

Der Effekt von Augengröße und Lichtbelastung auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet

Claudia Schütz & Christian H. Schulze

Schütz C & Schulze CH 2019: The effect of eye size and artificial night lighting on daily activity patterns of birds in the city of Vienna. *Vogelwarte* 57: 91-98.

Artificial night lighting can cause an earlier start of daily activity of birds with a stronger response to artificial light in species that generally start their dawn song earlier. This is suggested to be related to interspecific variation in eye size. However, until now no study included these two variables in multivariate analyses to test for combined effects of relative eye size (eye size adjusted for body size) and artificial night lighting. That was realized in this study, also accounting for possible effects of varying temperature and season on the activity start of eleven common songbirds. To assess the activity start of bird species, point counts have been carried out between November 2014 and April 2015 at 84 randomly selected survey points within the city borders of Vienna. Birds were recorded 15 min before until 15 min after start of civil twilight. At the survey points, beside temperature also sky brightness as well as light intensity were measured every 15 min. For analyses, artificial night lighting was also quantified on a regional scale using VIIRS night time satellite images. Data on birds' eye size were derived from a personal database and from literature. Linear mixed-effects models indicate that large-eyed bird species tend to show an earlier start of their activity. While artificial night lighting quantified on a local scale (census points) doesn't prove to strongly affect activity start of birds, effects are found when considering average artificial night lighting within a buffer of 250 and 500 m around census points. If large-eyed species benefit disproportionately from artificial night lighting, this could affect the composition of bird communities inhabiting urban environments.

✉ CS: Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien.

E-Mail: claudia.schuetz@univie.ac.at, Österreich.

CHS: Department für Botanik und Biodiversitätsforschung, Universität Wien, Rennweg 14, 1030 Wien, Österreich.

1. Einleitung

Ökologische Lichtverschmutzung – definiert als die Aufhellung des Nachthimmels durch (meist) künstliche Lichtquellen, welche die natürlichen Lichtverhältnisse in Ökosystemen verändert (Longcore & Rich 2004) – nimmt in Folge steigender Urbanisierung und kontinuierlich wachsendem Lebensstandard rapide zu (Gil & Brumm 2014; Kyba et al. 2017). Künstliche Lichtquellen ändern dabei die räumlichen, zeitlichen und spektralen Eigenschaften natürlicher Lichtverhältnisse und beeinflussen damit die Physiologie und das Verhalten einer breiten Palette von Organismen (Schmiedel 2001; Navara & Nelson 2007; Gaston et al. 2013; Dominoni et al. 2016).

Für die Mehrheit der Vogelarten spielt die über ihr Sehvermögen aufgenommene Information eine entscheidende Rolle bei der Steuerung ihres Verhaltens (Martin 2017). Dementsprechend kann „falsches“ Licht zur falschen Zeit am falschen Ort erhebliche Auswirkungen haben (Hüppop et al. 2013). So wurden bei nachts ziehenden Vögeln, die zum Navigieren u. a. den Sternenkompas nutzen (Berthold 2008), besonders in bedeckten Nächten anziehende Effekte hell erleuchteter Strukturen in einer ansonsten dunklen Umgebung beobachtet (Ballasus et al. 2009; Hüppop & Hilgerloh 2012; Hüppop et al. 2013). Diese Effekte können u. a.

die Wahl des Rasthabitats und damit auch die Effizienz der Nahrungsaufnahme während des Zuges beeinflussen (McLaren et al. 2018). Aufgrund von Kursverlust und/oder Desorientierung kann eine derartige Lichtattraktion aber auch zu einem Anstieg der Flugdauer und im schlimmsten Fall bei ungünstigen Witterungsbedingungen zu Massenanflügen und zur Kollision mit künstlich beleuchteten Strukturen wie Hochhäusern, Leuchttürmen, Sendemasten oder Windkraftanlagen führen (Longcore & Rich 2004; Ballasus et al. 2009; Hüppop et al. 2013; Van Doren et al. 2017). Auch das Betreiben von Skybeamern kann erhebliche negative Konsequenzen für Vögel haben. So konnten nicht nur Schreck- und Ausweichreaktionen ziehender, sondern auch Störungen rastender Vögel durch die Lichtkegel der Scheinwerfer festgestellt werden (Herrmann et al. 2006).

Im städtischen Umfeld, in dem künstliche Lichtquellen permanent und gleichmäßiger verteilt sind, führen sie für die dort lebenden Vögel zu Verschiebungen in den tageszeitlichen und saisonalen Aktivitätsmustern (Gaston et al. 2013; Gil & Brumm 2014; Da Silva et al. 2015). Nächtliche Beleuchtung löst beispielsweise einen früheren Aktivitätsbeginn aus (Nordt & Klenke 2013), wobei dieser Effekt bei jenen Vogelarten besonders stark ausgeprägt ist, die unter natürlichen Bedingungen ihren morgendlichen Gesang in Relation zum Sonnenaufgang

sehr früh beginnen (Kempenaers et al. 2010; Russ et al. 2015). Grund hierfür könnten zwischenartliche Unterschiede in der relativen Augengröße und damit in der unterschiedlichen visuellen Leistungsfähigkeit unter geringen Lichtintensitäten sein. Untermauert wird diese Annahme durch Studien, die einen negativen Zusammenhang zwischen Augengröße und morgendlichem Aktivitätsbeginn belegen (Thomas et al. 2002; Ockenendon et al. 2009).

Im Rahmen dieser Studie sollen nun zum ersten Mal die beiden maßgeblichen Prädiktorvariablen Augengröße und anthropogene Lichtbelastung – gemeinsam mit anderen potenziell bedeutenden Variablen wie Temperatur und Jahreszeit (Nordt & Klenke 2013; Da Silva et al. 2014; Russ et al. 2015; Da Silva et al. 2017) – in multivariate Analysen integriert werden. Dadurch wird die Einflussstärke verschiedener Variablen auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln miteinander vergleichbar. Zudem basieren Studien, die den Effekt von anthropogenen Lichtemissionen auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln untersuchen, überwiegend auf kleinräumigen Lichtbelastungsmaßen (Kempenaers et al. 2010; Russ et al. 2015; Da Silva et al. 2017). Neben punktuellen Messungen werden in dieser Studie auch Satellitenaufnahmen verwendet, um anthropogene Lichtbelastung auch für großräumigere Flächen zu quantifizieren. Abseits der Gesangsaktivität ist der Effekt von anthropogenen Lichtemissionen auf tägliche Aktivitätsmuster von Vögeln noch wenig untersucht (Gil & Brumm 2014; aber z. B. Santos et al. 2010; Titulaer et al. 2012). Unsere Studie berücksichtigt daher als abhängige Variable den allgemeinen Aktivitätsbeginn, überwiegend außerhalb der Brutzeit.

