

# Einfluss verschiedener Habitat- und Landschaftsparameter auf röhrichtbrütende Singvögel in ausgewählten Schilfröhrichten Niedersachsens

Felix Zitzmann & Sören Budig

---

Zitzmann F, Budig S 2025: Influence of different habitat and landscape parameters on reed-breeding songbirds in selected reedbeds in Lower Saxony. *Vogelwarte* 63: 115–130.

Reedbeds are important breeding, resting and feeding habitats for birds and are therefore of high value for species protection. However, reedbeds have been drastically reduced in the past and the remaining sites are exposed to a variety of pressures today. Therefore, it is particularly important that reedbeds are not only protected from further destruction, but also provide the best possible habitat quality. In this study, we aimed to assess the importance of reedbeds with different characteristics as habitats for reed-breeding songbirds and to analyze the extent to which surrounding land use and habitat features influence their use by breeding birds, using selected reedbeds in Lower Saxony (Northern Germany) as an example. Based on the results, recommendations for the protection, maintenance and establishment of reedbeds and for the promotion of their specialized avifauna are derived. Surveys were conducted in 24 reedbeds located in the districts of Cuxhaven, Wesermarsch, and the Hannover region. Within these sites, 39 standardized sub-areas (“stands”) were selected and examined using a combination of point-stop mapping and territory mapping methods, focusing exclusively on songbirds. In addition, various habitat characteristics within the surveyed reedbed stands and landscape parameters (i.e. proportions of different land uses and habitat types) in their surroundings were recorded and analyzed with regard to their influence on breeding birds. We recorded a total of 17 songbird species with 194 territories, including six reedbed breeders with 152 territories (78% of all territories). Eurasian reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and Reed bunting (*Emberiza schoeniclus*) were present in almost all stands. Bluethroat (*Luscinia svecica cyaneola*) and Sedge warbler (*Acrocephalus schoenobaenus*) occurred in 30–40% of stands but were completely absent from the Hannover region. Bearded tit (*Panurus biarmicus*) and Savi’s warbler (*Locustella luscinioides*) were only rarely detected. Reed stands in Cuxhaven and Wesermarsch contained significantly higher numbers of reedbed breeders than those in the Hannover region. At stand level, high proportions of old-growth reed and non-reed-dominated grass and herbaceous vegetation had a positive effect on the group of reedbed breeders (six species), while higher proportions of woody vegetation and open water patches had a negative effect. In the surrounding landscape, high proportions of old-growth reeds were also beneficial, whereas extensive areas of woody habitats had a negative influence on reedbed breeders. The key implications for the conservation and promotion of reed-breeding songbirds derived from our study are, that increasing scrub encroachment in reedbeds is associated with a decline in habitat quality, highlighting the need for active management to prevent succession. At the same time, high proportions of old-growth reed and non-reed-dominated grass and herbaceous vegetation are of great importance, which emphasizes the fact that measures such as reed mowing should not be carried out too frequently or over large areas in order to provide high proportions of these critical structures. Furthermore, the negative effect of higher proportions of woody habitats in the immediate surroundings underscores the importance of siting reedbeds within open landscapes and avoiding proximity to large wooded areas when creating new reed habitats.

✉ FZ: Leibniz Universität Hannover, Institut für Umweltplanung, Herrenhäuser Str. 2, 30419 Hannover, Deutschland,  
E-Mail: zitzmann@umwelt.uni-hannover.de

SB: Leibniz Universität Hannover, Institut für Zellbiologie und Biophysik, Abteilung Biostatistik, Herrenhäuser Str. 2,  
30419 Hannover, Deutschland

---

## 1 Einleitung

Schilfröhrichte stellen wichtige Brut-, Rast- und Nahrungshabitate für Vögel dar und sind von hohem Wert für den ornithologisch orientierten Artenschutz (Bibby & Lunn 1982; Flade 1994; Poulin et al. 2002). In der Vergangenheit, insbesondere im 20. Jahrhundert, wurden Feuchtgebiete – und damit auch Schilfröhrichte – weltweit und besonders in (Mittel-)Europa durch menschliche Eingriffe jedoch stark reduziert (Davidson 2014; Kollmann 2019). Gerade für die hochgradig auf diesen Lebensraum spezialisierten Röhrichtbrüter

(bspw. Bartmeise *Panurus biarmicus*, Rohrschwirl *Locustella luscinioides*, Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus*) waren und sind solche Verluste besonders gravierend, da sie ausschließlich Röhrichtbestände als Bruthabitat nutzen und somit – anders als weniger spezialisierte Arten – nicht einfach in andere Lebensräume ausweichen können (Flade 1994). In Deutschland sind die verbliebenen Schilfröhrichte zwar mittlerweile flächendeckend vergleichsweise streng als gesetzlich geschützte Biotop geschützt (Czybulka & Kölsch 2016). Dennoch sind sie weiterhin zahlreichen Beeinträchtigungen ausgesetzt, bspw. der Verbuschung (Flade

1994; Nemeth & Dvorak 2022), einer stellenweise intensiven Mahd zur Reetgewinnung (Kube & Probst 1999), Schädigungen durch Freizeitnutzung, Tourismus und Schifffahrt, Nährstoffbelastungen oder Parasitenbefall (Den Hartog et al. 1989; Ostendorp et al. 1995; van der Putten 1997; Kollmann 2019) – und daher oftmals in ihrer Lebensraumfunktion und -qualität eingeschränkt (Bibby & Lunn 1982; Flade 1994; Nemeth & Dvorak 2022). Zudem ist die Entwicklung neuer Röhrichte aufgrund der eingeschränkten Gewässerdynamik und konkurrierenden Nutzungsansprüchen in und an Gewässern im dicht besiedelten Mitteleuropa nur begrenzt möglich (vgl. Vadász et al. 2008). Umso wichtiger ist es daher, dass noch bestehende Röhrichte nicht nur vor einer weiteren direkten Zerstörung bewahrt werden, sondern auch eine möglichst hohe Lebensraumqualität aufweisen (Orłowski & Górka 2013).

Neben den Eigenschaften der Röhrichte kann auch deren Umgebung einen großen Einfluss auf ihre Funktion und Qualität als Lebensraum haben (Orłowski & Górka 2013). Angrenzende Landnutzungen und Lebensräume können die Nutzung von Schilfröhrichten durch Vögel sowohl positiv als auch negativ beeinflussen. Dabei könnten insbesondere kleinere und isolierte Röhrichte, die heute aufgrund des starken Rückgangs dieses Lebensraumtyps vielerorts die Landschaft prägen, anfällig für Beeinträchtigungen, bspw. angrenzende Verkehrsinfrastruktur, Bebauung oder intensive landwirtschaftliche Nutzung, sein (Orłowski & Górka 2013). Gleichzeitig sind solche kleinen Restbestände oftmals nicht in der Lage, die vielfältigen Ansprüche einiger Arten vollständig zu erfüllen, weshalb viele Vögel auch die umgebende Landschaft in ihre Habitatnutzung einbeziehen und daher von deren Eignung sowie dem Vorhandensein bestimmter Strukturen und Lebensräume, beispielsweise zur Nahrungssuche, abhängig sind (Flade 1994; Orłowski & Górka 2013; Fontanilles et al. 2024).

Vor diesem Hintergrund ist es unerlässlich, nicht nur die Eigenschaften von Röhrichten selbst, sondern auch die Rolle der Umgebung bei der Bewertung der Habitatqualität und -funktion von Schilfröhrichten mit einzubeziehen. Um langfristig intakte Lebensräume für hochspezialisierte Röhrichtbrüter zu sichern und wiederherzustellen, bedarf es eines integrativen Ansatzes, der sowohl die Beschaffenheit von Röhrichten als auch deren angrenzende Landschaft berücksichtigt. Nur durch ein umfassendes Verständnis der komplexen Wechselwirkungen zwischen diesen Habitaten und ihrer Umgebung lassen sich effektive Schutz- und Managementmaßnahmen für Schilfröhrichte und deren spezialisierte Vogelfauna ableiten (vgl. Orłowski & Górka 2013). Dies ist sowohl vor dem Hintergrund der Renaturierung bestehender Röhrichte (bspw. im Zuge des neuen EU-Renaturierungsgesetzes) als auch im Rahmen der Neuanlage von Röhrichten (bspw. im Rahmen von Paludikulturen (vgl. Wichtmann et al. 2016) oder im

Zuge artenschutzrechtlicher Maßnahmen für Röhrichtbrüter) von zentraler Bedeutung.

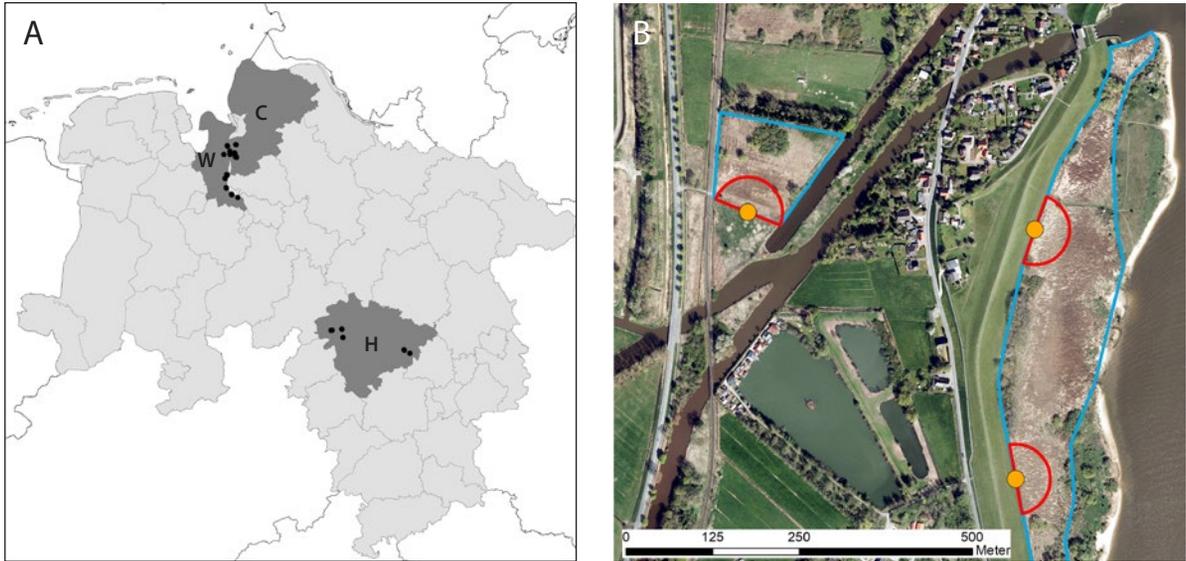
Ziel unserer Untersuchung ist es daher – am Beispiel ausgewählter Schilfröhrichte in Niedersachsen – zu analysieren, welche Bedeutung Röhrichtbestände mit unterschiedlichen Eigenschaften als Lebensraum für Brutvögel aufweisen und inwiefern Landnutzung und Lebensraumausstattung in der unmittelbaren sowie der weiteren Umgebung Einfluss auf deren Nutzung durch Brutvögel nehmen. Der Fokus der Untersuchung liegt dabei auf Singvögeln, da unter diesen mehrere Arten („Röhrichtbrüter“) sind, die in hohem Maße auf den Lebensraum Röhricht spezialisiert und angewiesen sind. Im Rahmen dieser Arbeit möchten wir folgende Forschungsfragen beantworten:

- Welche Singvögel (alle Arten) und welche Röhrichtbrüter nutzen die untersuchten Röhrichtbestände als Bruthabitate?
- Wie stetig und häufig kommen verschiedene Röhrichtbrüter-Arten in den betrachteten Röhrichtbeständen vor und gibt es Unterschiede hinsichtlich ihrer regionalen Verbreitung und Häufigkeit?
- Welche Eigenschaften der Röhrichtbestände beeinflussen deren Habitatfunktion und -qualität für Singvögel im Allgemeinen und für Röhrichtbrüter im Speziellen?
- Wie wirken sich Landnutzung und Lebensraumausstattung in der direkten und weiteren Umgebung der Röhrichtbestände auf die Habitatnutzung von Singvögeln im Allgemeinen und von Röhrichtbrütern im Speziellen aus?
- Welche Implikationen ergeben sich aus den Ergebnissen für den Schutz, die Renaturierung oder die Neuanlage von Schilfröhrichten zur Förderung röhrichtbrütender Singvögel?

