Reviere/10 km^2 vorgenommen (Nagl & Schulze 2018).
Der Waldkauz gilt weder in seiner Nahrungswahl noch in seiner Höhlenwahl als spezialisiert. Er ist ein klassischer Opportunist und nutzt einfach zu erreichende Ressourcen (Bauer et al. 2012). Bruthöhlen können von alten Schwarzspecht-Höhlen bis hin zu ausgefaulten Astlöchern und hohlen Baumstämmen reichen. Auch Nistkästen, wie beispielsweise die im Gebiet vorhandenen Habichtskauz-Nistkästen, werden als Brutplatz angenommen. In dieser Studie wurde für den Waldkauz und den Schwarzspecht eine annähernd ähnliche Siedlungsdichte ermittelt. Im Lainzer Tiergarten ist der Waldkauz allerdings nicht zwingend auf den Schwarzspecht als Höhlenbauer angewiesen. Aufgrund

des teilweise großflächig ausgebildeten und gebietsweise 200 Jahre alten Hochwaldes sowie einem hohen Strukturreichtum mit großen Mengen an stehendem und liegendem Totholz sind wichtige Habitatparameter erfüllt (Nagl & Schulze 2018). Eine solche Habitatdiversität und Höhlenreichtum kann in intensiv forstlich genutzten Wäldern nicht erreicht werden (Carlson et al. 1998). Nach Gstir (2012) werden hallenartige Waldbereiche mit spärlichem Unterbewuchs bevorzugt, da die Beute leichter erreicht werden kann. Trotz opportunistischer Nahrungswahl stellen Kleinsäuger die Hauptbeute von Waldkäuzen dar. Je nach Verfügbarkeit werden aber auch Vögel, Amphibien, Insekten und zur Jungenaufzucht sogar Würmer gejagt (Jędrzejewski et al. 1994, Solonen & Karhunen 2002). Auch Fledermäuse werden gelegentlich erbeutet, speziell in urbanen Gegenden (Lesiński et al. 2009). Es stellt sich die Frage, ob das Schwarzwild in der vorherrschenden Dichte als Nahrungskonkurrent (Kleinsäuger) agiert. In Abhängigkeit von der Habitatstruktur werden Siedlungsdichten zwischen < 0,2 und 2,5 Revieren/10 km^2 mit regionalen Spitzen von bis zu 9,1 Revieren/10 km^2 dokumentiert (Bauer et al. 2012). Im Bayrischen Wald wurde in einer 13 km^2 großen Untersuchungsfläche eine Dichte von 1,7 Revieren/10 km^2 ermittelt (Mebs & Scherzinger 2008). Andererseits verhindert das Wild das Aufkommen einer Strauchschicht, was die Nahrungserreichbarkeit am Boden verbessern könnte. Das Naturwaldreservat Johannser Kogel bietet beispielsweise ein hervorragendes Höhlenangebot (Oettel et al. 2017), der eingezäunte Bereich ist allerdings aufgrund des dichten Unterwuchses als Jagdgebiet suboptimal, worauf auch die vorliegenden Ergebnisse (räumliche Verteilung) hindeuten. Waldkäuze zeigen in der Regel eine hohe Reviertreue und sind äußerst territorial (Hirons 1985, Galeotti 1990, Redpath 1995, Avotinš 2000, Sunde & Bølstad 2004). Die ähnlichen Siedlungsdichten aus 2005 und 2018 deuten jedenfalls auf einen stabilen Waldkauzbestand im Lainzer Tiergarten hin.

4.15 Schwarzstorch (*Ciconia nigra*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Am 29.3.2018 kreisten zwei Schwarzstörche gemeinsam über der Hohenauer Wiese. Im Rahmen einer Erhebung xylobionter Käferarten wurde im Jahr 2016 ein Schwarzstorchhorst von Ulrich Straka entdeckt (Straka 2016). Für Großvögel mit einem ausgedehnten Aktionsradius ist eine Horstkartierung zur Erfassung der exakten Brutpaar-Zahlen empfehlenswert, wobei die Horstsuche in der unbelaubten Jahreszeit stattfindet, zur Brutzeit folgt eine Besetzungs- und ev. eine Bruterfolgskontrolle. Eine flächendeckende Horstkartierung wäre sehr zeit- und kostenintensiv gewesen und wurde daher nicht durchgeführt. Der bekannte Horststandort wurde jedoch aufgesucht und es wurde eine Besetzung festgestellt. Am 28.6.2018 konnten im Nest drei Jungvögel in gutem Gesundheitszustand beobachtet werden (Anhang 2). Schon zwei Jahre zuvor dokumentierte Ulrich Straka drei Jungvögel, was auf eine gute Nahrungsverfügbarkeit in beiden Jahren hindeutet. Der Autor vermutete bereits damals, dass der Horst seit mindestens einem Jahr genutzt wurde (Straka 2016).

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Schwarzstorch gilt als störungsempfindliche Art und brütet in naturnahen, ausgedehnten Laub- und Mischwäldern, fernab von frequentierten Wegen. Diese Art profitiert von dem Besucherleitsystem des Lainzer Tiergartens, wodurch der Brutstandort in der Regel ungestört ist. Die Glasgrabenwiese wird häufig zur Nahrungsaufnahme aufgesucht. Nasse Waldwiesen und ruhige Lichtungen sowie langsam fließende Bäche oder wassergefüllte Gräben sind wichtige Nahrungsreservoirs für den Schwarzstorch. Im Jahr 1991 waren im Wienerwald auf rund 1000 km^2 10 Brutpaare bekannt (Berg & Zuna-Kratky 1992). Die Einstufung als Nahrungsgast im Lainzer Tiergarten in Dvorak & Sachslehner (2009) zeigt, dass das Gebiet schon seit geraumer Zeit frequentiert wird.

4.16 Neuntöter (*Lanius collurio*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Neuntöter ist ein weit verbreiteter, mäßig häufiger Brutvogel Österreichs und besiedelt offene Landschaften mit Gebüschen und Strauchgruppen (Berg & Zuna-Kratky 1992, Dvorak et al. 1993). Im Lainzer Tiergarten wurde der Neuntöter auf Offenflächen wie der Dianawiese, der Kaltbründlwiese und der Lainzer Stockwiese als Brutvogel im Jahr 2018 nachgewiesen. Das Verbreitungsbild des Neuntöters ist aufgrund seiner Habitatpräferenzen ständigen Veränderungen unterworfen. Optimalhabitate sind oftmals aufgrund der natürlichen Sukzession der Vegetationsstruktur nur für einen begrenzten Zeitraum nutzbar. Büsche und Strauchgruppen sind ein wichtiges Habitatelement, durch zunehmende Verbuschung von Offenflächen im Laufe der Jahre oder das Zuwachsen von Waldverjüngungsflächen werden diese Reviere mit der Zeit allerdings unattraktiv. Zudem gilt der Neuntöter als klimasensible Art, d.h. nasskalte Jahre können negative Auswirkungen auf den Bruterfolg haben (Gottschalk et al. 2014). Aus diesem Grund sollten längere Zeiträume für die Bestandseinschätzung betrachtet werden. Daher wurden zusätzlich zu der Freilanderhebung aus 2018 Archivdaten aus der Meldeplattform ornitho.at ausgewertet und für die letzten fünf Jahre dargestellt (Abb. 10). Für zwei Neuntöter-Reviere konnte 2018 ein Brutnachweis erbracht werden, bei zwei Sichtungen war eine Brut wahrscheinlich und bei drei Meldungen wurde der Status „Brut möglich“ vergeben. Im Wiener Teil des Lainzer Tiergartens wurden somit 3 – 6 Reviere ermittelt. Die Siedlungsdichte beträgt 1,8 Reviere/km^2. Aus dem Jahr 2015 wurde auf der Bischofswiese und der Pölzerwiese jeweils ein Revier gemeldet. Für das Jahr 2013 konnte ein Revier auf der Lainzer Stockwiese bestätigt werden.

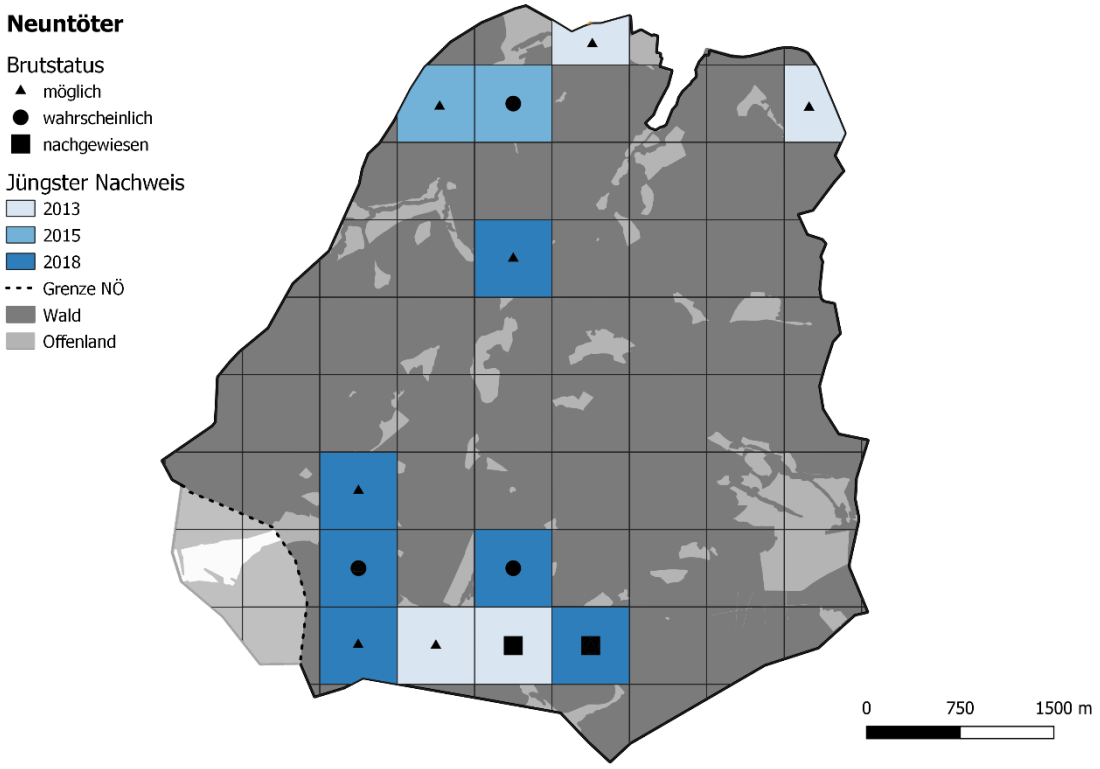


Abb. 10. Verbreitung des Neuntöters im Lainzer Tiergarten in den letzten fünf Jahren.