2. Material und Methoden

2.1 Untersuchungsgebiet und Vogelerhebungen

Die Freilandarbeiten wurden zwischen November 2014 und April 2015 in Wien an zufällig ausgewählten Punkten durchgeführt. Für die Zufallsauswahl wurde das Stadtgebiet in ArcGIS mit einem 1 km × 1 km-Raster überzogen und für jede Rasterzelle die mittlere Strahlendichte berechnet. Daten zur Strahlendichte (Einheit: Nanowatt pro Steradian und pro Quadratcentimeter) stammen von VIIRS-Nachtlicht-Satellitenaufnahmen (VIIRS: Visible Infrared Imaging Radiometer Suite; NOAA 2018; Details siehe unten). Anschließend wurde jede Rasterzelle einer von vier Gruppen zugeordnet (Details siehe Abb. 1). Für jede Gruppe wurden 20 bis 22 Zufallspunkte (kaum lichtbelastet: n = 20, leicht lichtbelastet: n = 21, mäßig lichtbelastet: n = 21, stark lichtbelastet: n = 22) ausgewählt, wobei nur jene Punkte berücksichtigt wurden, die möglichst einfach zugänglich waren (Abb. 1). Die Aktivität aller Vogelindividuen, die visuell und/oder akustisch an den Kartierungs-

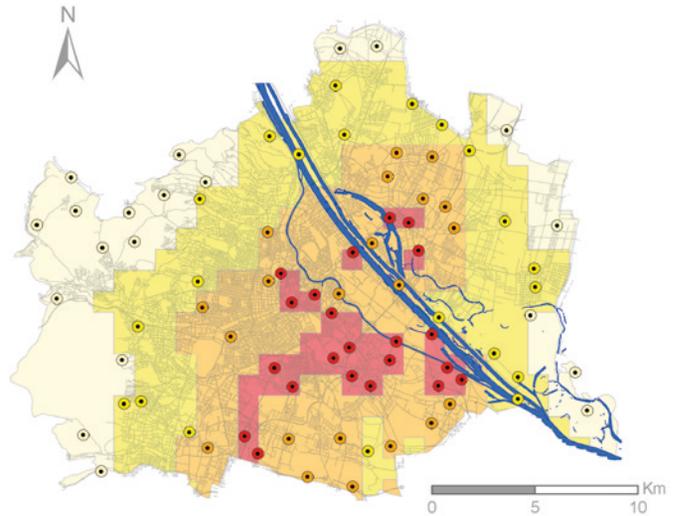


Abb. 1: Lage der 84 Zufallspunkte, an denen Aktivitätserhebungen der Vögel durchgeführt wurden. Das Wiener Stadtgebiet wurde basierend auf VIIRS-Nachtlicht-Satellitenaufnahmen in vier Zonen unterteilt: hellgelb = kaum lichtbelastet – $< 5 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, gelb = leicht lichtbelastet – $5,01\text{-}15 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, orange = mäßig lichtbelastet – $15,01\text{-}25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, rot = stark lichtbelastet – $> 25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$. Blaue Linien stellen den Verlauf der Donau und ihrer Nebengewässer dar, graue Linien Straßen. – *Overview on 84 random points, where bird activity surveys were carried out. The city of Vienna was divided into four zones based on VIIRS night time satellite images: bright yellow = low intensity of artificial light – $< 5 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, yellow = slightly artificially illuminated – $5.01\text{-}15 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, orange = moderately artificially illuminated – $15.01\text{-}25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$, red = strongly artificially illuminated – $> 25 \text{ nW}/(\text{cm}^2 \times \text{sr})$. Blue lines indicate the river Danube and its backwaters, grey lines represent streets.*

punkten registriert wurden, wurde innerhalb eines Radius von 50 m um den Beobachtungspunkt erfasst. Die Gesamt-erfassungszeit pro Punkt betrug 30 min, wobei sich diese von 15 min vor bis 15 min nach Beginn der zivilen (bürgerlichen) Dämmerung erstreckte. Die morgendliche bürgerliche Dämmerung beginnt, wenn sich die Sonne 6° unter dem Horizont befindet und endet mit dem Sonnenaufgang. Während dieser Zeitspanne – unter Abwesenheit von Mondschein und/oder künstlicher Beleuchtung – ist die vorherrschende Helligkeit für das menschliche Auge gerade ausreichend, um große Gegenstände grob zu unterscheiden, Details sind nicht auflösbar (Geoscience Australia 2018). Der Beginn der zivilen Dämmerung wurde für jeden Kartierungspunkt unter <https://galupki.de/kalender/sunmoon.php> ermittelt. Alle 84 Punkte wurden in zufälliger Reihenfolge einmal im Untersuchungszeitraum aufgesucht. An den Untersuchungspunkten wurde zudem ab Beobachtungsbeginn alle 15 min mit dem Umweltmessgerät Voltcraft DT 8820 die Temperatur in ca. 1 m Höhe über dem Boden gemessen.

2.2 Anthropogene Lichtemission

Die anthropogene Lichtbelastung an den Kartierungspunkten wurde auf verschiedenen räumlichen Ebenen ermittelt. Auf lokaler Ebene wurde am Beobachtungspunkt mit einem Luxmeter (Umweltmessgerät Voltcraft DT 8820, Einheit: lux) die Lichtintensität aufgenommen. Mit einem Sky Quality Meter

