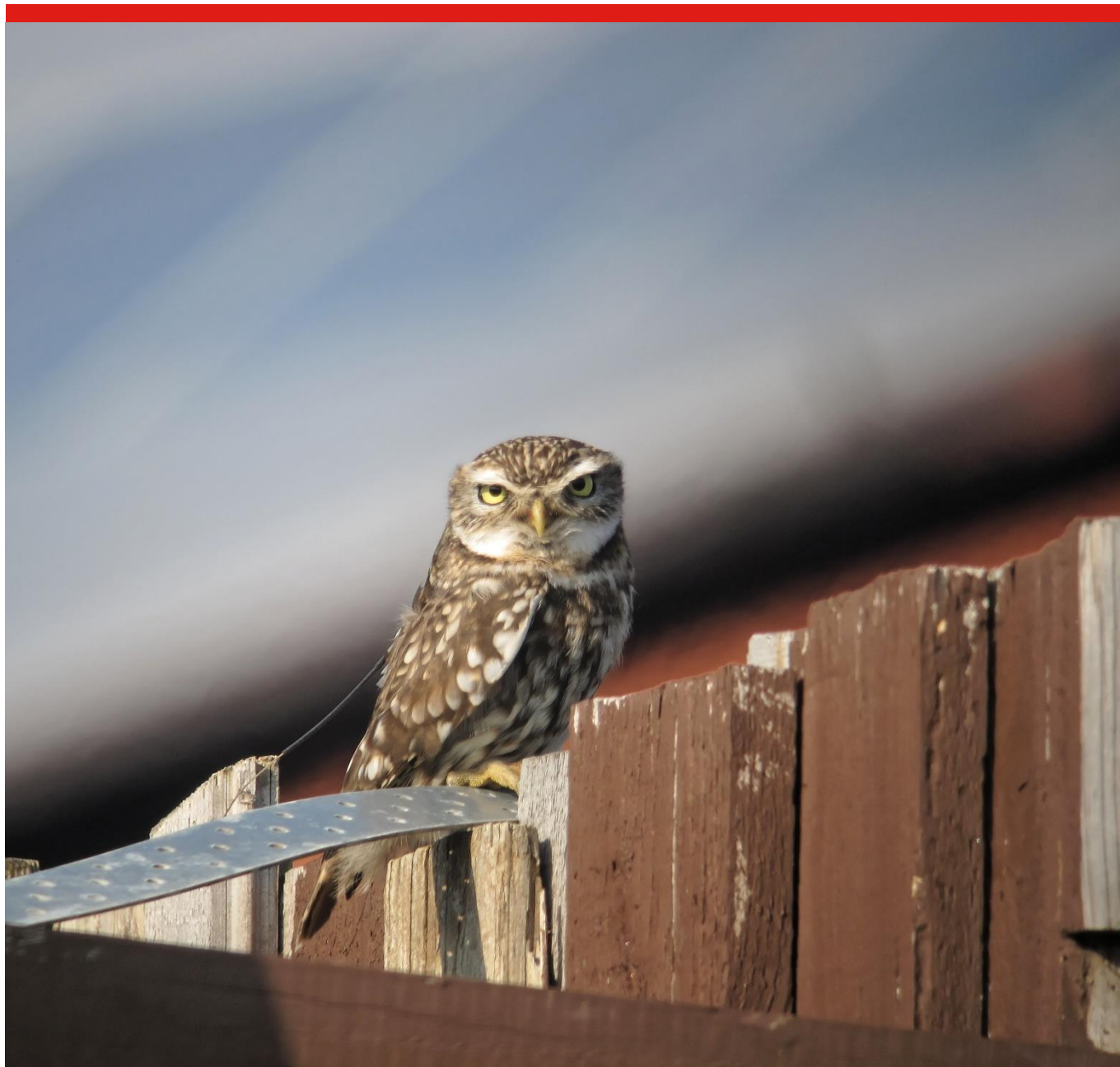




VOGELWARTE.CH

Rasmitha Kandasamy, Matthias Tschumi, Paul Mosimann, Nathalie von Siebenthal, Martin U. Gruebler