## 2 Untersuchungsflächen und Methoden

### 2.1 Untersuchungsflächen

Die Untersuchungen erfolgten in ausgewählten Schilfröhrichten in den niedersächsischen Landkreisen Cuxhaven, Wesermarsch und der Region Hannover (Abb. 1A). Insgesamt wurden 24 Schilfröhrichte in die Untersuchung einbezogen, davon jeweils acht in den drei untersuchten Landkreisen (Anhang 1). Die Größe der Röhrichte lag zwischen 1 und 100 ha (Mittelwert: 13,5; Median: 5,6). Innerhalb dieser Röhrichte erfolgten die Brutvogelerfassungen auf kleineren Teilflächen (im Folgenden „Bestände“), die, um einen möglichst hohen Grad der Standardisierung und damit der Vergleichbarkeit der erzielten Ergebnisse zu erreichen, jeweils die Größe eines Halbkreises mit 50 m Radius (entspricht einer Fläche von knapp 0,4 ha) aufwiesen (Abb. 1B). In größeren Schilfröhrichten (>5 ha) wurden, wenn möglich, Erfassungen in mehreren Teilbereichen durchgeführt (Abb. 1B), sodass Brutvogelerfassungen in insgesamt 39 Beständen einheitlicher Größe erfolgten; davon befanden sich 9 in der Region Hannover, 16 im LK Cuxhaven und 14 im LK Wesermarsch.



**Abb. 1:** A) Lage der betrachteten Schilfröhrichte ( $n = 24$ ) in den niedersächsischen Landkreisen Wesermarsch (W), Cuxhaven (C) und in der Region Hannover (H). B) Beispiel zweier untersuchter Schilfröhrichte (blau umrandet) im Landkreis Wesermarsch. Innerhalb der betrachteten Schilfröhrichte erfolgten die Brutvogelerfassungen auf kleineren Teilflächen („Bestände“), die dieselbe Größe (Halbkreis mit 50 m Radius) aufwiesen. In großen Schilfröhrichte ( $>5$  ha) wurden, wenn möglich, Erfassungen in verschiedenen Teilbereichen durchgeführt, sodass Brutvogelerfassungen in insgesamt  $n = 39$  Beständen einheitlicher Flächengröße erfolgten. Die Erfassungen von Brutvögeln in diesen Beständen erfolgte an fünf Terminen zwischen Ende April und Anfang Juli von einem festen Erfassungspunkt (orange) aus. Hintergrundkarte: Digitales Orthophoto des Landesamtes für Geoinformation und Landesvermessung Niedersachsen. – A) Location of the studied reedbeds ( $n = 24$ ) in the districts of Wesermarsch (W), Cuxhaven (C) and the Hanover region (H) in Lower Saxony. B) Example of two reedbeds surveyed (outlined in blue) in the district of Wesermarsch. Within the investigated reedbeds, breeding bird surveys were carried out on smaller sub-areas (“stands”), which had the same size (semicircle with a 50 m radius, shown in red). In large reedbeds ( $>5$  ha), surveys were carried out in different sub-areas where possible, so that breeding birds were recorded in a total of  $n = 39$  stands of uniform size. Breeding bird surveys in these stands were carried out on five dates between the end of April and the beginning of July from a permanent survey point (orange).

Die Kriterien für die Auswahl der zu untersuchenden Röhrichte waren eine Mindestgröße von einem Hektar, dass diese zu Fuß zugänglich und mit dem PKW (bis in max. 500 m Entfernung zum Röhricht) erreichbar sind und dass eine Betretung der zum Erreichen der Röhrichte erforderlichen Flächen außerhalb von Wegen erlaubt ist. Dies schloss zahlreiche Röhrichte aus, u. a. solche, die nur über Grünländer in Schutzgebieten mit Betretungsverbot außerhalb von Wegen erreichbar sind oder solchen, die auf Privatgrundstücken liegen oder nur von Privatgrundstücken aus erreichbar sind. Zudem sollten die zu untersuchenden Röhrichte sowohl eine möglichst große Bandbreite verschiedener Eigenschaften (u. a. hinsichtlich Flächengröße, Schilfmahd, Grad der Verbuschung) als auch die drei Röhricht-Typen i) Landröhricht sowie ii) Wasserröhricht an Fließ- und iii) Stillgewässern repräsentieren. Anhand von Luftbildern wurde in den drei Landkreisen eine Vorauswahl getroffen, wobei sich in den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven aufgrund der zahlreich vorhandenen Röhrichte auf die Weser und deren Umgebung (max. 5 km) beschränkt wurde, während in der Region Hannover zunächst alle Röhrichte  $>1$  ha berücksichtigt

wurden. Die im Rahmen dieser Vorauswahl ermittelten Röhrichte wurden im Gelände besichtigt, um deren Eignung im Hinblick auf die o.g. Kriterien zu überprüfen und anschließend eine endgültige Auswahl getroffen. In der Region Hannover repräsentieren die ausgewählten Flächen das gesamte Spektrum vorhandener Röhrichte. Die Verfügbarkeit war hier ohnehin gering, sodass ein Großteil der möglichen Flächen auch tatsächlich in die Untersuchung einbezogen werden konnte. In den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven war die Verfügbarkeit hingegen wesentlich höher, sodass hier entsprechend der o. g. Kriterien und Vorgehensweise eine repräsentative Auswahl an Röhrichten verschiedener Eigenschaften und Typen getroffen wurde.

Die untersuchten Röhrichte in der Region Hannover lagen schwerpunktmäßig in der Leineaue, am Steinhuder Meer und an den ehemaligen Klärteichen der Zuckerfabrik Lehrte. In den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch handelte es sich bei den untersuchten Flächen um innen- sowie außendeichs gelegene Röhrichte an der Weser (teilweise mit regelmäßiger Schilfmahd im Winter), verschiedene Landröhrichte



**Abb. 2:** Beispiele untersuchter Schilfröhrichte: A) Außendeichs gelegenes Röhricht an der Unterweser, LK Wesermarsch. B) Außendeichs gelegene Schilfmahdfläche an der Unterweser, LK Cuxhaven. C) Schilfröhricht im Verlandungsbereich des Steinhuder Meeres, Region Hannover. D) Nach Nutzungsaufgabe eines Grünlandes entstandenes Landröhricht, LK Cuxhaven. Innerhalb der betrachteten Schilfröhrichte erfolgten die Brutvogelerfassungen auf kleineren Teilflächen („Bestände“) einheitlicher Flächengröße (Abb. 1B) – *Some examples of reedbeds studied: A) Reedbed on the outer dyke on the Lower Weser, Wesermarsch district. B) Reedbed on the outer dyke on the Lower Weser, Cuxhaven district. C) Reedbed in the siltation area of the Steinhuder Meer, Hannover region. D) Reedbed following abandonment of a grassland, Cuxhaven district. Within the considered reedbeds, breeding bird surveys were carried out on smaller sub-areas (“stands”) with uniform (Fig. 1B).* Photos A, C und D: Felix Zitzmann, Photo B: Till Jonas Linke.

sowie verlandete Klärteiche eines ehemaligen Ziegelwerks. Eine Liste der untersuchten Röhrichte und Bestände mit Angaben zu deren Lage befindet sich in Anhang 1.

## 2.2 Methoden

### 2.2.1 Erfassung Habitat- und Landschaftsparameter

Um zu testen, welchen Einfluss verschiedene Eigenschaften der untersuchten Bestände ( $n = 39$ ) und der sie umgebenden Landschaft auf das Vorkommen von Brutvögeln – insbesondere Röhrichtbrütern – haben, wurden unterschiedliche Parameter durch Erfassungen im Gelände und Luftbildauswertungen erhoben. Die Erfassungen erfolgten auf drei räumlichen Ebenen: Innerhalb der Bestände (Halbkreis mit 50 m Radius, „Habitatenebene“) sowie in deren direktem (100 m Puffer um die Bestände) und weiterem (500 m Puffer um den

Erfassungspunkt) Umfeld. Bei der Auswahl möglicher Einflussparameter wurde sich an Bibby & Lunn (1982) sowie Orłowski & Górka (2013) orientiert.

Innerhalb der untersuchten Bestände wurden folgende Strukturmerkmale und Habitattypen abgegrenzt und deren prozentualer Anteil an der Bestandsfläche ermittelt:

- Schilfröhricht, ungemäht („Altschilf“)
- Schilfröhricht, gemäht (im vorherigen Winter gemähtes Schilfröhricht)
- Gras-Krautvegetation (Gras- und krautgeprägte Vegetation wie Brennnesseln, Rohrglanzgras, Mädesüß, Seggen; nicht schilfdominiert)
- Offene Wasserfläche
- Büsche/Gebüsch (Gehölze < 5 m Höhe)
- Bäume/Baumgruppen (Gehölze > 5 m Höhe)
- Länge der Grenzlinie zu offenem Wasser (in m)

Für jedes betrachtete Schilfröhricht ( $n = 24$ , vgl. Abb. 1) wurde die Flächengröße ermittelt (Größe des gesamten Schilfröhrichts, in dem sich der untersuchte Bestand befand). Beständen innerhalb desselben Schilfröhrichts wurde bei diesem Parameter derselbe Wert zugeordnet. Zudem wurde die Entfernung des betrachteten Schilfröhrichts zum nächsten anderen Schilfröhricht  $\geq 1$  ha ermittelt; Auch hier wurde Beständen innerhalb desselben Schilfröhrichts derselbe Wert zugeordnet. Weiterhin wurde jeder Bestand einem der folgenden Röhricht-Typen zugeordnet (vgl. Abb. 2):

- Wasserröhricht an Stillgewässern: Verlandungsröhrichte an Stillgewässern
- Wasserröhricht an Fließgewässern: Röhrichte an Fließgewässern, im regelmäßig überschwemmten Auenbereich (außendeichs), im Falle der untersuchten Bestände aber nicht ständig wasserführend.
- Landröhricht: Kein Kontakt zu Fließ- oder Stillgewässern, auf feuchten-nassen Böden, bspw. durch Verbrachung von Feuchtgrünländern entstanden

Im direkten und weiteren Umfeld der untersuchten Bestände wurden zudem folgende Lebensraumtypen und Landnutzungen abgegrenzt und deren prozentualer Anteil an der Umgebungsfläche ermittelt:

- Grünland (Wiesen und Weiden)
- Acker
- Gehölz (alle Gehölzlebensräume wie Wälder, Gebüsche, Feldgehölze, Hecken)
- Schilfröhricht, ungemäht („Altschilf“)
- Schilfröhricht, gemäht (im vorherigen Winter gemähtes Schilfröhricht)
- Brache / Ruderalvegetation (Gras- und krautgeprägte Vegetation, nicht schilfdominiert)
- Bebauung (Siedlungen, Gewerbe- und Industriegebiete und befestigte Straßen ab 5 m Breite)
- Fließgewässer (Fließgewässer ab 5 m Breite)
- Stillgewässer (Seen, Teiche, Kleingewässer ab 0,1 ha)

Im direkten Umfeld (100 m Puffer) wurde zudem die Länge der vorhandenen Gräben (in m) erfasst.

### 2.2.2 Brutvogelerfassung und Kriterien für die Revierabgrenzung Feldarbeiten

Die Erfassungen von Brutvögeln erfolgte durch eine Kombination von Elementen der Punkt-Stopp-Kartierung (vgl. Flade et al. 2025a) und der Brutvogelrevierkartierung (vgl. Flade et al. 2025b) und orientierte sich an der von Nemeth & Dvorak (2022) in Schilfröhrichten sowie Lindbladh et al. (2014) in Kurzumtriebsplantagen genutzten Kombination dieser beiden Erfassungsmethoden. Der Fokus der Untersuchung lag dabei ausschließlich auf Singvögeln. Nicht-Singvögel wie Wasser- (Rallen, Reiher, Enten) und Greifvögel (u. a. Rohrweihe) wurden nicht berücksichtigt.