Vergleichsangaben und Diskussion

Im Rahmen der Bestandserfassung der Brutvögel Wiens wurde der Neuntöter-Bestand in den Jahren 2000 bis 2002 mittels Spezialkartierungen erhoben. Auf den Lichtungen im Süden des Lainzer Tiergartens (z.B. Kaltbründlwiese) wurden 8 – 9 Reviere festgestellt, in den Wiesengebieten des angrenzenden Gütenbachtals waren es 2 Brutpaare. Weitere bedeutende Vorkommen liegen in der Lobau (16-23 Brutpaare) und in den Weinbaulandschaften bei Stammersdorf (ca. 11 Brutpaare) (Donnerbaum & Wichmann 2003). Mit Ausnahme der Kaltbründlwiese lag die Siedlungsdichte im Mittel bei 1 Revier/km^2, auf der erwähnten Wiese wurden 3 – 4 Reviere/km^2 ermittelt. Im Wienerwald wurde 2012 bei einer Offenlandkartierung eine Siedlungsdichte von 4,6 Revieren/km^2 ermittelt (Dvorak et al. 2013).

Besonders die Offenflächen im Süden des Lainzer Tiergartens scheinen für diese Art eine gute Eignung aufzuweisen. Der Bestand im Lainzer Tiergarten kann unter Vorsicht als langfristig stabil eingeschätzt werden, wenngleich sich österreichweit in den Ergebnissen des Brutvogel-Monitoring eine Abnahme abzeichnet (Teufelbauer et al. 2017).

4.17 Waldlaubsänger (*Phylloscopus sibilatrix*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Waldlaubsänger wurde in acht der neun Probeflächen nachgewiesen. Die minimale, errechnete Dichte liegt bei 0,14 Revieren/10 ha, die maximale Dichte bei 1,0 Revieren/10 ha. Im Mittel liegt die Siedlungsdichte bezogen auf die Probeflächen bei 0,35 Revieren/10 ha. Insgesamt wurden 39 – 40 Reviere registriert (Abb. 11). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 67,4 Revieren.

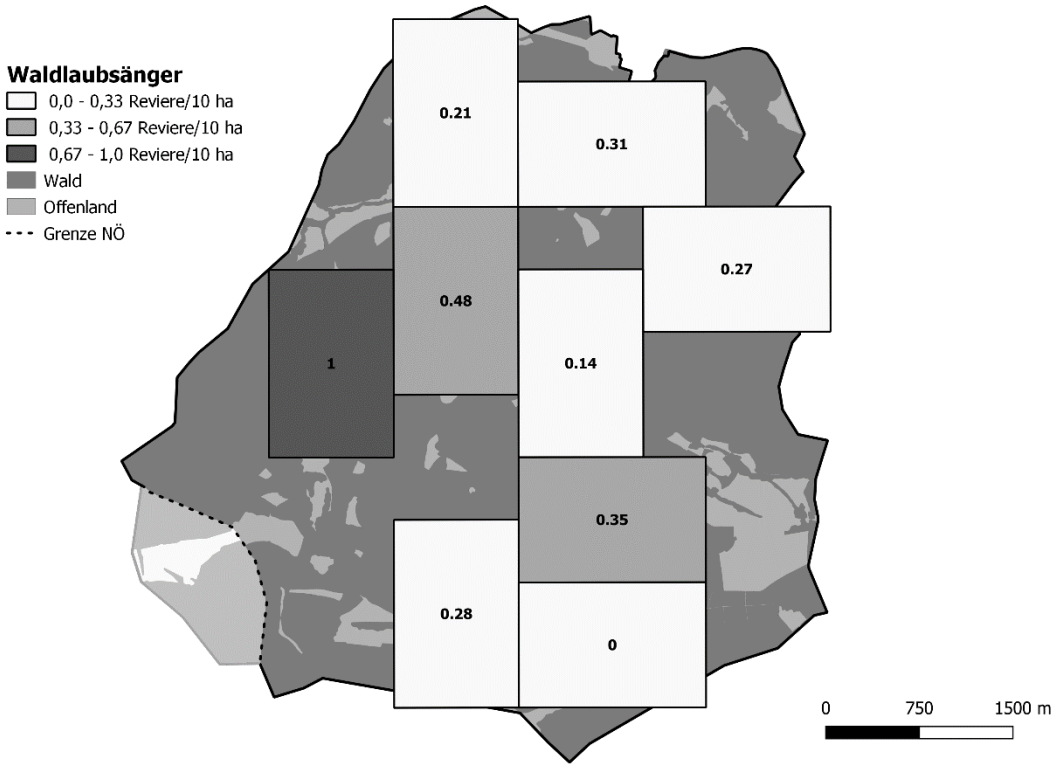


Abb. 11. Siedlungsdichte des Waldlaubsängers pro Probefläche im Erhebungsjahr 2018.

Vergleichsangaben und Diskussion

In Mitteleuropa schwanken die Siedlungsdichten des Waldlaubsängers in Abhängigkeit von der Habitatqualität zwischen 0,10 und 0,53 Revieren/10 ha. Die Reviere können geklumpt auftreten, wobei kleinräumige Dichten von bis zu 10 Revieren/10 ha möglich sind. Im Mittel werden jedoch Siedlungsdichten von 2,2 Revieren/10 ha erreicht. Hinzu kommt, dass das Nahrungsangebot und das Wetter im Frühjahr einen starken Einfluss auf die Bestandsdichte haben können (Bauer et al. 2012). Als Bodenbrüter sind Senken im Bodenrelief für diese Art wichtig. Naturnahe Wirtschaftswälder oder Naturwälder werden bevorzugt besiedelt, speziell Eichen- und Buchenwälder (Dvorak et al. 1993). Im Wienerwald ist der Waldlaubsänger ein verbreiteter Brutvogel (Dvorak et al. 2003). Im Jahr 2001 wurde im IBA Lainzer Tiergarten, also im Lainzer Tiergarten inklusive Gütenbachtal, Dorotheerwald und Wildem Berg, ein Brutbestand von 250 Revieren ermittelt. Die Siedlungsdichten wurden mit 0,5 – 2,5 Revieren/10 ha beziffert.

4.18 Zwergschnäpper (*Ficedula parva*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Zwergschnäpper wurde in acht der neun Probeflächen nachgewiesen. In Probefläche 25, welche Waldflächen zwischen dem Gütenbachtor und der Kaltbründlwiese umfasst, fehlten Zwergschnäpper gänzlich. Die minimale, errechnete Dichte liegt bei 0,04 Revieren/10 ha. Für die westlichste, im Raum Brandberg gelegene Probefläche (Nr. 21) wurde mit 9 Zwergschnäpper-Revieren die höchste Dichte von 0,65 Revieren/10 ha ermittelt (Abb. 12). Im Mittel liegt die Siedlungsdichte bezogen auf die Probeflächen bei 0,16 Revieren/10 ha. Insgesamt wurden 18,5 Reviere registriert. Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 31,6 Revieren.

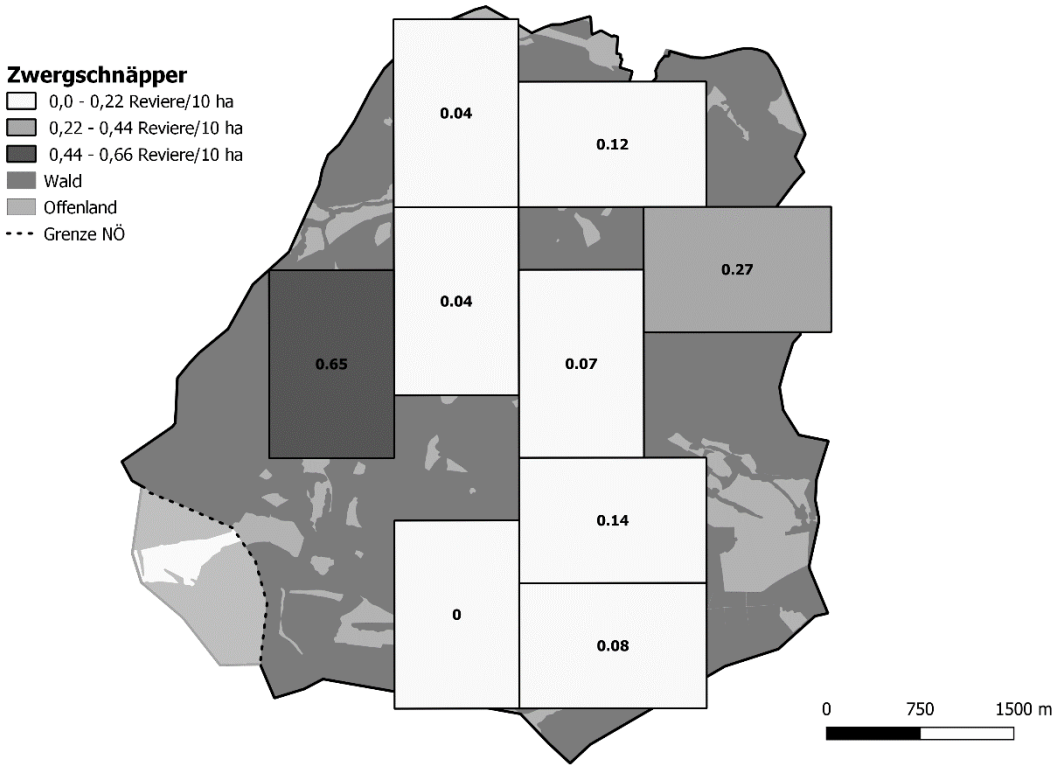


Abb. 12. Siedlungsdichte des Zwergschnäppers pro Probefläche im Erhebungsjahr 2018.

