

Bestandsrückgang und Habitatnutzung bei der Alpenringdrossel *Turdus torquatus alpestris* im Nordschwarzwald (Baden-Württemberg)

Fabian Anger, Ulrich Dorka, Nils Anthes, Christoph Dreiser, Marc I. Förschler

Die Alpenringdrossel ist als Vogelart der Mittelgebirge und Gebirge eine besonders vom Klimawandel bedrohte Vogelart und gilt in Baden-Württemberg mittlerweile als vom Aussterben bedroht. Vor diesem Hintergrund untersuchten wir Bestands- und Arealveränderungen einer Population im Nordschwarzwald und dokumentieren deren Einnischung im Vergleich zu Misteldrossel, Singdrossel und Amsel. In den 1980er-Jahren gab es im Nordschwarzwald etwa 125 Reviere der Alpenringdrossel, der Bestand 2017–2018 betrug nur noch etwa 36–48 Reviere. Dies entspricht einem Rückgang um etwa zwei Drittel. Insbesondere tiefer gelegene Brutgebiete, aber auch solche in den höchsten Lagen, wurden aufgegeben. Auffällig ist, anders als bei den in der Literatur angegebenen Optimal-Lebensräumen, ein Rückzug der noch vorhandenen Ringdrosseln in einschichtige Fichtenbestände. Luftbildbasierte Habitatuntersuchungen zeigten, dass die Alpenringdrossel ähnliche Habitate wie die Misteldrossel nutzt, aber wenig Überlappung mit den im Untersuchungsgebiet häufigeren Amseln und Singdrosseln zeigt. Der dokumentierte Rückgang dieser Randpopulation der Alpenringdrossel dürfte vielschichtigen Einflussfaktoren unterliegen. Als besonders plausible Ursachen besprechen wir Auswirkungen des Klimawandels durch frühere Schneeschmelze und eine verlängerte Vegetationsperiode sowie Veränderungen der Waldstruktur durch großflächigen Sturmwurf Ende 1999.

Im Schwarzwald lässt sich seit Jahrzehnten eine Veränderung in der Zusammensetzung der Brutvogelfauna feststellen, die sich insbesondere im Verlust montaner und alpiner Vogelarten niederschlägt. Das Verschwinden dieser Arten konnte zunächst im Nordschwarzwald, später auch im Südschwarzwald dokumentiert werden. So sind im Nordschwarzwald die Vorkommen des Bergpiepers *Anthus spinoletta* seit den 1960er-Jahren (U. und V. Dorka in Ebenhöf und Hoffrichter 1999) und jene des Zitronenzeisigs *Carduelis citrinella* seit 2016 erloschen (Förschler 2013, eigene Beobachtungen). Auf den höchsten Gipfeln des Südschwarzwalds brüten von beiden Arten noch wenige Paare, doch wird mit deren Verschwinden in den nächsten Jahren gerechnet (Kratzer 2011, Wichmann und Harry 2017).

Der Rückzug montaner Brutvogelarten aus tieferen Lagen ist auch in der Schweiz zu beobachten, wo beispielsweise die Bergpieperdichte insbesondere unterhalb von 2000 m ü.M. zurückgeht (Savioz 2018) und der Rückgang beim Zitronenzeisig unterhalb von 1600 m überproportional stark ausfällt (Hagist und Märki 2018). Negative Bestandentwicklungen zeigten im Nordschwarzwald zuletzt auch Auerhuhn *Tetrao urogal-*

lus (Coppes et al. 2019), Wiesenpieper *Anthus pratensis* (Förschler et al. 2016a) und Baumpieper *A. trivialis*, bei letzterem gekoppelt mit der Tendenz, sich in höhere Lagen zurückzuziehen (Anger und Förschler 2019a).

Als Ursache für die beobachteten Bestands- und Arealveränderungen kommt ein ganzes Wirkungsgleichen in Betracht. Klimaerwärmung, die mit zunehmender Höhenlage stärker ausfällt (Pepin et al. 2015), kann die potenziellen Areale vieler alpiner Arten in größere Höhenlagen verschieben (z.B. Walther et al. 2002, Pernollet et al. 2015, Kirchman und Van Keuren 2017). Insbesondere in Mittelgebirgen ist aufgrund der im Vergleich zu Gebirgen und Hochgebirgen geringeren Höhe ein Ausweichen in höhere Lagen nicht immer möglich. Die verfügbare Habitatfläche nimmt mit steigender Höhe ab, im Extremfall kann die optimale klimatische Nische oberhalb der höchsten Gipfel liegen und die Art dadurch regional aussterben (Sekercioglu et al. 2008). Wenn sich die Geschwindigkeiten vertikaler Arealverschiebungen zwischen den Arten unterscheiden (Walther et al. 2002) und daher stärkere Arealüberlappungen hervorrufen, kann es außerdem zu verstärkten zwischenartlichen Konkurrenzsituationen kommen

(Oberwalder et al. 2002). Bisher ist allerdings nur in Ansätzen geklärt, inwieweit für beobachtete Artenrückgänge direkte Effekte (z.B. Verluste durch extreme Witterungsereignisse, Beeinträchtigungen der Brutbiologie durch milderes oder trockeneres Mikroklima) oder indirekte Effekte (z.B. veränderte Konkurrenzsituationen, Desynchronisation von Brutzeit und Verfügbarkeit wichtiger Nahrungsressourcen) verantwortlich sind. Als weitere Rückgangsursachen werden unter anderem Verdichtung und schnelleres Wachstum der Vegetation durch steigende Nährstoffeinträge aus der Luft, intensivere Freizeitnutzung sowie Änderungen in der Bewirtschaftung der montanen Offenflächen und Wälder diskutiert (Förschler 2013, Förschler et al. 2016a, Coppes et al. 2019).

Der Alpenringdrossel *Turdus torquatus alpestris* als einer weiteren Brutvogelart der von Nadelholz dominierten Bergwälder Mittel- und Südeuropas (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988) könnte ein ähnliches Schicksal wie den oben genannten, bereits verschwundenen oder zurückgehenden Arten bevorstehen. Aus dem Schwarzwald ist sie mindestens seit dem 19. Jahrhundert als Brutvogel bekannt (Landbeck 1846) und besitzt dort einen Verbreitungsschwerpunkt in Deutschland (Gedeon et al. 2014). Für den Nordschwarzwald gehen Bestandsschätzungen von 125 Revieren in den 1980er-Jahren (Hölzinger 1999, Mann 1990) und von 72–157 Revieren 2005–2009 aus (Gedeon et al. 2014). Aufgrund der aus Experteneinschätzungen abgeleiteten Bestandsrückgänge wird die Alpenringdrossel in der Roten Liste der Brutvogelarten Baden-Württembergs bereits als «Vom Aussterben bedroht» eingestuft (Bauer et al. 2016); belastbare Zahlen zur aktuellen Bestandsentwicklung fehlen jedoch.

Basierend auf Klimaprognosen wird auch der Alpenringdrossel eine Arealverschiebung in höhere Lagen vorausgesagt (Brosch 2017, Von dem Bussche et al. 2008). Im Schweizer Jura und in den Voralpen hat ihre Dichte in Höhenlagen unterhalb von 2000 m bereits stark abgenommen, begleitet durch lokale Verluste in einigen Waldgebieten und Talböden (Laesser und Barras 2018). Auch im Südschwarzwald wurden zwischen 1985 und 2017 insbesondere Gebiete mit rückläufigen Frühjahrsniederschlägen und erhöhten Frühjahrs-temperaturen als Brutgebiete aufgegeben (Fumy et al. 2018). Im Nordschwarzwald ist ein Ausweichen der Alpenringdrossel in höhere Lagen aufgrund der maximalen Höhe von 1163 m (Hornisgrinde) kaum noch möglich – die untere Verbreitungsgrenze in den Schweizer Alpen liegt beispielsweise bei rund 1000 m (von dem Bussche et al. 2008, Laesser und Barras 2018).

Vor diesem Hintergrund verfolgt die vorliegende Arbeit drei Ziele:

1. Die Ermittlung des Ringdrosselbestands 2017–2018 im Nordschwarzwald anhand flächendeckender Kartierungen der Kernvorkommen im Grindenschwarzwald, ergänzt durch Datenrecherchen für benachbarte Randvorkommen. Diese bildet die Grundlage für eine Einschätzung der regionalen Bestands- und Arealentwicklung.
2. Ein Vergleich der Habitatausstattung von Ringdrosselrevieren mit jenen der weiteren im Untersuchungsgebiet brütenden Drosselarten Amsel *Turdus merula*, Singdrossel *T. philomelos* und Misteldrossel *T. viscivorus*. Diese Analyse soll das Verständnis der regionalen Habitatansprüche der Alpenringdrossel verbessern und zudem Informationen über mögliche zwischenartliche Konkurrenzsituationen liefern.
3. Die Charakterisierung brutphänologischer Aspekte (z.B. Ankunft im Brutgebiet) der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald im Vergleich mit den anderen im Gebiet vorkommenden Drosselarten. Vor dem Hintergrund möglicher Konkurrenzsituationen mit anderen Drosselarten wird die Ankunft aller im Untersuchungsgebiet brütenden Drosseln dargestellt.

1. Methoden

1.1. Untersuchungsgebiet

Der Nordschwarzwald liegt in Baden-Württemberg und erstreckt sich von der Kinzig im Süden bis nach Pforzheim im Norden (Abb. 1). Der Naturraum ist großflächig von anthropogen geprägten Nadelwäldern bedeckt, die stark von den ursprünglichen Tannen-Fichten-Buchewäldern abweichen (Bürger 2004). Die Fichte *Picea abies* ist aufgrund massiver Aufforstungen die häufigste Baumart, daneben finden sich Tanne *Abies alba*, Waldkiefer *Pinus sylvestris* und Rotbuche *Fagus sylvatica*. Große Waldflächen wurden durch den Orkan «Lothar» Ende 1999 stark aufgelichtet. Heute dominieren auf diesen Orkanflächen dichte, natürliche Fichten-Verjüngungen mit meist nur geringen Anteilen an Tanne, Waldkiefer, Buche, Birken *Betula* sp., Weiden *Salix* sp. und Eberesche *Sorbus aucuparia*.

