

Brutplatzansprüche des Baumpiepers *Anthus trivialis* innerhalb einer schrumpfenden Population in Mittelwestfalen

Carl Henning Loske

Loske CH 2018: Nesting site demands in a declining population of Tree Pipits *Anthus trivialis* in Central Westphalia. Vogelwarte 56: 77–84.

The number of trans-Saharan migrants has been in decline all over Europe. Many reasons have been discussed for this decline, such as changes in the Sahel, hunting in Southern Europe and Africa, and a loss of adequate breeding habitats. The choice of a suitable breeding-site is very important during the life cycle of a bird. Changes in the breeding habitat can strongly affect the breeding success and the condition of the nestlings. A better understanding of the factors influencing the nesting site suitability is essential for conservation measures for long-distance migrants. I have investigated the structural differences between occupied and deserted territories of the Tree Pipit, with a particular focus on the herb layer. I used long-term monitoring data from breeding territories of the Tree Pipit in a study region in North-West Germany. Territories that have been abandoned had fewer plant species, less grass cover, fewer tussocks in total and a higher median-nitrogen-index of plant species. It is likely that such effects will also play a role in other ground-breeding birds which depend on sparse vegetation and a certain structure of herb layer.

✉ CHL: Ing. Büro Landschaft & Wasser, Alter Schützenweg 32, 33154 Salzkotten. E-Mail: carl-henning@buero-loske.de

1. Einleitung

Weltweit nimmt die Biodiversität aufgrund verschiedener Einflüsse ab, z. B. durch Klimawandel, Änderungen in der Landnutzung, Stickstoffeinträge und Jagd (Bairlein 2016; Tilman et al. 2017). Die genauen Gründe für die Bestandsrückgänge vieler Vogelarten sind nicht leicht zu erschließen. Faktoren, welche Reproduktionserfolg, Körperkondition und Mortalität einer Spezies beeinflussen, sind der Schlüssel zum Verständnis ihres Rückgangs. Dies ist besonders kompliziert bei Zugvögeln, da diese zwischen Brut-, Zwischenrast- und Winterquartieren wechseln. Bei Langstreckenziehern befinden sich diese sogar auf verschiedenen Kontinenten (Sanderson et al. 2006; Both et al. 2006; Both et al. 2009). Zwei Populationen derselben Spezies können Unterschiede bei ihren Bruthabitaten, ihrem Verhalten, ihren Zugrouten und ihren Winterquartieren aufweisen (Bairlein et al. 2014). Um wirksame Schutzkonzepte zu erstellen, ist es unabdingbar, die Hauptursachen für den Rückgang ziehender Arten zu verstehen. Zwar sind die meisten Vögel, die in den Wäldern Europas nisten, Kurzstreckenzieher, doch erlitten speziell die Langstreckenzieher deutliche Verluste in den letzten Dekaden. Im Vergleich zu den Kurzstreckenziehern sind doppelt so viele Langstreckenzieher in Deutschland als gefährdet klassifiziert (Sudfeldt et al. 2012). Zwischen 1970 und 2005 waren 75 von 127 Langstreckenziehern im Rückgang begriffen. Es ist bekannt, dass viele Langstreckenzieher unter den schnellen Veränderungen in der Sahelzone leiden, wie die Intensivierung der Landwirtschaft und eine steigende Belastung durch die örtliche Jagd. Dort nehmen die Bevölkerungszahlen zu und

führen zu Problemen, wie Desertifikation, Bodendegradierung, Bodenerosion und Entwaldung (Zwarts et al. 2009).

Die Wahl eines Brutplatzes ist ein entscheidender Abschnitt im Lebenszyklus eines Vogels. Sie kann den Bruterfolg und das Überleben der Nestlinge entscheidend beeinflussen (Cody 1985). Der Brutplatz muss zum Beispiel den Ansprüchen an Mikroklima, räumliche Ausstattung, Abwesenheit von Räubern und Nahrungsverfügbarkeit gerecht werden (Cody 1985; Pasinelli 2016). Änderungen in der Qualität des Bruthabitats können somit den Bruterfolg stark beeinflussen.

Ein Hauptgrund für die Habitatveränderungen ist heutzutage der zunehmende anthropogene Eintrag von Stickstoff, der über die Atmosphäre auch nicht landwirtschaftlich genutzte Flächen erreicht. Erhöhter Stickstoffeintrag kann zu Veränderungen der Habitatqualität, zum Beispiel der Vegetationsstruktur, führen, wobei sich zuerst die Krautschicht zu Gunsten eutrophiler Pflanzen verändert. Ein derartiger Wechsel in der Krautschicht könnte potenzielle Neststandorte oder die Nahrungsverfügbarkeit stark genug beeinflussen, um Auswirkungen auf die Bestände bodenbrütender Waldvögel zu haben. Der flächendeckende Eintrag von Stickstoff über Niederschläge fördert beispielsweise in lichten Wäldern den Aufwuchs einer zunehmend dichter werdenden Krautschicht, wodurch für Arten wie den Baumpieper *Anthus trivialis*, die auf mehr oder weniger offenen Waldböden Nahrung suchen, Lebensraum in großem Umfang verloren geht (Gedeon et al. 2014). Beispielsweise verdeutlichen Daten aus Mittelwestfalen die Prä-

ferenzen dieser Art für Kahlschläge und lichte Eichenwälder. Desweiteren sind Bruthabitate durch niedriges Gebüsch und einen Deckungsgrad der Krautschicht von unter 50 % gekennzeichnet. Der Baumpieper benötigt geschützte Standorte für seine Nester und brütet meist unter Bulten von Land-Reitgras *Calamagrostis epigejos* und Wald-Zwenke *Brachypodium sylvaticum*. Meist waren Nester nahe Waldrändern mit Anflugwarten erbaut worden (Loske 1987; Hübner 2009). Die Bedeutung lichter Eichenwälder für den Baumpieper ist seit den 1990ern merklich zurückgegangen und die Reviermittelpunkte haben sich zum Waldrand verschoben. Es wurde spekuliert, dies stünde zum Teil in Zusammenhang mit einer Degradierung der Bodenvegetation, insbesondere durch das Verschwinden von Bulten und die Ausbreitung der Großen Brennnessel *Urtica dioica* und anderen Stickstoffzeigern (Loske 1999).