(Unihedron SQM-L, Einheit: Magnituden pro Bogensekunde²) wurde zudem die Himmelhelligkeit in einem Raumwinkel von ca. 20° um die Zentralachse gemessen (Unihedron 2017). Je niedriger der Wert, der vom Gerät erhalten wird, desto höher ist die Helligkeit des Nachthimmels und damit die anthropogene Lichtemission (Posch et al. 2013). Eine Abnahme um 5 mag/Bogensekunde² bedeutet einen 100-fach helleren Nachthimmel (Unihedron 2017). Sowohl Lichtintensität als auch Himmelhelligkeit wurden an den Beobachtungspunkten alle 15 min in ca. 1 m Höhe gemessen. Für die statistischen Analysen wurde dann jeweils der Mittelwert der drei Messungen verwendet. Auf Ebene der Landschaftsmatrix wurden Nachlichtaufnahmen der Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) an Bord des Suomi NPP (National Polar-Orbiting Partnership) Satelliten genutzt (Datenquelle: NOAA 2018, Datenstand: Januar 2013), um anthropogene Lichtbelastung zu quantifizieren. VIIRS detektiert Licht im Wellenlängenbereich von 500 bis 900 nm in einer räumlichen Auflösung von 15 × 15 Bogensekunde²-Rastern (NOAA 2018), was im Raum Wien einer Rastergröße von ca. 380 m × 380 m entspricht. VIIRS reagiert hoch sensibel auf geringste Mengen sichtbaren Lichts (Liao et al. 2013; Miller et al. 2013). Das resultiert in Nachlichtaufnahmen, die eine sehr gute Erfas-

sung anthropogener Lichtquellen erlauben, weniger gesättigte Pixel in stark durch künstliche Lichtquellen belasteten Gebieten zeigen und damit eine bessere Darstellung stadtinterner Charakteristika ermöglichen (Elvidge et al. 2013). Basierend auf diesen VIIRS-Nachlichtaufnahmen wurde die mittlere Helligkeit in einem Puffer von 250 m und 500 m um den jeweiligen Kartierungspunkt berechnet. Die Berechnungen wurden in ArcGIS 10.2 (ESRI) mit Hilfe des Werkzeugs „Zonale Statistiken“ durchgeführt.

2.3 Augengröße

Daten zur mittleren Augengröße (Durchmesser der Iris) von Vogelarten, die an den Untersuchungspunkten erfasst wurden, stammen aus unserer eigenen Datenbank (methodische Details zum Vermessen der Augendurchmesser siehe Schütz & Schulze 2014) oder von Thomas et al. (2002). Die Augengröße wurde für die statistischen Auswertungen in Relation zur Körpergröße gesetzt. Die daraus resultierende relative Augengröße entspricht dem Residuum der Regression zwischen log-transformierter absoluter Augengröße und log-transformiertem Körpergewicht. Daten zum Körpergewicht der einzelnen Vogelarten stammen aus Dunning (2008). Sofern vorhanden, wurden dabei Gewichtsangaben aus dem Winter

Tab. 1: Datengrundlage zur relativen Augengröße einzelner Vogelarten. Daten zum Augendurchmesser stammen aus Thomas et al. (2002) oder aus der eigenen Datenbank, Daten zum Körpergewicht aus Dunning (2008). Die elf Vogelarten, die herangezogen wurden, um die Effekte von anthropogener Lichtemission und relativer Augengröße auf den Aktivitätsbeginn zu ermitteln, sind fett gedruckt (AD = Augendurchmesser, SD = Standardabweichung, KG = Körpergewicht, n = Stichprobe, ED = Eigene Datenbank). – *Data used for calculating the relative eye size of bird species. Data on eye size derived from Thomas et al. (2002) or from our own database. Body mass data were extracted from Dunning (2008). The eleven species which were used to test for effects of artificial night light level and relative eye size on the activity start of birds are printed in bold (AD = eye size diameter, SD = standard deviation, KG = body mass, N = sample size, ED = own database).*

| Deutscher Artname | Wissenschaftlicher Artname | AD (mm) | SD | KG (g) | n | ED | Thomas et al. (2002) |
|---------------------|--------------------------------|---------|-------------|--------------|-----|----|----------------------|
| Feldlerche | <i>Alauda arvensis</i> | 4,77 | 0,06 | 40,85 | 3 | | X |
| Rotkehlchen | <i>Erithacus rubecula</i> | 4,79 | 0,42 | 17,97 | 5 | X | |
| Zaunkönig | <i>Troglodytes troglodytes</i> | 3,41 | 0,25 | 8,74 | 22 | | X |
| Amsel | <i>Turdus merula</i> | 7,07 | 0,48 | 83,35 | 3 | X | |
| Singdrossel | <i>Turdus philomelos</i> | 6,43 | 0,20 | 70 | 12 | | X |
| Schwanzmeise | <i>Aegithalos caudatus</i> | 3,51 | 0,88 | 7,7 | 2 | X | |
| Blaumeise | <i>Cyanistes caeruleus</i> | 3,68 | 0,19 | 10,73 | 24 | X | |
| Kohlmeise | <i>Parus major</i> | 4,29 | 0,25 | 19,11 | 20 | X | |
| Kleiber | <i>Sitta europaea</i> | 4,5 | 0,12 | 23,1 | 2 | X | |
| Waldbaumläufer | <i>Certhia familiaris</i> | 3,6 | 0,14 | 8,5 | 2 | | X |
| Elster | <i>Pica pica</i> | 6,63 | 0,11 | 206,1 | 2 | | X |
| Saatkrähe | <i>Corvus frugilegus</i> | 8,57 | 0,32 | 485,7 | 3 | | X |
| Haussperling | <i>Passer domesticus</i> | 4,01 | 0,10 | 30,4 | 2 | X | |
| Feldsperling | <i>Passer montanus</i> | 4,05 | 0,26 | 23 | 127 | X | |
| Buchfink | <i>Fringilla coelebs</i> | 4,05 | 0,21 | 23,6 | 5 | X | |
| Grünfink | <i>Chloris chloris</i> | 4,07 | 0,26 | 30,65 | 8 | X | |
| Stieglitz | <i>Carduelis carduelis</i> | 3,74 | 0,11 | 15,8 | 9 | X | |
| Gimpel | <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | 4,82 | 0,40 | 32,95 | 4 | X | |
| Goldammer | <i>Emberiza citrinella</i> | 4,7 | 0,26 | 29,8 | 10 | X | |

verwendet. Nach Geschlecht getrennte Angaben zum Körpergewicht wurden gemittelt. Tab. 1 gibt einen detaillierten Überblick über die Daten zur Augengröße und zum Körpergewicht von 19 Vogelarten, die verwendet wurden, um deren relative Augengröße zu ermitteln.