Der Nordschwarzwald wird durch das Flüsschen Murg geteilt in den westlichen Hauptkamm, den sogenannten Grindenschwarzwald zwischen Freudenstadt und Baden-Baden, und den östlichen Hauptkamm, die Enz-Nagold-Platte zwischen Freudenstadt und Pforzheim (Abb. 1). Der Grindenschwarzwald, der das Hauptverbreitungsgebiet der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald darstellt, ist durch die sogenannten Grinden charakterisiert. Diese Offenflächen entstanden durch jahrhundertelange Beweidung der Hochla-

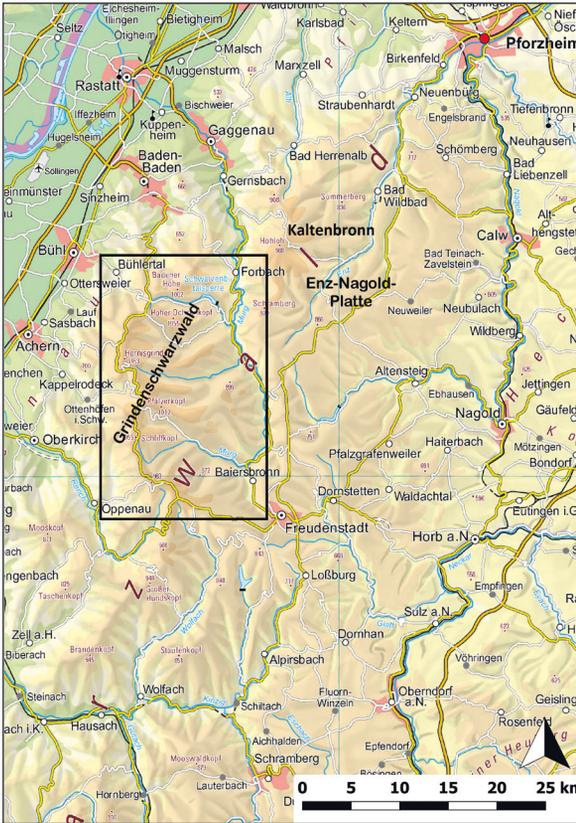


Abb. 1. Der Nordschwarzwald zwischen Kinzig und Pforzheim. Das Kernuntersuchungsgebiet Grindenschwarzwald ist durch das schwarze Rechteck markiert, Details in Abb. 2. Kartengrundlage: DTK 500, © GeoBasis-DE/BKG 2018.

The northern Black Forest between Kinzig and Pforzheim. The black rectangle indicates the core study area, see details in Fig. 2.

gen und erstrecken sich über die Kammlagen (Förschler et al. 2016b). Dort ist neben den bereits genannten Baumarten in den höchsten Lagen auch die Bergkiefer *Pinus mugo* anzutreffen. Das Untersuchungsgebiet reicht bis auf 1163 m und ist durch hohe Niederschläge charakterisiert, die im Jahresdurchschnitt maximal etwa 2000 mm am Ruhstein im Zentrum des Untersuchungsgebiets erreichen (Deutscher Wetterdienst 2015).

Die Enz-Nagold-Platte weist abgesehen von den Grinden eine vergleichbare Vegetation wie der Grindenschwarzwald auf. Eine Besonderheit stellen die Hochmoore Wildseemoor und Hohlohmiss am Kaltenbronn dar. Höchste Erhebung mit 988 m ist der Hohloh.

1.2. Revierkartierung der Drosseln im Grindenschwarzwald

Revierkartierungen erfolgten in 17 Teilgebieten von 28 bis 466 ha Größe, die alle bekannten Vorkommen der Ringdrossel sowie weitere, strukturell geeignet erscheinende Gebiete abdeckten. Damit wurden 2650 ha von insgesamt 10 699 ha Fläche (25%) erfasst, die im Grindenschwarzwald zwischen Alexanderschanze und Badener Höhe oberhalb von 850 m liegen. Pro Teilgebiet erfolgten vier Begehungen mit jeweils mindestens sieben Tagen Abstand zwischen Ende März und Ende Juni (Südbeck et al. 2005). Dieser Zeitraum eignet sich in den Hochlagen des Nordschwarzwaldes für die Erfassung aller vier Drosselarten (Südbeck et al. 2005). Die Grenzen dieser Teilgebiete wurden so festgelegt, dass die Flächen durch Begehungen von Wegen aus abgedeckt werden konnten und alle geeignet erscheinenden Waldstrukturen enthalten waren. Acht Teilgebiete (1384 ha) ohne Ringdrosselnachweis nach der zweiten Begehung wurden nicht weiter bearbeitet und als aktuell unbesiedelt gewertet. Begehungen erfolgten an 34 Tagen jeweils ab 1 Stunde vor Sonnenaufgang (insgesamt 179 Stunden). Teilweise wurden an einem Tag mehrere kleinere Flächen untersucht; für große Gebiete wie die Hornisgrinde wurden für eine Begehung zwei Tage benötigt. Um die unterschiedlichen Aktivitätszeiten der verschiedenen Drosseln zu berücksichtigen, wurden die Transekte pro Teilgebiet in wechselnder Richtung begangen, so dass alle Teilbereiche zu vergleichbaren Tageszeiten erfasst wurden.

In tieferen Lagen um 800 m sowie in weniger geeignet erscheinenden Gebieten der höheren Lagen (insgesamt 16 Gebiete) wurden zusätzlich stichprobenmäßig 34 Begehungen (1 bis 5 pro Gebiet) durchgeführt, um weitgehend auszuschließen, dass sich abseits der Hauptverbreitungsgebiete unbekannte Ringdrosselvorkommen befinden. In großen Gebieten wurden bis zu 5 Begehungen durchgeführt; die teils hohe Anzahl liegt daran, dass in diesen Gebieten ohnehin Begehungen zur Erfassung des Dreizehenspechts *Picoides tridactylus* gemacht wurden, diese aber auch gleichzeitig als Ringdrosselbegehung gewertet wurden. Bei diesen Begehungen wurden nie Ringdrosseln festgestellt.

Alle Drosselnachweise wurden mit Angaben zum Verhalten auf Luftbilddaufnahmen exakt verortet, anschließend digitalisiert und zu «Pseudo-Revieren» zusammengefasst. Revieranzeigendes Verhalten wie Gesang oder Warnrufe bei mindestens zwei der vier Begehungen wurde als Revier gewertet (Südbeck et al. 2005). Im Wesentlichen handelt es sich dabei um Gesangsreviere; Brutnachweise gelangen nur in zwei Gebieten. Die Mittelpunkte der einem Revier zugeordneten Einzelbeobachtungen wurden als Revierzentren gewertet.

1.3. Bestandsschätzung der Alpenringdrossel außerhalb des Grindenschwarzwalds

Im zweiten Hauptverbreitungsgebiet der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald, dem Kaltenbronn auf der Enz-Nagold-Platte, wurde bereits 2017 eine Revierkartierung nach der oben beschriebenen Methode durchgeführt. Bei mehreren Begehungen am Kaltenbronn im Jahr 2018 konnten in mindestens drei Revieren von 2017 auch wieder Ringdrosseln nachgewiesen werden. Da 2018 keine systematische Erfassung in diesem Gebiet erfolgte, wurde für die vorliegende Analyse der Revierbestand von 2017 übernommen. Zwei weitere isolierte Restvorkommen der Alpenringdrossel am Glaswaldsee und am Teuscheneck sind aus jährlichen Brutvogelerfassungen im Rahmen anderer Projekte bekannt und werden hier berücksichtigt. Weitere ehemalige Vorkommen der Alpenringdrossel außerhalb des Grindenschwarzwalds wurden 2018 ebenfalls gezielt durch ein- bis viermalige Begehung überprüft; in keinem Gebiet davon erfolgte ein Nachweis.

Trotz einer guten Flächenabdeckung gibt es Gebiete, für die weder ein Vorkommen noch ein Fehlen der Alpenringdrossel als Brutvogel gesichert ist. Um angesichts dieser Unsicherheit eine plausible Obergrenze für den Gesamtbestand im Nordschwarzwald schätzen zu können, wurde für diese Flächen eine Hochrechnung basierend auf den in den Untersuchungsgebieten ermittelten Daten durchgeführt. Hierzu wurden zunächst mit Hilfe von Daten des ASTER-Höhenmodells (United States Geological Survey 2011) alle Flächen oberhalb von 850 m ü.M. ermittelt (Auflösung 90 m), da diese Höhe die untere Verbreitungsgrenze der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald darstellt. Im gesamten Nordschwarzwald sind dies 217 km². Von dieser Fläche wurden 2018 im Rahmen der Kartierung der Alpenringdrossel im Grindenschwarzwald etwa 33,5 km² untersucht. Mithilfe von Luftbildern wurden anhand der Waldstruktur visuell zusätzlich 18 km² als potenziell geeignete Fläche eingestuft. Für diese wurde der Bestand anhand der ermittelten Dichte im Kern-Untersuchungsgebiet hochgerechnet. Der restliche Teil der höheren Lagen besteht aus ungeeigneten Habitaten (v.a. Dickungen, Offenflächen, Sukzessionsflächen und Siedlungen).

1.4. Habitatnutzung

Die Habitatnutzung durch die vier Drosselarten wurde in den drei Teilgebieten mit den größten Ringdrosselvorkommen analysiert: Hornisgrinde (197 ha), Hilseneck (111 ha) und das Gebiet zwischen Seekopf und Stübleskopf (211 ha; Abb. 2). Die Analyse erfolgte auf zwei Ebenen, nämlich (a) den ermittelten Revieren und (b) allen vorliegenden Einzelbeobachtungen. Als räumlicher Bezugsrahmen auf Revierebene dienten artbezogen aus den vorliegenden Daten extrahierte kreisförmige «Pseudo-Reviere», die um jedes ermittelte Revierzentrum gelegt wurden (Abb. 3). Dieses Vorgehen war erforderlich, da über die hier vorliegenden zwei bis vier Beobachtungen pro Revier keine Abschätzung tatsächlicher Reviergrenzen vorgenommen werden konnte. Die mittlere Größe der «Pseudo-Reviere» pro Art wurde bestimmt, indem zunächst pro Einzelrevier die Distanz

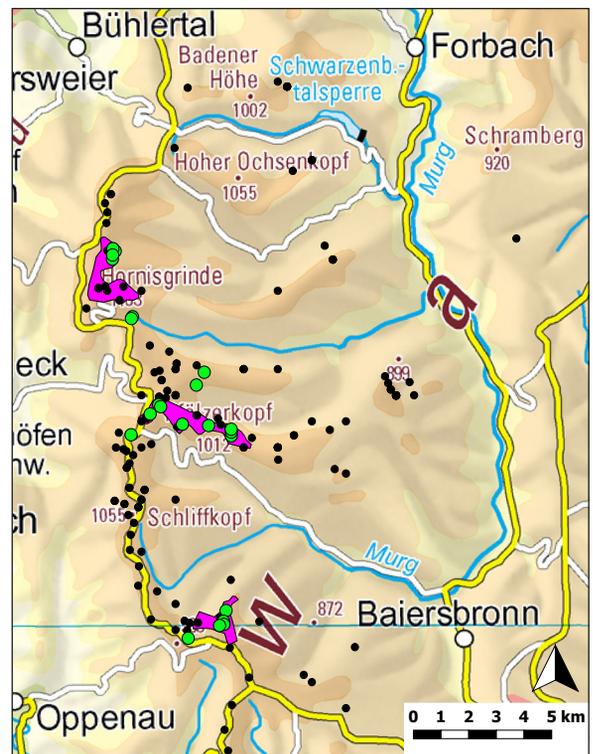


Abb. 2. Verteilung der Ringdrosselreviere (grüne Punkte) im Grindenschwarzwald. Negativnachweise auf Teilgebietebene sind durch schwarze Punkte gekennzeichnet. Die violetten Flächen markieren die drei Untersuchungsgebiete für die Habitatanalyse: Hornisgrinde, Seekopf/Pfälzerkopf und Hilseneck. Kartengrundlage: DTK 500, © GeoBasis-DE/BKG 2018.