Gregory & Strien (2010) sowie Vickery et al. (2014) fanden heraus, dass Vögel der Waldbiotope nach den Vögeln des Offenlandes die Gruppe mit den deutlichsten Verlusten sind, und sehen weiteren Untersuchungsbedarf vor allem im Lebensraum Wald. Erderwärmung und Stickstoffeinträge sind anscheinend die wesentlichsten Gründe für Vegetationsveränderungen in Europa (Sala et al. 2000; Bobbink et al. 2010; Werking-Radtke et al. 2010; Ewald und Pyttel 2016; Schröder 2016). Die Feldlerche *Alauda arvensis* ist Beispiel für einen Kurz- und Mittelstreckenzieher, dessen Bestandsrückgang direkt mit einem Mangel an Nistplätzen aufgrund von Vegetationsveränderungen zusammenhängt. Die Intensivierung der Landwirtschaft führt zu ausgedehnten Getreidefeldern und einem Mangel an offenem Grünland (Hötter 2003; Hoffmann et al. 2012). Wie der Baumpieper ist der Waldlaubsänger *Phylloscopus sibilatrix* ein bodenbrütender Langstreckenzieher. Für ihn gibt es zwar bereits Vergleiche der Vegetation in besetzten und aufgegebenen Revieren, jedoch betrachten diese Untersuchungen den Einfluss von Stickstoff weniger detailliert. Sie zeigen aber immerhin die Tendenz, Regionen mit großem Stickstoffeinfluss zu meiden (Reinhardt & Bauer 2009). Beobachtungen von Loske (1999) und Vowinkel & Randler (2008) legen die Vermutung nahe, dass ein Verlust an geeigneter Habitatstruktur ein Grund für die Rückgänge ist.

Diese Studie untersucht, wie die Vegetationsstruktur die Nistplatzwahl des Baumpiepers beeinflusst. Ein Fokus liegt auf der Frage, ob Stickstoff dabei einen signifikanten Einfluss hat. Dies sollte helfen, zukünftige Schutzkonzepte für hochwertige Habitate zu entwickeln. Ein direkter Vergleich zwischen besetzten und aufgegebenen Revieren könnte Faktoren des aktuellen Bestandsrückgangs identifizieren. Zudem sollten diese Einblicke helfen, die Rückgänge anderer Singvogelarten mit ähnlichen Habitatansprüchen zu verstehen, etwa dem Waldlaubsänger, oder anderen Bodenbrütern, die auf spärliche Vegetation angewiesen sind, wie Grauammer *Emberiza calandra* oder Feldlerche.

2. Material und Methode

2.1 Der Baumpieper als Modellart

In ganz Europa schätzt man den Bestand des Baumpiepers auf 27 bis 42 Millionen Brutpaare (BirdLife International 2015). Die Bestände gehen zurück, in Deutschland bereits seit den 1970ern. Im Vergleich zu 900.000 bis 1.600.000 Revieren im Jahr 1995 wurde der deutsche Bestand 20 Jahre später auf nur noch 250.000 – 355.000 Reviere geschätzt (Gedeon et al. 2014). Dies ist ein stärkerer Rückgang als im europäischen Trend (Bairlein et al. 2014; Gedeon et al. 2014). Die neue rote Liste 2016 für Nordrhein-Westfalen führt den Baumpieper aufgrund seiner Bestandseinbußen nun als Kategorie 2. Zurückgeführt wird dies auf zunehmende Verschlechterung von Bruthabitaten (Grüneberg et al. 2017).

Der Baumpieper ist ein paläarktischer Transsaharazieher mit einem Verbreitungsgebiet, das sich von Nord- und Zentraleuropa bis zum östlichen Sibirien erstreckt (Cramp et al. 1988). Er überwintert in den Hochgrassavannen in West- und Ostafrika (Bairlein et al. 2014). In ihren Brutgebieten bevorzugen Baumpieper trockene Lebensräume, wie Kahlschläge, Heiden, Aufforstungen, offenes Waldland, Waldränder und extensive Landwirtschaftsflächen. Diese bieten zugleich offenes Grasland, welches für den Nestbau benötigt wird, als auch Bäume und Büsche, welche als Sing- und Anflugwarten genutzt werden (Tiede & Jost 1965; Van Hecke 1979b; Burton 2007). Heute sind die inländischen Bestände hauptsächlich auf Optimalhabitate beschränkt (Bauer & Berthold 1996). Der Baumpieper ist eine typische Ökotonart (Art im Übergangsbereich zwischen zwei verschiedenen Landschaften) und wird im weiteren Verlauf der Sukzession von anderen Arten ersetzt, oft *Phylloscopus spec.* (Ruwet 1959). Ein warmes, jedoch nicht zu heißes und trockenes Mikroklima und ein ausreichendes Angebot an Insekten (hauptsächlich Raupen) in der Umgebung des Nestes sind essenziell (Loske in Glutz von Blotzheim & Bauer 1985; Pätzold 1990; Burton 2006). Burton (2007) betont die Wichtigkeit von Waldmanagement, wie die Erhaltung alter Bäume als Singwarten. Die Bedeutung lückiger Eichenwälder wurde in Rumänien untersucht und bestätigt (Moga et al. 2009).

Das Nest wird gewöhnlich unter Überhängen, wie Grasbulten, Zwergsträuchern, Farnen, trockenem Reisig oder ähnlichem errichtet (Loske 1985; Pätzold 1990). Bulten als Voraussetzung für eine Baumpieperbrut wurden auch in der nahegelegenen Senne bei Paderborn durch Venne (unveröff. Diplomarbeit, Univ. Bielefeld, 2002) bestätigt. Hier hielten Bultengräser und Heidepflanzen durchwachsen mit Gras 50 % der Nester.