2.4 Statistische Analysen

Für die statistischen Analysen standen von 83 Kartierungspunkten Daten zur Vogelaktivität zur Verfügung, an einem Punkt wurde keine Vogelaktivität registriert. An jedem Untersuchungspunkt wurde dabei pro Art nur jener Zeitpunkt berücksichtigt, an dem die jeweilige Art zum ersten Mal gehört und/oder gesehen wurde. Dieser Zeitpunkt wurde in Minuten nach (positive Werte) oder vor (negative Werte) Beginn der zivilen Dämmerung angegeben, um saisonalen Unterschieden in der Tageslänge gerecht zu werden. Es wurden nur jene Vogelarten berücksichtigt, die an mindestens vier Kartierungspunkten nachgewiesen wurden (Tab. 1). Aufgrund der Struktur unserer Daten berechneten wir lineare, gemischte Modelle mit Punkt-ID und Art als Zufallseffekte und relativer Augengröße, Lichtbelastung, minimaler Temperatur und Monat (als faktorieller Variable) als Prädiktorvariablen. Im Zuge der Modellselektion wurden alle möglichen Kombinationen der erklärenden Variablen miteinander verglichen und jene Modelle identifiziert, die das Informationskriterium minimieren. Hierfür wurden Modelle ihrem AIC (Akaike Informationskriterium) folgend gereiht. Nur jene Modelle, die einen Unterschied < 2 hinsichtlich ihres AIC-Wertes zum besten Modell (= Modell mit dem kleinsten AIC-Wert) zeigten, wurden als bestgereichte Modelle bewertet (Richards et al. 2011; Symonds & Moussalli 2011). Für jedes Modell wurde auch das

Akaike-Gewicht berechnet, das die Wahrscheinlichkeit, mit der ein Modell die Zusammenhänge zwischen der Zielvariablen und den erklärenden Variablen am besten vorhersagt, angibt. Die Modellselektion wurde getrennt für die vier Lichtbelastungsmaße Lichtintensität (Luxmeter), Himmelselligkeit (Sky Quality Meter), VIIRS-Nachtlichtaufnahme 250 m und VIIRS-Nachtlichtaufnahme 500 m durchgeführt, weil diese Parameter hochgradig korrelieren. Auch wenn der Aktivitätsstart zwischen Arten verglichen wurde, führten wir keine Tests hinsichtlich Signifikanz und Stärke eines phylogenetischen Signals durch, da unser Datensatz lediglich 11 Arten umfasste, die zudem aus sieben verschiedenen Familien (Alaudidae: eine Art, Muscicapidae: eine Art, Troglodytidae: eine Art, Turdidae: zwei Arten, Paridae: zwei Arten, Corvidae: eine Art, Fringillidae: drei Arten) stammten. Die statistischen Analysen wurden mit der Software R 3.4.3. (R Core Team 2014) durchgeführt, unter Verwendung der R-Pakete lme4 (Bates et al. 2015), MuMIn (Barton 2015) und visreg (Breheny & Burchett 2017).

3. Ergebnisse

Insgesamt wurde der Aktivitätsbeginn von 259 Vogeleindividuen aus elf Arten analysiert. Vergleicht man die Zusammenstellung der bestgereichten Modelle getrennt nach den einzelnen Lichtbelastungsmaßen, ist die relative Augengröße in allen der bestgereichten Modelle enthalten (Tab. 2). Alle Maße für anthropogene Lichtemission sind zwar in zumindest einem der bestgereichten Modelle enthalten, die VIIRS-Maße haben jedoch stärkeren Einfluss auf den Aktivitätsbeginn von

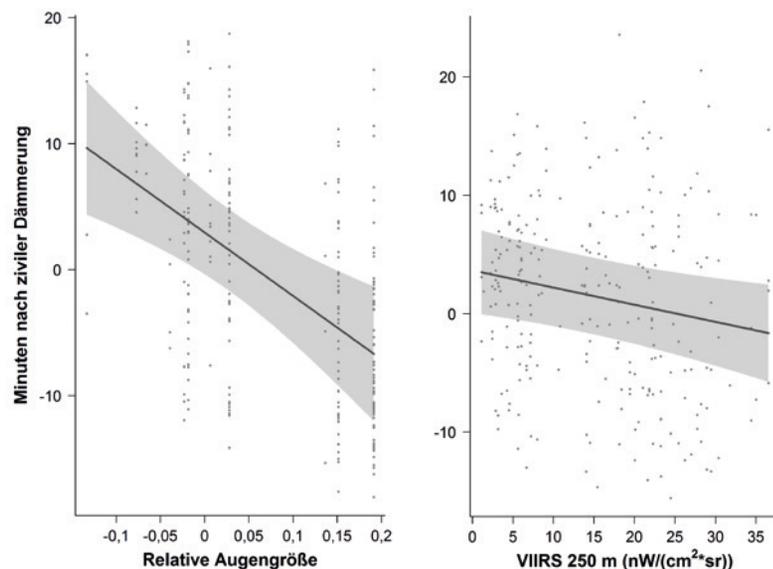


Abb. 2: Vorhergesagter Effekt der erklärenden Variablen relative Augengröße und anthropogene Lichtemission (basierend auf Satellitenaufnahmen) auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet. Vorhersagen basieren auf dem Modell in Tab. 2c, graue Bänder zeigen das 95%-Konfidenzintervall. – *Predicted effects of relative eye size and artificial night lighting (based on night time satellite images) on the activity start of birds in the city of Vienna. Predictions are based on the model in Tab. 2c, grey areas indicate 95% CI.*

Vögeln im Vergleich zur Lichtintensität (Luxmeter) und zur Himmelselligkeit (Sky Quality Meter). Das VIIRS 250 m-Maß ist in allen bestgereichten Modellen und das VIIRS 500 m-Maß in drei der vier bestgereichten Modelle enthalten (Tab. 2). Zudem hat das Modell, das VIIRS 250 m, Monat und relative Augengröße als erklärende Variablen enthält, den kleinsten AIC-Wert (Tab. 2). Größere Augen und ansteigende Lichtbelastung (basierend auf VIIRS-Nachtlichtaufnahmen) führen dabei zu einem früheren Aktivitätsbeginn (Abb. 2). Der Aktivitätsbeginn zeigt zudem geringe, aber doch deutliche monatliche Unterschiede, wobei Vögel nach einem relativ ähnlichen Aktivitätsbeginn in den Wintermonaten im Frühjahr zunehmend früher mit der Aktivität beginnen (Abb. 3). Die Parameterschätzungen (\pm Standardfehler) für die Auswirkung der minimalen Temperatur auf den Aktivitätsbeginn der Vögel sind für fünf der sechs in Tabelle 2 dargestellten Modelle, in denen die mi-