Distribution of the Alpine Ring Ouzel territories (green dots) in the Grindenschwarzwald. Black dots indicate negative records and those involve the surrounding survey areas. Purple areas show the three study areas included in the habitat selection analysis: Hornisgrinde, Seekopf/Pfälzerkopf and Hilseneck.

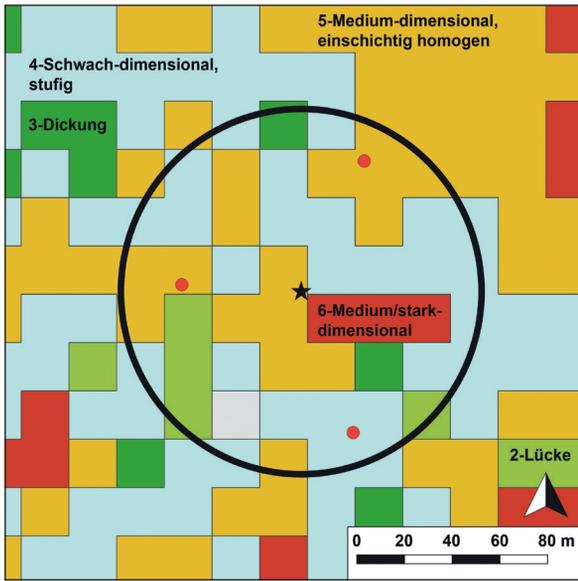


Abb. 3. Ringdrosselrevier am Hilseneck. Zu sehen sind die Einzelbeobachtungen (rote Punkte), das Revierzentrum (schwarzer Stern) und der Radius um das Zentrum des «Pseudo-Reviere» (Kreis). Die farbigen Quadrate stellen die Waldstrukturklassen dar (grau = 1; hellgrün = 2; dunkelgrün = 3; hellblau = 4; hellbraun = 5; dunkelrot = 6; vgl. Tab. 2). *Alpine Ring Ouzel territory at Hilseneck indicating the observations (red dots), the centre of the territory (black star) as well as the perimeter of the «pseudo-territory». The coloured squares represent forest structure classes (grey = 1; light green = 2; dark green = 3; light blue = 4; light brown = 5; dark red = 6; see Tab. 2).*

der beiden entferntesten Nachweise gemessen wurde. Für alle Reviere derselben Art wurde anschließend der Mittelwert bestimmt und durch zwei geteilt, um pro Art einen mittleren Radius für die «Pseudo-Reviere» zu erhalten (Tab. 1). Da Ringdrosseln und Misteldrosseln Nahrungsflächen in mehreren 100 m Entfernung anfliegen (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988, Hellmann et al. 1997) ist davon auszugehen, dass auch außerhalb der hier verwendeten «Pseudo-Reviere» wichtige Nahrungsflächen liegen können.

Tab. 1. Mittlere Radien der «Pseudo-Reviere» pro Art mit Standardabweichungen, die daraus resultierenden Flächen der «Pseudoreviere», die Anzahl der zur Berechnung verwendeten Reviere und Literaturwerte zum Vergleich. *Mean radii of the «pseudo-territories» per species with standard deviations («Radius [m]»), the resulting areas of the «pseudo-territories» («Fläche [ha]»), the number of territories used for the calculation («Anzahl Reviere») and values from literature for reference («Literaturwert»).*

Art	Radius [m]	Anzahl Reviere	Fläche [ha]	Literaturwert [ha]
Ringdrossel	75,6 ± 26,8	16	1,8	4,8–5,8 (Burfield 2002)
Amsel	77,2 ± 12,3	32	1,9	0,2–0,53 (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988)
Singdrossel	80,5 ± 20,2	33	2,0	0,6–6 (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988)
Misteldrossel	157,0 ± 54,5	10	7,7	1,5–15 (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988)

Für die Analyse auf Ebene der Einzelnachweise wurden alle innerhalb der drei Kerngebiete exakt lokalisierten Beobachtungen dem jeweiligen Habitattyp zugeordnet. Insgesamt wurden hierbei 356 Einzelbeobachtungen ausgewertet (Misteldrossel: n = 45, Ringdrossel: n = 70, Singdrossel: n = 107, Amsel: n = 134; Mehrfachbeobachtungen derselben Individuen gehen als separate Datenpunkte in die Analyse ein).

Die Habitatauswertung basierte auf einer flächendeckenden Waldstrukturklassifikation (Abb. 3) mit sieben Waldstrukturklassen (Tab. 2), die für das Betrachtungsjahr 2015 anhand von Fernerkundungsdaten (Lidar Laserscan) mit einer räumlichen Auflösung von 20 × 20 m und einer durch Kontrollbeobachtungen im Gelände ermittelten Genauigkeit von 90 % erarbeitet wurde (Lang 2017). Da im Untersuchungsgebiet nur geringfügige forstliche Eingriffe erfolgen, dürfte die Klassifizierung auch für 2018 anwendbar sein. Lediglich einige neu entstandene Freiflächen wurden manuell nachklassifiziert. Die drei betrachteten Untersuchungsgebiete, die «Pseudo-Reviere» sowie die Einzelbeobachtungen wurden mit dieser Waldstrukturklassifikation in QGIS (Version 2.18) verschnitten und daraus als Grundlage für die statistischen Analysen Flächenanteile pro Gebiet bzw. Revier sowie die zugeordnete Waldstrukturklasse pro Einzelbeobachtung ermittelt.

1.5. Erstankunft und Phänologie der Drosseln im Untersuchungsgebiet

Zur Analyse des jahreszeitlichen Auftretens von Drosseln im Grindenschwarzwald wurden ausschließlich aus dem Gebiet des Grindenschwarzwalds stammende Beobachtungsdaten der Nationalparkverwaltung und der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Freudenstadt-Horb von 1995 bis 2018 verwendet.

Als Erstankunft der Alpenringdrossel wurde pro Jahr die erste Ringdrosselbeobachtung gewertet, auch wenn diese nicht explizit als Alpenringdrossel bestimmt wurde. Von 24 Fällen waren vier der Alpenringdrossel zugeordnet, die verbleibenden 20 nicht näher

Tab. 2. Waldstrukturklassifikation (angepasst nach Lang 2017) und Gesamtfläche jeder Waldstrukturklasse in den drei Untersuchungsgebieten. BHD = Brusthöhendurchmesser. Die Klassennummer ist der Rasterwert der Waldstrukturkarte. *Forest structure classification* («Bezeichnung» = label, «Baumhöhe» = tree height, BHD = diameter at breast height DBH, «Beschreibung» = description, adapted from Lang 2017) and overall area («Fläche») of each forest structure class in the three study areas. The class number («Nr.») is the raster value of the forest structure map.

Nr.	Bezeichnung	Baumhöhe	BHD	Beschreibung	Fläche [ha]
1	Offenfläche	≤1 m	Verjüngung	Gründen, im Rahmen von naturschutzfachlichen Maßnahmen geschaffene Freiflächen, Wildwiesen, Skihänge	40,6
2	Lücke	>1 m	Verjüngung & > 7 cm	Durch Sturm und Käferfraß geschaffene Freiflächen, meist dichte Krautschicht, lückig bewachsene Gründen und Freiflächen	146,5
3	Dickung	≤10 m	≤15 cm	Fortgeschrittene Naturverjüngung: undurchdringliche Fichtenbestände mit nur vereinzelt Tannen, Waldkiefern, Ebereschen oder Birken	126,0
4	Schwach-dimensional, stufig	≤30 m	≤50 cm	Gemischte Jungbestände	70,3
5	Medium-dimensional, einschichtig homogen	15–30 m	25–60 cm	Altershomogene Fichtenbestände, meist ohne Bodenvegetation	117,9
6	Medium/stark-dimensional, zweischichtig	≤5 m und 25–40 m	≤10 cm und 35–90 cm	Ältere, altershomogene Bestände mit Strauchschicht durch Naturverjüngung	15,0
7	Multi-dimensional, stufig	≤50 m	≤90 cm	Strukturreiche Wälder mit Bäumen verschiedenen Alters, meist ausgeprägter Unterwuchs	2,4

bestimmt. Neben der Alpenringdrossel kommen im Frühjahr und Herbst auch rastende Nordische Ringdrosseln der Unterart *torquatus*, die in Schottland und Skandinavien brüten, im Grindenschwarzwald vor (Anger und Förschler 2019b). Gezielte Kontrollen an Rastplätzen 2018 deuten jedoch darauf hin, dass durchziehende Nordische Ringdrosseln in der Regel später (ab 7. April 2018) eintreffen als die lokalen Alpenringdrosseln (ab 29. März 2018). Es ist zu beachten, dass seit 2014 ein weiterer Feldbeobachter hinzugekommen ist und die Beobachtungsfrequenz dadurch ab 2014 höher war.

Um die Abfolge der Erstankunft der verschiedenen Drosselarten im Brutgebiet aufzuzeigen, wurde pro Art die jährliche Erstankunft ermittelt und zwischen den Arten verglichen. Der betrachtete Zeitraum beschränkt sich auf die Jahre 2012 bis 2018 mit recht konstanter Beobachtungsintensität; aus den Vorjahren liegen keine verlässlichen Erstankunftsdaten für alle Drosselarten vor. Um den Zeitpunkt der Revierbesetzung von rastenden oder in niedrigeren Lagen überwinterten Vögeln zu trennen, wurden nur Daten singender Männchen ab 900 m berücksichtigt.

Zur Darstellung der Gesamtphänologie der Alpenringdrossel wurden primär Daten berücksichtigt, die explizit auf Unterartenniveau gemeldet worden waren. Soweit plausibel, wurden Daten, die keiner Unterart zugeordnet waren, bei entsprechenden Verhaltensweisen

nachträglich dieser Unterart zugeordnet. So wurden revieranzeigende Ringdrosseln oder Sommerbeobachtungen in bekannten Brutgebieten klar außerhalb der bekannten Zugzeit Nordischer Ringdrosseln als Alpenringdrosseln gewertet (Anger und Förschler 2019b).