Die betrachteten Bestände ( $n = 39$ ) wurden von einem festgelegten Erfassungspunkt (Abb. 1B) aus an jeweils fünf Terminen zwischen Ende April und Anfang Juli (1. Ende April, 2. Mitte Mai (abends), 3. Anfang Juni, 4. Mitte Juni, 5. Anfang Juli) untersucht, um die Brutzeiträume aller in Frage kommenden röhrichtbrütenden Singvögel (vgl. Andretzke et al.

2005) abzudecken. Die Lage des Erfassungspunktes wurde im Vorfeld der Kartierungen ausgewählt, im Gelände markiert und blieb – analog zu den Vorgaben bei der Punkt-Stopp-Kartierung (Flade et al. 2025a; vgl. auch Nemeth & Dvorak 2022) – über alle Kartiertermine hinweg bestehen. Die Kriterien für die Auswahl waren, dass sich der Erfassungspunkt am landseitigen Rand des Schilfbestandes befand (da die Bestände aufgrund des strengen Schutzes von Schilfröhrichten nicht betreten werden durften), zu Fuß erreichbar und betretbar war und eine Entfernung von mindestens 150 m zum nächsten Erfassungspunkt aufwies (Abb. 1B), um Mehrfacherfassungen derselben Individuen zu vermeiden (Nemeth & Dvorak 2022; Flade et al. 2025a). An jedem der fünf Termine wurden an jedem Bestand für exakt 10 Minuten alle sicht- und hörbaren Singvögel im Erfassungsbereich (Halbkreis mit 50 m Radius um den Erfassungspunkt) und darüber hinaus (bis etwa 150 m vom Erfassungspunkt entfernt) inkl. der beobachteten Verhaltensweisen (u. a. singend, Nistmaterial tragend, warnend) punktgenau in einer Karte verortet. Die Erhebungen gingen über die Grenzen des jeweiligen Bestandes hinaus, um bei der späteren Bildung von Papierrevieren besser einschätzen zu können, ob die ermittelten Reviere dem untersuchten Bestand oder dessen Umfeld zuzuordnen sind. Die Erfassungen erfolgten von einer Leiter (Standhöhe 1,8 m) aus, um durch die erhöhte Position einen guten Überblick zu haben und Entfernungen bestmöglich abschätzen zu können. Als Hilfsmittel für die Beobachtungen dienten Ferngläser (Zeiss Conquest HD 10x42, Steiner SkyHawk 4.0 10x42). Die Reihenfolge der untersuchten Bestände wurde an jedem Termin geändert, um alle Bestände zu unterschiedlichen Tages- und damit Aktivitätszeiten der vorkommenden Arten zu erfassen (vgl. Flade et al. 2025b). Der Zeitraum der Erfassungen lag bei den morgendlichen Terminen von Sonnenaufgang bis spätestens 10 Uhr morgens, der Abendtermin (Mitte Mai) wurde in den frühen Abendstunden bis zur Abenddämmerung durchgeführt. Etwa die Hälfte der Bestände wurde 2021 untersucht (Hannover gesamt, Wesermarsch teilweise), die andere Hälfte 2022 (Cuxhaven gesamt, Wesermarsch teilweise).

Anders als bei der Punkt-Stopp-Kartierung, bei der nur eine Zählung von Vögeln von einem Erfassungspunkt aus, bspw. durch eine Strichliste (vgl. Flade et al. 2025a), erfolgt, kamen durch die Erfassung revieranzeigender Verhaltensweisen und die Verortung der Beobachtungen in Tageskarten Elemente der Brutvogelrevierkartierung (vgl. Flade et al. 2025b) hinzu, da das Ziel unserer Arbeit war, Aussagen über Brutvögel in Schilfröhrichten zu treffen. Durch die räumliche (einheitliche Größe der untersuchten Bestände, Erfassungen vom selben Punkt aus; vgl. Abb. 1B) und zeitliche (fünf Erfassungstermine im selben Zeitraum pro Bestand und exakt 10 Minuten Erfassungszeit pro Termin) Standardisierung der Erfassungen und das einheitliche Vorgehen bei der Abgrenzung von Papierrevieren sind die in den verschiedenen Beständen erzielten Ergebnisse gut miteinander vergleichbar (vgl. Flade et al. 2025a).

### Revierabgrenzung

Die Anzahl der erforderlichen Registrierungen und die Vorgabe der festzustellenden Verhaltensweisen zur Äußerung eines Brutverdachts oder eines Brutnachweises erfolgte entsprechend der artspezifischen Vorgaben von Andretzke et al. (2005). Für die meisten Arten waren mindestens zwei Nachweise mit revieranzeigenden Verhaltensweisen innerhalb der

artspezifischen Wertungsgrenzen erforderlich, um einen Brutverdacht zu rechtfertigen. Lediglich bei der Bartmeise reichte – entgegen der Vorgaben von Andretzke et al. (2005) – eine einmalige Beobachtung innerhalb der Wertungsgrenzen aus, da sich diese Art im Vergleich zu anderen Röhrichtbrütern unauffällig verhält und kaum revieranzeigendes Verhalten zeigt (ebd.). Zudem reichte beim Teichrohrsänger gemäß Andretzke et al. (2005) auch ein einmaliger Nachweis eines singenden Männchens zwischen Mitte und Ende Juni für die Bildung eines Papierrevieres aus.

Da der Brutbestand für jeden Röhrichtbestand (Halbkreis mit 50 m Radius, Abb. 1B) ermittelt wurde, die Erfassungen aber auch deren Umfeld (bis etwa 150 m vom Erfassungspunkt entfernt) einschlossen, musste bei der Bildung der Papierreviere festgelegt werden, ob sich die Reviere innerhalb oder außerhalb des betrachteten Röhrichtbestandes befanden. Dabei wurden alle Arten, die ausschließlich außerhalb des jeweiligen Bestandes (> 50 m Entfernung zum Erfassungspunkt) beobachtet wurden, nicht berücksichtigt. Zum Brutbestand der untersuchten Bestände wurden nur Arten gezählt, bei denen mindestens einer der Nachweise (mit revieranzeigendem Verhalten) innerhalb des Bestandes erfolgte, da dies dafürspricht, dass der betrachtete Bestand mindestens einen Teil des Revieres darstellte.

### 2.2.3 Datenaufbereitung und -analyse

Nach Abschluss der Feldarbeiten und der Bildung der Papierreviere lagen für jeden Schilfbestand Angaben zum Brutbestand und zur Ausprägung der erfassten Habitat- und Landschaftsparameter vor. Auf dieser Grundlage wurden für jeden Bestand die Gesamtartenzahl und die Gesamtanzahl der Reviere (alle Arten) sowie die Artenzahl und Anzahl an Revieren von Arten der Gruppe der „Röhrichtbrüter“ (Tab. 2) berechnet. Diese stellten, neben den Revieranzahlen ausgewählter Röhrichtbrüter-Arten (Teich- und Schilfrohrsänger, Rohrammer, Blaukehlchen), die Zielvariablen in unseren Analysen dar.

Da die untersuchten Bestände teilweise größeren Schilfröhrichte untergeordnet waren oder räumlich nahe beieinanderlagen (Abb. 1B), wurde eine Gruppierungsvariable („ClusterID“) eingeführt. Diese fasst alle Bestände, die sich innerhalb desselben Schilfröhrichts bzw. mit geringer Entfernung (< 1 km) zueinander befinden, unter einem gemeinsamen Wert zusammen. Zudem wurden die Schilfröhrichte in einer weiteren Gruppierungsvariable dem Landkreis zugeordnet, in dem sie sich befanden.

Um den Einfluss der Habitat- und Landschaftsparameter auf die Zielvariablen zu untersuchen, wurden Generalized Estimating Equations (GEEs) unter Verwendung der Software R (Version 4.4.0, R Core Team 2024) und des Pakets „geepack“ (Højsgaard et al. 2006) zur Schätzung der Parameter des jeweiligen Modells verwendet. Neben den Arten- und Revieranzahlen (gesamt) und den Arten- und Revieranzahlen der Gruppe der Röhrichtbrüter wurden artspezifische Analysen für jene Röhrichtbrüter durchgeführt, die in mindestens einem Drittel der untersuchten Bestände vorkamen (Teich- und Schilfrohrsänger, Rohrammer, Blaukehlchen). Es wurde eine Poisson-Fehlerverteilung angenommen, die Schilfröhrichte wurden als Gruppierungsvariable (ClusterID) mit der Korrelationsstruktur „exchangeable“ spezifiziert und die Standardfehler wurden mit approximativem Jackknife-Varianzschätzer berechnet. Aufgrund der geringen Anzahl an Stufen

(Piepho et al. 2003) und des Interesses an den Unterschieden zwischen den Stufen wurde der Landkreis als fester Effekt in das Modell aufgenommen. Um den Einfluss der Landkreise (Wesermarsch, Cuxhaven und Hannover) auf die Zielvariablen unabhängig von anderen Habitat- und Landschaftsparametern zu untersuchen, wurde zunächst jeweils ein Modell mit dem Landkreis als einzigem festen Effekt unter Verwendung von GEEs geschätzt.

Aufgrund der hohen Anzahl an möglichen Einflussparametern wurden die weiteren Analysen nach den drei räumlichen Ebenen (Habitatebene, direktes Umfeld, weiteres Umfeld) getrennt. Zunächst wurden die Parameter auf Multikollinearität geprüft. Dazu wurden paarweise Korrelationskoeffizienten und der Variance Inflation Factor (VIF) mit der Funktion „vifcor“ des Pakets „usdm“ (Naimi et al. 2014) berechnet. Sowohl auf der Habitatebene als auch im direkten Umfeld zeigten das gemähte und das ungemähte Schilfröhricht eine starke negative Korrelation (-0,84 bzw. -0,6) und einen erheblichen Einfluss auf die VIFs der anderen Variablen. Daher wurde der Parameter „Schilfröhricht, gemäht“ (Tab. 1) aus den Analysen für diese beiden räumlichen Ebenen entfernt. Im weiteren Umfeld wies der Parameter „Grünland“ einen sehr hohen VIF und eine hohe negative Korrelation mit den anderen Parametern auf, weshalb er aus der Analyse ausgeschlossen wurde. Zusätzlich wurde die Gehölzvariable aus der Analyse für diese Ebene entfernt, da sich die drei Landkreise hinsichtlich des Gehölzanteils im 500m-Umfeld erheblich voneinander unterschieden und somit nicht feststellbar wäre, ob eventuell ermittelte Effekte auf die Zielvariablen auf den Landkreis oder den Gehölzanteil zurückzuführen sind.

Für den Vergleich der Landkreise und der Röhricht-Typen auf Habitatebene wurden paarweise Vergleiche basierend auf den geschätzten Modellparametern mittels Tukey-Test (R Paket „emmeans“, Lenth et al. 2024) durchgeführt, während zur Überprüfung der Signifikanz der weiteren Habitat- und Landschaftsparameter ein Wald-Test verwendet wurde.

Neben den analysierten Habitat- und Landschaftsparametern kann auch das Jahr, in dem wir die jeweiligen Schilfbestände untersucht haben, einen Einfluss auf die erzielten Ergebnisse haben. Da wir die einzelnen Bestände jeweils nur in einem der beiden Jahre untersucht haben und das Untersuchungs-jahr daher – zumindest im Falle von Hannover und Cuxhaven – untrennbar mit der Region verbunden ist, konnten wir zum Einfluss des Untersuchungs-jahres keine Analysen durchführen. Bei der Interpretation der Ergebnisse ist daher zu berücksichtigen, dass auch das Untersuchungs-jahr einen (nicht näher quantifizierbaren) Einfluss auf diese haben kann.