Vergleichsangaben und Diskussion

Bei einer Gegenüberstellung der Ergebnisse aus 2001 (Wichmann & Frank 2003) und 2018 (vorliegende Studie), ist ein markanter Rückgang der Zwergschnäpper-Population zu bemerken. Vor 17 Jahren lagen 80% der Wiener Zwergschnäpper-Reviere im Lainzer Tiergarten. Von diesen hochgerechnet 157 Revieren konnten lediglich knapp 32 Reviere bestätigt werden! Das bedeutet einen Rückgang um 80%. Schon im Jahr 2013 wurde von Dvorak et al. (2014) bei Untersuchungen im Biosphärenpark Wienerwald (exkl. Lainzer Tiergarten) ein großflächiges Fehlen auf früher besiedelten Flächen bemerkt. Insgesamt wurden vier Reviere auf 12 untersuchten Probeflächen festgestellt. Auch bei den Punkttaxierungen ergaben sich ernüchternde Zahlen: an nur 1,7 % der insgesamt 420 Zählpunkte waren Zwergschnäpper anzutreffen.

Fuxa (1991) erfasste Anfang der 1990er den Zwergschnäpper-Bestand und bewertete die Waldstruktur nach ihrer Habitatqualität bezogen auf die spezifischen Ansprüche dieser Schnäpperart. Er stellte fest, dass die östlichen Waldbereiche früher besiedelt wurden als die westlichen. Im Bereich von Probefläche 19 schätzte Fuxa die Habitatqualität als sehr gut bis gut ein (Güteklasse A und AB) und dokumentierte rund 1 Revier/10 ha. Bei der Bestandserfassung der Wiener Brutvögel im Jahr 2001 lag die Siedlungsdichte in dieser Probefläche bei 0,26 Revieren/10 ha und ist in den letzten 17 Jahren konstant geblieben. Ganz im Gegenteil dazu sank die Siedlungsdichte in Probefläche 23 im gleichen Zeitraum von 0,90 auf 0,14 Revieren/10 ha. Anfang der 1990er wurden für diesen Bereich rund 0,8 Reviere/10 ha ermittelt (Fuxa 1991). Zusammengefasst sank die Revieranzahl in den letzten 17 Jahren in fast allen Probeflächen (Tab. 6).

Tab. 6. Vergleich der Siedlungsdichte des Zwergschnäppers im Jahr 2001 (Wichmann & Frank 2003) und 2018. Höchstdichten sind hervorgehoben.

Vogelart	**Dichte je 10 ha**										**Reviere**
	PF 14	**PF 15**	**PF 18**	**PF 19**	**PF 21**	**PF 22**	**PF 23**	**PF 25**	**PF 26**	**Dichte Gesamt**	**Anzahl Gesamt**
Wichmann & Frank 2003	0,83	0,28	0,63	0,26	0,73	0,67	**0,90**	0,73	**1,10**	0,69	86,5
Aktuelle Studie	0,04	0,12	0,04	0,27	**0,65**	0,07	0,14	0,00	0,08	0,16	18,5

Intensive Untersuchungen in den 1990ern ließen vorerst auf eine Zunahme des Bestands schließen. Auf einer Fläche von 2000 ha ermittelte Fuxa 1990 mindestens 92 (– 103) singende Männchen bzw. eine mittlere Siedlungsdichte von 0,46 Revieren/10 ha. Auf einer 69,2 ha großen Fläche im Nord-Osten des Lainzer Tiergartens wurden in einer dreijährigen Untersuchung in den Jahren 1988 bis 1990 Werte zwischen 0,4 und 1,9 Revieren/10 ha ermittelt (Sachslehner 1992). Erhebungen für den Wiener Brutvogelatlas ergaben mittels Punkttaxierungen eine mittlere Dichte von 0,56 Revieren/10 ha, hochgerechnet auf das IBA Lainzer Tiergarten (2669 ha) wurde der Bestand somit auf 125 Brutpaare geschätzt (Sachslehner & Dvorak 2009).

In Österreich wurde der Bestand zuletzt auf 1000 – 3000 Brutpaare geschätzt (Dvorak et al. 2017) und wurde europaweit als stabil eingestuft (BirdLife International 2004, Dvorak et al. 2005a). In Wien kommt diese Art nur im Wienerwald vor, wobei der Verbreitungsschwerpunkt im Lainzer Tiergarten liegt. Ein weiteres, bedeutendes Verbreitungsgebiet Österreichs ist der Nationalpark Kalkalpen mit 0,42 – 0,47 Revieren/10 ha bzw. 210 – 235 Revieren (Weißmair 2011).

Der Zwergschnäpper ist ein Langstreckenzieher und erreicht die österreichischen Brutgebiete im Mittel Anfang Mai (Bauer et al. 2012). Aufgrund der späten Ankunft im Brutrevier ist das Vorhandensein von ausreichend höhlenartigen Baumstrukturen wie Höhlen, Halbhöhlen und Nischen entscheidend (Glutz

von Blotzheim & Bauer 1993). Zudem werden alte, totholzreiche Waldbereiche stark bevorzugt. Fast die Hälfte (43 %) der in Wien ermittelten Reviere lagen in über 200-jährigen Beständen (Wichmann & Frank 2003). Mit zunehmendem Waldalter nehmen Strukturen wie Höhlen und Nischen proportional zu (Scherzinger 1996). Für den Insektenfresser ist ein ausreichendes und vor allem erreichbares Nahrungsangebot ausschlaggebend, welches besonders von der Wuchsform der Vegetation abhängig ist. Förderlich für den Zwergschnäpper ist eine nicht allzu dicht ausgebildete Strauchschicht, da Jagdflüge dadurch leichter durchgeführt werden können. Erbeutet werden vor allem Insekten (Hautflügler Hymenoptera, Käfer Coleoptera, Fliegen Diptera) und auch Spinnen Aranae (Glutz von Blotzheim & Bauer 1993). In Anbetracht neuester Untersuchungsergebnisse der Insektenfauna in Schutzgebieten Deutschlands ist der generellen Verfügbarkeit der Nahrungsressourcen ein Augenmerk zu schenken: in den letzten 27 Jahren sind mehr als 75 % der Insektenbiomasse verloren gegangen und fehlen somit auch in der ökologischen Nahrungskette (Hallmann et al. 2017). Eine kürzlich veröffentlichte Studie geht von einem weltweiten Rückgang der Insektenbiomasse um 2,5 % pro Jahr aus, wobei bei den terrestrischen Insektenordnungen Schmetterlinge (Lepidoptera), Hautflügler (Hymenoptera) und bei den Käfern (Coleoptera) speziell Dungkäfer besonders betroffen sind (Sánchez-Bayo & Wyckhuys 2019).

Die hohen Wilddichten im Lainzer Tiergarten wurden als potentielle positive Auswirkung für das Vorkommen des Zwergschnäppers beurteilt (Wichmann & Frank 2003). Ob die Reduktion der Wildbestände dementsprechend einen negativen Einfluss auf den Bestand hat, kann ohne begleitende Analysen der Vegetationsstruktur an dieser Stelle nicht beurteilt werden. Da Insekten von der Blattoberfläche aufgelesen werden (Fuxa 1991), werden Bereiche mit einem größeren Kronenvolumen bevorzugt, woraus eine enge Bindung an die Hainbuche resultiert, da diese Baumart eine größere Blattoberfläche aufweist. Durchforstete Bereiche ohne natürlicher Verjüngung wurden gemieden (Wichmann & Frank 2003) und resultieren in einem Strukturverlust sowie einem verringerten Höhlenangebot (Sachslehner 1992). Dementsprechend sollte mindestens in den derzeit (noch) dichter besiedelten Probeflächen (PF 19, PF 21) auf großflächige, forstwirtschaftliche Tätigkeiten verzichtet werden und der natürlichen Verjüngung Vorzug gegeben werden, um dieser „im Sinkflug befindlichen Art“ entgegenzukommen.

4.19 Halsbandschnäpper (*Ficedula albicollis*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Halsbandschnäpper wurde in allen Probeflächen nachgewiesen. Die minimale errechnete Dichte liegt bei 2,12 Revieren/10 ha. Die nördlichsten Probeflächen wiesen hohe Siedlungsdichten mit Maximalwerten von 7,42 Revieren/10 ha auf. Im Mittel liegt die Siedlungsdichte bei 3,9 Revieren/10 ha. Insgesamt wurden 447 Reviere registriert (Abb. 13). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 763,4 Revieren.

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Halsbandschnäpper ist ein Höhlenbrüter und bevorzugt alt- und totholzreiche Wälder. Abgestorbene Äste werden oftmals als Sing- und Ansitzwarten genutzt (Wichmann et al. 2009). Höhlen stellen einen limitierenden Faktor dar, denn aufgrund der späten Rückkunft aus dem Überwinterungsgebiet (tropisches Afrika) ca. Mitte April sind viele Höhlen bereits von Meisen oder anderen Höhlenbrütern besetzt (Gustavsson 1988). Spechten kommt als Höhlenbauern eine große Bedeutung zu. Im Lainzer Tiergarten wurden rund 80 % der Halsschnäpper-Nester in Spechthöhlen gefunden (Sachslehner 1995). Mit einem steigenden Angebot an Naturhöhlen verringert sich allerdings die Angewiesenheit auf Spechthöhlen, wie Studien aus dem Bialowieza Nationalpark in Polen zeigen,

wo Spechthöhlen nur 34 % der insgesamt genutzten Höhlen ausmachten (Czeszczewik & Walankiewicz 2003). Besonders Eichen gelten als höhlenreich (Carlson et al. 1998) und verbleiben zudem länger als stehendes Totholz im Bestand (Oettel et al. 2017).