1.6. Statistische Auswertung

Für den Vergleich der Flächenanteile einzelner Waldstrukturklassen in den «Pseudo-Revieren» der vier Drosselarten (gesamt $n = 91$ Reviere) wurden Waldstrukturklassen, die in weniger als der Hälfte aller Reviere vertreten waren (Klasse 6 und 7), nicht berücksichtigt, da sie in den Untersuchungsgebieten nur sehr geringe Flächenanteile aufwiesen (Tab. 2). Der Vergleich erfolgte pro Waldstrukturklasse (2–5) mit einer One-way ANOVA, gefolgt von Tukey HSD Post-hoc-Tests für paarweise Vergleiche. Bei unzureichender Varianzhomogenität und Symmetrie (Klasse 1) wurde ein Kruskal-Wallis-Test gefolgt von paarweisen Wilcoxon-Tests benutzt. Auf Ebene der Einzelbeobachtungen wurde ein Pearson χ^2 -Test durchgeführt, um zu prüfen, ob die beobachteten Habitatassoziationen homogen über die vier Arten verteilt sind.

Der Einfluss der Märztemperatur auf die Ankunft der Alpenringdrossel im Brutgebiet wurde mittels linearer Regression der Erstankunftsdaten von 1995 bis 2018 gegen die mittlere Märztemperatur (DWD Cli-

mate Data Center 2018a) überprüft. Die zwischenartlichen Vergleiche jährlicher Erstankünfte basierten auf gepaarten t-Tests, da die Beobachtungsdaten pro Jahr zwischen den Arten verbunden sind. Normalverteilung und Varianzhomogenität der paarweisen Unterschiede wurden visuell überprüft.

Zur statistischen Auswertung wurde die Software R (Version 3.4.3) verwendet (R Core Team 2017).

2. Ergebnisse

2.1. Bestand im Nordschwarzwald

Die Kartierung im Grindenschwarzwald ergab 22 Reviere (Abb. 2). Alle Reviere befanden sich in Höhenlagen zwischen 854 und 1041 m ü.M. (Mittel = 980 m), meist auf Bergkuppen. Die Hälfte aller Reviere lag zwischen 950 und 1000 m (Tab. 3). Einmalige Beobachtungen singender Alpenringdrosseln gelangen in fünf Gebieten. Trotz weiterer Kontrollen konnten in diesen Gebieten anschließend keine Ringdrosseln mehr nachgewiesen und somit keine Reviere abgegrenzt werden. Bei den stichprobenmäßigen Begehungen in tieferen Lagen um 800 m und in weniger geeignet erscheinenden Gebieten gelangen keine weiteren Ringdrosselnachweise.

Die Reviere verteilten sich auf die Gebiete Hornisgrinde (4 Reviere), Seibelseckle (2 Reviere), Palmloch (2 Reviere), Seekopf/Pfälzerkopf/Stübleskopf (8 Reviere), Vogelskopf (1 Revier), Hilseneck (4 Reviere) und Zuflucht (1 Revier; Abb. 2). Brutnachweise gelangen nur am Stübleskopf und am Hilseneck. In den Gebieten Hornisgrinde und Zuflucht wurden ausschließlich Männchen festgestellt.

Tab. 3. Höhenverteilung der Ringdrosselreviere im Untersuchungsjahr 2018 (n = 22 Reviere) sowie potenziell verfügbare Fläche im Nordschwarzwald.

Altitudinal distribution («Höhenstufe [m ü.M.]» = altitudinal range [m a. s. l.] of the Ring Ouzel territories in 2018 (n = 22 territories, «Anzahl Reviere») and potentially available area («Verfügbare Fläche») in the northern Black Forest.

Höhenstufe [m ü.M.]	Anzahl Reviere	Verfügbare Fläche [km ²]
850–900	1	63,4
900–950	3	46,8
950–1000	11	22,4
1000–1050	7	8,8
1050–1100	0	2,6
1100–1150	0	0,8
1150–1200	0	0,3

Anhand ergänzender Erfassungen außerhalb dieser Untersuchung wurden die weiteren Brutbestände abseits des Grindenschwarzwalds wie folgt eingeschätzt: (i) Enzhöhen bei Kaltenbronn 2017 10 Reviere, (ii) südlich des Grindenschwarzwalds alljährlich zwei Reviere am Glaswaldsee in Höhen zwischen 850 und 950 m, (iii) am Teuscheneck alljährlich zwei Reviere in etwa 850 m. Daraus ergibt sich für 2017–2018 ein kartierter Mindestbestand von 36 Revieren. Für in jüngerer Zeit nicht erfasste, aber potenziell geeignet erscheinende Flächen (18 km²) wurde anhand der vorliegend erhobenen Dichte (22 Reviere auf 33,5 km² potenziell geeigneter Fläche = 0,66 Reviere pro km²) der Bestand auf bestenfalls 12 Reviere geschätzt. Für die Jahre 2017–2018 kann im gesamten Nordschwarzwald daher mit einem Bestand von 36–48 Revieren gerechnet werden.

2.2. Habitatassoziationen

Die Flächenanteile der Waldstrukturklassen in den «Pseudo-Revieren» der vier Drosselarten deuten zum Teil auf erhebliche Unterschiede in der Habitatausstattung hin (Abb. 4). Besonders auffällige Unterschiede ergaben sich bezüglich der Waldstrukturklassen 2 (lückige Bereiche), 3 (Dickungen) sowie 5 (medium-dimensionale, einschichtige Waldbestände), geringe Unterschiede gab es bezüglich der Waldstrukturklassen 1 (Offenfläche) und 4 (schwach-dimensionale, stufige Wälder). Ringdrosselreviere waren demnach durch auffallend geringe Flächenanteile von lückigen Bereichen im Vergleich zur Amsel und von Dickungen im Vergleich zur Singdrossel charakterisiert. Im Vergleich zu beiden Arten zeigten sie hohe Flächenanteile medium-dimensionaler, einschichtiger Waldbestände. Misteldrosselreviere zeigten dagegen eine recht ähnliche Habitatausstattung wie bei Ringdrosseln.

Die Befunde auf Revierebene spiegeln sich in vergleichbarer Weise auch auf Ebene der exakt verorteten Einzelbeobachtungen wider (Abb. 5), wonach die vier Drosselarten die verschiedenen Waldstrukturklassen unterschiedlich häufig nutzten (Pearson χ^2 -Test, $\chi^2 = 53,64$, $df = 18$, $p < 0,0001$). Ringdrosseln und Misteldrosseln hielten sich auffallend häufig in Waldstrukturklasse 5 (medium-dimensionale, einschichtige Waldbestände) auf, Amseln und Singdrosseln zudem zu hohen Anteilen in Waldstrukturklasse 3 (Dickungen) und die Amsel in Waldstrukturklasse 2 (lückige Bereiche).

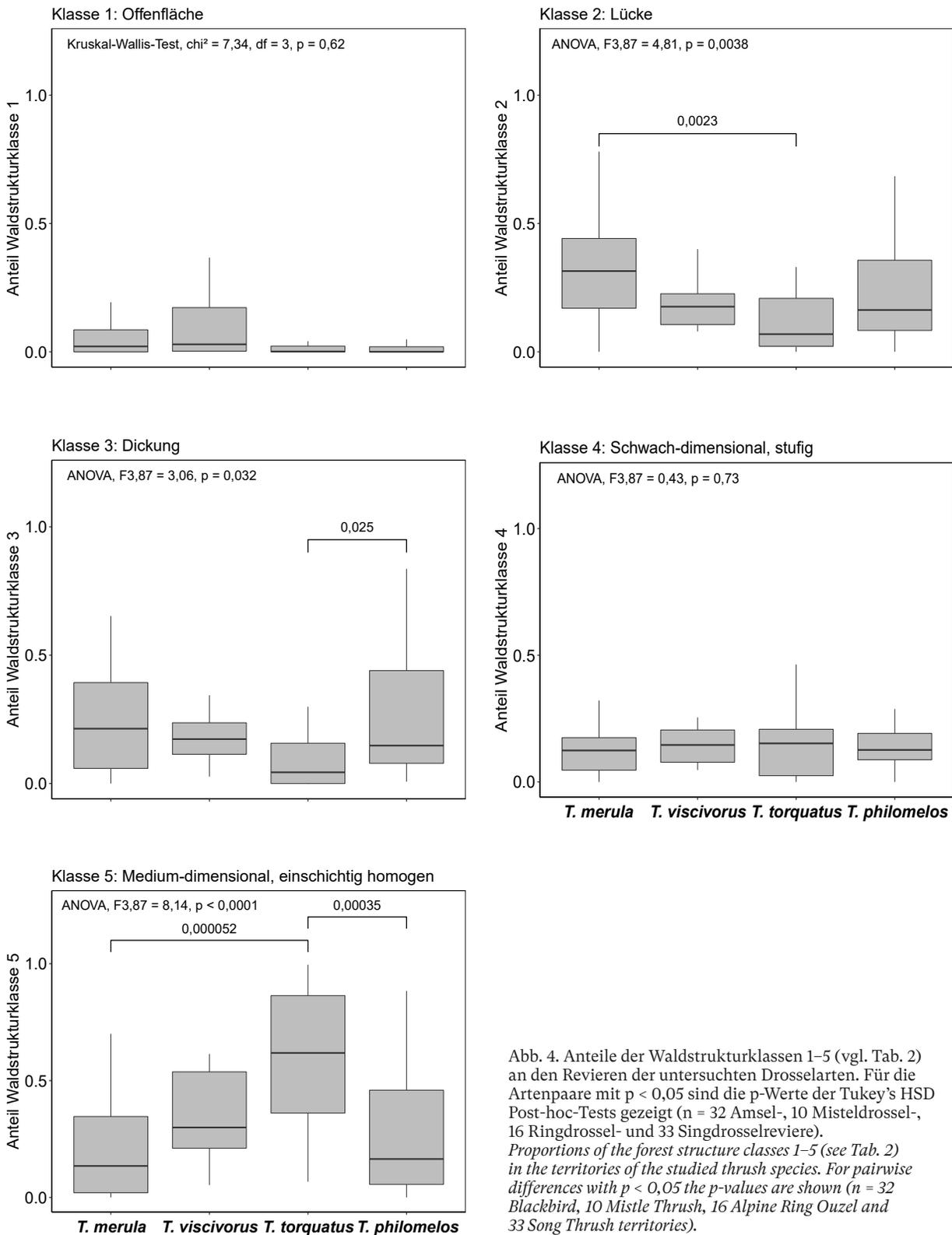


Abb. 4. Anteile der Waldstrukturklassen 1–5 (vgl. Tab. 2) an den Revieren der untersuchten Drosselarten. Für die Artenpaare mit $p < 0,05$ sind die p -Werte der Tukey's HSD Post-hoc-Tests gezeigt ($n = 32$ Amsel-, 10 Misteldrossel-, 16 Ringdrossel- und 33 Singdrosselreviere). Proportions of the forest structure classes 1–5 (see Tab. 2) in the territories of the studied thrush species. For pairwise differences with $p < 0,05$ the p -values are shown ($n = 32$ Blackbird, 10 Mistle Thrush, 16 Alpine Ring Ouzel and 33 Song Thrush territories).