2.2 Untersuchungsgebiet

Der Eringerfelder Wald (51,60189° N, 8,47029° O) liegt in der Stadt Geseke im Kreis Soest in Nordrhein-Westfalen (Abb.1). Die Ausdehnung beträgt 1.595 m (Ost-West) und 1.250 m (Nord-Süd). Das Gesamtgebiet umfasst 4,5 km² und gehört seit 2001 nahezu gänzlich zum Naturschutzgebiet „Eringerfelder Wald-Nord und Westerschledde“. Die potenzielle natürliche Vegetation ist ein submontaner Kalkbuchenwald (*Melico-Fagetum*), der stellenweise noch vorkommt. Der Großteil des Waldes besteht aber aus Flächen mit langsam wachsenden Eichen oder Koniferen, wie Kiefer oder Fichte (LANUV NRW 2015). Der Wald ist von intensiv genutzten Ackerflächen umgeben.

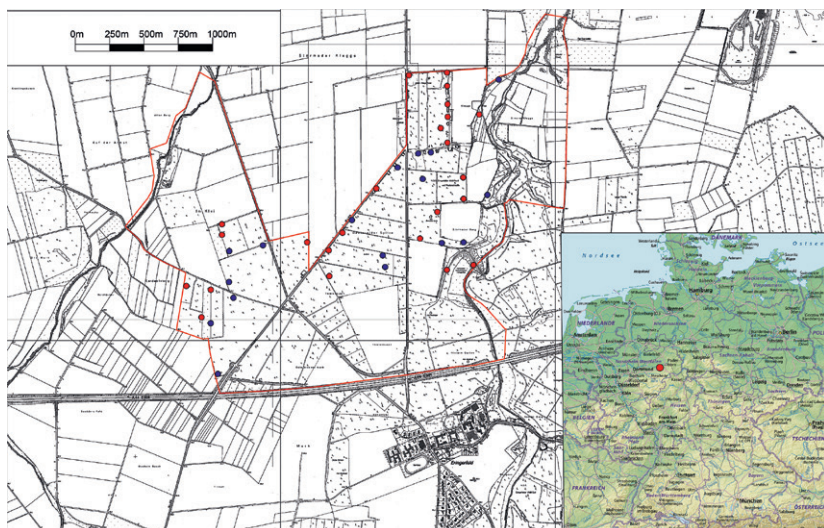


Abb. 1: Aufgegebene (blaue Punkte) und besetzte (rote Punkte) Reviere innerhalb des Untersuchungsgebietes (Rote Linie). Die Karte rechts unten zeigt seine Lage in Deutschland (roter Punkt). Kartengrundlagen: weltkarte.com und Land NRW (2018) Datenlizenz Deutschland-Namensnennung-Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0). - Deserted (blue dots) and occupied (red dots) territories within the study area (red line). The map in the right corner shows the location of the study area within Germany (red dot). Maps from weltkarte.com and Land NRW (2018) Datenlizenz Deutschland-Namensnennung-Version 2.0 (www.govdata.de/dl-de/by-2-0).

2.3 Bestandserfassungen und -entwicklung

Der Baumpieperbestand im Untersuchungsgebiet wurde seit der Brutsaison 1977 alljährlich durch Revierkartierungen nach den aktuellen wissenschaftlichen Standards (Berthold et al. 1980; Südbeck et al. 2005) zwischen April und Mai aufgenommen (von 1977 bis 2012 durch Karl-Heinz Loske, seit 2013 durch den Autor). Jeder Reviermittelpunkt wurde in einer Karte eingetragen. Vorangegangene Analysen aus dem Untersuchungsgebiet zeigen, dass der Baumpieper zu den Singvogelarten mit niedrigen Bestandsschwankungen gehört (Loske 1985). Im Untersuchungsgebiet wurden von 1977 bis 2016 im Mittel 45 Reviere ermittelt (Abb. 2; Bestandsmaximum 1987 mit 84 Revieren, Bestandsminima 2006 und 2014 mit jeweils 26 Revieren).

2.4 Kategorisierung der Brutreviere

Zunächst wurden sämtliche Revierstandorte des Zeitraums 2000 bis 2016 mit AutoCAD 2015 digitalisiert. Reviere eines Jahres wurden dem entsprechenden Layer zugewiesen und übereinandergelegt, um Reviere zu identifizieren, die häufiger besetzt wurden als andere (Abb. 1). Das Monitoring der Brut-

saison 2016 wurde genutzt, um die Reviere den Kategorien „besetzt“ und „aufgegeben“ zuzuweisen. Um dies zu bewerkstelligen, wurden sämtliche aktuellen Reviere erfasst. Für alle Jahre gilt, ein Revier wurde als aktuell besetzt registriert, wenn ein Männchen zweimal singend angetroffen wurde, wobei mindestens sieben Tage dazwischen liegen mussten. Desweiteren wurde ein Revier als „besetzt“ kategorisiert, wenn es innerhalb der letzten drei Jahre mindestens zweimal besetzt war. Als „aufgegeben“ wurde es kategorisiert, wenn es innerhalb der letzten drei Jahre keine Anzeichen einer Besetzung gab, es jedoch in einem Zeitraum von sieben Jahren mindestens dreimal besetzt war. Insgesamt konnten so 41 Reviere identifiziert werden, davon 24 besetzte und 17 aufgegebene.

2.5 Erfassung der Habitatcharakteristika

In der Brutsaison 2016 wurden Habitatcharakteristika innerhalb des Zentrums der 24 besetzten und 17 aufgegeben Reviere zwischen dem 8. und 24. Juni aufgenommen.