Tab. 2: Bestgereichte Modelle ($\Delta AIC < 2$) zur Erklärung des Aktivitätsbeginns von Vögeln im Wiener Stadtgebiet, getrennt nach den vier Maßen für anthropogene Lichtbelastung. Akaikes Informationskriterium (AIC), Unterschiede in den AIC-Werten einzelner Modelle zum bestgereichten Modell (ΔAIC), Akaike-Gewichte (ω_i) und die Bestimmtheitsmaße sind für die jeweiligen Modelle aufgelistet. Erklärende Variablen, die in allen bestgereichten Modellen für das jeweilige Lichtbelastungsmaß enthalten sind, sind fett formatiert (rel. AG = relative Augengröße, T_{min} = Minimal-Temperatur). – *Best ranked models ($\Delta AIC < 2$) explaining the activity start of birds in the city of Vienna, shown separately for each of the four artificial night light measures. Akaike's Information Criterion (AIC), AIC-differences to the best ranked model (ΔAIC), as well as Akaike weights (ω_i) and the coefficients of determination are listed for each of the models. Independent variables being included in each of the best ranked models for the respective artificial night light measure are printed in bold (rel. AG = relative eye size, T_{min} = minimum temperature).*

| a) Lichtintensität (Luxmeter) | | | | | | |
|--|--|---------|--------------|------------|----------------------|--------------------|
| Modellnr. | Erklärende Variablen | AIC | ΔAIC | ω_i | <i>margin.</i> r^2 | <i>kond.</i> r^2 |
| 1 | T_{min}, rel. AG | 1862,30 | 0 | 0,23 | 0,23 | 0,37 |
| 2 | rel. AG | 1862,71 | 0,41 | 0,19 | 0,21 | 0,36 |
| 3 | Monat, rel. AG | 1863,21 | 0,92 | 0,15 | 0,24 | 0,41 |
| 4 | Lichtintensität, T_{min}, rel. AG | 1863,44 | 1,14 | 0,13 | 0,23 | 0,38 |
| b) Himmelshelligkeit (Sky Quality Meter) | | | | | | |
| Modellnr. | Erklärende Variablen | AIC | ΔAIC | ω_i | <i>margin.</i> r^2 | <i>kond.</i> r^2 |
| 1 | T_{min}, rel. AG | 1862,30 | 0 | 0,24 | 0,23 | 0,37 |
| 2 | rel. AG | 1862,71 | 0,41 | 0,20 | 0,22 | 0,36 |
| 3 | Monat, rel. AG | 1863,21 | 0,92 | 0,15 | 0,25 | 0,41 |
| 4 | Himmelshelligkeit, T_{min}, rel. AG | 1864,03 | 1,73 | 0,10 | 0,23 | 0,38 |
| c) VIIRS 250 m | | | | | | |
| Modellnr. | Erklärende Variablen | AIC | ΔAIC | ω_i | <i>margin.</i> r^2 | <i>kond.</i> r^2 |
| 1 | VIIRS 250 m, Monat, rel. AG | 1858,50 | 0 | 0,42 | 0,28 | 0,41 |
| d) VIIRS 500 m | | | | | | |
| Modellnr. | Erklärende Variablen | AIC | ΔAIC | ω_i | <i>margin.</i> r^2 | <i>kond.</i> r^2 |
| 1 | VIIRS 500 m, Monat, rel. AG | 1860,49 | 0 | 0,30 | 0,26 | 0,41 |
| 2 | T_{min}, rel. AG | 1862,30 | 1,81 | 0,12 | 0,23 | 0,37 |
| 3 | VIIRS 500 m, T_{min}, rel. AG | 1862,40 | 1,91 | 0,12 | 0,24 | 0,37 |
| 4 | VIIRS 500 m, T_{min}, Monat, rel. AG | 1862,45 | 1,97 | 0,11 | 0,26 | 0,41 |

minimale Temperatur enthalten ist, mit Werten zwischen - 0,27 ($\pm 0,17$) und - 0,31 ($\pm 0,17$) sehr ähnlich. Niedrigere minimale Temperaturen führen danach zu einem späteren Aktivitätsbeginn der Vögel. Nur für das letzte in Tabelle 2 angegebene Modell weist die Parameterschätzung von - 0,03 ($\pm 0,18$) auf keine Wirkung der Temperatur auf den Aktivitätsbeginn hin.

4. Diskussion

Unsere multivariaten Analysen, die neben der anthropogenen Lichtbelastung gleichzeitig auch andere potenziell bedeutende Variablen wie Temperatur und Monat (Saison) berücksichtigten, unterstreichen den wesentlichen Einfluss der Augengröße auf den Aktivitätsbeginn.

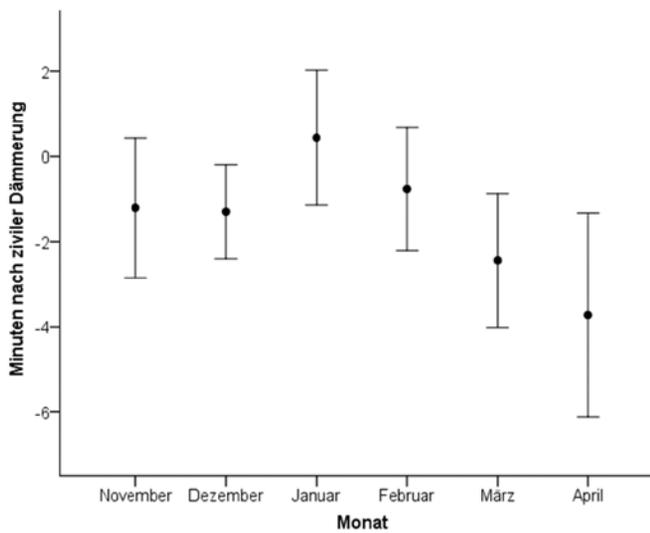


Abb. 3: Vorhergesagter Effekt der erklärenden Variable Monat auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet. Vorhersagen basieren auf dem Modell in Tab. 2c, dargestellt sind Mittelwerte und ihre 95 %-Konfidenzintervalle. – *Predicted effect of the variable month on the activity start of birds in the city of Vienna. Predictions are based on the model in Tab. 2c, presented are means and their 95% CIs.*