## 3 Ergebnisse

### 3.1 Habitat- und Landschaftsparameter

Die Ausprägung der auf den unterschiedlichen räumlichen Ebenen erfassten Habitat- und Landschaftsparameter ist in Tabelle 1 zusammenfassend dargestellt. Auf der Bestandesebene waren sich die untersuchten Röhrichte in den drei Landkreisen hinsichtlich der meisten erfassten Parameter recht ähnlich. Lediglich die Schilfmahd war in den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch weiter verbreitet als in der Region Hannover, wo nur ein Bestand auf einem kleinen Teil seiner Fläche gemäht war. Hinsichtlich des Röhricht-Typs entfielen

**Tab. 1:** Erfasste Variablen (Mittelwert  $\pm$  Standardabweichung, Median sowie minimale und maximale Ausprägung) auf den drei betrachteten räumlichen Ebenen (Bestandsebene, direktes und weiteres Umfeld) und Angabe der Anzahl an Beständen (von  $n = 39$ ), in denen die jeweilige Variable ausgeprägt war (also vorhanden war bzw. einen Wert  $>0$  aufwies). In Klammern hinter den Variablen ist deren Einheit angegeben. – Variables (mean  $\pm$  SD, median, minimum and maximum values) at the three spatial scales (stand level, immediate and wider surrounding area) considered and number of stands (out of  $n = 39$ ) in which the respective variable was present (i.e. had a value  $>0$ ). The unit of the variables is shown in brackets.

Variable (Einheit) Variable (unit)	MW $\pm$ SD Mean $\pm$ SD	Median	Min. – Max.	Anzahl mit Ausprägung No. of stands
<b>Bestand (Halbkreis 50 m Radius)</b>				
Altschilf (=Schilf ungemäht) (%)	69,3 $\pm$ 34,5	82	0 – 100	36
Schilfröhricht, gemäht (%)	15,6 $\pm$ 34,8	0	0 – 100	8
Gras-Krautvegetation, nicht schilfdominiert (%)	11,3 $\pm$ 18,4	0	0 – 74,6	18
Offene Wasserfläche (%)	2,4 $\pm$ 6,9	0	0 – 36,0	9
Büsche/Gebüsch (%)	0,6 $\pm$ 1,0	0	0 – 3,7	17
Bäume/Baumgruppen (%)	0,7 $\pm$ 2,1	0	0 – 11,0	7
Grenzlinie Wasser (m)	36,9 $\pm$ 50,3	0	0 – 146	15
Flächengröße (ha)	13,5 $\pm$ 21,2	5,6	1,2 – 99,5	(24) <sup>1</sup>
Entfernung zum nächsten anderen Schilfröhricht $\geq$ 1 ha (m)	390 $\pm$ 552	90	20 – 2.350	(24) <sup>1</sup>
<b>Direktes Umfeld (100 m Puffer)</b>				
Grünland (%)	33,3 $\pm$ 18,9	34,4	0 – 74,9	36
Schilfröhricht, ungemäht (%)	29,3 $\pm$ 16,7	25,2	0 – 61,1	38
Brache / Ruderalvegetation (%)	8,5 $\pm$ 7,3	7,5	0 – 27,9	30
Gehölz (%)	7,8 $\pm$ 10,2	2,3	0 – 41,5	36
Schilfröhricht, gemäht (%)	7,4 $\pm$ 17,9	0	0 – 62,7	7
Acker (%)	3,8 $\pm$ 10,7	0	0 – 43,2	6
Bebauung (%)	3,6 $\pm$ 5,7	1,1	0 – 20,8	21
Fließgewässer (%)	3,6 $\pm$ 6,7	0	0 – 25,4	18
Stillgewässer (%)	2,8 $\pm$ 6,0	0	0 – 29,9	16
Länge Gräben (m)	434 $\pm$ 398	301	0 – 1.497	33
<b>Weiteres Umfeld (500 m Puffer)</b>				
Grünland (%)	39,8 $\pm$ 22,8	36,7	2,9 – 90,6	39
Schilfröhricht, ungemäht (%)	14,4 $\pm$ 11,4	11,6	1,8 – 47,2	39
Fließgewässer (%)	13,0 $\pm$ 14,4	5,6	0 – 40,8	32
Gehölz (%)	9,5 $\pm$ 13,4	5,0	0 – 60,1	38
Acker (%)	6,1 $\pm$ 9,8	1,5	0 – 45,8	22
Stillgewässer (%)	5,5 $\pm$ 7,2	3,4	0 – 36,9	32
Bebauung (%)	5,3 $\pm$ 6,8	2,1	0 – 25,8	33
Brache / Ruderalvegetation (%)	3,8 $\pm$ 3,1	3,1	0 – 11,9	36
Schilfröhricht, gemäht (%)	2,5 $\pm$ 5,7	0	0 – 22,5	8

<sup>1</sup> Die Flächengröße und die Entfernung zum nächsten anderen Schilfröhricht wurden auf Ebene der untersuchten Röhrichte ( $n = 24$ ) erfasst. Bestände ( $n = 39$ ) innerhalb desselben Röhrichts weisen daher dieselben Werte auf.

17 Bestände auf Landröhrichte, 16 auf Wasserröhrichte an Fließgewässern und sechs auf Wasserröhrichte an Stillgewässern (Anhang 1). Die Ausprägung der Parameter im direkten Umfeld unterschied sich zwischen Cuxhaven (höhere Anteile an Grünländern und Schilfmahdflächen) und Hannover (höhere Anteile an Ackerfläche und Stillgewässern) besonders deutlich, während die Bestände der Wesermarsch eine Zwischenposition einnahmen. Gleiches gilt für das weitere Umfeld, wo sich Hannover – vor allem aufgrund höherer Gehölz- und Ackeranteile und geringerer Grünlandanteile – noch deutlicher von Cuxhaven, aber auch von der Wesermarsch abgrenzte.

### 3.2 Brutvogelerfassung

Insgesamt wurden 17 Singvogelarten und 194 Reviere erfasst (Tab. 2), darunter sechs Röhrichtbrüter mit insgesamt 152 Revieren (78 % aller Reviere). Teichrohrsänger (knapp 95 % der Bestände mit Nachweis, insgesamt 63 Reviere) und Rohrammer (92 %, 51 Reviere) waren die mit Abstand häufigsten Arten und wurden

in fast allen der 39 untersuchten Röhrichtbestände nachgewiesen. Auf beide Arten entfielen knapp 60 % aller Reviere und sie wiesen regelmäßig auch mehrere Reviere (bis 3) pro Bestand auf. Blaukehlchen, Sumpfrohrsänger und Schilfrohrsänger wurden in etwa 30–40 % der Bestände nachgewiesen, wobei Blaukehlchen und Schilfrohrsänger ausschließlich in Röhrichten in den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch erfasst wurden, in der Region Hannover hingegen fehlten. Feldschwirl (23 %) und Dorngrasmücke (10 %) traten ebenfalls in mehreren Beständen auf. Alle weiteren Arten, darunter auch die Röhrichtbrüter Rohrschwirl und Bartmeise (je 8 %), wurden lediglich in einem bis drei Beständen erfasst.

Pro Bestand wurden im Mittel  $3,7 \pm 0,2$  (MW  $\pm$  SE) Arten (Min: 1, Max: 6) und  $5,0 \pm 0,3$  Reviere (Min: 2, Max: 7) erfasst. Die Anzahl der Röhrichtbrüter pro Bestand lag bei  $2,8 \pm 0,2$  Arten (Min: 1, Max: 5) und  $3,9 \pm 0,2$  Revieren (Min: 1, Max: 7). Im Durchschnitt waren somit pro Bestand 76 % der nachgewiesenen Arten und 78 % der erfassten Reviere der Gruppe der Röhricht-

**Tab. 2:** Liste der erfassten Singvogelarten und ihrer Abundanz (Anzahl Reviere) und Stetigkeit (besetzte Bestände von  $n = 39$ ). Röhrichtbrüter sind grau hinterlegt. Rote Liste Status gem. der deutschen (D) Roten Liste (Ryslavy et al. 2020) und der niedersächsischen (N) Roten Liste (Krüger & Sandkühler 2022): V = Vorwarnliste, ! = gefährdet, !! = stark gefährdet, !!! = vom Aussterben bedroht, \* = ungefährdet. – List of songbird species recorded and their abundance (number of territories) and steadiness (occupied stands from a total of  $n = 39$ ). Reed breeders are marked in grey. Red List status according to German (D) and Lower Saxony (N) Red List: V = near threatened, ! = vulnerable, !! = endangered, !!! = critically endangered, \* = least concern.

Art Species	Rote Liste Red list		Anzahl Reviere No. of territories	Besetzte Bestände Occupied stands	
	D	N		Anzahl - No.	%
Teichrohrsänger <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	*	V	63	37	94,9
Rohrammer <i>Emberiza schoeniclus</i>	*	V	51	36	92,3
Blaukehlchen <i>Luscinia svecica cyanecula</i>	*	*	17	16	41,0
Sumpfrohrsänger <i>Acrocephalus palustris</i>	*	*	18	15	38,5
Schilfrohrsänger <i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	*	*	15	13	33,3
Feldschwirl <i>Locustella naevia</i>	!!	!!	10	9	23,1
Dorngrasmücke <i>Sylvia communis</i>	*	*	4	4	10,3
Bartmeise <i>Panurus biarmicus</i>	*	*	3	3	7,7
Rohrschwirl <i>Locustella luscinioides</i>	*	*	3	3	7,7
Fitis <i>Phylloscopus trochilus</i>	*	*	2	2	5,1
Zilpzalp <i>Phylloscopus collybita</i>	*	*	2	2	5,1
Blaumeise <i>Cyanistes caeruleus</i>	*	*	1	1	2,6
Bluthänfling <i>Carduelis cannabina</i>	!	!	1	1	2,6
Braunkehlchen <i>Saxicola rubetra</i>	!!	!!!	1	1	2,6
Kohlmeise <i>Parus major</i>	*	*	1	1	2,6
Schwarzkehlchen <i>Saxicola rubicola</i>	*	*	1	1	2,6
Zaunkönig <i>Troglodytes troglodytes</i>	*	*	1	1	2,6

brüter zuzuordnen. Zudem wurde mindestens eine Röhrichtbrüter-Art in jedem der 39 untersuchten Bestände nachgewiesen.

Die beiden häufigsten Arten Teichrohrsänger und Rohrammer werden auf der Vorwarnliste der niedersächsischen Roten Liste geführt (Tab. 2). Der Feldschwirl ist sowohl bundesweit als auch in Niedersachsen als stark gefährdet eingestuft, der Bluthänfling (1 Revier) als gefährdet. Das Braunkehlchen (1 Revier) ist in Deutschland stark gefährdet, in Niedersachsen sogar vom Aussterben bedroht.

### 3.3 Vergleich der Landkreise

Die Artenzahlen (gesamt) pro Bestand unterschieden sich zwischen den drei Landkreisen deutlich voneinander. In Cuxhaven wurden im Mittel  $4,5 \pm 0,5$  (MW  $\pm$  SE) Arten pro Bestand nachgewiesen und damit signifikant ( $p = 0,01$ ) mehr als in Hannover ( $3,3 \pm 0,1$ ) und deutlich – aber nicht signifikant ( $p = 0,05$ ) – mehr als in der Wesermarsch ( $3,4 \pm 0,2$ ). Hannover und Wesermarsch unterschieden sich nur geringfügig ( $p = 0,86$ ). Die Anzahl der Reviere (gesamt) pro Bestand war in Cuxhaven ( $5,1 \pm 0,3$ ) zwar etwas höher als in der Wesermarsch ( $4,4 \pm 0,2$ ) und in Hannover ( $4,4 \pm 0,3$ ), es bestand jedoch kein signifikanter Unterschied zwischen den Landkreisen.

Bei der Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten pro Bestand unterschieden sich die drei Landkreise ebenfalls. In Cuxhaven wurden mit  $3,3 \pm 0,4$  Arten pro Bestand die meisten Röhrichtbrüter nachgewiesen, signifikant ( $p = 0,005$ ) mehr als in Hannover ( $2,1 \pm 0,1$ ). Auch in der Wesermarsch ( $2,6 \pm 0,2$ ) war die Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten signifikant ( $p = 0,03$ ) höher als in Hannover; Cuxhaven und Wesermarsch unterschieden sich hingegen nicht ( $p = 0,27$ ). Die Anzahl der Röhrichtbrüter Reviere war ebenfalls in Cuxhaven am höchsten ( $4,7 \pm 0,4$ ) und unterschied sich signifikant von Hannover ( $3,1 \pm 0,2$ ;  $p < 0,001$ ) und Wesermarsch ( $3,7 \pm 0,2$ ;  $p = 0,03$ ). Hannover und Wesermarsch unterschieden sich nicht ( $p = 0,1$ ).