Die Grasbedeckung wurde innerhalb eines 20 m × 20 m Quadrats in ihrem Anteil an der Krautschicht in Schritten von fünf Prozent ermittelt, da es eine starke Beziehung zwi-

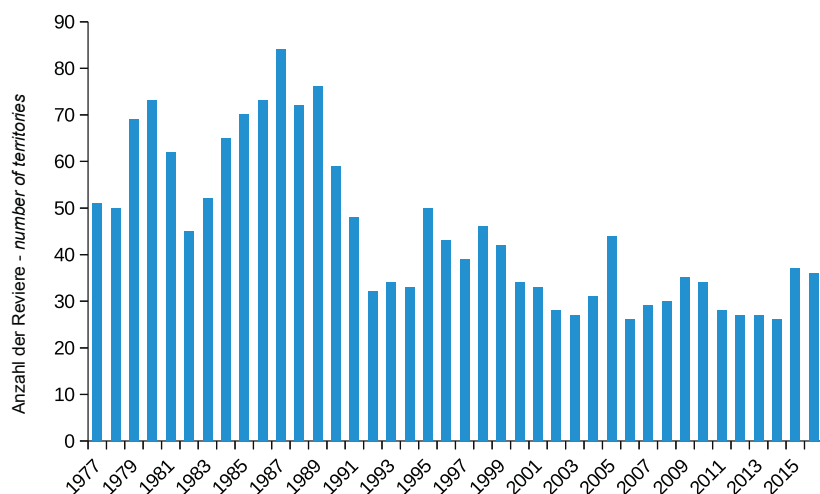


Abb. 2: Reviere des Baumpiepers im Eringerfelder Wald von 1977 bis 2016. - Territories in the forest of Eringerfeld from 1977 to 2016.

schen Gras und Baumpiepernestern gibt (Van Hecke 1979a, 1981). Baumpieper bauen ihre Nester meistens unter Bulten, dementsprechend wurden sämtliche Bulten gezählt und die Abundanz der Bulten innerhalb der 20 m × 20 m Quadrate aufgenommen und in fünf Kategorien aufgeteilt 0 - 25, > 25 - 50, > 50 - 75, > 75 - 100 und > 100 Bulten. Die abiotischen Faktoren wurden indirekt mit Hilfe der Vegetation ermittelt. Zunächst wurden sämtliche Pflanzen der Krautschicht innerhalb des Quadrats erfasst, der adäquaten Abundanz- oder Dominanzkategorie (Willmanns 1978) zugeordnet und einer Stickstoffkennzahl nach Ellenberg et al. (1990) zugewiesen. Sämtliche Arten, die eine Abundanz von über 50 Individuen oder eine Dominanzkategorie von über 5 % erreichten, wurden bei der Berechnung des dominanzgewichteten Medians der Stickstoffkennzahl (Median-Stickstoff-Index) innerhalb der 20 m × 20 m Quadrate herangezogen. Pflanzen ohne einen bestimmaren Stickstoffindex (interme-

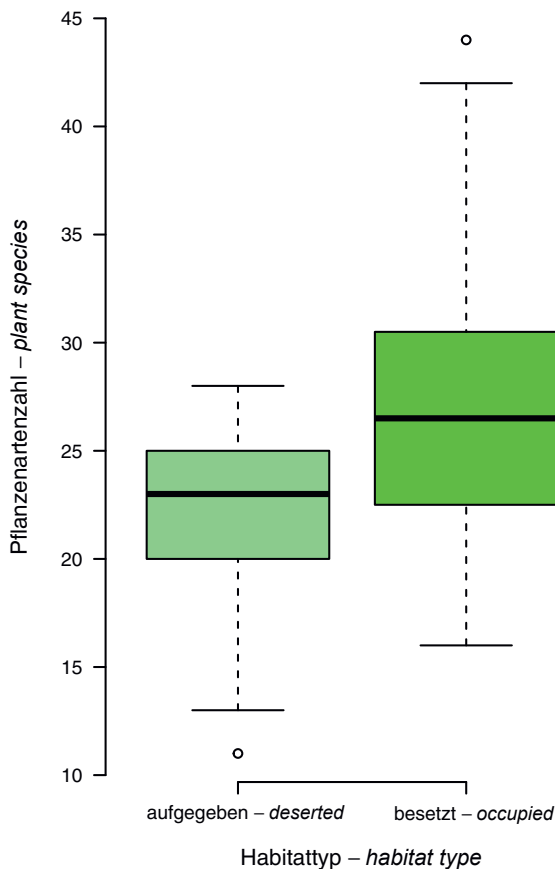


Abb. 3: Anzahl Pflanzenarten in aufgegebenen und besetzten Revieren. Wilcoxon-Rangsummentest: $p = 0,013$, $W = 110,0$. Die Boxen zeigen das mittlere 50 % Quantil der Daten, der schwarze Balken den Median, die „Antennen“ Extremwerte bis zum 1,5-fachen des Interquantilenbereichs und die Punkte Ausreißer. – *The number of plant species in deserted and in occupied territories. Boxes show the inner 50 % quantile of the data, black bars the median, whiskers extend to the most extreme data points which are no more than 1.5 times the interquartile range from the box and the dots outliers. Wilcoxon rank-sum test: $p = 0.013$, $W = 110.0$.*