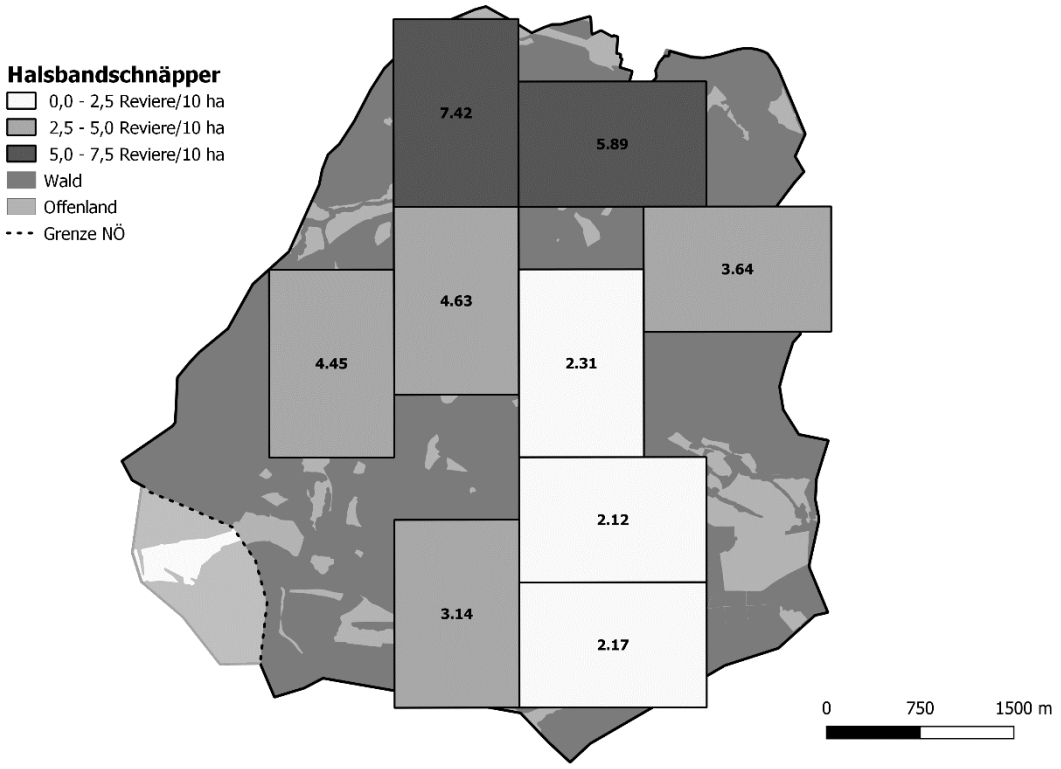


Abb. 13. Siedlungsdichte des Halsbandschnäppers pro Probefläche im Erhebungsjahr 2018.

Das Naturwaldreservat Johannser Kogel weist mehrstufig strukturierte Waldbereiche mit einer großen Altersspanne von 40 bis 220 Jahren auf, einzelne Bäume sind sogar weitaus älter, wie beispielsweise zwei Traubeneichen mit 430 bzw. 500 Jahren (Oettel et al. 2017). Altholzbestände bringen eine hohe Strukturvielfalt mit sich (Scherzinger 1996). Die Probeflächen 14 und 18 umfassen den Johannser Kogel und weisen mit 7,42 bzw. 4,63 Revieren/10 ha auf die hohe Habitatqualität dieses Gebiets hin. Es werden damit vergleichbare Werte wie in Urwäldern Polens erreicht (Bauer et al. 2012). Im Nord-Osten des Lainzer Tiergartens wurde auf 69,2 ha Laubmischwaldfläche in den Jahren 1988 – 1990 eine Siedlungsdichte von 5,2 – 6,3 Revieren/10 ha ermittelt (Sachslehner 1992). Für Gesamt-Wien wurde der Bestand auf 1200 – 2500 Brutpaare geschätzt und macht rund 14 % des österreichischen Gesamtbestands aus (Wichmann et al. 2009). Im Rahmen der Bestandserfassung der Wiener Brutvögel 2001 – 2002 wurden Siedlungsdichten zwischen 1,4 – 3,7 Reviere/10 ha ermittelt, wobei die höchste Dichte in eichendominierten Wäldern lag. Im Biosphärenpark Wienerwald gab es deutliche Unterschiede der Revieranzahl zwischen Kernzonen (5,5 Reviere/10 ha) und Wirtschaftswäldern (2,5 Reviere/10 ha) (Dvorak et al. 2014). Schon Sachslehner (1992) wies auf den stark negativen Einfluss von Durchforstungsmaßnahmen auf das Vorkommen dieser Art hin. Bei einem Vergleich der Dichteangaben ist zu beachten, dass der Halsbandschnäpper polygyn ist, d.h. Männchen verteidigen ein bis mehrere potentielle Neststandorte (Bauer et al. 2012). Besonders bei Hochrechnungen, welche auf Punkttaxierungen basieren, besteht das Risiko einer Bestandsüberschätzung (Sachslehner 1992, Dvorak et al. 2014). In der Nahrungswahl ist der Halsbandschnäpper flexibler als andere höhlenbrütende, insektivore Vogelarten, auch in Bezug auf die Nestlingsnahrung (Gutz von Blotzheim & Bauer 1993).

Österreich trägt für die Erhaltung dieser Art aus internationaler Sicht eine hohe Verantwortung, da über 2 % des europäischen bzw. weltweiten Bestandes in Österreich brütet (Dvorak & Wichmann 2005b).

4.20 Grauschnäpper (*Muscicapa striata*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Der Grauschnäpper wurde in acht von neun Probeflächen nachgewiesen. Die minimale errechnete Dichte liegt bei 0,07 Revieren/10 ha, die maximale Dichte bei 0,47 Revieren/10 ha. Im Mittel liegt die Siedlungsdichte bezogen auf die Probeflächen bei 0,18 Revieren/10 ha. Insgesamt wurden 21 Reviere registriert (Abb. 14). Die Hochrechnung auf Basis der Siedlungsdichten auf die Gesamtfläche des Lainzer Tiergartens ergibt einen Brutbestand von 35,9 Revieren.

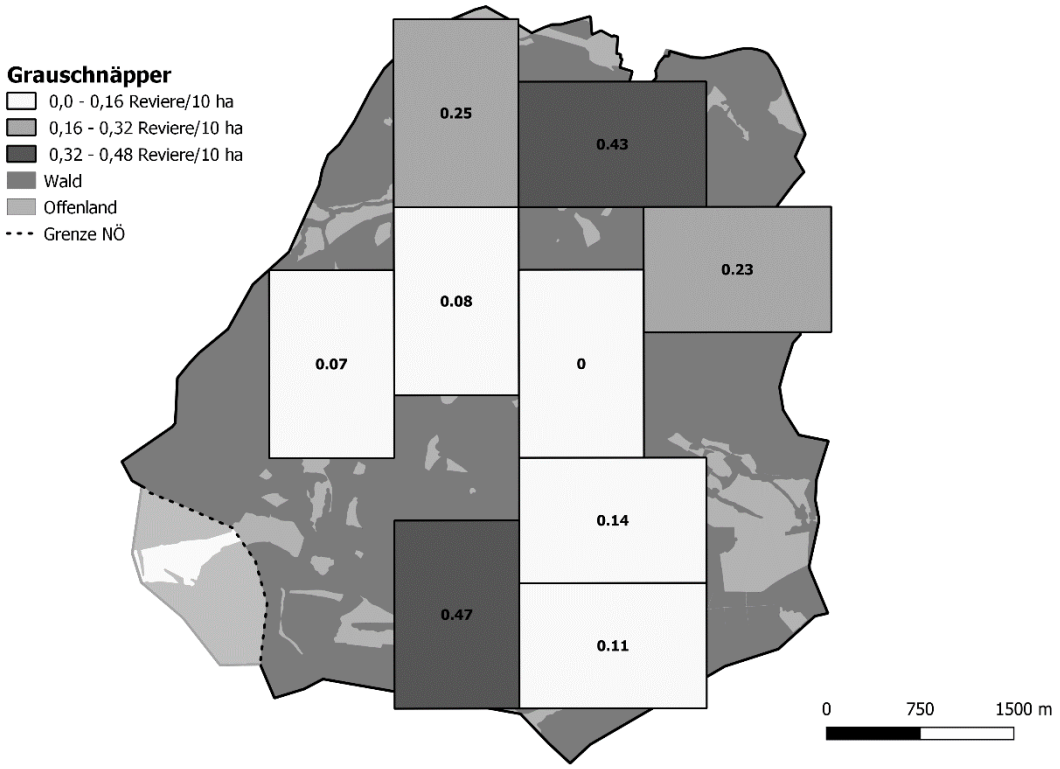


Abb. 14. Siedlungsdichte des Grauschnäppers pro Probefläche im Erhebungsjahr 2018.

Vergleichsangaben und Diskussion

Der Grauschnäpper ist ein weit verbreiteter Brutvogel Österreichs. In Wien beläuft sich der Bestand auf 1.000 – 2.000 Brutpaare (Wichmann et al. 2009). Die Hauptverbreitung in Wien liegt im Wienerwald und der Lobau (Dvorak et al. 2003). Die Punkttaxierungen im Rahmen der Bestandserhebung der Brutvögel Wiens im Jahr 2001 ergaben eine Siedlungsdichte von 0,6 – 2,9 Revieren/10 ha (Wichmann & Dvorak 2003). Zehn Jahre zuvor wurden in einem dreijährigen Untersuchungszeitraum (1988 – 1990) kleinräumig auf einer 69,2 ha großen Laubmischwaldfläche sogar Dichten von 2,1 – 4,8 Brutpaaren/10 ha ermittelt (Sachslehner 1992). Für das IBA Lainzer Tiergarten (2669 ha) wurde der Bestand auf 320 Brutpaare (140 – 650) geschätzt (Sachslehner & Dvorak 2009).