Dabei sind Vogelarten mit größeren Augen in Relation zu ihrer Körpergröße früher aktiv als jene mit kleineren Augen (Thomas et al. 2002, 2004; Ockendon et al. 2009). Der Beginn der morgendlichen Aktivität wird also primär durch visuelle Fähigkeiten unter geringen Lichtintensitäten bestimmt (Thomas et al. 2004; Ockendon et al. 2009). Große Augen besitzen einen größeren Pupillendurchmesser und lassen mehr Licht in das Innere des Auges. Dadurch wird sowohl die optische Sensibilität (die Fähigkeit, Licht von geringer Intensität wahrzunehmen) als auch die optische Auflösung (die Fähigkeit, Details unter bestimmten Lichtbedingungen aufzulösen) erhöht – beides wichtige Eigenschaften für primär visuell orientierte Lebewesen (Martin 2017). Selbst unter schlechten Lichtbedingungen ist es dann möglich, Beute zu finden und effizient damit zu hantieren sowie sich annähernde Prädatoren rechtzeitig zu entdecken – Vorteile, von denen Vögel dank größerer Augen bei frühem Aktivitätsbeginn profitieren (Ockendon et al. 2009).

Neben der Augengröße hatte auch die anthropogene Lichtbelastung einen Effekt auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln. Die Einflussstärke dieser Variable war in unserer Studie allerdings von ihrer räumlichen Auflösung abhängig. Kleinräumige Lichtbelastungsmaße, die von punktuellen Messungen mit Luxmeter und Sky Quality Meter stammen, hatten nur wenig Einfluss auf den Aktivitätsbeginn – ein Ergebnis, das vereinzelt auch in anderen Studien zu finden ist (Da Silva et al. 2017; Welbers et al. 2017). Bei Berücksichtigung der anthropogenen Lichtemission in einem größeren Puffer um die Beobachtungspunkte zeigte sich jedoch eine deutliche Auswir-

kung auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln. Wie bereits in anderen Studien gezeigt wurde (Byrkjedal et al. 2012; Da Silva et al. 2014; Russ et al. 2015; Da Silva et al. 2017), führt dabei ein Anstieg der anthropogenen Lichtemission zu einem früheren Start der morgendlichen Aktivität. Neben Lichtbelastung und Augengröße wird der Aktivitätsbeginn bei Vögeln von einer Vielzahl weiterer interner (z. B. circadiane Rhythmen) und externer Faktoren (z. B. soziale Interaktionen) beeinflusst. Experimente an Schwarzkopfmehlschnecken *Poecile atricapillus* zeigten beispielsweise, dass der Beginn des Morgengesangs als Reaktion auf steigende Konkurrenz nach vorne verlegt und zudem auf das Verhalten von Reviernachbarn abgestimmt werden kann (Foote et al. 2011). Ein Vogel wird seinen Aktivitätsbeginn nach vorne verlegen, wenn sein Reviernachbar ein Territorium in einem stärker durch anthropogene Lichtemission belasteten Bereich innehat und dementsprechend früher am Morgen seine Gesangsaktivität startet, auch wenn punktuelle Messungen der Lichtbelastung sein eigenes Revier als wenig durch Lichtemissionen belastet ausweisen.

Nachtlicht-Satellitenaufnahmen, welche die Situation der anthropogenen Lichtemission auf einer größeren räumlichen Skala widerspiegeln, beschreiben damit nicht nur direkte, sondern auch indirekte Effekte der Lichtbelastung und könnten daher besser geeignet sein, um den Einfluss von künstlichem Licht auf den Aktivitätsbeginn von Vogelarten zu beschreiben. Inwieweit messtechnische Probleme bei der Erhebung der punktuellen Erfassung der Lichtbelastung dazu beitragen, dass dieses Maß einen vernachlässigbaren Effekt auf den Aktivitätsbeginn der berücksichtigten Vogelarten zeigte, ist unklar. Allerdings ist bekannt, dass mittels Luxmeter gemessene Werte zur Lichtbelastung bereits durch Verschiebung des Messpunktes um wenige Meter erheblich schwanken können. Grund ist eine exponentielle Abnahme der Lichtintensität bei zunehmender Entfernung von Beleuchtungseinrichtungen (Kempenaers et al. 2010).

Der in unserer Studie festgestellte zunehmend frühere Aktivitätsbeginn im Frühjahr – im Vergleich zu den Wintermonaten – erscheint zuerst bemerkenswert, da die Gesangsaktivität von Amseln zwischen März bis Mai mit fortschreitender Saison zunehmend später einsetzt (Stephan 1999; Nordt & Klenke 2013). Eine mögliche Erklärung für diese Diskrepanz liefern Cuthill & MacDonald (1990). Tageszeitlich am frühesten singende Männchen haben prinzipiell den größten Fortpflanzungserfolg. Verhaltensweisen, die mit einer Optimierung des Fortpflanzungserfolgs in Verbindung stehen, sind jedoch besonders kostspielig. Daher kann es gerade zu Beginn der Brutzeit vorteilhaft sein, früher aktiv zu werden, um bereits vor dem energetisch aufwendigen Prozess des

Gesangs und der Verteidigung von Territorien die Energiereserven aufzufüllen. Dafür ist ein zunehmend früherer Beginn der Nahrungssuche erforderlich. Der generelle Aktivitätsbeginn kann sich somit – worauf unserer Studie Hinweise liefert – beim Übergang vom Winter in die Brutsaison nach vorne verschieben, obwohl sich der Beginn der Gesangsaktivität in Relation zum Einsetzen der zivilen Dämmerung im Laufe der Saison zunehmend nach hinten verschiebt, wie für die Amsel gezeigt werden konnte (Stephan 1999; Nordt & Klenke 2013). Ein späterer Beginn der Aktivität von Vögeln bei niedrigeren Umgebungstemperaturen konnte bereits in anderen Studien belegt werden (z. B. Nordt & Klenke 2013).