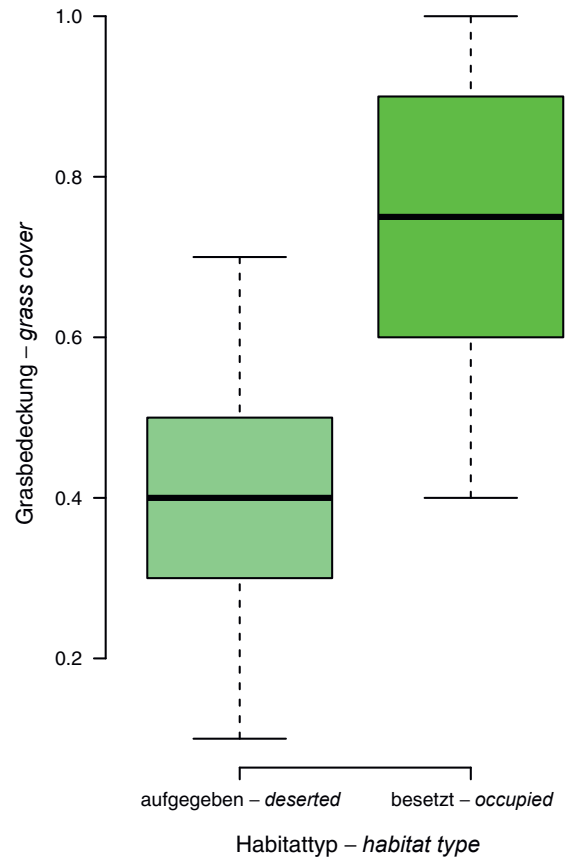


Abb. 4: Die Grasbedeckung anteilig an der Krautschicht in aufgegebenen und besetzten Revieren. Wilcoxon-Rangsummentest: $p < 0,001$, $W = 41,0$. – *Percentage of grass cover of the herb layer in deserted and occupied territories. Wilcoxon rank-sum test: $p < 0.001$, $W = 41.0$.*

diär) wurden nicht in den gewichteten Median eingerechnet, da sie sowohl in Revieren mit sehr hohem und ebenso in Revieren mit sehr niedrigem Stickstoffniveau vorkommen können. Ihr Auftreten und ihre Abundanz werden hauptsächlich von anderen Faktoren beeinflusst.

Der unbewachsene Untergrund wurde aufgeteilt in Laubstreu, Zweige und unbedecktem Boden. Die potenziellen Anflugwarten wurden erfasst und fünf Kategorien von 0 - 25 Stück bis zu über 100 zugeordnet, wobei jeder blattlose Ast in über 1 m Höhe als Anflugwarte gewertet wurde. Die Nahrungsverfügbarkeit wurde nicht erfasst, da die 20 m × 20 m Quadrate zu klein waren, um Einblicke in sie repräsentativ zu ermitteln. Das gesamte Gebiet war reich an Parzellen mit Eichenforst, welcher viele Eichenwicklerrauen *Tortrix viridiana* aufwies. Keines der Quadrate lag in größerer Entfernung zum nächsten Eichenbestand.

2.5 Statistische Analyse

Die statistische Analyse wurde mit R 3.4.0 (R Core Team 2017) durchgeführt. Getestet auf signifikante Unterschiede wurden die Menge der Pflanzenarten, der gewichtete Median des Stickstoff-Index, die Anzahl der Grasbulten und die Grasbedeckung zwischen besetzten und aufgegebenen Revieren

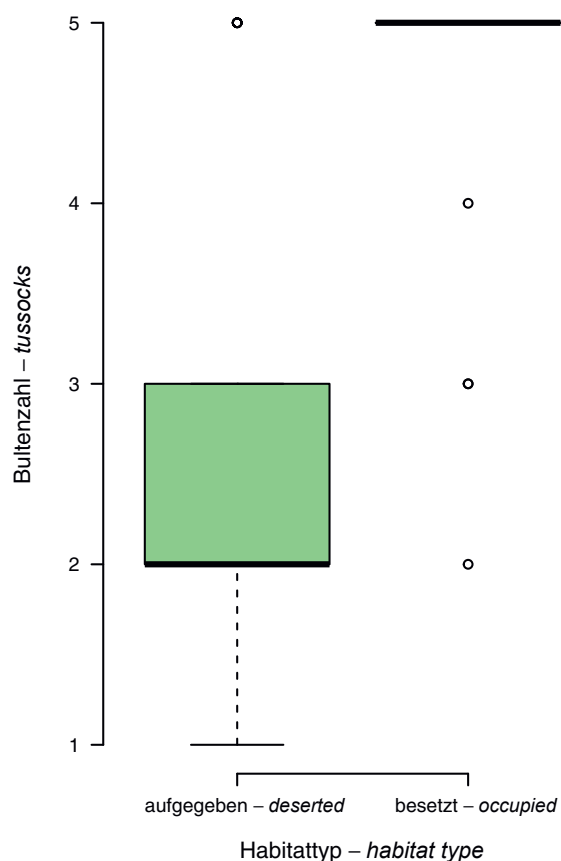


Abb. 5: Bultenklassen in aufgegebenen und besetzten Revieren. Wilcoxon-Rangsummentest: $p < 0,001$, $W = 56,0$. – *Tussock-frequency-classes in deserted and occupied territories. Wilcoxon rank-sum test: $p < 0.001$, $W = 56.0$.*

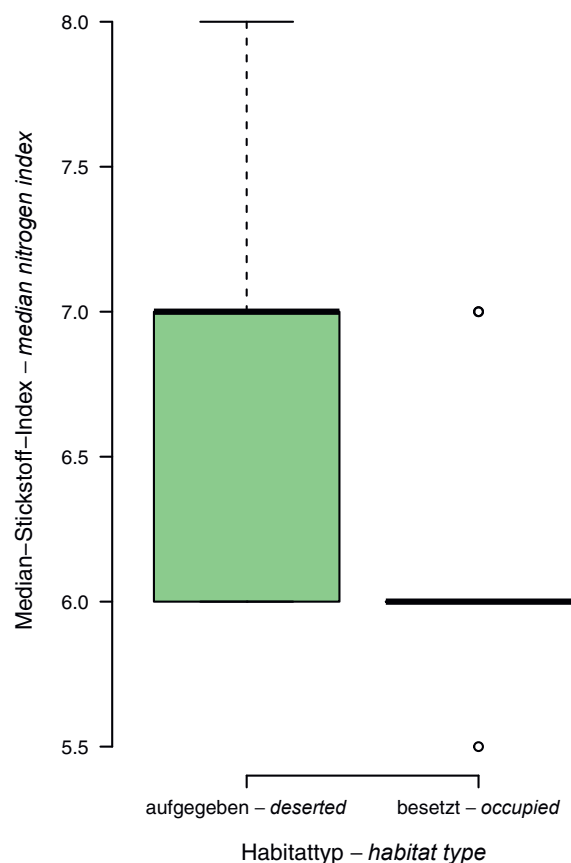


Abb. 6: Median-Stickstoff-Index in aufgegebenen und besetzten Revieren. Wilcoxon-Rangsummentest: $p < 0,001$, $W = 312,5$. – *Median-nitrogen-index in deserted and occupied territories. Wilcoxon rank-sum test, $p < 0.001$, $W = 312.5$.*



Abb. 7: Beispiele eines besetzten (links) und eines aufgegebenen Reviers des Baumpiepers. – *Examples of an occupied (left) and a deserted territory of the Tree Pipit.*

(Wilcoxon-Rangsummen-Tests). Die Anzahl der Grasbulten war ordinal skaliert (Kategorien 1 bis 5). Da die Größe der Häufigkeitsklassen aber stetig zunimmt, wurden sie als numerische Variable behandelt.