Die aktuell ermittelten Dichten liegen weit unter den Vergleichswerten. Der Grauschnäpper ist wenig stimmfreudig und der Gesang ist leise und die Aktivität nimmt nach der Paarbindung rapide ab (Bauer et al. 2012). Diese Art kann also leicht übersehen werden, nachdem allerdings flächendeckend nur eine geringe Zahl an Revieren ermittelt wurde, ist die Wahrscheinlichkeit eines Beobachter-Effekts eher gering. In der Datenbank ornitho.at wurde der letzte Brutnachweis im Lainzer Tiergarten im Jahr 2013 erbracht. Die Zahl der Einzelmeldungen ging von 11 Meldungen im Jahr 2013 auf 0 Meldungen im Jahr 2017 zurück. Im Jahr 2018 waren fünf Einträge vermerkt.

Europaweit gibt es Indizien für einen Bestandsrückgang, beispielsweise in Großbritannien (Freeman & Crick 2003), der Niederlande (Van Turnhout et al. 2008) und Teilen Deutschlands (Bauer et al. 2012, Riegel 2015). Zudem können die Bestände stark fluktuieren (Bauer et al. 2005). Ähnlich wie für den Zwergschnäpper spielt die Nahrungsverfügbarkeit an Insekten eine große Rolle. In das Nahrungsspektrum fallen hauptsächlich Fluginsekten bis zu Tagschmetterlingen, Hummeln, Käfer und Heuschrecken (Bauer et al. 2012). Dementsprechend könnte der weltweite Rückgang der Insektenbiomasse, der nach Sánchez-Bayo & Wyckhys (2019) besonders Schmetterlinge (Lepidoptera), Hautflügler (Hymenoptera) und Dungkäfer (Ordnung Coleoptera) betrifft, einen Einfluss auf den Bestand des Grauschnäppers haben.

4.21 Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*)

Aktuelle Kartierung und Bestandsschätzung

Im Rahmen der Revierkartierung konnten im Lainzer Tiergarten insgesamt zwei potentielle Reviere ermittelt werden. Da es sich aber zur Zeit der Feststellung noch um Durchzügler gehandelt haben könnte und bei späteren Begehungen keine weiteren Nachweise erbracht wurden, wird an dieser Stelle auf 0 – 3 Reviere verwiesen.

Vergleichsangaben und Diskussion

Nach Wichmann & Donnerbaum (2001) beläuft sich der Brutbestand für Wien auf 220 bis 265 Brutpaare. Die höchsten Siedlungsdichten wurden in Kleingärten erreicht (4,25 Reviere/km^2). Kleinräumig können die Dichten in optimalen Habitaten sogar noch höher liegen: beispielsweise wurden in Weingärten in Stammersdorf, Strebersdorf und Bisamberg 7 Reviere/km^2 beobachtet (Wichmann & Donnerbaum 2001). In Mitteleuropa sind Dichten von bis zu 25 Brutpaaren/10 ha dokumentiert (Bauer et al. 2012). In Hausgärten und Wein- und Obstbaugebieten wurden immerhin 3,37 bzw. 3,01 Revieren/km^2 ermittelt, Parks hingegen waren mit 0,7 Revieren/km^2 weitaus weniger dicht besiedelt (Wichmann & Donnerbaum 2001). Im Wienerwald wurden in den Jahren 2001 und 2002 weitere Reviere entdeckt, was Hoffnung gab, dass sich der Bestand wieder langsam erholt (Dvorak et al. 2003). In den Jahren 2000 – 2002 wurden im IBA (Lainzer Tiergarten inklusive Gütenbachtal, Dorotheerwald und Wildem Berg) 10 Reviere dokumentiert, speziell in den siedlungsnahen Randbereichen des Lainzer Tiergartens und in lückigen Altholzbeständen. Eine Hochrechnung ergab für dieses Gebiet einen Brutbestand von 15 – 20 Revieren. Ein angrenzendes Verbreitungszentrum befindet sich in den Einzelhaussiedlungen entlang der Hermesstraße (Wichmann & Donnerbaum 2001).

Die Differenz der Revieranzahl zwischen Wichmann & Donnerbaum (2001) und der vorliegenden Studie könnte unter anderem methodisch bedingt sein, da damals die Ergebnisse einer flächigen Begehung (Revierkartierung) mit den Ergebnissen der Punkttaxierung kombiniert wurden. Zudem wurden BirdLife Österreich-Mitglieder aufgefordert, Sichtungen mittels speziellem Meldebogen einzusenden. Siedlungsnahe Randbereiche konnten in der diesjährigen, probeflächenbasierten

Revierkartierung eventuell nicht ausreichend abgedeckt worden sein, da das Verbreitungsmuster des Gartenrotschwanzes geklumpt ist. Zudem ist zu beachten, dass die IBA siedlungsnahe Bereiche im Süden des Lainzer Tiergartens umfasst, welche in der vorliegenden Studie nicht berücksichtigt wurden. Sachslehner (1992) stellte im Nord-Osten des Lainzer Tiergartens zwischen dem Hackingberg und der Westeinfahrt nur in einzelnen Jahren Bruten im Randbereich des Untersuchungsgebiets fest, während in den angrenzenden Siedlungen jährlich Bruten dokumentiert wurden. In Österreich wurde der Bestand des Gartenrotschwanzes nach Ergebnissen des Brutvogel-Monitoring zuletzt langfristig als stabil eingeschätzt (Teufelbauer et al. 2017).

4.22 Rauchschwalbe (*Hirundo rustica*)

Aktuelle Kartierung und Vergleichsangaben

Als Kulturfolger brütet die Rauchschwalbe in Siedlungsnähe und bevorzugt in Ställen oder offenen Gebäuden. Brutplätze bleiben oft unentdeckt, da sie sich auf Privatgrund befinden. Mithilfe von Verbreitungsdaten aus der Meldeplattform ornitho.at konnten Schwerpunkte um das Forsthaus Teichhaus inklusive Hohenauer Teich, die Hermesvilla, das Rohrhaus sowie den Gebäudekomplex Jagdhaus Auhof herausgefiltert werden. Hauptsächlich handelte es sich um Jagdflüge, vereinzelt wurden aber auch Bruten dokumentiert: 2013 beim Jagdhaus Auhof (H. Gross), 2017 beim Teichhaus (mündl. Mitteilung L. Fidler) und 2018 bei der Hermesvilla (W. Kantner). Die drei Schwalbennester am Dachboden des Teichhauses wurden 2018 nicht wiederverwendet, da sie von Haussperlingen als Nestunterlage verwendet wurden. Die mit Heckrindern beweidete Hohenauer Wiese stellt ein wichtiges Nahrungshabitat dar und wird hoch frequentiert. In Dvorak & Sachslehner (2009) wird auf das angrenzende Gütenbachtal hingewiesen, wo die Rauchschwalbe vereinzelt an alten Gehöften brütet.

4.23 Sonstige Beobachtungen

Am 3.6.2018 wurde um 5.35 Uhr und nochmals um 10.00 Uhr ein Wespenbussard bei der Hüttgrabenwiese beobachtet. Ein weiterer Nachweis gelang nicht. In den Jahren 2001 und 2003 wurde der Wespenbussard im Gütenbachtal als Brutvogel nachgewiesen (Dvorak & Sachslehner 2009).
Zwischen 4.4. und 26.5. wurde regelmäßig ein Kolkraben-Paar balzrufend und „spielend“ bei der Hochwiese beobachtet. Am 20.9. wurde ein Einzelindividuum beobachtet. Der Bestand des Kolkrabens kann in Österreich mit 2.500 – 5.000 Brutpaaren beziffert werden und derzeit als stabil eingestuft werden. Nach einem Einbruch durch massive Verfolgung hat sich der Bestand heute wieder erholt (BirdLife Österreich, unpubl.). Neben dem Hauptverbreitungsgebiet, dem Alpenraum, kam es zu einer Besiedelung von außeralpinen Tieflagen, wie beispielsweise nördlich der Donau in Ober- und Niederösterreich (Berg 1995).

5 Entwicklung der streng geschützten prioritären Waldvogelarten

Die Waldvogelarten Mittelspecht, Hohltaube und Zwergschnäpper zählen zu den „streng geschützten, prioritär bedeutenden Vogelarten“ Wiens. Aufgrund ihrer spezifischen Habitatansprüche gelten diese Waldarten als bedeutende Leitarten für die Naturschutzplanung (Flade 1992). Um die Lebensraumqualität der Waldgebiete der Stadt Wien zu eruieren, wurde 2001 ein spezielles Erhebungsprogramm und artspezifische Habitatanalysen für den Mittelspecht, die Hohltaube und den Zwergschnäpper durchgeführt, um konkrete Vorschläge für Schutzmaßnahmen für diese Arten zu

formulieren. Aufgrund der engen Bindung an gewisse Habitat- und Strukturelemente dieser „Spezialisten“ können artspezifische Schutzmaßnahmen gleichzeitig zahlreiche weitere Arten fördern (Scherzinger 1996). Schutzmaßnahmen der Hohltaube wären beispielsweise förderlich für den Schwarzspecht, welcher wiederum als Höhlenbauer Lebensraum für eine Palette weiterer Tierarten wie beispielsweise Waldkauz, Siebenschläfer, diverse Fledermäuse, Wildbienen und Totholzkäfer schafft (Carlson et al. 1998, Sikora 2008). Das Vorkommen der Hohltaube kann zudem mit Siedlungspräferenzen des Schwarzspechts in Verbindung gebracht werden, da die Hohltaube fast ausschließlich in dessen Höhlen brütet (Nitsche 1993). Der Mittelspecht zeigt eine enge Bindung an grobborkige Baumarten, während der Zwergschnäpper strukturreiche Altholzbestände besiedelt (Wichmann & Frank 2003). Stellvertretend für alle Zielarten seien an dieser Stelle die Bestandsentwicklungen dieser drei, als Leitarten geltenden Waldvogelarten dargestellt. In Anhang 3 ist anschließend eine vergleichende Auflistung der Bestandssituation für alle Zielarten angefügt.