Zusammenfassend zeigen die Ergebnisse dieser Studie, dass – unter Berücksichtigung von Effekten von Temperatur und Saison auf den Aktivitätsbeginn – vor allem Vogelarten mit großen Augen die morgendlichen Tagesrandzeiten stärker nutzen. Zudem führt ein Anstieg der anthropogenen Lichtemission zu einem früheren Aktivitätsbeginn. Die Ressourcennutzung entlang des Lichtgradienten könnte daher in stärker von anthropogenen Lichtbelastungen betroffenen Gebieten zu Gunsten von Vogelarten mit größeren Augen verschoben werden, da diese Arten auf höhere Lichtemissionen stärker reagieren als andere (Kempenaers et al. 2010; Byrkjedal et al. 2012; Da Silva et al. 2017). Vogelarten mit größeren Augen könnten dann in Gebieten mit höherer Lichtbelastung von verlängerten Zeitfenstern für die Nahrungssuche oder vermehrten Kopulationen außerhalb des Paarbundes in höherem Ausmaß profitieren (Kempenaers et al. 2010; Byrkjedal et al. 2012; Da Silva et al. 2017). Kurzfristig kann das zu gesteigerten Überlebens- und Fortpflanzungsraten dieser Arten und damit zu möglichen Konkurrenzvorteilen führen. Langfristig könnte anthropogene Lichtemission damit zur Homogenisierung von Vogelgemeinschaften beitragen (Da Silva et al. 2017). Davon dürften dann insbesondere Vogelgemeinschaften urbaner Habitate betroffen sein, da besonders das städtische Umfeld – das ohnehin schon mit den Folgen biotischer Homogenisierung zu kämpfen hat – stärker durch anthropogene Lichtemission belastet ist im Vergleich zu außerstädtischen Lebensräumen (McKinney 2006; Gil & Brumm 2014).

5. Zusammenfassung

Anthropogene Lichtemission löst bei Vögeln einen früheren Beginn ihrer täglichen Aktivität aus, wobei Arten, die ihren Morgengesang generell früher starten, stärker reagieren. Es wird angenommen, dass dieser Effekt auf zwischenartlichen Unterschieden in der Augengröße beruht. Bisher hat allerdings noch keine Studie die beiden Variablen in multivariate Analysen integriert, um kombinierte Effekte von relativer Augengröße (Augengröße korrigiert für Unterschiede in der Körpergröße) und anthropogene Lichtbelastung zu testen. Das wurde mit dieser Studie realisiert, wobei auch potenzielle Effekte von Temperatur und Jahreszeit auf den Aktivitätsbeginn von elf Sing-

vogelarten berücksichtigt wurden. Um den Aktivitätsbeginn von Vögeln zu quantifizieren, wurden in Wien von November 2014 bis April 2015 an 84 Zufallspunkten Erhebungen durchgeführt. Die Vogelaktivität wurde 15 min vor bis 15 min nach Beginn der zivilen Dämmerung erfasst. Neben der Temperatur wurden an den Punkten alle 15 min auch punktuell Himmelshelligkeit und Lichtintensität gemessen. Im Zuge der Analysen wurde anthropogene Lichtemission zudem großflächiger mittels VIIRS-Nachtlicht-Satellitenaufnahmen quantifiziert. Daten zur Augengröße von Vögeln stammen aus einer eigenen Datenbank bzw. aus der Literatur. Lineare gemischte Modelle belegen, dass Vögel mit größeren Augen früher aktiv sind. Maße für anthropogene Lichtbelastung, die von punktuellen Messungen an den Kartierungspunkten stammen, haben keine starken Effekte auf den Aktivitätsbeginn. Hingegen beeinflusst die mittlere Lichtemission in einem Puffer von 250 m bzw. 500 m um die Beobachtungspunkte deutlich den Beginn der Vogelaktivität. Wenn Vögel mit größeren Augen überproportional von anthropogener Lichtemission profitieren, könnte das die Zusammensetzung von Vogelgemeinschaften in urbanen Habitaten beeinflussen.

Dank

Wir bedanken uns herzlich bei Christof Herrmann und Ommo Hüppop, die mit ihren Kommentaren ganz entscheidend zur Verbesserung des Manuskriptes beigetragen haben.

6. Literatur

- Ballasus H, Hill K & Hüppop O 2009: Gefahren künstlicher Beleuchtung für ziehende Vögel und Fledermäuse. *Berichte zum Vogelschutz* 46: 127-157.
- Barton K 2015: MuMIn: multi-model inference R package version 1.13.4. <http://CRAN.R-project.org/package=MuMIn> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Bates D, Mächler M, Bolker B & Walker S 2015: Fitting linear mixed-effects models using lme4. *Journal of Statistical Software* 67: 1-48.
- Berthold P 2008: *Vogelzug. Eine aktuelle Gesamtübersicht*. 6. Auflage. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Breheny P & Burchett W 2017: *Visreg: visualization of regression models*, version 2.4.-1. <https://CRAN.R-project.org/package=visreg> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Byrkjedal I, Lislevand T & Vogler S 2012: Do passerine birds utilise artificial light to prolong their diurnal activity during winter at northern latitudes? *Ornis Norvegica* 35: 37-42.
- Cuthill IC & MacDonald WA 1990: Experimental manipulation of the dawn and dusk chorus in the Blackbird *Turdus merula*. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 26: 209-216.
- Da Silva A, Diez-Méndez D & Kempenaers B 2017: Effects of experimental night lightning on the daily timing of winter foraging in common European songbirds. *Journal of Avian Biology* 48: 862-871.
- Da Silva A, Samplonius JM, Schlicht E, Valcu M & Kempenaers B 2014: Artificial night lighting rather than traffic noise affects the daily timing of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Behavioral Ecology* 25: 1037-1047.
- Da Silva A, Valcu M & Kempenaers B 2015: Light pollution alters the phenology of dawn and dusk singing in common European songbirds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 370: 20140126.