PROJEKTBERICHT

Raumnutzung und Abwanderung junger Steinkäuze im Schweizer Seeland

Projektstand Ende 2025

Inhalt

Zusammenfassung	3
1 Einleitung	4
2 Methoden	5
2.1 Studiengebiet	5
2.2 Studienart	5
2.3 Beringung	6
2.4 Nistkastenpark	6
2.5 Nistkastenüberwachung	7
2.5.1 Brutkontrollen	7
2.5.2 Spurenpapiere	7
2.5.3 Fotofallen	8
2.6 Besenderung und Telemetry	8
2.6.1 VHF – Sender	9
2.6.2 GPS – Logger	9
2.7 Mortalitätsbestimmung	10
2.8 Auswertungen	10
2.8.1 Nistkastennutzung und Besetzung	10
2.8.2 Abwanderungszeitpunkt und Distanz	10
2.8.3 Habitatnutzung	11
2.8.4 Überlebensmodell	11
3 Resultate und Diskussion	11
3.1 Populationsentwicklung, Bruten und Bruterfolg	11
3.2 Elterntiere	14
3.3 Nistkastennutzung und -besetzung	15
3.4 Habitat um die Nistkästen	17
3.5 Mobilität und Abwanderung der Jungvögel	17
3.6 Habitatnutzung von Jungkäuzen	20
3.7 Überleben und Mortalitätsursachen	21
4 Schlussfolgerungen	23
5 Ausblick	24
6 Danksagung	25
6.1 Sponsoren	25
6.2 Bewilligungen	25
7 Literatur	26
8 Anhang	28
8.1 Bruttabelle	28
8.2 Besenderungstabelle	31
8.3 Stammbaum Brutvögel Seeland	34
8.4 Überlebensraten Jung- und Alttiere nach Geschlecht	36

IMPRESSUM

*Raumnutzung und Abwanderung
junger Steinkäuze im Schweizer
Seeland – Projektstand Ende 2025*

Autoren

*Rasmitha Kandasamy
Matthias Tschumi
Paul Mosimann
Nathalie von Siebenthal
Martin U. Gruebler*

Foto Titelseite

Silvio Bartholdi

Projektnummer

530240

Zitiervorschlag

*Kandasamy, R., M. Tschumi, P.
Mosimann, N. von Siebenthal &
M.U. Gruebler (2026):
Raumnutzung und Abwanderung
junger Steinkäuze im Schweizer
Seeland – Projektstand Ende 2025.
Schweizerische Vogelwarte,
Sempach.*

Kontakt

*Martin U. Gruebler
Schweizerische Vogelwarte
Seerosen 1
6204 Sempach
T 041 462 97 00
T 041 462 99 22 (direkt)
martin.gruebler@vogelwarte.ch*

© 2026, Schweizerische
Vogelwarte Sempach

*Dieser Bericht darf ohne Rück-
sprache mit der Schweizerischen
Vogelwarte Sempach weder als
Ganzes noch auszugsweise
publiziert werden.*

Zusammenfassung

Der Steinkauz (*Athene noctua*) ist laut roter Liste in der Schweiz stark gefährdet, und seine Restvorkommen beschränken sich vorwiegend auf grenznahe Gebiete. Eine Ausnahme bildet die Kleinstpopulation im Berner und Freiburger Seeland. 2003 wurde dort ein Rufer festgestellt, 2005 wurde die Population durch das erste Brutpaar «gegründet». Diese Population stand zwischen 2015 und 2025 im Fokus eines Forschungsprojekts der Schweizerischen Vogelwarte. Mit Hilfe eines gross angelegten Nistkastenparks sowie systematischer Brutüberwachung, Beringung und Besenderung von Jungvögeln wurde die Population untersucht. Der vorliegende Bericht beschreibt die Populationsentwicklung, die Nutzung von Habitat und Nistkästen sowie Produktivität, Überleben und Abwanderung in der Kleinstpopulation. Die daraus gewonnenen Ergebnisse werden mit den Daten der 2009–2012 intensiv untersuchten, stabilen Population in Ludwigsburg (Baden-Württemberg, Deutschland) verglichen, um Hinweise auf limitierende Faktoren und die Wirksamkeit von Fördermassnahmen zu gewinnen.