Im Rahmen der aktuellen Studie lag der Fokus auf der Bestandserhebung der Zielarten, es wurden keine Habitatanalysen durchgeführt. Allerdings kam für die drei Waldvogelarten eine vergleichbare Methode zur Bestandserhebung zur Anwendung: Im Jahr 2001 wurden im Lainzer Tiergarten 9 Probeflächen insgesamt zwei Mal zwischen Anfang April und Ende Mai begangen. In der vorliegenden Studie wurden dieselben Probeflächen insgesamt drei Mal zwischen Anfang April und Anfang Juni begangen. Im ersten Durchgang kamen zudem Klangattrappen zur Erfassung der Spechte zum Einsatz. Wichmann & Frank (2003) verzichteten damals auf ein Locken. Es wurden allerdings in derselben Studie für die Hochrechnung des Bestandes Ergebnisse aus der parallel laufenden Punkttaxierung miteinbezogen. Trotz dieser methodischen Abweichungen lassen sich für die drei Arten Tendenzen herauslesen: Der Mittelspecht-Bestand kann als stabil eingestuft werden, während bei der Hohltaube eine deutliche Zunahme der Reviere zu bemerken ist. Der Bestand hat sich in den letzten 17 Jahren fast verdoppelt. Im Gegenzug nahm der Bestand des Zwergschnäppers von 86,5 auf 18,5 Reviere um rund 80% ab (Abb. 15).

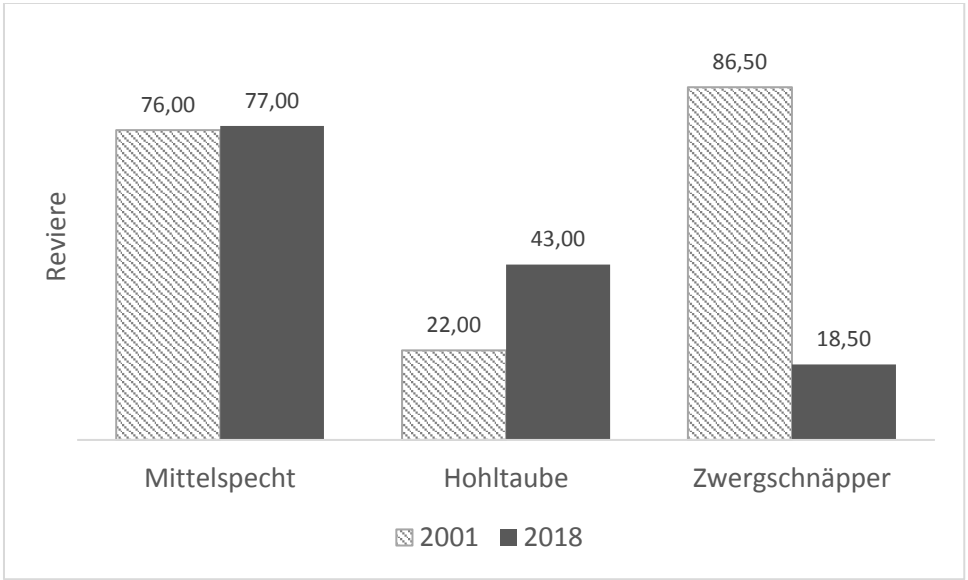


Abb. 15. Vergleich Revieranzahl der “streng geschützten prioritär bedeutenden Vogelarten“ Mittelspecht, Hohltaube und Zwergschnäpper im Jahr 2001 und 2018. Die Revierzahlen beziehen sich auf die 1350 ha umfassenden Probeflächen (Waldfläche: 1138,9 ha).

In den 1990ern wurde der Zwergschnäpper-Bestand als stabil bis leicht zunehmend eingeschätzt, was sich 2001 bestätigte (Wichmann & Frank 2003). Im Jahr 2018 wurde allerdings ein Einbruch um 80% bemerkt (s. Kapitel 4.18) (Abb. 16).

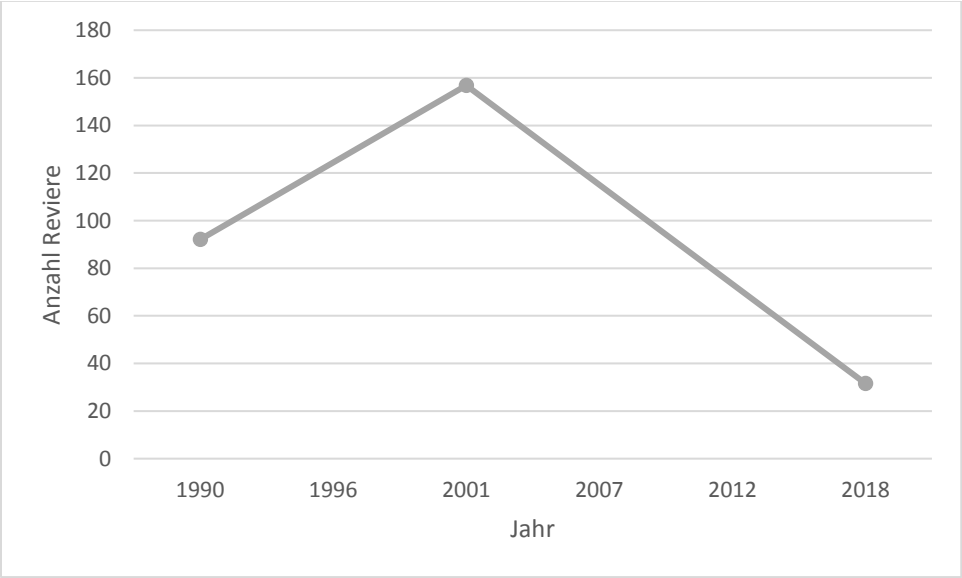


Abb. 16. Entwicklung des Zwergschnäpper-Bestands von 1990 bis 2018 im Lainzer Tiergarten.

Wie in den Artkapiteln bereits angemerkt, deckt sich der österreichweite, positive Bestandstrend der Hohltaube mit den Ergebnissen des Brutvogel-Monitoring von BirdLife Österreich (Teufelbauer et al. 2017). Auch der negative Trend in der Zwergschnäpper-Bestandsentwicklung scheint weitreichender zu sein als zunächst angenommen, so wurde bereits von Dvorak et al. (2014) bei Erhebungen im Biosphärenpark Wienerwald ein deutlicher Einbruch bemerkt.

Über den direkten Zusammenhang der Ergebnisse mit forstlichen Maßnahmen im Lainzer Tiergarten kann ohne Habitatanalysen keine zuverlässige Aussage getroffen werden. Dem Belassen von Habitat- und Höhlenbäumen sowie der Anreicherung von stehendem und liegendem Totholz in allen Altersklassen ist aber dennoch hohe Priorität beizumessen. Im EU-weiten „Natura 2000"-Konzept liegt ein deutlicher Schwerpunkt auf der Bewahrung von Waldlebensräumen, was eine besondere Rücksichtnahme auf den Totholzvorrat beinhaltet (Sauberer et al. 2007). In Hinblick auf die aktuelle Entwicklung des Zwergschnäppers sind forstliche Aktivitäten mit außerordentlicher Rücksicht auf bestehende Zwergschnäpper-Hotspots zu planen und in diesen Bereichen gänzlich zu unterlassen. Durchforstete Bereiche werden aufgrund des geringen Strukturangebots und verringertem Höhlenangebot von Zwergschnäppern gemieden (Wichmann & Frank 2003). Überregionale Bestandsrückgänge dieser Art verdeutlichen die zentrale Rolle des Lainzer Tiergartens, diesen altholz- und strukturreichen Lebensraum für diese national bedeutende Art zu erhalten.

6 Literatur

Bauer, H. G., Bezzel, E. & W. Fiedler 2012. Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas - Ein umfassendes Handbuch zu Biologie, Gefährdung und Schutz. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim. 725-728 pp.

Berg, H.-M. 1992. Status und Verbreitung der Eulen (Strigiformes) in Österreich. Egretta 35: 4-8.

Berg, H.-M. & T. Zuna-Kratky 1992. Die Brutvögel des Wienerwaldes. Eine kommentierte Artenliste (Stand August 1991). Vogelkundliche Nachrichten Ostösterreichs 3(1): 1-11.

Berg, H.-M. 1995. Zur Ausbreitung des Kolkraben (*Corvus corax* L.) in Österreich nördlich der Donau (Oberösterreich/Niederösterreich). Stapfia 37: 209-216.

Bergmann, H. H., Helb, H. W & S. Baumann 2008. Die Stimmen der Vögel Europas. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim.

Bibby, C. J., Burgess, N. D. & D. A. Hill 1992. Methoden der Feldornithologie - Bestandserfassung in der Praxis. Neumann Verlag GmbH, Radebeul.

Birdlife International 2004. Birds in Europe - Population estimates trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, Wageningen.

Böck, F. 1983. Biotopkartierung der MA 22 - Vogelkartierung. Studie im Auftrag der MA 22.

Carlson, A., Sandstrom, U. & K. Olsson 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest. Ardea 86: 109-119.

Czeszczewik, D. & W. Walankiewicz 2003. Natural nest sites of the Pied Flycatcher *Ficedula hypoleuca* in a primeval forest. Ardea. 91.

Donnerbaum, K., Teufelbauer, N. & G. Wichmann 2005. Ergebnisse des Brutvogelmonitorings in den Probeflächen in Wien-Kalksburg im Jahr 2005. Studie im Auftrag der MA 22.

Donnerbaum, K. & G. Wichmann 2003. Bestandserhebung der Wiener Brutvögel, Ergebnisse der Spezialkartierung Neuntöter - Bericht 2003. Natur und Naturschutz - Studien der Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22) 52: 1 - 13.

Dvorak, M., Kinnl, R., Roland, C., Wendelin, B., Kautz, W., Kautz, R. & H. -M. Berg 2014. Untersuchungen zur Vogelwelt der Wiesen- und Agrargebiete im Wienerwald. Egretta 1-4: 1-18.

Dvorak, M., Landmann, A., Teufelbauer, T., Wichmann G., Berg H.-M. & R. Probst 2017. The conservation status of the breeding birds of Austria: Red List (5th version) and Birds of Conservation Concern (1st version). Egretta 55: 6-42.

Dvorak, M., Ranner, A. & H. M. Berg 1993. Atlas der Brutvögel Österreichs. Ergebnisse der Brutvogelkartierung 1981 – 1985 der Österreichischen Gesellschaft für Vogelkunde. Umweltbundesamt, Wien.