Bei den einzelnen Röhrichtbrütern (nur Arten berücksichtigt, die in mind. einem Drittel der untersuchten Bestände vorkamen) wurden bei Teichrohrsänger und Rohrammer hinsichtlich der Anzahl der Reviere pro Bestand keine Unterschiede zwischen den Landkreisen festgestellt. Blaukehlchen wurden in Hannover nicht nachgewiesen, zwischen Wesermarsch und Cuxhaven bestanden hinsichtlich der Revieranzahl pro Bestand keine Unterschiede. Gleiches gilt für den Schilfrohrsänger.

### 3.4 Einfluss der erfassten Habitat- und Landschaftsparameter

Habitat- und Landschaftsparameter mit einem signifikanten Einfluss auf Artenzahlen, Revierdichten und ausgewählte Arten pro Bestand sind in Tabelle 3 zusammengefasst. In Anhang 2 sind zudem die Effektstärken und deren Konfidenzintervalle angegeben.

#### 3.4.1 Artenzahlen und Reviere – alle Arten Bestandsebene

Einen signifikant positiven Einfluss auf die Arten- und Revieranzahl innerhalb der untersuchten Bestände hatten die Anteile an Altschilf, Gras-Krautvegetation (nicht schilfdominiert), Büschen sowie Bäumen. Der Anteil offener Wasserfläche wirkte sich signifikant negativ auf die Revieranzahl aus. Zwischen den Röhricht-Typen bestand hinsichtlich der Anzahl erfasster Arten kein Unterschied zwischen Landröhrichten (MW  $3,2 \pm 0,3$  SE) und Wasserröhrichten an Still- ( $4,2 \pm 0,8$ ) und Fließgewässern ( $3,7 \pm 0,4$ ). Gleiches gilt für die Anzahl erfasster Reviere (Landröhricht  $4,3 \pm 0,3$ ; Wasserröhricht Stillgewässer  $4,8 \pm 0,9$ ; Wasserröhricht Fließgewässer  $4,1 \pm 0,6$ ).

#### Direktes Umfeld (100 m)

Einen signifikant positiven Effekt auf die Arten- und Revieranzahl hatten die Anteile an Grünland, Altschilfbeständen und Ruderalvegetation/Brachen im unmittelbaren Umfeld der untersuchten Bestände.

#### Weiteres Umfeld (500 m)

Im weiteren landschaftlichen Umfeld hatte keine der erfassten Variablen einen signifikanten Einfluss auf die Artenzahl der untersuchten Bestände. Auf die Revieranzahl wirkte sich der Anteil der Bebauung signifikant negativ aus.

#### 3.4.2 Artenzahlen und Reviere – Röhrichtbrüter Bestandsebene

Der Anteil an Altschilf und Gras-Krautvegetation innerhalb der Bestandsfläche hatte auf die Anzahl der Röhrichtbrüter-Arten und -Reviere einen signifikant positiven Einfluss. Der Anteil an Bäumen wirkte sich hingegen signifikant negativ auf beide Zielvariablen aus. Weiterhin hatte der Anteil an Büschen und offener Wasserfläche einen signifikant negativen Einfluss auf die Revieranzahl.

Zwischen den drei Röhricht-Typen unterschieden sich die Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten nur geringfügig und nicht signifikant (Landröhricht  $2,3 \pm 0,2$ ; Wasserröhricht Stillgewässer  $3,2 \pm 0,5$ ; Wasserröhricht Fließgewässer  $2,6 \pm 0,3$ ). Bei der Anzahl der Röhrichtbrüter-Reviere stellten wir jedoch Unterschiede fest: Landröhrichte wiesen weniger Reviere ( $3,0 \pm 0,2$ ) als Wasserröhrichte an Still- ( $4,3 \pm 0,7$ ) und Fließgewässern ( $4,2 \pm 0,5$ ) auf. Der Unterschied war jedoch nur zwischen Landröhrichten und Wasserröhrichten an Stillgewässern signifikant ( $p = 0,03$ ). Kein Unterschied bestand zwischen Landröhrichten und Wasserröhrichten an Fließgewässern ( $p = 0,09$ ) und den beiden Wasserröhricht-Typen ( $p = 0,99$ ).

#### Direktes Umfeld (100 m)

Der Anteil an Altschilf hatte einen signifikant positiven Einfluss auf die Anzahl an Röhrichtbrüter-Arten, signifikant negativ wirkte sich hingegen der Anteil an Gehölz-

lebensräumen im unmittelbaren Umfeld aus. Auf die Revieranzahl von Röhrichtbrütern hatten die Anteile an Fließgewässern, Grünland, Altschilf, Ruderalvegetation/Brachen, Acker und Bebauung einen signifikant positiven Einfluss. Signifikant negativ wirkte sich der Anteil an Gehölzlebensräumen und die Länge der Gräben aus.

#### Weiteres Umfeld (500 m)

Keine der im weiteren Umfeld erfassten Variablen hatte einen signifikanten Effekt auf die Anzahl der Röhrichtbrüter-Arten. Auf die Anzahl ihrer Reviere wirkte sich der Anteil an Ackerfläche signifikant positiv, der Anteil der Bebauung hingegen signifikant negativ aus.

#### 3.4.3 Artspezifische Analysen

**Teichrohrsänger:** Der Anteil an Bäumen an der Bestandsfläche wirkte sich signifikant positiv auf die Anzahl der Teichrohrsänger-Reviere pro Bestand aus. Signifikant negativ wirkte sich der Anteil von Gras-Krautvegetation sowie Büschen innerhalb der Bestände aus. Im unmittelbaren Umfeld (100 m) hatte die Grabenlänge einen signifikant negativen Einfluss auf die Revierdichten, im weiteren Umfeld (500 m) wirkte sich der Anteil an Äckern und Fließgewässern signifikant positiv aus. Die drei Röhricht-Typen unterschieden sich hinsichtlich der Anzahl der Teichrohrsänger-Reviere nicht voneinander.

**Rohrhammer:** Auf Bestandsebene hatte der Anteil an Altschilffläche einen signifikant positiven Einfluss auf die Revierdichten der Rohrhammer. Im unmittelbaren Umfeld (100 m) hatten der Anteil an Acker, Fließgewässern und Grünländern einen signifikant positiven Einfluss; Einen signifikant negativen Effekt hatte der Anteil an Gehölzlebensräumen. Im weiteren Umfeld (500 m) hatte der Anteil an Ackerfläche einen signifikant positiven Effekt auf die Rohrhammer-Revierdichten, während sich der Anteil an Schilfbeständen signifikant negativ auswirkte. Zudem wurden signifikant mehr Reviere in Wasserröhrichten an Stillgewässern ( $2,1 \pm 0,6$ ) nachgewiesen als in Landröhrichten ( $1,1 \pm 0,1$ ;  $p = 0,02$ ); der Unterschied zu Wasserröhrichten an Fließgewässern ( $1,1 \pm 0,2$ ) war deutlich, aber nicht signifikant ( $p = 0,05$ ). Zwischen Landröhrichten und Wasserröhrichten an Fließgewässern bestand kein Unterschied ( $p = 0,96$ ).

**Blauehlchen:** Für diese Art konvergierte das Modell auf Bestandsebene nicht, daher sind für diese Ebene keine Aussagen zu Einflussfaktoren auf Vorkommen und Revierdichten der Art möglich. Im näheren Umfeld (100 m) hatten die Anteile an Ruderalvegetation/Brachen und Altschilfflächen einen signifikant positiven Einfluss auf das Blauehlchen, signifikant negativ wirkten sich hingegen hohe Anteile an Ackerflächen, Gehölzlebensräumen und Stillgewässern sowie hohe Werte bei der Grabenlänge aus. Im weiteren Umfeld (500 m) hatte der Anteil an Fließgewässern einen signifikant positiven Einfluss.

**Schilfrohrsänger:** Auf Bestandsebene hatten die Flächenanteile von Altschilf, Gras-Krautvegetation und die Länge der Grenzlinien zu offenem Wasser einen signifikant positiven Einfluss auf Vorkommen und Revierdichten des Schilfrohrsängers. Eine große Entfernung zum nächsten Röhricht ( $> 1$  ha) sowie der Anteil offener Wasserfläche und Bäume wirkte sich hingegen signifikant negativ aus. Im näheren Umfeld (100 m) wirkte sich die Grabenlänge signifikant positiv aus, im weiteren Umfeld (500 m) hatte keine der Variablen einen messbaren Effekt. Die Röhricht-Typen unterschieden sich nicht voneinander.

## 4 Diskussion

Die Ergebnisse unserer Brutvogelerfassung bestätigen, dass es sich bei Schilfröhrichten um Lebensräume mit vergleichsweise artenarmen, aber individuenreichen Singvogelgemeinschaften handelt, in denen wenige, hochspezialisierte Arten („Röhrichtbrüter“) in teilweise hohen Dichten brüten, während Arten anderer Stammlbensräume kaum bzw. nur unter bestimmten Voraussetzungen in der Lage sind, diese zu besiedeln (vgl. Flade 1994; Bibby & Lunn 1982; Poulin et al. 2002; Orłowski & Górka 2013). Unsere Analysen zeigen, dass im Hinblick auf die Artenvielfalt und die Revierdichten insgesamt (Berücksichtigung aller Singvogelarten) neben einem hohen Anteil an Altschilf vor allem das Vorkommen von Gehölzen (Gebüsche, Bäume) oder krautiger, nicht schilfdominierter Vegetation innerhalb der untersuchten Bestände förderlich sind. Der erhöhte Habitat- und Struktureichtum ermöglicht es – neben den Röhrichtbrütern – zusätzlichen Arten der Hochstaudenfluren oder Gehölzlebensräume (hier u. a. Feldschwirl, Sumpfrohrsänger, Braunkehlchen, Dorngrasmücke, Fitis, Zilpzalp) die Bestände zu besiedeln (vgl. auch Flade 1994: 152ff). Von diesen Arten waren vor allem Sumpfrohrsänger und Feldschwirl in den untersuchten Beständen vergleichsweise häufig. Beide werden auch von Flade (1994) als stete Begleiter in Röhrichten Nord- und Mitteldeutschlands hervorgehoben, insbesondere in landseitigen Verlandungszonen – auf denen bei den hier untersuchten Wasserröhrichten methodenbedingt der Schwerpunkt lag – und wenn mit Hochstauden durchsetzte Bereiche vorhanden sind (vgl. auch Andretzke et al. 2005). Alle weiteren nicht zu den Röhrichtbrütern zählenden Singvogelarten traten im Rahmen unserer Untersuchung hingegen nur sporadisch (in max. 10 % der Bestände) auf und waren in der Regel auf das Vorhandensein von Gehölzstrukturen innerhalb der Schilfbestände angewiesen.

Für die Artenvielfalt insgesamt waren Gehölze zwar förderlich, für die Gruppe der Röhrichtbrüter galt hingegen das Gegenteil: Ein höherer Anteil an Büschen und Bäumen innerhalb der Röhrichtbestände führte zu reduzierten Arten- und Revieranzahlen. Dies verdeutlicht, dass eine zunehmende Verbuschung von Röhricht-

**Tab. 3:** Übersicht über Habitat- und Landschaftsparameter mit einem signifikant positiven (+) oder negativen (-) Einfluss auf die jeweiligen Zielvariablen, aufgeteilt nach den drei räumlichen Betrachtungsebenen. \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$  – Summary of habitat and landscape parameters with a significant positive (+) or negative (-) effect on the respective target variables, split by the three considered spatial scales.