3. Ergebnisse

In den besetzten Revieren war die Zahl der Pflanzenarten (Abb. 3), der Anteil der Grasbedeckung an der Krautschicht (Abb. 4) und die Zahl der Bulten (Abb. 5) signifikant höher, der gewichtete Median-Stickstoff-Index (Abb. 6) signifikant niedriger als in den aufgegebenen Revieren (siehe auch Abb. 7).

4. Diskussion

4.1 Vegetationsstruktur im Brutrevier

Dass von Baumpiepern besetzte Reviere einen höheren Anteil an Gras in der Krautschicht und eine größere Anzahl von Bulten aufweisen als aufgegebene Reviere, stimmt mit Ergebnissen anderer Studien überein, nach denen der Baumpieper stark mit einer lückigen Vegetation aus Gras und Bulten verknüpft ist. Er bevorzugt Arten wie Land-Reitgras und Wald-Zwenke im Untersuchungsgebiet (Loske 1987), Blaues Pfeifengras *Molinia caerulea* und Besenheide *Calluna vulgaris* in der Senne (Venne, unveröff. Diplomarbeit, Univ. Bielefeld 2002) und Federgräser *Stipa spec.* in Tschechien (Kumstatova et al. 2004). Schwarz et al. (2018) stellten in den Alpen eine Bevorzugung von Allmendeweiden fest, die größere nährstoffarme Flächen aufwiesen, und führen dies u. a. auf eine heterogene Vegetation mit Nistplätzen und eine hohe Verfügbarkeit an Arthropoden als Nahrung zurück.

Als Neststandort bevorzugen Baumpieper Bulten und einen höheren Grasanteil (Van Hecke 1979a, 1981). Reviere werden nicht mehr besetzt, wenn der Grasanteil in der Krautschicht und die Bultenzahl sinken.

Dass aufgegebene Reviere weniger Pflanzenarten und stärkere Abundanzen von Stickstoffzeigern aufweisen, unterstützt die These, dass Reviere aufgrund von Stickstoff induzierten Änderungen in der Vegetation, insbesondere der Krautschicht, aufgegeben wurden. Der Waldlaubsänger ist ein anderer, bodenbrütender Langstreckenzieher der hauptsächlich in Buchenwäldern vorkommt. Auch er gibt seine Reviere auf, wenn die Anzahl der Bulten sinkt (Reinhardt & Bauer 2009) oder der Stickstoffeintrag durch die Luft höher ist (Scheibler, unveröff. Masterthesis, Univ. Zürich 2015). Dieser Effekt ist vermutlich auf die steigende Menge nitrophiler Pflanzen und eine Veränderung in der Krautschicht zurückzuführen (Scheibler, unveröff. Masterthesis, Univ. Zürich 2015). Ein ähnlicher Effekt sollte ebenfalls für den Baumpieper im Untersuchungsgebiet denkbar sein. Der eingetragene Luftstickstoff könnte die Struktur der Krautschicht in Richtung weniger Gras und dementsprechend weniger

Bulten beeinflussen. Der Stickstoffeintrag wird von vielen Autoren als besonders kritisch für zukünftige Schutzbemühungen angesehen, insbesondere in den Wäldern der gemäßigten Breiten. Nach Sala et al. (2000) ist der Eintrag von Stickstoff in die Wälder der gemäßigten Breiten der wichtigste Faktor für den Artenverlust der nächsten Jahre. Dieser Effekt wirkt sich am stärksten auf im Wald vorkommende Pflanzen und Vögel aus (Flade et al. 2004; Gregory 2007; Ewald & Pyttel 2016).

4.2 Anregungen zu Schutzbemühungen und Ausblick

Viele Baumpieperreviere sind dauerhaft offensichtlich nur durch drastisch reduzierten Stickstoffeintrag zu erhalten. Neben einer generellen Minderung des Eintrags von reaktivem Stickstoff vor allem aus Landwirtschaft und Verbrennungsprozessen in die Atmosphäre (www.uba.de/stickstoff-in-deutschland) wäre z. B. eine verminderte Ausbringung von Gülle an Waldrändern eine unmittelbare Maßnahme. Auch die Sukzession auf halboffenen Flächen im Wald zu lenken und zu unterbinden, könnte den Rückgang geeigneter Habitate eindämmen. Diese Ansätze sollten zur Entwicklung effizienter Schutzstrategien, insbesondere nach der Einstufung des Baumpiepers in der lokalen Roten Liste auf Stufe 2, weiterverfolgt und getestet werden. Angesichts des Einflusses von Vegetationsveränderungen im Bruthabitat auf die Reproduktion von Langstreckenziehern sollten besonders in Bezug auf Stickstoffeinträge weitere Forschungen vorangetrieben werden. Sie könnten helfen, Pflegemaßnahmen zu Schutzzwecken weiter zu verfeinern.

4.3 Erfassung der Nahrungsverfügbarkeit

In einer ähnlichen Studie über den Waldlaubsänger wurde aufgezeigt, dass die jahreszeitliche Abundanz von Raupenkot als Indikator für die Menge verfügbarer Raupen keinen signifikanten Einfluss auf den Ausflugserfolg der Vögel hatte, die Autoren spekulierten, dass die Vögel im näheren Umfeld der besetzten Reviere genug Futter finden könnten (Reinhardt und Bauer 2009; Maziarz und Wesolowski 2010). Dies sollte ebenfalls für Baumpieper gelten.