Dvorak, M. & L. Sachslehner 2009. Lainzer Tiergarten. In: Dvorak, M. (Hrsg.) 2009. Important Bird Areas – die wichtigsten Gebiete für den Vogelschutz in Österreich. Verlag Naturhistorisches Museum Wien. Wien. Pp. 96 – 103.

Dvorak, M. & G. Wichmann 2005a. A320 FICEDULA PARVA. In: Ellmauer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp. 588 - 596.

Dvorak, M. & G. Wichmann 2005b. A321 FICEDULA ALBICOLLIS. In: Ellmauer, T. (Hrsg.), Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 1: Vogelarten des Anhangs I der Vogelschutz-Richtlinie. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH, pp. 597 - 607.

Glutz von Blotzheim, U.N. & K. Bauer 1993. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 13/2: Passeriformes 4/2: Sittidae-Laniidae. AULA Verlag, Wiesbaden. 800 pp.

Fisher, I., Ashpole, J., Proud T. & M. Marsh (Hrsg.) 2016. Status Report for the European Turtle-dove (*Streptopelia turtur*). RSPB, Report of Actions A6, 8, 9 and 10 under the framework of Project LIFE EuroSAP (LIFE14 PRE UK 002). Sandy, UK.

Freeman, S. N. & H. Q. P. Crick 2003. The decline of the Spotted Flycatcher *Muscicapa striata* in the UK: an integrated population model. Ibis, 145(3), 400–412. doi:10.1046/j.1474-919x.2003.00177.x

Flade, M. 1994. Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW Verlag, Eching. 879pp.

Frühauf, J. 2000. Habitatnutzung des Eisvogels im Bereich Orth an der Donau. Bericht im Auftrag der Nationalpark Donau-Auen GmbH im Rahmen des LIFE-Projektes „Gewässervernetzung und Lebensraummanagement Donauauen“.

Frühauf, J. 2005. Rote Liste der Brutvögel (Aves) Österreichs. In: Rote Listen gefährdeter Tiere Österreichs, Teil 1: Säugetiere, Vögel, Heuschrecken, Wasserkäfer, Netzflügler, Schnabelfliegen, Tagfalter. Grüne Reihe des Lebensministeriums Band 14/1. Böhlau Verlag, Wien, pp. 63-165.

Fuxa, H. 1991. Habit und Habitat des Kleinen Fliegenschnäppers, Muscicapa parva, besonderlich in den Waldungen des Lainzer Tiergartens bei Wien. Eigenverlag. Wien-Neubau, Wien.

Galeotti, P. 1990. Territorial behaviour and habitat selection in an urban population of the tawny owl *Strix aluco* L., Bolletino di zoologia 57: 59-66.

Galeotti, P. & G. Pavan 1991. Individual recognition of male Tawny Owls (*Strix aluco*) using spectrograms of their territorial calls. Ethology, Ecology and Evolution 3: 113-126.

Gottschalk, T., Franke, F., Märkel, U. & S. Trautmann 2014. Einfluss von Klima und Landnutzung auf die Verbreitung ausgewählter Brutvogelarten des Landes Sachsen-Anhalt. Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt, Halle (Saale):

Gstir, J. 2012. Nest site selection of Tawny Owl *Strix aluco* in relation to habitat structure and food abundance in the Biosphere Reserve Wienerwald. Diplomarbeit, Universität Wien, Wien.

Gustavsson, L. 1988. Inter- and intraspecific competition for nest holes in a population of the Collared Flycatcher *Ficedula albicollis*. Ibis, 130(1): 11–16. doi:10.1111/j.1474-919x.1988.tb00951.

Hallmann, C. A., Sorg, M., Jongejans, E., Siepel, H., Hofland, N., Schwan, H. & H. de Kroon 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. PLOS ONE, 12(10), e0185809. doi:10.1371/journal.pone.0185809.

Heneberg, P. 2004. Soil particle composition of Eurasian Kingfishers (*Alcedo atthis*) nest sites. Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae 50 (3):185–193

Hirons, G. J. M. 1985. The effects of territorial behaviour on the stability and dispersion of Tawny Owl (*Strix aluco*) populations. Journal of Zoology 1: 21-48.

Jedicke, E. 2009. Transektbasiertes Vogelmonitoring in Naturwaldreservaten - Ein Methodenvergleich mit Revierkartierung und Punktzählung. Naturschutz und Landschaftsplanung 41 (10): 297-305.

Jędrzejewski W., B. Jędrzejewska, K. Zub, A. L. Ruprecht & C. Bystrowski (1994). Resource use by Tawny Owls *Strix aluco* in relation to rodent fluctuations in Bialowieza National Park, Poland. - J. Avian Biology 25: 308-318.

Leditznig, C. 1992. Telemetriestudie am Uhu (*Bubo bubo*) im niederösterreichischen Alpenvorland – Methodik und erste Ergebnisse. Egretta 35: 69-72.

Leditznig, C. 1996. Habitatwahl des Uhus (*Bubo bubo*) im Südwesten Niederösterreichs und in den donaunahen Gebieten des Mühlviertels auf Basis radiotelemetrischer Untersuchungen. Abhandlungen der Zoologisch-Botanischen Gesellschaft Österreich 29: 47-68.

Lesiński , G., J. Gryz & M. Kowalski 2009. Bat predation by tawny owls *Strix aluco* in differently human-transformed habitats, Italian Journal of Zoology, 76:4, 415-421.

Mebs, T. & W. Scherzinger 2008. Die Eulen Europas - Biologie, Kennzeichen, Bestände. Frankh-Kosmos Verlag, Stuttgart.

Nagl, C., Reiter, K. & 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. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill, Austria.

Nagl, C. & C. H. Schulze 2018. Population density and habitat preferences in a Tawny Owl *Strix aluco* population in floodplain forests in Eastern Austria. Conference Volume of the 6th Symposium for Research in Protected Areas: 441-444. Salzburger Nationalparkfonds, Mittersill, Austria.

Nitsche, G. 1993. Brutvorkommen der Hohltaube *Columba oenas* in den Schlierseer Bergen (Bayrische Alpen). Ornithologischer Anzeiger 32: 129-139.

Oettel, J., Lipp, S., Steiner, H. & G. Frank 2017. Das Naturwaldreservat Johannser Kogel. Bundesforschungszentrum für Wald.

Pasinelli, G. 2000. Oaks (*Quercus* spec.) and only oaks? Relations between habitat structure and home range size of the middle spotted woodpecker (*Dendrocopos medius*). Biological Conservation 93: 227-235.

Redpath, S. M. 1995. Habitat fragmentation and the individual - tawny owls *Strix aluco* in woodland patches. Journal of Animal Ecology 64: 652-661.

Riegel, J. 2015. Zur Bestandssituation von Girlitz *Serinus serinus* und Grauschnäpper *Muscicapa striata* in Bergneustadt (Oberbergischer Kreis) in den Jahren 2006 bis 2015. ABO-Berichtsheft 65(2): 22-26.

Sachslehner, L. 1992. Zur Siedlungsdichte der Fliegenschnäpper (Muscicapinae s. stra.) auf stadtnahen Wienerwaldflächen Wiens mit Aspekten des Waldsterbens und der Durchforstung. Egretta 35: 121 – 153.

Sachslehner, L. 1995. Lainzer Tiergarten. In: Dvorak, M. & E. Karner: Important Bird Areas in Österreich. Monographien Bd. 71., pp. 77-86. Wien. Umweltbundesamt.

Sánchez-Bayo, F. & K. A. G. Wyckhuys 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. Biological Conservation 232: 8–27. doi:10.1016/j.biocon.2019.01.020

Sauberer, N., Hochbichler, E., Milasowszky, N., Panagoitis, B. & L. Sachslehner 2007. Nachhaltiges Waldbiomassenmanagement im Biosphärenpark Wienerwald. Verlag der Österreichischen Akademie der Wissenschaften. Wien. 150 pp.

Scherzinger, W. 1996. Naturschutz im Wald. Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Verlag Eugen Ulmer. Stuttgart. 447 pp.

Sikora, L. G. 2008. Entwicklung von Schwarzspechthöhlen im östlichen Schurwald zwischen 1997 und 2007. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 24: 1 - 19.

Solonen, T. & J. Karhunen 2002. Effects of variable feeding conditions on the Tawny Owl Strix aluco near the northern limit of its range. Ornis Fennica 79: 121-131.

Spindler, T. 1994. Status der Fischfauna der March. Wissenschaftliche Mitteilungen des Niederösterreichischen Landesmuseums 8: 177-189.

Straka, U. 1997. Wurzelteller als Nistplatz des Eisvogels (*Alcedo atthis*) in den Donauauen im Tullnerfeld (Niederösterreich). Egretta 40(2): 149-150.

Straka, U. 2016. Brutnachweis des Schwarzstorchs *Ciconia nigra* im Lainzer Tiergarten (Wien) im Jahre 2016. Vogelkundliche Nachrichten aus Ostösterreich 27 (1-4): 38-39.

Südbeck, P. 2009. Beitrag zur Höhlenökologie des Grauspechts Picus canus. Osnabrücker Naturwissenschaftliche Mitteilungen 35: 263 – 274.

Südbeck, P., Andretzke, H., Fischer, S., Gedeon, K., Schikore, T., Schröder, K. & C. Sudfeldt 2012. Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Dachverband deutscher Avifaunisten, Münster.

Sunde, P. & M. S. Bølstad 2004. A telemetry study of the social organization of a tawny owl (*Strix aluco*) population. Journal of Zoology 263: 65-76.

Teufelbauer, N., Seaman, B. & M. Dvorak 2017. Bestandsentwicklungen häufiger österreichischer Brutvögel im Zeitraum 1998 - 2016 – Ergebnisse des Brutvogel-Monitoring. Egretta 55: 43 – 76.

Uhl, H., Pühringer, N., Weißmair, W. & G. Wichmann 2015. Erhebungen von Spechten und anderen Schutzgutarten im Natura 2000 Gebiet „Steirisches Dachstein-Plateau". Projektbericht im Rahmen des LIFE+ Projektes Ausseerland. Im Auftrag der Österreichischen Bundesforste AG, Purkersdorf.