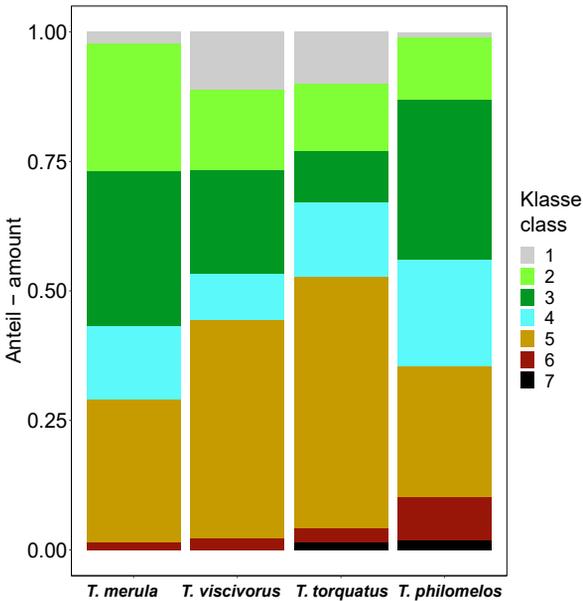


Abb. 5. Anteile der Einzelbeobachtungen der vier untersuchten Drosselarten nach Waldstrukturklassen (vgl. Tab. 2). *Frequency distribution of thrush observations across the studied forest structure classes (see Tab. 2).*

2.3. Phänologie der Alpenringdrossel und Ankunft der anderen Drosselarten

Alpenringdrosseln trafen zwischen Mitte März und Anfang April im Brutgebiet ein (Abb. 6). Der Median der Erstankunft von 1995 bis 2018 fiel auf den 23. März (Abb. 7). Bei geringeren mittleren Märztemperaturen trafen die Alpenringdrosseln später im Grindenschwarzwald ein als bei höheren Temperaturen (Abb. 7).

Am häufigsten konnten Ringdrosseln im Frühjahr festgestellt werden. Nachdem im Juni die Gesangsaktivität nachließ und die Jungvögel ausgeflogen waren, gelangen bis zum Abzug in die Winterquartiere nur sehr wenige Beobachtungen (Abb. 6). Diese spärlichen Beobachtungen betrafen meist Familienverbände sowie kurz warnende oder aus der Krautschicht aufgescheuchte Vögel. Der Abzug aus den Brutgebieten ist unauffällig und findet nach Bairlein et al. (2014) ab September statt. Im Untersuchungsgebiet konnten die letzten Alpenringdrosseln Anfang Oktober beobachtet werden (Abb. 6).

Die drei im ähnlichen Habitat brütenden Drosselarten besetzten ihre Reviere in den Hochlagen des Nordschwarzwaldes früher als die Alpenringdrossel (Abb. 8), unterschieden sich untereinander aber nicht stark im mittleren Gesangsbeginn (Abb. 8; Mediane des Gesangsbeginns: Misteldrossel 23. Februar, Amsel 2. März, Singdrossel 6. März, Ringdrossel 29. März).

3. Diskussion

Der Bestand der Alpenringdrossel betrug 2017–2018 etwa 36–48 Reviere. Die hier vorgelegte luftbildbasierte Habitatuntersuchung zeigt, dass sie hauptsächlich in einschichtigen Fichtenbeständen anzutreffen war und damit ähnliche Habitats wie die Misteldrossel nutzte, dagegen wenig Überlappung mit den im Untersuchungsgebiet häufigeren Amseln und Singdrosseln zeigte. Im Frühjahr traf die Ringdrossel erst nach Amsel, Misteldrossel und Singdrossel im Brutgebiet ein.

Der ermittelte Brutbestand beträgt nur noch ein Drittel des für das Jahr 1990 geschätzten Bestands von 125 Revieren (Hölzinger 1999) und etwa die Hälfte bis ein Drittel des für 2004 bis 2009 geschätzten Bestands von 72–157 Revieren (Gedeon et al. 2014). Aufgrund der Größe des Untersuchungsgebiets konnten trotz einer guten Gebietsabdeckung (Abb. 2) nicht alle möglichen Verbreitungsgebiete der Alpenringdrossel systematisch untersucht werden. Da aber alle besonders qualitativ hochwertig erscheinenden und langjährig bekannten Ringdrosselgebiete untersucht wurden, ist davon auszugehen, dass höchstens einzelne Reviere übersehen wurden. Dafür sprechen auch die vielen Negativfeststellungen in ehemals besiedelten Gebieten (Abb. 2).

Die im Grindenschwarzwald ermittelten 22 Reviere verteilten sich auf mehrere geklumpfte Vorkommen entlang des Hauptkamms in Höhenlagen ab 850 m. In den 1980er-Jahren wurden von der Alpenringdrossel noch Reviere um 700 m besetzt (eigene Beobachtungen). Somit hat sich die untere Verbreitungsgrenze um rund 150 m nach oben verschoben. Die Aufgabe

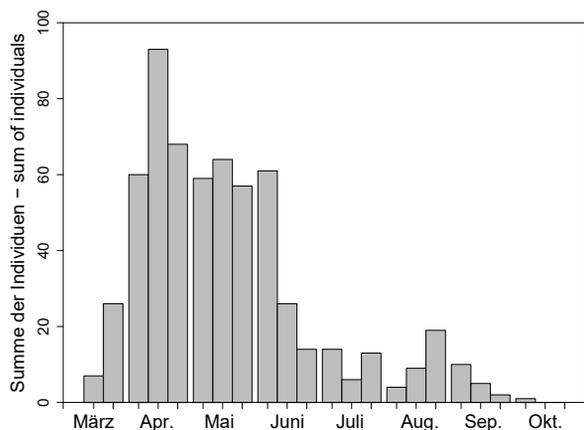


Abb. 6. Phänologie der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald. Dargestellt ist die Summe der beobachteten Individuen je Dekade von 2012 bis 2018 (n = 486 Beobachtungen mit 618 Individuen).

Phenology of the Alpine Ring Ouzel in the northern Black Forest, showing the sum of observed individuals per 10-day period between 2012 and 2018 (n = 486 observations with 618 individuals).

von Revieren – und damit eine Verdünnung des Brutbestands – konnte in allen Höhenlagen nachgewiesen werden. So sind die Ringdrosselvorkommen auf dem Höhenrücken zwischen Roßberg und Kniebis (750–950 m; mindestens 5 Reviere in den 1990er-Jahren, zuletzt 1 Revier 2012) sowie bei Besenfeld (880 m, 2–3 Reviere zuletzt 2010) inzwischen erloschen. Auch in den höchsten Lagen waren Bestandsrückgänge zu verzeichnen. So fanden wir an der Hornisgrinde (1030–1163 m) 2018 nur noch 4 Reviere beim Ochsenstall, während die bisher alljährlich besiedelten Randbereiche der Hochmoor-Hochfläche 2018 nicht mehr besiedelt waren. 2017 konnten im Hornisgrinde-Gebiet noch 7 besetzte Reviere gezählt werden. Ursache für den starken Rückgang innerhalb eines Jahres könnten die seit dem Frühjahr 2018 auf dem Gipfelplateau durchgeführten Bauarbeiten für eine Erlebnis-Gaststätte sein. Der dafür vorgenommene Abriss eines Gebäudes führte zu einer erheblichen Lärmbelastung während der Brutzeit. Zusammen mit den Beeinträchtigungen durch das seit 2015 errichtete Windrad könnte die Störung zu groß geworden sein, sodass sich die noch vorhandenen Ringdrosseln in die ruhigeren Bereiche am Ochsenstall zurückgezogen haben. Der Betrieb der Gastronomie auf dem Gipfel stellt hier in Zukunft eine zusätzliche starke Einschränkung für die Besiedlung der Hornisgrinde dar. Auch am Schlifkopf (1000–1054 m) wurden 2018 erstmals keine Brutvorkommen dokumentiert, nach alljährlichen Einzelrevieren in den Vorjahren und noch mindestens 5 Revieren 1999 (Förschler 2005). Die im Nordschwarzwald verbliebenen Vorkommen sind durch die Aufgabe ehemaliger Brutgebiete mittlerweile stark verinselt. Eine solche Verinselung der Brutvorkommen konnte im Nordschwarzwald auch in den Jahren vor dem Verschwinden des Zitronenzeisigs als Brutvogel beobachtet werden (Förschler 2013) und findet aktuell auch bei den letzten Wiesenpiepervorkommen statt (Förschler et al. 2016a).

Bei der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald ist besonders der Rückzug in einschichtige Fichtenbestände (Abb. 9) auffällig. Die Ergebnisse der Habitatuntersuchung zeigen, dass solche Bestände mit keinem bis geringem Bodenbewuchs einen wesentlichen Flächenanteil in den Revieren ausmachen. Dieser Befund findet keine Entsprechung in der Literatur, gilt die Ringdrossel im Schwarzwald doch als Bewohnerin alter, stufiger und lichter Wälder (Hölzinger 1999). Fumy et al. (2018) berichten für den Südschwarzwald, dass lichte Nadelwälder als Neststandorte deutlich bevorzugt werden. Auch Mann (1990) erwähnt für den Südschwarzwald, dass die Alpenringdrossel nur gelegentlich in einförmigen Stangenhölzern zu finden ist. Einschichtige Fichtenbestände wurden in unserer Untersuchung besonders gerne besiedelt, wenn sie in der Nähe von Freiflächen wie Grinden oder im Rahmen von Manage-