Ziel-Variable Target variable	Bestandsebene Stand level	Direktes Umfeld Direct area surrounding (100 m)	Weiteres Umfeld Wider area surrounding (500 m)
Anzahl Arten gesamt	+ Gras-Krautflur *** + Büsche *** + Bäume *** + Altschilf *	+ BracheRuderal *** + Altschilf ** + Grünland *	Keine signifikanten Einflussfaktoren
Anzahl Reviere gesamt	+ Altschilf *** + Gras-Krautflur *** + Büsche * + Bäume * – off. Wasserfläche *	+ BracheRuderal *** + Altschilf *** + Grünland ***	– Bebauung *
Röhrichtbrüter Anzahl Arten	+ Gras-Krautflur ** + Altschilf * – Bäume **	+ Altschilf * – Gehölz ***	Keine signifikanten Einflussfaktoren
Röhrichtbrüter Anzahl Reviere	+ Altschilf *** + Gras-Krautflur * – Büsche *** – off. Wasserfläche * (Röhricht-Typ)	+ Altschilf *** + BracheRuderal *** + Fließgewässer *** + Grünland *** + Acker * + Bebauung * – Gehölz *** – Gräben_m ***	+ Acker *** – Bebauung ***
Teichrohrsänger	+ Bäume *** – Gras-Krautflur ** – Büsche *	– Gräben_m ***	+ Fließgewässer *** + Acker *
Rohrammer	+ Altschilf * (Röhricht-Typ)	+ Acker *** + Fließgewässer *** + Grünland ** – Gehölz ***	+ Acker * – Altschilf ***
Blaukehlchen	Modell konvergiert nicht	+ BracheRuderal *** + Altschilf * – Acker *** – Gehölz ** – Stillgewässer * – Gräben_m *	+ Fließgewässer ***
Schilfrohrsänger	+ Altschilf *** + Gras-Krautflur *** + GrenzeWasser *** – Bäume ** – Entf_Röhricht ** – off. Wasserfläche *	+ Gräben_m *	Keine signifikanten Einflussfaktoren

ten mit einer abnehmenden Habitatqualität für diese hochspezialisierten Arten einhergeht und daher Maßnahmen erforderlich sind, um einer Verbuschung entgegenzuwirken (vgl. Antoniazza et al. 2018; Bibby & Lunn 1982; Görn et al. 2015; Nemeth & Dvorak 2022). Weiterhin zeigen unsere Analysen, dass sich auch höhere Gehölzanteile im direkten Umfeld (100 m) der untersuchten Bestände negativ auf Röhrichtbrüter (Artenzahlen und Siedlungsdichten) auswirkten. Dies verdeutlicht, dass Schilfröhrichte v. a. im Kontext offener Landschaften bedeutsam sind und bei deren Neuanlage, bspw. im Rahmen von Paludikulturen oder bei der Umsetzung artenschutzrechtlicher Maßnahmen, eine direkte Nähe zu großflächigen Gehölzlebensräumen gemieden werden sollte.

Im Hinblick auf die sechs erfassten Röhrichtbrüter-Arten spiegeln deren Stetigkeit und Revieranzahl im Rahmen unserer Untersuchung (Tab. 2) deren Häufigkeit in Niedersachsen gemäß Krüger & Sandkühler (2022) gut wider: Rohrammer (ca. 60.000 Reviere in Niedersachsen) und Teichrohrsänger (17.000) sind in diesem Bundesland die beiden häufigsten Röhrichtbrüter und flächendeckend verbreitet; Blaukehlchen und Schilfrohrsänger (beide 9.000) gelten als mäßig häufig, während Bartmeise (550) und Rohrschwirl (210) eher selten und nur sporadisch verbreitet sind. Zudem bestätigen unsere Ergebnisse bekannte regionale Unterschiede im Vorkommen und der Häufigkeit einiger Arten. Hier sind besonders Blaukehlchen und Schilfrohrsänger hervorzuheben: beide besiedelten in den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven zahlreiche Röhrichte, in der Region Hannover bestand hingegen kein einziger Brutverdacht. Selbst am Steinhuder Meer und an den Klärteichen in Lehrte, wo ausgedehnte Verlandungsröhrichte vorhanden sind, gelangen innerhalb der untersuchten Bestände keine Reviernachweise, sondern nur einmalige Beobachtungen, die keinen Brutverdacht begründeten. Blaukehlchen und Schilfrohrsänger kommen zwar gemäß Verbreitungsatlas der Brutvögel Niedersachsens (Krüger et al. 2014) und Berichten des Hannoverschen Vogelschutzvereines (Risch 2022, 2024) auch in der Region Hannover vor, sind dort aber im Vergleich zu Wesermarsch und Cuxhaven deutlich seltener, besiedeln in der Regel nur die absoluten „Top“-Flächen und brüten – bspw. an den Klärteichen in Lehrte – auch nicht in jedem Jahr dort (Risch 2022, 2024). An der Küste und in den Marschen – insbesondere an den Unterläufen von Elbe, Weser und Ems – sind beide Arten hingegen häufig (Krüger et al. 2014; Krüger & Sandkühler 2022) und offensichtlich wenig wählerisch, da sie, wie unsere Ergebnisse zeigen, selbst kleinflächige Landröhrichte regelmäßig als Bruthabitate annehmen. Diese regionalen Verbreitungsmuster führen auch dazu, dass Röhrichtbestände in den Landkreisen Wesermarsch und Cuxhaven mehr Röhrichtbrüter-Arten aufwiesen als Bestände in der Region Hannover.

Ein Grund dafür, dass Röhrichtbestände in der Wesermarsch und vor allem in Cuxhaven mehr Röhrichtbrüter aufwiesen als in der Region Hannover könnte in den deutlichen Landnutzungsunterschieden in den betrachteten Regionen liegen. So waren der Gehölz- und Ackeranteil im Umfeld der untersuchten Röhrichtbestände in der Region Hannover deutlich höher als in den beiden anderen Landkreisen, während der Grünlandanteil in der Wesermarsch und vor allem im Landkreis Cuxhaven wesentlich höher war als in der Region Hannover. Im näheren Umfeld (100 m) der Bestände konnten wir einen negativen Effekt höherer Gehölzanteile auf Röhrichtbrüter feststellen, während sich der Grünlandanteil positiv auswirkte. Für das weitere landschaftliche Umfeld (500 m) konnten wir den Effekt dieser beiden Parameter jedoch leider nicht ermitteln, da wir sie aus der Analyse ausnehmen mussten, weil ihre Ausprägung untrennbar mit dem jeweiligen Landkreis verbunden und somit nicht feststellbar war, ob ein möglicher Effekt auf die Region oder auf den jeweiligen Parameter zurückzuführen ist (Kap. 2.2.3). Wünschenswert sind daher weitere Untersuchungen, in denen Röhrichte im grünland-, gehölz- und ackerdominierten landschaftlichen Kontext innerhalb derselben Region untersucht werden.

Neben den sechs nachgewiesenen Röhrichtbrüter-Arten konnten wir einen weiteren in Niedersachsen vorkommenden Röhrichtbrüter, den Drosselrohrsänger, nicht nachweisen. Die Art kommt zwar laut Verbreitungsatlas (Krüger et al. 2014) und eines aktuellen landesweiten Monitorings (Otten et al. 2024) auch in den hier untersuchten Regionen vor, jedoch nur sehr sporadisch. Ihr Verbreitungsschwerpunkt liegt im Osten Niedersachsens (Mittelelbeniederung, Braunschweiger Land); entsprechend konnten wir in den hier untersuchten Beständen keine Nachweise erbringen, obwohl sich die Art in jüngster Zeit in Niedersachsen ausbreitet und ihr Bestand zunimmt (Krüger & Sandkühler 2022; Otten et al. 2024). Ein Grund für das komplette Fehlen der Art in unseren Untersuchungen könnte zudem in unserer Erfassungsmethode liegen. Die Erfassungen in den untersuchten Beständen wurden vom landseitigen Rand aus durchgeführt, Drosselrohrsänger nutzen hingegen vor allem die wasserseitigen Bereiche von Verlandungszonen zur Brut (Leisler 1981; Graveland 1999; Bauer et al. 2005).

Für die Gruppe der Röhrichtbrüter waren hohe Altschilfanteile – sowohl innerhalb der Bestände als auch in deren unmittelbaren Umfeld (100 m) – von hoher Bedeutung: Auf beiden Ebenen führten höhere Anteile dazu, dass mehr Arten und Reviere innerhalb der betrachteten Bestände nachgewiesen wurden. Neben den negativen Auswirkungen der Verbuschung (zunehmender Gehölzanteil zulasten von Schilf) verdeutlicht dies auch die negativen Effekte einer kommerziellen, also in kurzen Intervallen durchgeführten Schilfmahd auf Artenvielfalt und Revierdichten von Röhrichtbrütern (vgl. u. a. Báldi & Moskát 1995; Goc et al. 1997;

Kube & Probst 1999; Valkama et al. 2008; Zitzmann 2023). Dennoch war ein hoher Altschilfanteil nicht für alle Röhrichtbrüter gleichermaßen bedeutsam, wie unsere artspezifischen Analysen zeigen. Diesbezüglich ist vor allem der Vergleich zwischen Teichrohrsänger, Rohrammer und Schilfrohrsänger interessant: Während sich ein höherer Altschilfanteil positiv auf Rohrammer und Schilfrohrsänger auswirkte, spielte dieser Faktor für den Teichrohrsänger keine Rolle. Dies bestätigt die Resultate bisheriger Studien und hat zwei maßgebliche Gründe. Zum einen sind einige spät im Brutrevier eintreffende Langstreckenzieher wie Teichrohrsänger (und ebenso Drosselrohrsänger) von einer Schilfmahd – und der damit einhergehenden Reduzierung von Altschilf – weniger stark betroffen als Standvögel oder Kurz- und Mittelstreckenzieher wie die Rohrammer, da bis zur Revierbesetzung dieser Arten nach der winterlichen Rohrmahd mehr Zeit verbleibt, in der das Schilf wieder aufwachsen kann und geeignete Strukturen zum Nisten bietet (Graveland 1999; Poulin & Lefebvre 2002; Zitzmann 2023). Zum anderen unterscheiden sich aber auch die Neststandorte dieser Arten deutlich: Rohrammer oder Schilfrohrsänger legen ihr Nest bodennah, bspw. in der Knickschicht (Flade 1994; Andretzke et al. 2005) an, die bei der Schilfmahd zerstört wird. Teich- oder Drosselrohrsänger hängen ihre Nester hingegen zwischen stehenden Schilfhalmen auf (ebd.), die zum Zeitpunkt der Revierbesetzung bereits nachgewachsen sein können (Poulin & Lefebvre 2002; Zitzmann 2023). Zwar profitieren auch Teichrohrsänger von Altschilf und nutzen in Schilfmahdflächen bevorzugt stehengelassene Altschilfrelikte zur Brut (Grüll 1983; Graveland 1999; Antoniazza et al. 2018). Dennoch stellen sie – wie unsere Analysen zeigen – an deren Flächengröße offenbar geringere Anforderungen als Rohrammer oder Schilfrohrsänger.

Rohrschwirl und Bartmeise, von denen ebenfalls bekannt ist, dass sie in hohem Maße auf das Vorhandensein von Altschilf angewiesen sind (Bauer et al. 2005), konnten wir nur selten nachweisen, weshalb für beide Arten keine tiefergehenden Analysen möglich waren. Die wenigen Nachweise bestätigen jedoch deren bereits in anderen Arbeiten festgestellte Habitatpräferenzen: Rohrschwirl und Bartmeise besiedeln bevorzugt ausgedehnte Röhrichte mit hohen Anteilen an Altschilf und reagieren sensibel auf eine Schilfmahd (Bibby & Lunn 1982; Zwicker et al. 1986; Goc et al. 1997; Kube & Probst 1999; Orłowski & Górka 2013; Antoniazza et al. 2018; Nemeth & Dvorak 2022; Zitzmann 2023). Auch wir konnten beide Arten nur in Beständen nachweisen, die sich in großflächigen Schilfröhrichten (> 7 ha; an der Unterweser, den Klärteichen Lehrte und dem Steinhuder Meer) befanden und ganz oder größtenteils ungemäht waren, also hohe Altschilfanteile mit einer umfangreichen Knickschicht aufwiesen.