Dank

Ich möchte meinem Vater Dr. Karl-Heinz Loske danken, der mir die Baumpieperdaten aus den Jahren, bevor ich selbst die Baumpieper erfasste, für diese Analyse überließ und eine Bereicherung beim Aufbau dieser Arbeit war. Desweiteren danke ich meinen beiden Betreuern Dr. Dana Schabo und Prof. Dr. Nina Farwig von der Philipps Universität in Marburg, die diese Arbeit während des Entstehungsprozesses mit mir diskutierten und verbesserten. Natalie Kelsey korrigierte dankenswerterweise die englischen Textteile.

5. Zusammenfassung

Transsaharazieher erleiden Bestandsverluste in ganz Europa. Veränderungen in der Sahelzone, die Jagd in Südeuropa und Afrika sowie der Verlust geeigneter Bruthabitate werden als Gründe diskutiert. Die Auswahl geeigneter Brutplätze ist äußerst wichtig im Lebenszyklus eines Vogels. Veränderungen innerhalb des Bruthabitats können Bruterfolg und die körperliche Kondition der Nestlinge stark beeinflussen. Die Kenntnis dieser Faktoren ist für Maßnahmen zum Schutz von Langstreckenziehern essenziell. Untersucht wurden die strukturellen Unterschiede zwischen besetzten und aufgegebenen Revieren des Baumpiepers, insbesondere in Bezug auf die Krautschicht. Genutzt wurden Langzeitmonitoringdaten von Baumpieper-Brutrevieren in einem Untersuchungsgebiet in Nordwestdeutschland. Von Baumpiepern aufgegebene Reviere wiesen weniger Pflanzenarten, weniger Grasbedeckung, weniger Grasbulten und einen höheren Median-Stickstoff-Index auf. Diese Effekte könnten auf ein höheres Stickstoffniveau zurückzuführen sein. Ähnliche Auswirkungen sind auch bei anderen bodenbrütenden Vogelarten zu erwarten, welche auf lückige Vegetation und eine bestimmte Habitatsstruktur angewiesen sind.

6. Literatur

- Bairlein F, Dierschke J, Dierschke V, Salewski V, Geiter O, Hüppop K, Köppen U & Fiedler W 2014: Atlas des Vogelzugs. Ringfunde deutscher Brut- und Gastvögel. AULA-Verlag, Wiebelsheim.
- Bairlein F 2016: Migratory birds under threat. *Science* 354: 547-548.
- Bauer H-G & Berthold P 1996: Die Brutvögel Mitteleuropas. Bestand und Gefährdung. AULA-Verlag, Wiesbaden.
- Berthold P, Bezzel E & Thielcke G 1980: Praktische Vogelkunde. Greven.
- BirdLife International 2015: *Anthus trivialis*. The IUCN Red List of Threatened Species 2015: e.T22718546A66995322. www.iucnredlist.org/details/22718546/0. (Letzter Zugriff am 10. Dezember 2015).
- Bobbink R, Hicks K, Galloway J, Spranger T, Alkemade R, Ashmore M, Bustamante M, Cinderby S, Davidson E, Dentener F, Emmett B, Erismann J-W, Fenn M, Gilliam F, Nordin A, Pardo L & De Vries W 2010: Global assesment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30-59.
- Both C, Bouwhuis S, Lessells CM & Visser ME 2006: Climate change and population declines in a long-distance migratory bird. *Nature* 441: 81-83.
- Both C, Bijlsma RG, Foppen RPB, Siepel H, Van Strien AJ & Van Turnhout CAM 2009: Avian population consequences of climate change are most severe for long-distance migrants in seasonal habitats. *Proceedings of the Royal Society B* 277: 1259-1266.
- Burton N 2006: Nest orientation and hatching success in the Tree Pipit *Anthus trivialis*. *Journal of Avian Biology* 37: 312-317.
- Burton N 2007: Influences of restock age and habitat patchiness on Tree Pিপits *Anthus trivialis* breeding in Breckland pine plantations. *Ibis* 149: 193-204.
- Cody ML 1985: Habitat selection in birds. Academic Press, London.
- Cramp S, Brooks DJ, Dunn E, Gillmor R, Hall-Craggs J, Holom PAD, Nicholson EM, Ogilvie MA, Roselaar CS, Sellar PJ, Simmons KEL, Voous KH, Wallace DIM & Wilson MG 1988: Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa – Volume V. Oxford University Press, New York.
- Ewald J & Pyttel P 2016: Leitbilder, Möglichkeiten und Grenzen der De-Eutrophierung von Wäldern in Mitteleuropa: Natur und Landschaft 91: 210-217.
- Ellenberg H, Weber EH, Ruprecht D, Wirth V, Werner W & Paulißen D 1990: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* XVIII. Erich Goltze, Göttingen.
- Flade M, Baumann S & Südbeck P 2004: Die Situation der Waldvögel in Deutschland. *Vogelwelt* 125: 145-150.
- Gedeon K, Grüneberg C, Mitschke A, Sudtfeld C, Eickhorst W, Fischer S, Flade M, Frick S, Geiersberger I, Koop B, Kramer M, Krüger T, Roth N, Ryslavý T, Stübgen S, Sudmann SR, Steffens R, Vökler F & Witt K 2014: Atlas deutscher Brutvogelarten. Dachverband Deutscher Avifaunisten, Münster. 616-619.
- Glutz von Blotzheim UN & Bauer KM 1985: Handbuch der Vögel Mitteleuropas Band 10/II Passeriformes (1. Teil) Motacillidae – Prunellidae. AULA-Verlag, Wiesbaden. 576-610.
- Gregory R & Van Strien A 2010: Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science* 9: 3-22.
- Gregory R, Vorisek P, Van Strien A, Meyling AWG, Jiguet F, Fornasari L, Reif J, Chylarecki P & Burfield IJ 2007: Population trends of widespread woodland birds in Europe. *Ibis* 149: 78-97.
- Grüneberg C, Sudmann SR, Herhaus F, Herkenrath P, Jöbges MM, König H, Nottmeyer K, Schidelko K, Schmitz M, Schubert W, Stiels D & Weiss J 2017: Rote Liste der Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 6. Fassung, Stand: Juni 2016. *Charadrius* 52: 1-66.
- Hoffmann J, Wiegand I & Berger G 2012: Rückgang des Graslands schränkt Lebensraum für Agrarvögel zunehmend ein. *Natur und Landschaft* 44: 179-185.
- Hötter H 2003: Vögel der Agrarlandschaft: Bestand, Gefährdung, Schutz. NABU, Meckenheim.
- Hübner A 2009: Die Habitatwahl des Baumpiepers *Anthus trivialis* – eine Analyse mittels GIS. *Vogelwarte* 47: 165-170.
- Maziarz M & Wesolowski T 2010: Timing of breeding and nestling diet of Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* in relation to changing food supply. *Bird Study* 57: 540-552.
- Moga C, Hartel T & Öllerer K 2009: Ancient oak wood-pasture as a habitat for the endangered tree pipit *Anthus trivialis*. *Biologia* 64: 1011-1015.
- LANUV NRW 2015: Naturschutzgebiet Eringerfelder Wald-Nord und Westerschledde. www.naturschutzinformationen-nrw.de/nsg/de/fachinfo/gebiete/gesamt/SO_077. (Letzter Zugriff 9. Dezember 2015).
- Loske K-H 1985: Habitat, Siedlungsdichte und Bestandsentwicklung des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*) in Mittelwestfalen. *Ökologie der Vögel* 7: 135-154.
- Loske K-H 1987: Habitatwahl des Baumpiepers (*Anthus trivialis*). *Journal für Ornithologie* 128: 33-47.
- Loske K-H 1999: Bestandsrückgang des Baumpiepers (*Anthus trivialis*) in Mittelwestfalen. *LÖBF-Mitteilungen* 1/99: 23-31.
- Pasinelli G, Grendelmeier A, Gerber M & Arlettaz R 2016: Rodent-avoidance, topography and forest structure shape territory selection of a forest bird. *BMC Ecology* 16: 24.