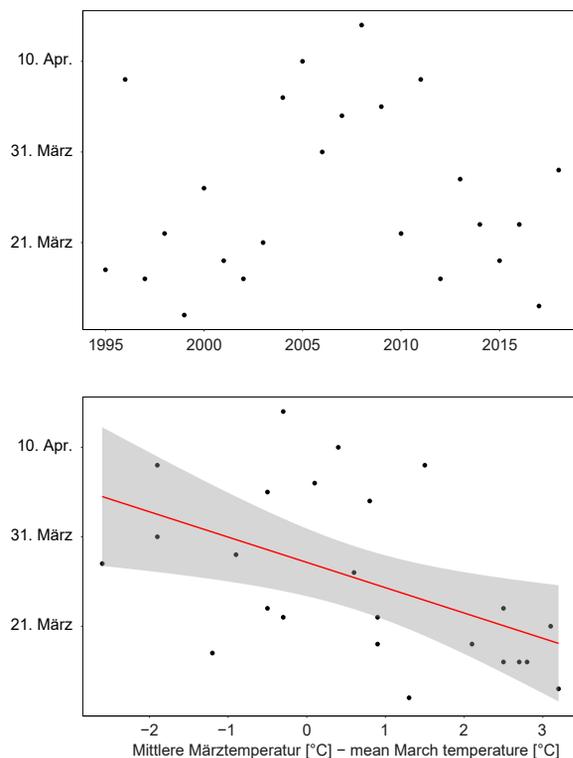


Abb. 7. Erstbeobachtungsdaten der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald über die Jahre 1995 bis 2018 (oben) und in Abhängigkeit der mittleren Märztemperatur mit Regressionsgerade und 95%-Konfidenzintervall (unten; lineare Regression, $F = 7,58$, $df = 1,22$, $p = 0,012$).
Arrival dates of the Alpine Ring Ouzel from 1995 until 2018 (top) and in relation to mean March temperature indicating the regression line and 95% confidence interval (bottom; linear regression, $F = 7,58$, $df = 1,22$, $p = 0,012$).

mentmaßnahmen geschaffenen Freiflächen mit spärlicher Vegetation (Abb. 10) lagen. Alpenringdrosseln und Misteldrosseln konnten immer wieder auf diesen Freiflächen bei der Nahrungssuche beobachtet werden (Abb. 5); bei Betrachtung der «Pseudo-Reviere», die oft unter Ausschluss solcher Freiflächen definiert sind, wird dies allerdings nicht deutlich (Abb. 4). Die Nähe zu solchen kahlschlagähnlichen Freiflächen wird von Ringdrosseln auch in den Karpaten bevorzugt (Ciach und Mrowiec 2012).

Rückzüge in andere Habitate können in Zusammenhang mit einer besseren Nahrungsverfügbarkeit oder einer Verdrängung durch andere Arten erfolgen. Die einschichtigen Fichtenbestände ohne Unterwuchs könnten als eine Art «überdachte Freifläche» dienen. Der Vorteil gegenüber Freiflächen wie Grinden oder Skihängen wäre ein dauerhaft feuchterer Boden, da keine direkte Sonneneinstrahlung durch die Fichtenbestände dringt und somit ein Austrocknen des Bodens verhindert wird. Die feuchteren Böden könnten für eine

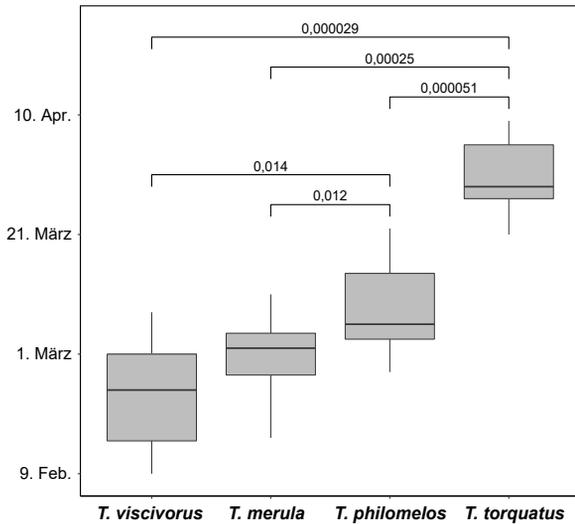


Abb. 8. Tage des Erstgesangs der untersuchten Drosselarten im Untersuchungsgebiet von 2012–2018 ($n = 7$ Daten je Art). Für die Artenpaare mit $p < 0,05$ sind die p -Werte angegeben. *Dates of first singing of the studied thrush species in the study area from 2012–2018 ($n = 7$ dates per species). P-values are shown for pairwise differences with $p < 0,05$.*

bessere Nahrungsverfügbarkeit sorgen, da die Hauptnahrung der Alpenringdrosseln während der Brutzeit aus Regenwürmern (Lumbricidae) besteht (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988, Burfield 2002). In Nadelwäldern finden sich im Vergleich zu Laub- oder Mischwäldern generell geringere Regenwurmdichten (Meyer und Plankensteiner 1995). Bei trockenen Bedingungen sind Regenwürmer inaktiv und verharren unter der Oberfläche (Gerard 1967). In den einschichtigen Fichtenbeständen müssten Regenwürmer bei trockenen Bedingungen daher länger verfügbar sein als auf sonnenbeschienenen Freiflächen.

Beim Vergleich der Habitatausstattung waren sich jeweils Misteldrossel und Ringdrossel sowie Amsel und Singdrossel am ähnlichsten. Hinsichtlich der Konkurrenz zwischen den Arten sind aufgrund dieses Ergebnisses verschiedene Szenarien denkbar. Zum einen stellen die von der Ringdrossel aktuell noch besiedelten Flächen womöglich gar nicht den optimalen Lebensraum im Nordschwarzwald dar, sondern die Ringdrossel wird durch die früher brütenden Amseln (und gegebenenfalls Singdrosseln) in diese suboptimaleren Habitate verdrängt. Zum anderen könnte es auch zwischen Ringdrossel und Misteldrossel aufgrund ähnlicher Habitatansprüche zu direkter Konkurrenz um Ressourcen und Habitate kommen.

Möglicherweise haben sich aber beide Drosselarten auch innerhalb desselben Habitattyps auf unterschiedliche Nischen spezialisiert. In der Literatur finden sich sowohl Hinweise auf Konkurrenz zwischen Ringdros-

sel und Amsel (Oberwalder et al. 2002), als auch zwischen Ringdrossel und Misteldrossel (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988). Gleichwohl berichtet Kronshage (2008), dass die unterschiedlichen Drosselarten im Oberengadin (Kanton Graubünden) gut voneinander abgrenzbare Nischen einnehmen. Angesichts dieser uneinheitlichen Befunde bleibt unklar, ob Konkurrenz eine große Rolle spielt. Hinzu kommt, dass Misteldrosseln, die im Untersuchungsgebiet eine ähnliche Nische wie die Alpenringdrosseln besetzen, in noch geringeren Dichten vorkommen und die Reviere beider Arten meist nicht benachbart liegen. Daher ist ein Rückgang der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald durch interspezifische Konkurrenz mit der Misteldrossel eher unwahrscheinlich.

Die Ursachen für den Rückgang der Alpenringdrossel im Nordschwarzwald können durch unsere Untersuchung nicht im Detail ermittelt werden. Verschiedene Beobachtungen sprechen allerdings für ein Zusammenspiel von mehreren Faktoren. In den Hochlagen ist der Habitatverlust teilweise durch Orkaneffekte erklärbar. Der Orkan «Lothar» hat Ende 1999 einen Großteil der zusammenhängenden, einschichtigen Fichtenwaldgebiete in den Hochlagen des Nordschwarzwaldes niedergeworfen und damit auch Lebensräume für die Ringdrossel zerstört. Mittlerweile sind diese Flächen mit einer sehr dichten Verjüngung bewachsen und bieten Ringdrosseln noch immer keine geeigneten Lebensräume. Amseln und Singdrosseln dürften von diesen Verjüngungen aufgrund entsprechender Habitatansprüche profitiert haben. Möglicherweise sind die Ringdrosseln, die ihre Reviere durch den Orkan «Lothar» verloren haben, zunächst in suboptimale Habitate ausgewichen. Da der Bruterfolg in suboptimalen Habitaten aber vermutlich geringer ist (Wilson et al. 1997, Förschler et al. 2005), könnten sich die Auswirkungen dieses Sturms erst Jahre später in einer geschrumpften Population bemerkbar gemacht haben.

Neben diesen Verschlechterungen im Brutgebiet sind auch negative Habitatveränderungen und jagdliche Einflüsse in den Hauptüberwinterungs- und Durchzugsgebieten zu beobachten (Ryall und Briggs 2006). Arthur et al. (2000) vermuten, dass der Rückgang der Ringdrossel in Großbritannien direkt mit der Abholzung von Wacholder-Habitaten in den Überwinterungsgebieten Marokkos zusammenhängt. Da Alpenringdrosseln dieselben Überwinterungsgebiete wie Nordische Ringdrosseln nutzen (Hölzinger 1999), könnte ein Teil des Bestandsrückgangs auch auf diesen Grund zurückzuführen sein.

Ein wichtiger Faktor im Zusammenhang mit dem Ringdrosselrückgang ist vermutlich der Klimawandel. Dieser verschlechtert die Eignung der gegenwärtigen Brutgebiete in allen hier betrachteten Höhenlagen, wirkt in den niederen Lagen aber vermutlich beson-

ders stark. Durch steigende Temperaturen (Tab. 4) fällt ein geringerer Anteil der Niederschläge im Winter als Schnee (Menzel und Bürger 2001). Im Frühjahr sind die Hochlagen dadurch schneller schneefrei (Tab. 4), die Böden trocknen schneller aus und die Wachstumsperiode wird verlängert. Beides führt zu einer schlechteren Nahrungsverfügbarkeit für die Alpenringdrossel. Dies betrifft sowohl die Brutgebiete als auch die Überwinterungsgebiete im Hohen Atlas (Schilling et al. 2012). Fumy et al. (2018) konnten den Arealverlust der Alpenringdrossel im Südschwarzwald durch den Rückgang der Frühjahrsniederschläge und ansteigende Frühjahrs-temperaturen erklären. Hierzu passen auch Ergebnisse aus der Schweiz. Dort nutzten Alpenringdrosseln insbesondere kurzrasige Flächen mit offenen Stellen und mittlerer Bodenfeuchtigkeit zur Nahrungssuche, wie sie während der Schneeschmelze weit verbreitet sind (Barras et al. im Druck). Amsel, Singdrossel und Misteldrossel haben mit einem verfrühten Vegetationsbeginn vermutlich weniger Schwierigkeiten als die Alpenringdrossel, da die Überwinterungsgebiete näher am Brutgebiet liegen (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988),

sie so kurzfristiger auf die klimatischen Verhältnisse reagieren können und früher als die Alpenringdrossel im Brutgebiet eintreffen (Abb. 8). Amseln und Misteldrosseln, die zur Jungenaufzucht wie die Alpenringdrossel insbesondere Regenwürmer benötigen (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988), treffen etwa 30 Tage früher als Alpenringdrosseln im Brutgebiet ein (Abb. 8) und haben dadurch vermutlich eine bessere Nahrungsgrundlage zur Jungenaufzucht. Singdrosseln nutzen zur Jungenaufzucht ein breiteres Nahrungsspektrum und können so bei Regenwurm-Knappheit auf andere Ressourcen (z.B. Schnecken) ausweichen (Glutz von Blotzheim und Bauer 1988).