Ein weiteres wichtiges Ergebnis unserer Untersuchung ist, dass Landröhrichte in ihrer Bedeutung für

Röhrichtbrüter keinesfalls vernachlässigt werden sollten (analog dazu Orłowski & Górka 2013). Die von uns untersuchten Landröhrichte waren nicht artenärmer als Wasserröhrichte, sondern wiesen lediglich geringere Revierdichten von Röhrichtbrütern auf. Zwar haben Landröhrichte nicht für alle Röhrichtbrüter eine hohe Bedeutung und es bestehen artspezifische Unterschiede in den Habitatpräferenzen; So zeigte die Rohrammer in unseren Analysen eine Präferenz für Wasserröhrichte an Stillgewässern und die wenigen Nachweise von Bartmeise und Rohrschwirl gelangen ausschließlich in Wasserröhrichten an Still- und Fließgewässern. Und auch der Drosselrohrsänger – den wir jedoch nicht nachweisen konnten – ist vor allem auf Wasserröhrichte angewiesen (Bauer et al. 2005). Dennoch wurden die hier untersuchten Landröhrichte von Teichrohrsängern in hohen Dichten besiedelt, auch von Rohrammern gut angenommen und boten ebenso Blaukehlchen und Schilfrohrsänger in den Landkreisen Cuxhaven und Wesermarsch wichtige Habitate. Dabei ist jedoch zu berücksichtigen, dass die hier betrachteten Wasserröhrichte an Still- und Fließgewässern allesamt von der Landseite – also der vergleichsweise „trockenen“ Seite – aus untersucht wurden. Bei den untersuchten Tideröhrichten an der Unterweser ist zudem zu beachten, dass diese zwar außendeichs liegen, sich aber – u. a. aufgrund von Sedimentationsprozessen – oberhalb der mittleren Hochwasserlinie befinden. Daher werden sie bei einer normal ausfallenden Flut auf einem Großteil ihrer Fläche nicht überschwemmt und stehen somit – insbesondere im Falle der landseitig gelegenen und hier untersuchten Bereiche – nur bei größeren Hochwasserereignissen tatsächlich komplett unter Wasser. Insgesamt führten daher nur wenige der hier untersuchten Wasserröhrichte auch tatsächlich über den gesamten Untersuchungszeitraum (und oft auch nur auf einem Teil ihrer Fläche) Wasser, besaßen aber, anders als die Landröhrichte, einen unmittelbaren Anschluss an ein Fließ- bzw. Stillgewässer und wurden in ihren hydrologischen Verhältnissen maßgeblich von diesen beeinflusst. Zusätzliche Parameter zur genaueren Charakterisierung der Wasserröhrichte und ihrer Eigenschaften (bspw. Wassertiefe, Wasserstände im Jahresverlauf) konnten wir aufgrund des damit verbundenen Aufwandes nicht erfassen. Die Kategorisierung der drei betrachteten Röhricht-Typen ist daher relativ grob und die hier vorgenommenen Vergleiche erlauben keine Rückschlüsse zu deren Bedeutung im Vergleich zu den wasserseitig gelegenen Bereichen von Wasserröhrichten bzw. ständig wasserdurchströmten oder im Wasser stehenden Röhrichten.

Die Flächengröße der Schilfröhrichte, in denen sich die untersuchten Bestände befanden, hatte in unseren Analysen keinen signifikanten Effekt auf die Anzahl erfasster Röhrichtbrüter-Arten und -Reviere. Die betrachteten Bestände wiesen somit – unabhängig davon ob sie in kleine (Mindestgröße 1 ha; Tab. 1) oder große

(Maximalgröße 100 ha) Schilfröhrichte eingebettet waren (vgl. Abb. 1B) – ähnliche Arten- und Revieranzahlen von Röhrichtbrütern auf. Dies steht zunächst scheinbar im Widerspruch zu den Resultaten anderer Arbeiten. So stellten Orłowski & Górka (2013) sowie Flade (1994) fest, dass kleinere Röhrichte aufgrund ihres verhältnismäßig hohen Randlinienanteiles höhere Siedlungsdichten aufweisen als großflächige. Bibby & Lunn (1982), Flade (1994) sowie Orłowski & Górka (2013) zeigten zudem auf, dass großflächige Röhrichte höhere Artenzahlen aufweisen, da Arten mit größeren Raumansprüchen – u. a. Bartmeise oder Rohrschwirl, aber auch Nicht-Singvögel wie diverse Wasser-, Wat- und Greifvogelarten – in kleinflächigen Röhrichten fehlen. Dass wir entsprechende Muster nicht feststellen konnten, dürfte jedoch an den unterschiedlichen Untersuchungsdesigns der Arbeiten liegen und nicht daran, dass die in den zitierten Arbeiten festgestellten Muster in den von uns untersuchten Schilfröhrichten nicht zutreffen würden. Unsere Untersuchung war darauf ausgelegt, Habitateigenschaften und Landschaftsparameter zu identifizieren, die einen Einfluss auf die Habitatfunktion und -qualität von Röhrichtbeständen für röhrichtbrütende Singvögel haben, wobei wir uns auf Teilbereiche größerer Schilfröhrichte mit einheitlicher Flächengröße fokussiert haben – also einen kleinräumigen Ansatz mit Probeflächen standardisierter Größe gewählt haben. In den zitierten Arbeiten wurden hingegen Schilfröhrichte unterschiedlicher Größe auf ihrer gesamten Fläche untersucht. Unsere Ergebnisse zeigen somit, dass die Ausprägung bestimmter Habitateigenschaften und Umgebungsparameter in den von uns untersuchten Beständen einen größeren Einfluss auf deren Habitatfunktion für röhrichtbrütende Singvögel hatte als die Flächengröße des Schilfröhrichts, in dem sich der jeweils betrachtete Bestand befand. Anhand unserer Ergebnisse lassen sich jedoch, anders als in den genannten Arbeiten, keine Rückschlüsse auf die Brutvogelgemeinschaft des gesamten Schilfröhrichts ziehen, in dem sich der jeweils untersuchte Bestand befand.

Zudem ist zu beachten, dass die Gruppe der von uns betrachteten Röhrichtbrüter von Arten dominiert wurde, die bekanntermaßen auch sehr kleinflächige Röhrichte besiedeln (vor allem Teichrohrsänger und Rohrammer), während die beiden Arten mit größeren Raumansprüchen (Bartmeise, Rohrschwirl) nur sporadisch nachgewiesen wurden (Tab. 2). Arten mit größeren Raumansprüchen hatten daher auf die Ausprägung der Zielvariablen „Röhrichtbrüter-Arten“ und „Röhrichtbrüter-Reviere“ einen geringen Einfluss. Dass der Parameter „Flächengröße“ keinen Einfluss auf die Gruppe der Röhrichtbrüter hatte, könnte daher stark mit den Ansprüchen und der Häufigkeit der Arten zusammenhängen, die in dieser Gruppe zusammengefasst wurden. Genauere Aussagen dazu, ab welcher Flächengröße und bei welcher Flächenform Schilfröhrichte besonders artenreich sind oder aufgrund von Randeffekten besonders

hohe Siedlungsdichten aufweisen, können wir auf Basis des von uns gewählten Untersuchungsdesigns und der hierdurch erzielten Ergebnisse deshalb nicht machen. Hier sei daher u. a. auf Bibby & Lunn (1982), Flade (1994) und Orłowski & Górka (2013) verwiesen.

Abschließend ist zu betonen, dass einige Ergebnisse unserer statistischen Analysen aufgrund der eher kleinen Stichprobengröße ( $n = 39$ ) und einer hohen Anzahl an möglichen Einflussvariablen sicherlich auch vom Zufall beeinflusst wurden und einer weiteren Überprüfung mit einer größeren Stichprobe unterzogen werden sollten. Bei kleinen Stichproben, einer geringen Fallzahl und Schwankungsbreite einzelner Parameter, einer großen Anzahl betrachteter Einflussvariablen und einer zum Teil geringen Ausprägung und Schwankungsbreite der Zielvariablen (bspw. Revieranzahlen, die bei den hier betrachteten Arten zwischen 0 und maximal 3 Revieren pro Bestand lagen) besteht immer die Gefahr, dass der Einfluss bestimmter Variablen als signifikant erkannt wird, obwohl diese keinen tatsächlichen Effekt haben oder aber, dass bestimmte Variablen, die eigentlich einen signifikanten Einfluss haben, nicht als solche erkannt werden (Babyak 2004). So könnten widersprüchliche Ergebnisse, wie ein positiver Einfluss des Anteiles an Bäumen und ein negativer Einfluss des Anteiles an Büschen auf die Revierdichten des Teichrohrsängers stark vom Zufall beeinflusst worden sein und bei größerer Stichprobe und einer weiteren Schwankungsbreite der Ausprägung dieser Parameter (Bäume waren bspw. nur in sieben von 39 Beständen überhaupt vorhanden und nahmen dort auch nur max. 11 % der Fläche ein) relativiert werden. Zudem ist bei Parametern, die nur eine geringe Bandbreite an Ausprägungen besaßen, nicht klar, ob deren Einfluss gerichtet ist (also mit zu- oder abnehmender Ausprägung auch weiterhin einen gerichteten positiven oder negativen Effekt besitzt) oder ob sich deren Effekt bei zu- oder abnehmender Ausprägung relativiert oder ins Gegenteil umkehrt – was im Falle des Teichrohrsängers im Hinblick auf einen zunehmenden Anteil an Bäumen der Fall sein würde, da die Art keine Wälder besiedelt.

## 5 Zusammenfassung

Schilfröhrichte sind wichtige Brut-, Rast- und Nahrungshabitate für Vögel und von hohem Wert für den Artenschutz. In der Vergangenheit wurden Röhrichte stark dezimiert und die noch vorhandenen Flächen sind heute vielfältigen Beeinträchtigungen ausgesetzt. Umso wichtiger ist es daher, dass Röhrichte nicht nur vor einer weiteren Zerstörung bewahrt werden, sondern auch eine möglichst hohe Lebensraumqualität aufweisen. Ziel dieser Untersuchung war es daher am Beispiel ausgewählter Schilfröhrichte in Niedersachsen zu analysieren, welche Bedeutung Röhrichtbestände mit unterschiedlichen Eigenschaften als Lebensraum für röhrichtbrütende Singvögel aufweisen und inwiefern die Landnutzung und Lebensraumausstattung in deren Umgebung Einfluss auf

ihre Nutzung durch Röhrichtbrüter nimmt. Aus den Ergebnissen wurden Empfehlungen für den Schutz, die Pflege und die Neuanlage von Schilfröhrichten abgeleitet. Die Erfassungen erfolgten in 24 Schilfröhrichten in den Landkreisen Cuxhaven, Wesermarsch und der Region Hannover. Innerhalb dieser wurden insgesamt 39 Teilflächen einheitlicher Größe („Bestände“) ausgewählt und mit einer Kombination aus Punkt-Stopp-Kartierung und Brutvogelrevierkartierung untersucht, wobei ausschließlich Singvögel betrachtet wurden. Zudem wurden diverse Habitateigenschaften innerhalb der Bestände sowie Landschaftsparameter (Flächenanteile verschiedener Landnutzungen und Lebensräume) in deren Umfeld erhoben und hinsichtlich ihres Einflusses auf die nachgewiesenen Brutvögel analysiert. Insgesamt wurden 17 Singvogelarten mit 194 Revieren erfasst, darunter sechs Röhrichtbrüter mit 152 Revieren (78 % aller Reviere). Teichrohrsänger und Rohrammer waren in fast allen Beständen vertreten. Blaukehlchen und Schilfrohrsänger kamen in 30–40 % der Bestände vor, fehlten in der Region Hannover jedoch komplett. Bartmeise und Rohrschwirl wurden nur selten erfasst. Röhrichtbestände in Cuxhaven und Wesermarsch wiesen signifikant höhere Anzahlen von Röhrichtbrütern auf als in der Region Hannover. Einen positiven Einfluss auf die Gruppe der Röhrichtbrüter (sechs Arten) hatten innerhalb der Bestände hohe Anteile an Altschilf sowie nicht schilfdominierter Gras- und Krautvegetation; negativ wirkten sich hingegen höhere Anteile an Gehölzen sowie offener Wasserflächen aus. Im Umfeld der Bestände hatten u. a. hohe Altschilfanteile einen positiven Einfluss auf Röhrichtbrüter; negativ wirkten sich hingegen u. a. höhere Flächenanteile von Gehölzlebensräumen aus. Die wichtigsten sich hieraus ergebenden Hinweise für den Schutz und die Förderung röhrichtbrütender

Singvögel sind, dass eine zunehmende Verbuschung von Röhrichten mit einer abnehmenden Habitatqualität einhergeht und daher Maßnahmen erforderlich sind, um dieser entgegenzuwirken. Gleichzeitig sind hohe Anteile an Altschilf und nicht schilfdominierter Gras- und Krautvegetation in Röhrichten von hoher Bedeutung, was verdeutlicht, dass Maßnahmen wie eine Pflegemahd keinesfalls zu häufig oder großflächig erfolgen dürfen, um entsprechende Strukturen in hohen Anteilen vorzuhalten. Der negative Effekt höherer Gehölzanteile im direkten Umfeld der untersuchten Schilfbestände zeigt zudem, dass Röhrichte v. a. im Kontext offener Landschaften bedeutsam sind und bei deren Neuanlage eine direkte Nähe zu großflächigen Gehölzlebensräumen gemieden werden sollte.