Seit der Wiederbesiedlung blieb die Population im Seeland klein und unterlag jährlichen Schwankungen. Nach einem leichten Wachstum erreichte sie 2021 vier Brutpaare und sechs besetzte Reviere, brach jedoch in den darauffolgenden Jahren wieder zusammen. Ein erhofftes deutliches Wachstum der Brutpopulation blieb aus. Zwischen 2005 und 2024 gab es insgesamt 38 Bruten. Es wurden 93 Nestlinge beringt und ab 2017 insgesamt 40 Jungvögel besendert. Während die Produktivität pro Brutpaar jener der dichteregulierten, zunehmenden Vergleichspopulation entsprach, war die Produktivität pro besetztes Revier deutlich geringer. Insgesamt wurden 37 der 284 Nistkästen (13 %) und rund 39 % der Fläche des Nistkastenparks genutzt, doch blieb die tatsächliche Besetzungsrate tief (ca. 6 %). Die erfolgreichen Bruten beschränkten sich auf vier Reviere. Die Brutpaare bestanden aus wenigen langlebigen Weibchen, die über mehrere Jahre am selben Ort mit wechselnden jungen Männchen brüteten.

Die Jungkäuse bevorzugten vor der Abwanderung Wiesen und Obstgärten und mieden Ackerland. Nach dem Verlassen des elterlichen Reviers wurde Ackerland verstärkt genutzt, während Wälder gemieden wurden. Das Habitatangebot um die Nistkästen im Seeland war weniger strukturreich und wurde intensiver bewirtschaftet als in der deutschen Vergleichspopulation. Die Umgebung der tatsächlich genutzten Nistkästen im Seeland wies mehr geschützte Tageseinstände auf als die Umgebung ungenutzter Nistkästen. Die jährlichen lokalen Überlebensraten von Jungvögeln ($\Phi = 0,23$) und Altvögeln ($\Phi = 0,63$) entsprachen weitgehend jener der Vergleichspopulation. Wie dort war Prädation durch Greifvögel und Säugetiere mit 80 % der Todesfälle auch im Seeland die häufigste Todesursache.

Die Ergebnisse dieses Berichtes helfen, die Gründe für die bisher ausbleibende Etablierung des Steinkauzbestandes im Seeland zu verstehen. Sie deuten auf einen ausgeprägten Allee-Effekt hin, der durch mangelnde Zuwanderung und eine suboptimale Habitatqualität verstärkt wurde. Obwohl die Reproduktionsrate der Bruten sowie das Überleben von Jung- und Altvögeln nicht geringer waren als in anderen Populationen, führten die geringe Zahl jährlich überlebender Jungvögel und ein unausgeglichenes Geschlechterverhältnis vermehrt zu von Männchen besetzten Revieren ohne Bruten. Neue Brutpaare in zusätzlichen Revieren konnten sich daher nur selten bilden. Nach dem Tod der zwei langlebigen, produktiven Weibchen brach die zuvor leicht gewachsene Population wieder zusammen. Aufgrund der ausgeprägten Isolation konnten fehlende Weibchen bisher nicht durch Zuwanderung ersetzt werden.

Trotz des Brutausfalls im Jahr 2025 bestehen weiterhin Reviere, die wohl vorwiegend von Männchen besetzt sind. Die Förderbemühungen sollten daher fortgeführt werden. Mit dem erhofften möglichen Einwandern neuer Weibchen könnte sich erneut eine Brutpopulation etablieren. Zudem können gute Brutjahre und ein ausgeglichenes Geschlechterverhältnis durchaus auch zu einer Populationszunahme führen. Zukünftig kann die Seeländer Population durch gezielte Verbesserung der Habitatqualität in potenziellen Revieren und durch eine bessere Vernetzung mit anderen Steinkauzpopulationen gefördert werden. Der Erhalt des Nistkastenparks in ähnlichem Umfang ist dafür Voraussetzung. Langfristig bedarf es jedoch eines grossräumigen Schutz- und Vernetzungskonzepts, das Aufwertungen in und zwischen bestehenden Populationen koordiniert und alle relevanten Akteure einbindet.

1 Einleitung

Der Steinkauz (*Athene noctua*) war noch in den 1950er-Jahren in offenen Landwirtschaftsgebieten des Schweizer Mittellandes fast flächendeckend verbreitet (Abb. 1, links). Er gilt als Kulturfolger und profitierte von der traditionellen Landwirtschaft. In einem kleinräumigen Mosaik aus extensiven Wiesen und Flächen mit geringer Vegetationshöhe, einer hohen Dichte und Vielfalt an Kleinstrukturen zieht der Steinkauz besonders erfolgreich Junge gross. Nördlich der Alpen bieten vor allem extensive Obstgärten (Streuobstwiesen) all diese Eigenschaften auf kleiner Fläche an. Zu Beginn der 2000er-Jahre brüteten jedoch nicht einmal mehr 50 Brutpaare in kleinen Restpopulationen in den Kantonen Genf, Jura und Tessin (Abb. 1, rechts). Die Gründe für die drastische Abnahme liegen bei der Intensivierung der Landwirtschaft und dem damit einhergehenden Verlust der Strukturvielfalt – und insbesondere dem Verlust von Streuobstwiesen.