Häufiger auftretende Starkniederschlagsereignisse sind ebenfalls eine Begleiterscheinung des Klimawandels (Christensen und Christensen 2003) und können unter anderem beim Zitronenzeisig in den Pyrenäen (Förschler et al. 2005) und beim Bluthänfling *Linaria cannabina* im Wallis (Frey 1989) und auf Helgoland (Del Val & Förschler unveröffentlicht) zu starken Brutausfällen führen. Dies scheint auch bei der Ringdrossel denkbar.



Abb. 9. Bruthabitat der Ringdrossel in einschichtigen Fichtenbeständen am Stübleskopf. Aufnahme vom 22. Juni 2018, Fabian Anger.
Breeding site of the Alpine Ring Ouzel in single-story spruce forests at Stübleskopf.

Tab. 4. Dreißigjährige modellierte Jahresmitteltemperaturen, Frühjahrsmitteltemperaturen und Schneetage für die Hornisgrinde (DWD Climate Data Center 2018b, c). *Thirty-year modelled annual mean temperatures («Jahresmitteltemperatur»), spring mean temperatures («Frühjahrsmitteltemperatur») and snow cover days («Schneetage») for the Hornisgrinde.*

Zeitraum	Jahresmitteltemperatur [°C]	Frühjahrsmitteltemperatur [°C]	Schneetage
1961–1990	4,7	3,4	148
1971–2000	5,1	3,9	139
1981–2010	5,3	4,3	133

Schließlich könnten auch populationsbiologische Effekte in dieser kleinen Population am Arealrand die Bestandsentwicklung beeinflussen. Die Unterartzugehörigkeiten anderer Populationen deutscher Mittelgebirge sind bisher ungeklärt (Bacht et al. 2012). Als Randpopulation war die Population im Nordschwarz-

wald womöglich schon immer auf eine Zuwanderung aus größeren Populationen im Südschwarzwald und aus den Alpen angewiesen. Ein Rückgang der Alpenringdrossel in diesen Gebieten, wie er sich deutlich abzeichnet (Laesser und Barras 2018), dürfte auch eine verringerte Abwanderung an den Arealrand zur Folge haben. Wir konnten 2018 viel mehr Männchen (65 Nachweise) als Weibchen (8 Nachweise) beobachten. Am Ochsenstall, wo vier Gesangsreviere von Männchen besetzt waren, konnten bei vier Begehungen keine Weibchen nachgewiesen werden. Da in Gebieten mit erfolgreichen Bruten bei jeder Begehung zumindest einzelne Weibchen gesichtet wurden, erscheint es plausibel, dass am Ochsenstall überhaupt keine Weibchen anwesend waren und dort daher auch keine Bruten stattfanden.

Viele Arten reagieren auf eine verfrühte Vegetationsperiode mit einer früheren Ankunft im Brutgebiet und einem früheren Brutbeginn (Brown et al. 1999, Walther et al. 2002). Aufgrund früher einsetzender Schneeschmelze (Tab. 4) und einer erhöhten Beobachtungsfrequenz in den letzten Jahren wäre daher auch bei der Alpenringdrossel eine Verfrüfung zu erwarten



Abb. 10. Bruthabitat der Ringdrossel am Hilseneck. Freiflächen mit geringem Bodenbewuchs grenzen direkt an einschichtige Fichtenbestände, in denen die Ringdrosseln brüten. Aufnahme vom 26. September 2018, Fabian Anger. *Breeding site of the Alpine Ring Ouzel at Hilseneck. Open areas border directly on single-story spruce forests in which Ring Ouzels are breeding.*

gewesen. Die vorliegenden Daten zeigen hingegen eher über die Jahre schwankende Erstankunftsdaten und werden von der mittleren Märztemperatur beeinflusst (Abb. 7). Dass keine deutliche Verfrühung der Erstankunft sichtbar ist, kann allerdings auch auf der geringeren Populationsgröße im Vergleich zu früher beruhen. Bei größeren Populationen ist die Wahrscheinlichkeit größer, eine frühere Ankunft zu beobachten (Tryjanowski und Sparks 2001) und viele Arten zeigen in größeren Populationen eine höhere Gesangsaktivität als in kleineren Populationen (Catchpole und Slater 1997). Dadurch sind die Vögel einfacher zu entdecken. Die Gesangsaktivität der Alpenringdrosseln im Nordschwarzwald war 2018 im Vergleich zu früheren Erhebungen und zu anderen Gebieten mit höheren Brutbeständen auffällig gering und von Tag zu Tag sehr unterschiedlich. So konnten in Gebieten mit sicheren Ringdrosselrevieren an manchen Tagen trotz Begehungen ab einer Stunde vor Sonnenaufgang keine Sänger festgestellt werden, im Gebiet Zeller Blauen (Südschwarzwald) zeigten die Ringdrosseln dagegen im selben Zeitraum auch vormittags ausgiebige Gesangsaktivität. Bei morgendlichen Begehungen sangen die Ringdrosseln dort bereits in den Frühstunden um Sonnenaufgang, aber auch noch am späteren Vormittag ausgiebig, während sie im Grindenschwarzwald – wenn überhaupt – nur in den Frühstunden kurze Gesangsphasen zeigten.

Die vorliegende Studie dokumentiert einen besorgniserregend schlechten Erhaltungszustand der Alpenringdrossel-Population im Nordschwarzwald, einem ehemaligen Verbreitungszentrum der Art in Süddeutschland. Die Befunde deuten an, dass dieser Trend durch ein Geflecht aus lokalen (Bruthabitate), regionalen (Klimawandel) und internationalen Faktoren (Rast- und Winterquartiere) begründet ist.

Dank

Für die Ausarbeitung der Erstankunftsdaten und die Erstellung der Phänologie wurden neben den Daten der Autoren weitere Daten von Mitgliedern der Ornithologischen Arbeitsgemeinschaft Freudenstadt-Horb und der Nationalparkverwaltung verwendet. Ein herzliches Dankeschön gilt Angela Bitterlich, Esther del Val, Walter Finkbeiner, Wolfram Hessner, Jürgen Kläger, Jörg Klüber, Raffael Kratzer und Marianne Leis-Messer. Bei Valentin Amrhein, Arnaud Barras, Jan Daniels-Trautner und Peter Knaus bedanken wir uns für hilfreiche Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge.

Abstract

Anger F, Dorka U, Anthes N, Dreiser C, Förschler MI (2020) Population decline and habitat use of the Alpine Ring Ouzel *Turdus torquatus alpestris* in the Northern Black Forest (Baden-Württemberg). Ornithologischer Beobachter 117: 38–53.

As a bird species of the uplands and mountains, the Alpine Ring Ouzel is considered particularly susceptible to potential direct and indirect effects of climate change; it is now considered as critically endangered in Baden-Württemberg. In this context, we investigated changes in the species' population size and distribution in the northern Black Forest and documented its habitat characteristics compared with other sympatric thrush species. In the 1980s, about 125 territories were counted in a first complete census. In 2017–2018, we found only 36–48 territories, indicating a population decline by about two-thirds. In contrast to the optimal habitats reported in the literature, the remaining territories are primarily located in single-story spruce forests rather than in old, layered and open forests. Habitat analysis based on aerial images showed that Alpine Ring Ouzel territories share habitat characteristics with the Mistle Thrush *Turdus viscivorus*, while there was less overlap with the more frequent Blackbird *T. merula* and Song Thrush *T. philomelos*. Complex influencing factors seem to underlie the documented decline of this rather isolated and marginal breeding population. Particularly plausible causes for the decline may be climate change impacts, such as an earlier snowmelt and an elongated vegetation period, and changes in forest structure due to large-scale storm damage in the year 1999.