**Dank:** Die Untersuchungen erfolgten im Rahmen des Forschungsvorhabens „Produktketten aus Niedermoorbiomasse, Modul 4.1 Biodiversität“, das durch Mittel des Europäischen Fonds für regionale Entwicklung (EFRE), des Landes Niedersachsen und des Niedersächsischen Ministeriums für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz gefördert wurde. Wir danken Simon Marks und Julia Roder für die Unterstützung bei den Feldarbeiten und Till Jonas Linke (Biologische Station Osterholz e.V.) für das bereitgestellte Foto und die Informationen zur Schilfmahd an der Unterweser. Zudem danken wir unserer Kollegin Lotta Zoch sowie zwei anonymen ReviewerInnen für ihre hilfreichen Anmerkungen zum Manuskript.

Unter [www.do-g.de/publikationen/vogelwarte/inhalte-online](http://www.do-g.de/publikationen/vogelwarte/inhalte-online) können weitere Materialien zum Beitrag heruntergeladen werden.

## Literatur

- Andretzke H, Schröder K & Schikore T 2005: Art bezogene Erfassungshinweise. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeld C (eds) Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 104–695. Radolfzell.
- Antoniazza M, Clerc C, Le Nédic C, Sattler T & Lavanchy G 2018: Long-term effects of rotational wetland mowing on breeding birds: evidence from a 30-year experiment. *Biodiversity and Conservation* 27: 749–763. doi: 10.1007/s10531-017-1462-1.
- Bábyak MA 2004: What You See May Not Be What You Get: A Brief, Nontechnical Introduction to Overfitting in Regression-Type Models. *Psychosomatic Medicine* 66: 411–421.
- Báldi A & Moskát C 1995: Effect of reed burning and cutting on breeding birds. In: Bissonette JA & Krausman PR (eds) Integrating People and Wildlife for a Sustainable Future. Proceedings of the First International Wildlife Management Congress: 637–642. Wildlife Society, Bethesda.
- Bauer HG, Bezzel E & Fiedler W 2005: Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. Band 2: Passeriformes - Sperlingsvögel. 2. Aufl., Aula-Verlag, Wiebelsheim.
- Bibby CJ & Lunn J 1982: Conservation of reed beds and their avifauna in England and Wales. *Biological Conservation* 23: 167–186. doi: 10.1016/0006-3207(82)90074-X.
- Czybulka D & Kölsch L 2016: Flächenbewirtschaftung und Naturschutzrecht. In: Wichtmann W, Schröder C & Joosten H (eds) Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung: 145–148. Schweizerbart, Stuttgart.
- Davidson NC 2014: How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research* 65: 934–941. doi: 10.1071/MF14173.
- Den Hartog C, Květ J & Sukopp H 1989: Reed. A common species in decline. *Aquatic Botany* 35: 1–4. doi: 10.1016/0304-3770(89)90062-4.
- Flade M 1994: Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. IHW-Verlag, Eching.

- Flade M, Fischer S & Schwarz J 2025a: Punkt-Stopp-Zählung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertel C, Linke TJ, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R & Sudfeldt C (eds): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 48–50. 1. Überarbeitete Auflage, Münster.
- Flade M, Fischer S & Schwarz J 2025b: Revierkartierung. In: Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Pertel C, Linke TJ, Georg M, König C, Schikore T, Schröder K, Dröschmeister R & Sudfeldt C (eds): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands: 44–46. 1. Überarbeitete Auflage, Münster.
- Fontanilles P, Fourcade JM, La Hera I de & Kerbiriou C 2024: Passerines use of maize crop in addition to reedbed in autumn: abundance, diet and food availability in anthropogenic wetland. *Wetlands Ecology and Management* 32: 571–589. doi: 10.1007/s11273-024-09996-x.
- Goc M, Iliszko L & Kopiec K 1997: The effect of reed harvesting on reedbed birds community. *The Ring* 19: 135–148.
- Görn S, Schulze F & Fischer K 2015: Effects of fen management on bird communities in north-eastern Germany. *Journal of Ornithology* 156: 287–296. doi: 10.1007/s10336-014-1125-x.
- Graveland J 1999: Effects of reed cutting on density and breeding success of Reed Warbler *Acrocephalus scirpaceus* and Sedge Warbler *A. schoenobaenus*. *Journal of Avian Biology* 30: 469–482.
- Grüll A 1983: Schilfbestandesstrukturen und Verteilung von Singvögeln zur Brutzeit in überfluteten Röhrichten des Neusiedlersee. *BFB-Bericht* 47: 157–181.
- Højsgaard S, Halekoh U & Yan J 2006: The R Package geepack for Generalized Estimating Equations. *Journal of Statistical Software* 15: 1–11. doi: 10.18637/jss.v015.i02.
- Kollmann J 2019: Stillgewässer. In: Kollmann J, Kirmer A, Tischew S, Hölzel N & Kiehl K (eds) Renaturierungsökologie: 152–170. Springer, Berlin.
- Krüger T, Ludwig J, Pfützke S & Zang H 2014: Atlas der Brutvögel in Niedersachsen und Bremen 2005–2008. Hannover.
- Krüger T & Sandkühler K 2022: Rote Liste der Brutvögel Niedersachsens und Bremens. 9. Fassung, Oktober 2021. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen 41: 111–174.
- Kube J & Probst S 1999: Bestandsabnahme bei schilfbewohnenden Vogelarten an der südlichen Ostseeküste: Welchen Einfluss hat die Schilfmahd auf die Brutvogeldichte? *Vogelwelt* 120: 27–38.
- Leisler B 1981: Die ökologische Einnischung der mitteleuropäischen Rohrsänger. *Vogelwarte* 31: 45–74.
- Lenth R, Singmann H, Love J, Buerkner P & Herve M, et al. 2024: R package ‘emmeans’, Version 1.10.4. doi: 10.32614/CRAN.package.emmeans
- Lindbladh M, Hedwall P-O, Wallin I, Felton A M, Böhlenius H & A Felton 2014: Short-rotation bioenergy stands as an alternative to spruce plantations: implications for bird biodiversity. *Silva Fennica* 48: 1135. doi: 10.14214/sf.1135
- Naimi B, Hamm NAS, Groen TA, Skidmore AK & Toxopeus AG 2014: Where is positional uncertainty a problem for species distribution modelling? *Ecography* 37: 191–203. doi: 10.1111/j.1600-0587.2013.00205.x.
- Nemeth E & Dvorak M 2022: Reed die-back and conservation of small reed birds at Lake Neusiedl, Austria. *Journal of Ornithology* 163: 683–693. doi: 10.1007/s10336-022-01961-w.
- Orłowski G & Górka W 2013: Landscape and patch characteristics affecting the assemblages of birds in reedbeds in terrestrial matrix. *Annales Zoologici Fennici* 50: 36–51.
- Ostendorp W, Iseli C, Krauss M, Krumscheid-Plankert P, Moret J-L, Rollier M & Schanz F 1995: Lake shore deterioration, reed management and bank restoration in some Central European lakes. *Ecological Engineering* 5: 51–75. doi: 10.1016/0925-8574(95)00014-A.
- Otten M, Linke TH, Schikore T, Bartsch B & Krüger T 2024: Verbreitung, Bestand und Habitatwahl von Drosselrohrsänger *Acrocephalus arundinaceus* und Rohrschwirl *Locustella luscinioides* in Niedersachsen und Bremen – Ergebnisse der landesweiten Erfassung 2022. *Vogelkdl. Ber. Niedersachs.* 50 (2024): 209–245.
- Piepho HP, Büchse A & Emrich K 2003: A Hitchhiker’s Guide to Mixed Models for Randomized Experiments. *Journal of Agronomy and Crop Science* 189: 310–322. doi: 10.1046/j.1439-037X.2003.00049.x.
- Poulin B & Lefebvre G 2002: Effect of winter cutting on the passerine breeding assemblage in French Mediterranean reedbeds. *Biodiversity and Conservation* 11: 1567–1581.
- Poulin B, Lefebvre G & Mauchamp A 2002: Habitat requirements of passerines and reedbed management in southern France. *Biological Conservation* 107: 315–325. doi: 10.1016/S0006-3207(02)00070-8.
- R Core Team 2024: R Version 4.4.0. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Risch M 2022: Avifaunistischer Sammelbericht – Heimzug und Brutzeit 2021. HVV-info: 9–30.
- Risch M 2024: Avifaunistischer Sammelbericht – Heimzug und Brutzeit 2023. HVV-info: 6–25.
- Ryslavy T, Bauer HG, Gerlach B, Hüppop O, Stahmer J, Südbeck P & Sudfeldt C 2020: Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 6. Fassung, 30. September 2020. *Berichte zum Vogelschutz* 57: 13–112.
- Südbeck P, Andretzke H, Fischer S, Gedeon K, Schikore T, Schröder K & Sudfeldt C, eds 2005: Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell.
- Vadász C, Németh Á, Biró C & Csörgő T 2008: The effect of reed cutting on the abundance and diversity of breeding passerines. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54: 177–188.
- Valkama E, Lyytinen S & Koricheva J 2008: The impact of reed management on wildlife: a meta-analytical review of European studies. *Biological Conservation* 141: 364–374. doi: 10.1016/j.biocon.2007.11.006.
- van der Putten WH 1997: Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European research programme on reed die-back and progression (1993–1994). *Aquatic Botany* 59: 263–275.
- Wichtmann W, Schröder C & Joosten H, eds 2016: Paludikultur – Bewirtschaftung nasser Moore. Klimaschutz - Biodiversität - regionale Wertschöpfung. Schweizerbart, Stuttgart.
- Zitzmann F 2023: Schilfanbauflächen als Lebensraum für Röhrichtbrüter? Abschätzung des Lebensraumpotenzials anhand der Auswirkungen der winterlichen Rohrmahd auf röhrichtbrütende Singvögel in natürlichen Schilfbeständen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 55: 26–35. doi: 10.1399/NuL.2023.02.02.
- Zwicker E, Grüll A, Dvorak M, Sezemsky R & Ripfel J, eds 1986: Zu den räumlich-zeitlichen Beziehungen zwischen Schilfvögeln und ihrem Lebensraum. *Wissenschaftliche Arbeiten aus dem Burgenland* 72: 411–466.

# ZOBODAT - [www.zobodat.at](http://www.zobodat.at)

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

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

Jahr/Year: 2025

Band/Volume: [63\\_2025](#)

Autor(en)/Author(s): Zitzmann Felix, Budig Sören

Artikel/Article: [Einfluss verschiedener Habitat- und Landschaftsparameter auf röhrichtbrütende Singvögel in ausgewählten Schilfröhrichten Niedersachsens 115-130](#)