- Pätzold R 1990: Der Baumpieper. A. Ziemsen Verlag, Wittenberg Lutherstadt.
- R Core Team 2017: R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. www.r-project.org. (Letzter Zugriff 1. Mai 2017).
- Reinhardt A & Bauer H-G 2009: Analyse des Bestandsrückgangs beim Waldlaubsänger im Bodenseegebiet. Vogelwarte 47: 23-39.
- Ruwet 1959: Aspects du probleme du Cantonnement chez des oiseaux de la Reserve de Genk. Le Gerfaut 49: 184-186.
- Sala E, Stuart Chapin III F, Armesto JJ, Berlow E, Bloomfield J, Dirzo R, Huber-Sanwald E, Huenneke LF, Jackson RB, Kinzig A, Leemans R, Lodge DM, Mooney HA, Oesterheld M, LeRoy Poff N, Sykes M T, Walker BH, Walker M & Wall DH 2000: Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. Science 287: 1770-1774.
- Sanderson FJ, Donald PF, Pain DJ, Burfield IJ & Van Bommel FPJ 2006: Long-term population declines in Afro-Palearctic migrant birds. Biological Conservation 131: 93-105.
- Schröder W, Riediger J, Nickel S & Jenssen M 2016: Projektion zukünftiger Ökosystemzustände unter dem Einfluss von Klimawandel und atmosphärischen Stickstoffeinträgen. Naturschutz und Landschaftsplanung 48: 22-28.
- Schwarz C, Trautner J & Fartmann T 2018: Common pastures are important refuges for a declining passerine bird in a pre-alpine agricultural landscape. J. Ornithol. doi.org/10.1007/s10336-018-1561-0.
- Sudfeldt C, Bairlein F, Dröschmeister R, König C, Langgemach T & Wahl J 2012: Vögel in Deutschland – 2012. DDA, BfN, LAG VSW, Münster.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell. 480-481.
- Tiede & Jost 1965: Vogelwelt im Oberbergischen Kreis. 144-145, OKD, Gummersbach.
- Tilman D, Clark M, Williams DR, Kimmel K, Polasky S & Packer C 2017: Future threats to biodiversity and pathways to their prevention. Nature 546: 73-81.
- van Hecke P, 1979a: Zur Brutbiologie des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*): Legeperiode, Gelegegröße, Bruterfolg. Journal für Ornithologie 120: 12-29.
- van Hecke P, 1979b: Verhalten, Nest und Neststandort des Baumpiepers (*Anthus trivialis*). Journal für Ornithologie 120: 265-279.
- van Hecke P, 1981: Ortstreue, Altersaufbau und Mortalität einer Population des Baumpiepers (*Anthus t. trivialis*). Journal für Ornithologie 122: 23-35.
- Vickery JA, Ewing RS, Smith KW, Pain DJ, Bairlein F, Skorpilova J & Gregory RD 2014: The decline of Afro-Palearctic migrants and an assessment of potential causes. Ibis 156: 1-22.
- Vowinkel K & Randler C 2008: Drastischer Bestandsrückgang beim Baumpieper *Anthus trivialis* in Stromberg. Ornithologisches Jahressheft Baden-Württemberg 24: 135-140.
- Werking-Radtke J, Gehrmann J, Genßler L, König H & Ziegler C 2010: Schwerpunkt Waldzustand Wie intakt sind unsere Wälder? Eigenverlag Forsten NRW, Düsseldorf.
- Willmanns, O 1978: Ökologische Pflanzensoziologie. 2. Auflage. Quelle und Meyer, Heidelberg.
- Zwarts L, Bijlsma RG, van der Kamp J & Wimenga E 2009: Living on the edge: Wetlands and birds in a changing Sahel. KNNV Publishing, Zeist.