Literatur

- Anger F, Förschler MI (2019a) Zur aktuellen Bestandssituation des Baumpiepers *Anthus trivialis* im Grindenschwarzwald. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 35: 21–29.
- Anger F, Förschler MI (2019b) Durchzug und Rastverhalten der Nordischen Ringdrossel *Turdus torquatus torquatus* im Grindenschwarzwald (Baden-Württemberg). Ornithologischer Beobachter 116: 217–226.
- Arthur DSC, Ellis PR, Lawie RG, Nicoll M (2000) Observations of wintering Ring Ouzels and their habitat in the High Atlas Mountains, Morocco. *Scottish Birds* 21: 109–115.
- Bacht M, Rösner S, Müller J, Pfeifer R, Stadler J, Brandl R, Ogennoorth L (2012) Are Ring Ouzel (*Turdus torquatus*) populations of the low mountain ranges remnants of a broader distribution in the past? *Journal of Ornithology* 154: 231–237.
- Bairlein F, Dierschke J, Dierschke V, Salewski V, Geiter O, Hüppop K, Köppen U, Fiedler F (2014) Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. Aula, Wiebelsheim.
- Barras AG, Marti S, Ettl S, Vignali S, Resano-Mayor J, Braunisch V, Arlettaz R (im Druck) The importance of seasonal environmental factors in the foraging habitat selection of Alpine Ring Ouzels *Turdus torquatus alpestris*. *Ibis*, doi: 10.1111/ibi.12764.
- Bauer H-G, Boschert M, Förschler MI, Hölzinger J, Kramer M, Mahler U (2016) Rote Liste und kommentiertes Verzeichnis der Brutvogelarten Baden-Württembergs. 6. Fassung. Stand 31.12.2013. Naturschutz-Praxis Artenschutz 11.
- Brosch B (2017) Habitatanalyse der Ringdrossel *Turdus torquatus* im Schwarzwald. Bachelorarbeit, Hochschule für Forstwirtschaft, Rottenburg.
- Brown JL, Li SH, Bhagabati N (1999) Long-term trend toward earlier breeding in an American bird: A response to global warming? *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 96: 5565–5569.
- Burfield IJ (2002) The breeding ecology and conservation of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in Britain. PhD thesis, University of Cambridge.
- Bürger K (2004) Veränderung von Waldökosystemen aufgrund historischer Nutzung im Schwarzwald und in den Vogesen. Dissertation, Universität Freiburg im Breisgau.
- Catchpole CK, Slater PJB (1997) Bird song. Biological themes and variations. Cambridge University Press, Cambridge.
- Christensen JH, Christensen OB (2003) Severe summertime flooding in Europe. *Nature* 421: 805–806.
- Ciach M, Mrowiec W (2013) Habitat selection of the Ring Ouzel *Turdus torquatus* in the Western Carpathians: the role of the landscape mosaic. *Bird Study* 60: 22–34.
- Coppes J, Ehrlicher J, Müller G, Roth K, Schroth K-E, Förschler M, Braunisch V, Suchant R (2019) Dramatischer Rückgang der Auerhuhnpopulation *Tetrao urogallus* im Schwarzwald. *Vogelwarte* 57: 115–122.
- Deutscher Wetterdienst (2015) Niederschlag: vieljährige Mittelwerte 1981–2010. https://www.dwd.de/DE/leistungen/klimadatendeutschland/mittelwerte/nieder_8110_akt.html?view=publication&nn=16102 (Stand: 19. Juni 2018).
- DWD Climate Data Center (2018a) Raster der Monatsmittel der Lufttemperatur (2 m) für Deutschland, Version v1.0.
- DWD Climate Data Center (2018b) Raster der vieljährigen Mittel der Lufttemperatur (2 m) für Deutschland, Version v1.0. Ausgaben für die Zeiträume 1961–1990, 1971–2000, 1981–2010.
- DWD Climate Data Center (2018c) Vieljähriges Mittel der Raster der Anzahl Schneetage für Deutschland, Version v1.0.
- Ebenhöh H, Hoffrichter O (1999) *Anthus spinoletta* (Linnaeus, 1758) Bergpieper. Seite 161–173 in: Hölzinger J (Herausgeber): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1, Singvögel 1. Ulmer, Stuttgart.
- Förschler MI (2005) Siedlungsdichten und Statusangaben zur Avifauna des Schliffkopf-Gipfels im Nordschwarzwald. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 21: 79–92.
- Förschler MI (2013) Auf verlorenem Posten? Der Zitronenzeisig im Nordschwarzwald. *Falke* 60: 453–455.
- Förschler MI, Borrás A, Cabrera J, Cabrera T, Senar JC (2005) Inter-locality variation in reproductive success of the Citril finch *Serinus citrinella*. *Journal of Ornithology* 146: 137–140.
- Förschler MI, Anger F, del Val E, Aichele D, Dreiser C (2016a) Zur aktuellen und historischen Bestandssituation des Wiesenpiepers *Anthus pratensis* im Nordschwarzwald. Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg 32: 45–51.
- Förschler MI, Richter C, Gamio T (2016b) Grinden – waldfreie Bergheiden im Nationalpark Schwarzwald. *NaturschutzInfo* 2/2016: 28–31.
- Frey M (1989) Brutbiologie des Hänflings *Carduelis cannabina* unter den Einflüssen des Gebirgsklimas. Ornithologischer Beobachter 86: 265–289.
- Fumy F, Frank C, Frenzel M, Fartmann T (2018) Auswirkungen des globalen Wandels auf die Alpenringdrossel *Turdus torquatus alpestris* im Schwarzwald. *Vogelwarte* 56: 373.
- Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A, Sudfeldt C, Eickhorst W, Fischer S, Flade M, Frick S, Geiersberger I, Koop B, Kramer M, Krüger T, Roth N, Ryslavý T, Stübing S, Sudmann SR, Steffens R, Vökler F, Witt K (2014) Atlas Deutscher Brutvogelarten. Stiftung Vogelmonitoring und Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster.
- Gerard BM (1967) Factors affecting earthworms in pastures. *Journal of Animal Ecology* 36: 235–252.
- Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM (1988) Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 11, Passeriformes (2. Teil). Aula, Wiesbaden.
- Hagist D, Märki H (2018) Zitronenzeisig. Seite 540–541 in: Knaus P, Antoniazza S, Wechsler S, Guélat J, Kéry M, Strebler N, Sattler T (Herausgeber): Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016. Verbreitung und Bestandentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Hellmann M, Günther E, Nicolai B (1997) Bestandentwicklung, Phänologie und Nahrungsverhalten der Ringdrossel *Turdus torquatus* am Brocken von 1990 bis 1997. Ornithologische Jahresberichte des Museum Heineanum 15: 1–20.
- Hölzinger J (1999) *Turdus torquatus* (Linnaeus, 1758) Ringdrossel. Seite 434–446 in: Hölzinger J (Herausgeber): Die Vögel Baden-Württembergs. Band 3.1, Singvögel 1. Ulmer, Stuttgart.
- Kirchman JJ, Van Keuren AE (2017) Altitudinal range shifts of birds at the southern periphery of the boreal forest: 40 years of change in the Adirondack Mountains. *Wilson Journal of Ornithology* 129: 742–753.
- Kratzer D (2011) Aktuelle Brutvorkommen des Bergpiepers (*Anthus spinoletta*) im Südschwarzwald (2009/2010). *Naturschutz südlicher Oberrhein* 6: 59–62.
- Kronshage A (2008) Zum Vorkommen der Drosseln im Oberengadin (Zentralalpen/Schweiz) unter besonderer Berücksichtigung der Ringdrossel (*Turdus torquatus alpestris*), Amsel (*Turdus merula*) und Wacholderdrossel (*Turdus pilaris*). *Vogelwarte* 46: 61–62.

- Laesser J, Barras A (2018) Ringdrossel. Seite 454–455 in: Knaus P, Antoniazza S, Wechsler S, Guélat J, Kéry M, Strebel N, Sattler T (Herausgeber): Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016. Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Landbeck CL (1846) Systematisches Verzeichnis der Vögel Württembergs. Jahreshefte des Vereins für vaterländische Naturkunde in Württemberg 2: 212–238.
- Lang F (2017) LiDAR based classification of forest structure of conifer dominated ecosystems in the Black Forest National Park (Masterarbeit). Research Group of Climatology der Universität Bayreuth.
- Mann P (1990) Verbreitung und Bestand der Alpen-Ringdrossel (*Turdus torquatus alpestris*) im Hochschwarzwald. Diplomarbeit, Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau.
- Menzel L, Bürger G (2001) Climate change scenarios and runoff response in the Mulde catchment (Southern Elbe, Germany). *Journal of Hydrology* 267: 53–64.
- Meyer E, Plankensteiner U (1995) Regenwürmer (Lumbricidae) in Waldböden Vorarlbergs (Österreich). *Berichte des naturwissenschaftlichen-medizinischen Vereins Innsbruck* 82: 95–103.
- Oberwalder J, Lair C, Föger M, Pollheimer M (2002) Siedlungsökologie von Drosseln *Turdus* sp. entlang eines alpinen Höhengradienten. *Ornithologischer Beobachter* 99: 205–220.
- Pepin N, Bradley RS, Diaz HF, Baraer M, Caceres EB, Forsythe N, Fowler H, Greenwood G, Hashmi MZ, Liu XD, Miller JR, Ning L, Ohmura A, Palazzi E, Rangwala I, Schöner W, Siverskiy I, Shahgedanova M, Wang MB, Williamson SN, Yang DQ (2015) Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. *Nature Climate Change* 5: 424–430.
- Pernollet CA, Korner-Nievergelt F, Jenni L (2015) Regional changes in elevational distribution of the Alpine Rock Ptarmigan *Lagopus muta helvetica* in Switzerland. *Ibis* 157: 823–836.
- R Core Team (2019) R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. <https://www.R-project.org>.
- Ryall C, Briggs K (2006) Some factors affecting foraging and habitat of Ring Ouzels *Turdus torquatus* wintering in the Atlas Mountains of Morocco. *Bulletins of the African Bird Club* 13: 17–31.
- Savioz J (2018) Bergpieper. Seite 510–511 in: Knaus P, Antoniazza S, Wechsler S, Guélat J, Kéry M, Strebel N, Sattler T (Herausgeber): Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016. Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. Schweizerische Vogelwarte, Sempach.
- Schilling J, Freier KP, Hertig E, Scheffran J (2012) Climate change, vulnerability and adaptation in North Africa with focus on Morocco. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 156: 12–26.
- Sekercioglu CH, Schneider SH, Fay JP, Loarie SR (2008) Climate change, elevational range shifts, and bird extinctions. *Conservation Biology* 22: 140–150.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K, Sudfeldt C (2005) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Selbstverlag, Radolfzell.
- Tryjanowski P, Sparks TH (2001) Is the detection of the first arrival date of migrating birds influenced by population size? A case study of the red-backed shrike *Lanius collurio*. *International Journal of Biometeorology* 45: 217–219.
- United States Geological Survey (2011) ASTER Global DEM V2. <https://gdex.cr.usgs.gov/gdex/> (Stand: 31. August 2018).
- Von dem Bussche J, Spaar R, Schmid H, Schröder B (2008) Modelling the recent and potential future spatial distribution of the Ring Ouzel (*Turdus torquatus*) and Blackbird (*Turdus merula*) in Switzerland. *Journal of Ornithology* 149: 529–544.
- Walther G-R, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin J-M, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389–395.
- Wichmann F, Harry I (2017) Zitronenzeisig. In: SBBW – Arbeitsgruppe «Seltene Brutvögel in Baden-Württemberg» (Herausgeber): Seltene Brutvögel in Baden-Württemberg 2016. 2. Bericht der Arbeitsgruppe «Seltene Brutvögel in Baden-Württemberg (SBBW)». *Ornithologische Jahreshefte für Baden-Württemberg* 33: 81–113.
- Wilson JD, Evans J, Browne SJ, King JR (1997) Territory distribution and breeding success of skylarks *Alauda arvensis* on organic and intensive farms in southern England. *Journal of Applied Ecology* 34: 1462–1478.

Manuskript eingegangen am 22. März 2019

Autoren

Fabian Anger beschäftigte sich in seiner Bachelorarbeit intensiv mit der Ringdrossel im Nordschwarzwald. Ulrich Dorka sammelt schon seit Jahrzehnten Daten zum Vorkommen von Waldvögeln im Schwarzwald, vor allem zu Kleineulen, Spechten, Zitronenzeisig und Ringdrossel. Nils Anthes ist als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Evolution und Ökologie der Universität Tübingen tätig. Neben den Wirbellosen hat er sich auch auf die Betreuung ornithologischer Fragestellungen spezialisiert. Christoph Dreiser ist Geograf. Sein Arbeitsschwerpunkt liegt unter anderem im Bereich Fernerkundung und den klimatischen Veränderungen im Nationalpark Schwarzwald. Marc Förschler befasst sich seit früher Jugend mit der Vogelwelt des Schwarzwaldes. Die Ringdrossel ist eine der Charakterarten, mit denen er sich seit Gründung des Nationalparks Schwarzwald als Leiter des Fachbereichs für Ökologisches Monitoring, Forschung und Artenschutz intensiv beschäftigt.

Fabian Anger, Christoph Dreiser, Marc I. Förschler, Nationalpark Schwarzwald, Abteilung für Ökologisches Monitoring, Forschung und Artenschutz, Kniebisstraße 67, D-72250 Freudenstadt, E-Mail fabiananger@web.de, christoph.dreiser@nlp.bwl.de, marc.foerschler@nlp.bwl.de; Ulrich Dorka, Dorfstraße 14, D-72119 Ammerbuch, E-Mail ulrich.dorka@gmx.de; Nils Anthes, Universität Tübingen, Institut für Evolution und Ökologie, Auf der Morgenstelle 28E, D-72076 Tübingen, E-Mail nils.anthes@uni-tuebingen.de