- Dominoni DM, Borniger JC & Nelson RJ 2016: Light at night, clocks and health: from humans to wild organisms. *Biology Letters* 12: 20160015.
- Dunning JB 2008: CRC handbook of avian body masses. 2. Auflage. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Elvidge CD, Baugh K, Zhizhin M & Feng CH 2013: Why VIIRS data are superior to DMSP for mapping nighttime lights. *Proceedings of the Asia-Pacific Advanced Network* 35: 62-69.
- Footo JR, Fitzsimmons LP, Mennill DJ & Ratcliffe LM 2011: Male Black-capped Chickadees begin dawn chorusing earlier in response to simulated territorial insertions. *Animal Behaviour* 81: 871-877.
- Gaston KJ, Bennie J, Davies TW & Hopkins J 2013: The ecological impacts of nighttime light pollution: a mechanistic appraisal. *Biological Reviews* 88: 912-927.
- Geoscience Australia 2018: Astronomical definitions. <http://www.ga.gov.au/scientific-topics/astronomical/astronomical-definitions> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Gil D & Brumm H 2014: Avian urban ecology: behavioural and physiological adaptations. Oxford University Press, Oxford.
- Herrmann C, Baier H & Bosecke T 2006: Flackernde Lichtspiele am nächtlichen Himmel. Auswirkungen von Himmelsstrahlern (Skybeamer) auf Natur und Landschaft und Hinweise auf die Rechtslage. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 38 (4): 115-119.
- Hüppop O & Hilgerloh G 2012: Flight call rates of migrating thrushes: effects of wind conditions, humidity and time of day at an illuminated offshore platform. *Journal of Avian Biology* 43: 85-90.
- Hüppop O, Klenke R & Nordt A 2013: Vögel und künstliches Licht. In: Posch T, Hölker F, Uhlmann T & Freyhoff A (Hrsg) *Das Ende der Nacht. Lichtsmog: Gefahren – Perspektiven – Lösungen*: 99-123. Wiley-VCH, Berlin.
- Kempnaers B, Borgström P, Loës P, Schlicht E & Valcu M 2010: Artificial night lighting affects dawn song, extra-pair siring success and lay date in songbirds. *Current Biology* 20: 1735-1739.
- Kyba CCM, Kuester T, Sánchez de Miguel S, Baugh K, Jechow A, Hölker F, Bennie J, Elvidge CD, Gaston KJ & Guanter L 2017: Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science Advances* 3: e1701528.
- Liao LB, Weiss S, Mills S & Hauss B 2013: Suomi NPP VIIRS day-night band on-orbit performance. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres* 118: 12705-12718.
- Longcore T & Rich C 2004: Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and Environment* 2: 191-198.
- Martin G 2017: *The sensory ecology of birds*. Oxford University Press, Oxford.
- McKinney ML 2006: Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- McLaren JD, Buler JJ, Schreckengost T, Smolinsky JA, Boone M, van Loon E, Dawson DK & Walters EL 2018: Artificial light at night confounds broad-scale habitat use by migrating birds. *Ecology Letters* 21: 356-364.
- Miller SD, Straka III W, Mills SP, Elvidge CD, Lee TF, Solbrig J, Walther A, Heidinger AK & Weiss SC 2013: Illuminating the capabilities of the Suomi National Polar-Orbiting Partnership (NPP) Visible Infrared Imaging Radiometer Suite (VIIRS) day/night band. *Remote Sensing* 5: 6717-6766.
- Navara KJ & Nelson RJ 2007: The dark side of light at night: physiological, epidemiological, and ecological consequences. *Journal of Pineal Research* 43: 215-224.
- NOAA 2018: Version 1 VIIRS Day/Night Band Nighttime Lights. https://ngdc.noaa.gov/eog/viirs/download_dnb_composites.html (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Nordt A & Klenke R 2013: Sleepless in town – drivers of the temporal shift in dawn song in urban European Blackbirds. *PLoS ONE* 8: e71476.
- Ockendon N, Davis SE, Toms MP & Mukherjee S 2009: Eye size and the time of arrival of birds at garden feeding stations in winter. *Journal of Ornithology* 150: 903-908.
- Posch T, Hölker F, Uhlmann T & Freyhoff A 2013: *Das Ende der Nacht. Lichtsmog: Gefahren-Perspektiven-Lösungen*. Wiley-VCH, Berlin.
- R Core Team 2014: R: A language and environment for statistical computing. <https://www.R-project.org/> (letzter Zugriff 1. April 2018).
- Richards SA, Whittingham MJ & Stephens PA 2011: Model selection and model averaging in behavioural ecology: the utility of the IT-AIC framework. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 77-89.
- Russ A, Rüger A & Klenke R 2015: Seize the night: European Blackbirds (*Turdus merula*) extend their foraging activity under artificial illumination. *Journal of Ornithology* 156: 123-131.
- Santos CD, Miranda AC, Granadeiro JP, Lourenço PM, Saraiva S & Palmeirim JM 2010: Effects of artificial illumination on the nocturnal foraging of waders. *Acta Oecologica* 36: 166-172.
- Schmiedel J 2001: *Auswirkungen künstlicher Beleuchtung auf die Tierwelt – ein Überblick. Schriftenreihe Landschaftspflege und Naturschutz* 67: 19-51.
- Schütz C & Schulze CH 2014: Measuring the eye size of mist-netted birds: a comparison of two non-invasive methods. *Journal of Ornithology* 155: 1077-1079.
- Stephan B 1999: *Die Amsel. Die Neue Brehm-Bücherei Band 95. 2. Auflage*. Westarp Wissenschaften, Hohenwarsleben.
- Symonds MRE & Moussalli A 2011: A brief guide to model selection, multimodel inference and model averaging in behavioural ecology using Akaike's Information Criterion. *Behavioral Ecology and Sociobiology* 65: 13-21.
- Titulaer M, Spoelstra K, Lange CYMJG & Visser ME 2012: Activity patterns during food provisioning are affected by artificial light in free living Great Tits (*Parus major*). *PLoS ONE* 7: e37377.
- Thomas RJ, Kelly DJ & Goodship NM 2004: Eye design in birds and visual constraints on behavior. *Ornithologia Neotropical* 15: 243-250.
- Thomas RJ, Székely T, Cuthill IC, Harper DGC, Newson SE, Frayling TD & Wallis PD 2002: Eye size in birds and the timing of song at dawn. *Proceedings of the Royal Society B* 269: 831-837.
- Unihedron 2017: Sky Quality Meter with lens – FAQ. <http://unihedron.com/projects/darksky/faqsqml.php> (letzter Zugriff 7. Juli 2018).
- Van Doren BM, Horton KG, Dokter AM, Klinck H, Elbin SB & Farnsworth A 2017: High-intensity urban light installation dramatically alters nocturnal bird migration. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 114: 11175-11180.
- Welbers AAMH, Van Dis NE, Kolvoort AM, Ouyang J, Visser ME, Spoelstra K & Dominoni DM 2017: Artificial light at night reduces daily energy expenditure in breeding Great Tits (*Parus major*). *Frontiers in Ecology and Evolution* 5: 55.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Vogelwarte - Zeitschrift für Vogelkunde](#)

Jahr/Year: 2019

Band/Volume: [57_2019](#)

Autor(en)/Author(s): Schütz Claudia, Schulze Christian H.

Artikel/Article: [Der Effekt von Augengröße und Lichtbelastung auf den Aktivitätsbeginn von Vögeln im Wiener Stadtgebiet 91-98](#)