Van Turnhout, C. A. M., Willems, F., Plate, C., van Strien, A., Teunissen, W., van Dijk A. & R. Foppen 2008. Monitoring common and scarce breeding birds in the Netherlands: applying a post-hoc stratification and weighting procedure to obtain less biased population trends. Revista Catalana d'Ornitologia 24:15-29

Weißmair, W. 2011. Erhebung ausgewählter Brutvogelarten des Anhang I der EU Vogelschutzrichtlinie im Nationalpark Kalkalpen 2009 – 2011, Endbericht, im Auftrag der Nationalpark O.ö. Kalkalpen Ges.m.b.H., Molln. Schriftenreihe Nationalpark Kalkalpen Band 14. 108 pp.

Wichmann, G. & K. Donnerbaum 2001. Bestandserhebung der Wiener Brutvögel, Ergebnisse der Gartenvogelkartierung Wendehals (*Jynx torquilla*, L.) und Gartenrotschwanz (*Phoenicurus phoenicurus*, L.). Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. BirdLife Österreich.

Wichmann G. & G. Frank 2003. Bestandserhebung der Wiener Brutvögel, Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel – Bericht 2003, Teil 1. Natur und Naturschutz - Studien der Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22) 55: 1 - 15.

Wichmann G. & G. Frank 2003. Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Spezialkartierung Waldvögel – Bericht 2003, Teil 2. Natur und Naturschutz - Studien der Wiener Umweltschutzabteilung (MA 22) 55: 16 - 53.

Wichmann G. & G. Frank 2005. Die Situation des Mittelspechts (*Dendrocopos medius*) in Wien. Egretta 48 (1-2): 19 - 34.

Wichmann, G. & M. Dvorak 2003. Bestandserhebung der Wiener Brutvögel. Ergebnisse der Punkttaxierung aus den Jahren 2000 und 2001. Studie im Auftrag der Magistratsabteilung 22. BirdLife Österreich, Wien. 64 pp.

Wichmann, G., Dvorak, M., Teufelbauer, N. & H. M. Berg 2009. Die Vogelwelt Wiens – Atlas der Brutvögel. Herausgegeben von BirdLife Österreich – Gesellschaft für Vogelkunde. Verlag Naturhistorisches Museum Wien, Wien.

Wolf, M.E. 1981. Der Brutbestand der Wasseramsel (Cincluscinclus), des Eisvogels (*Alcedo atthis*) und der Gebirgsstelze (*Motacilla cinerea*) im östlichen Wienerwald. Egretta Sonderheft.

Zink, R. & T. Walter 2018. Endbericht Habichtskauz Wiederansiedlung 2015 – 2018. Gesellschaft zur Förderung des Forschungsinstitutes für Wildtierkunde und Ökologie - Forschungsinstitut für Wildtierkunde und Ökologie, Vetmeduni Vienna.

Zuberogoitia, I. & L. F. Campos 1998. Censusing owls in large areas - a comparison between methods. Ardeola 45 (1): 47-53.

Zuna-Kratky, T. 2003. Eagle Owl (*Bubo bubo*) breeding in the lowland floodplain-forest in northeastern Austria. Crex - Zpravodaj jihomoravské pobočký ČSO 20: 41-47.

Danksagung

Wir danken der Magistratsabteilung 22 herzlich für die Beauftragung! Ein besonderer Dank gilt dem Team der MA 49 - Forstverwaltung Wienerwald, insbesondere Herrn Dipl.-Ing. Hannes Lutterschmied, Bakk. techn. und den Revierleitern Ing. Leopold Fidler und Ing. Mag. Rainer Rubik für die ausgesprochen unkomplizierte und angenehme Zusammenarbeit.

Anhang

Anhang 1. Brutzeitcodes, welche während der Erhebungen für die Vogelindividuen vergeben wurden. Quelle: BirdLife Österreich.

Atlascodes

Atlascode	*Kriterium*	*Referenzbegriff Atlascode (engl.)*	
O	Art festgestellt, aber nicht als Brutvogel eingestuft	-	KEINE BRUT
H	Art zur Brutzeit in einem geeigneten Bruthabitat festgestellt	**H**abitat	BRUT MÖGLICH
S	Singende(s) Männchen während der Brutzeit in einem geeigneten Bruthabitat anwesend, Balzrufe oder Trommeln gehört oder balzendes Männchen gesehen	**S**inging Male	
V	Viele (mehr als 3) singende Männchen zur Brutzeit in einem geeigneten Bruthabitat im Kartierungsfeld (Sextant) festgestellt	-	BRUT WAHRSCHEINLICH
P	Paar(e) zur Brutzeit in geeignetem Bruthabitat festgestellt	**P**air	
T	Revierverhalten (z.B. Gesang, Kämpfe mit Reviernachbarn) an mindestens 2 Tagen mit mind. 1-wöchigem Abstand im gleichen Territorium festgestellt	**T**erritory	
D	Balzverhalten (Männchen *und* Weibchen), Kopula	**D**isplay	
N	Altvogel sucht einen wahrscheinlichen Nestplatz auf	**N**est Site	
A	Angst- oder Warnverhalten von Altvögeln lässt auf Nest oder nahe Junge schließen	**A**gitated Behaviour	
I	Brutfleck (nackte Fläche am Bauch) bei gefangenen Altvögeln	**I**ncubation	
B	Bau von Nest oder Bruthöhle, Transport von Nistmaterial	Nest **B**uilding	
DD	Angriffs- oder Ablenkungsverhalten (Verleiten)	**D**istraction-**D**ispaly	BRUT NACHGEWIESEN
UN	Gebrauchtes Nest oder Eischalen aus dieser Brutsaison gefunden	**U**sed **N**est	
FL	Kürzlich ausgeflogene Junge (Nesthocker) oder Dunenjunge (Nestflüchter) gesehen	Recently **Fl**edged Young	
ON	Brütender Altvogel gesehen; Altvogel verweilt längere Zeit auf Nest bzw. in Bruthöhle, oder löst Brutpartner ab	**O**ccupied **N**est	
FY	Altvogel trägt Futter für Junge, oder Kotballen vom Nest weg	**F**ood for **Y**oung	
NE	Nest mit Eiern (aus dieser Brutsaison) gefunden	**N**est containing **E**ggs	
NY	Junge im Nest gesehen oder gehört	**N**est with **Y**oung	

MIT UNTERSTÜTZUNG VON BUND, LÄNDERN UND EUROPÄISCHER UNION

Anhang 2: Schwarzstorchhorst in einer alten Eiche (*Quercus* sp.) mit 3 Jungtieren am 8. Juli 2018. Foto: Benjamin Seaman.

Anhang 3: In der folgenden Tabelle werden die hochgerechneten Revieranzahlen der Zielarten im Lainzer Tiergarten aus den Erhebungsperioden 2018 bzw. 2000-2001 gegenübergestellt. Für den Waldkauz wurde im Jahr 2005 ergänzend eine Simultankartierung durchgeführt ([a]). Es ist zu beachten, dass die Bestände von Eisvogel und Waldlaubsänger natürlichen Fluktuationen unterworfen sind und diese bei einer Gegenüberstellung von nur zwei Vergleichsperioden nicht ausreichend dargestellt werden können. Weiters sind die methodischen Unterschiede in den beiden Erhebungsjahren zu beachten: Für Mittelspecht, Hohltaube und Zwergschnäpper wurden in beiden Perioden vergleichbare Revierkartierungen auf denselben Probeflächen durchgeführt, für die restlichen Arten wurden 2000-2001 aufgrund des großen Untersuchungsgebiets Punkttaxierungen durchgeführt. Zum Vergleich werden in der Tabelle auch Reviere des IBA Lainzer Tiergarten und von Gesamt-Wien angegeben. Das IBA umfasst neben dem Lainzer Tiergarten auch südlich angrenzende Gebiete wie das Gütenbachtal, den Dorotheer Wald und den Wilden Berg und deckt insgesamt 2669 ha ab. Die Revieranzahlen des Lainzer Tiergartens beziehen sich auf Wien (2360 ha, davon 1945 ha Wald), Zahlen in Klammer beziehen sich auf Wien + Niederösterreich. * bedeutet keine Angabe.

Erhebungsjahr	**2018**	**2000-2001**	**2001-2003**	**2000-2003**
	Lainzer Tiergarten 2360 ha (2450 ha)	**Lainzer Tiergarten** 2360 ha	**IBA Lainzer Tiergarten** 2669 ha	**Wien** 41500 ha
Grauspecht	9	*	15-20	30-50
Schwarzspecht	15	*	15	35-50
Mittelspecht	131	134,2	124-154	325-390
Weißrückenspecht	1-2	*	4-6	10-15
Wendehals	0	0	*	10-20
Hohltaube	73	22	*	110-140
Turteltaube	1	*	30-50	250-500
Eisvogel	0	1	1	3-10
Zwergtaucher	0	0	0	20-25
Schwarzstorch	1	0	0	0
Uhu	0	0	0	0
Habichtskauz	0	0	0	0
Waldkauz	17 (19)	*	19-26[a]	90-130
Neuntöter	3-6	8-9	10-11	80-120
Waldlaubsänger	67	*	250	700-1200
Zwergschnäpper	32	156,8	*	150-240
Halsbandschnäpper	763	*	400-900	1200-2500
Grauschnäpper	36	320	*	1000-2000
Gartenrotschwanz	0-3	8-10	15-20	220-300
Rauchschwalbe	*	*	*	150-300
Wespenbussard	*	0	1	5-10
Quelle	vorliegende Studie	Wichmann & Donnerbaum 2001 Donnerbaum & Wichmann 2003 Wichmann & Frank 2003, 2005	Dvorak & Sachslehner 2009 Wichmann et al. 2009	Wichmann et al. 2009

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Birdlife Österreich - Projektberichte

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: 15_2019

Autor(en)/Author(s): Nagl Christina, Seaman Benjamin

Artikel/Article: Erfassung von naturschutzrelevanten Brutvögeln im Natura 2000 Gebiet Lainzer Tiergarten 1-43