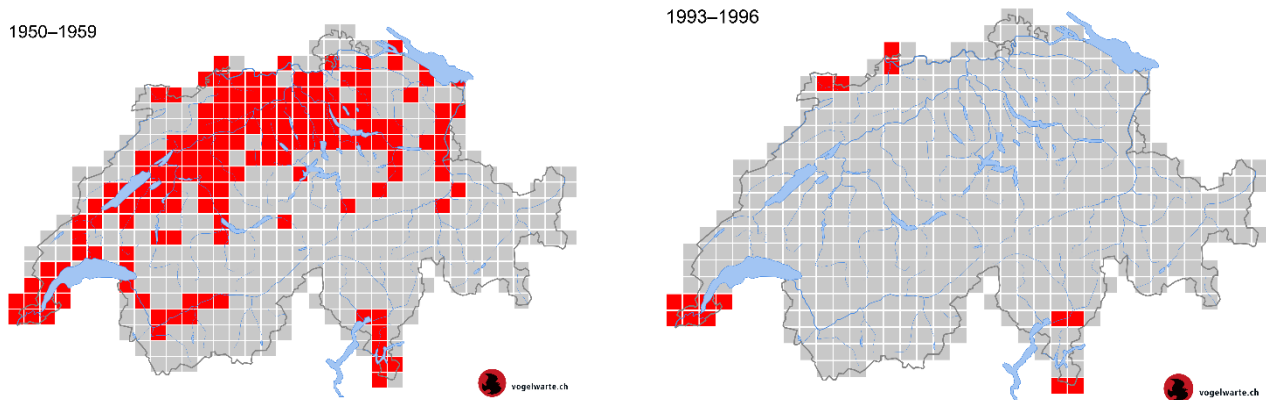


Abb. 1 Die Verbreitung des Steinkauzes in der Schweiz in den 1950er- und 1990er-Jahren. Sie zeigt einen klaren Rückgang in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts. © Schweizer Brutvogelatlas 2013–2016 (Knaus et al. 2018)

Der Steinkauz wird daher heute auf der Roten Liste als «stark gefährdet» (EN) eingestuft (Knaus et al. 2021). Diverse regionale Schutz- und Förderprojekte starteten in den 1990er-Jahren, um die verbleibenden Restbestände zu stützen. Obwohl grundlegende ökologische Bedürfnisse von Steinkäuzen bekannt waren, blieben viele Fragen zu den genauen Ansprüchen und Fördermöglichkeiten ungeklärt. Auch der nationale Aktionsplan Steinkauz Schweiz betont, dass Erkenntnisse aus der Forschung essentiell für die gezielte Förderung und den Schutz des Steinkauzes sind (Bundesamt für Umwelt BAFU, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz 2016). Insbesondere zum Abwanderungsverhalten der Jungtiere und deren Bedeutung für die Vernetzung und den Austausch zwischen Populationen, zu den Lebensraumbedürfnissen ausserhalb der Brutzeit und zu den genauen Todesursachen des Steinkauzes war wenig bekannt. Deshalb startete die Schweizerische Vogelwarte 2009 ein Forschungsprojekt. Dieses Projekt wurde im grenznahen Ausland (Landkreis Ludwigsburg, Baden-Württemberg) durchgeführt, da die dortige Population zunahm und weniger verletzlich war als die einheimischen Populationen.

Auch in der Schweiz erholten sich die übriggebliebenen Populationen aufgrund der Fördermassnahmen. Zudem tauchte 2003 im Freiburger Seeland ein Rufer und 2005 ein neues Brutpaar auf. Der Ursprung des männlichen Rufers blieb unbekannt, da dieser nicht gefangen werden konnte. Der weibliche Brutvogel der ersten Brut wurde am 14. Juni 2003 als Nestling in Laconnex GE beringt. Nach einer ersten Brut in Avully GE 2004, brütete das Weibchen dann 2005 im Seeland als Teil des ersten Brutpaars. Somit gelang es dem Weibchen, nach einer 124 km langen Abwanderung einen Partner in einem neuen Gebiet zu finden. Eine kräftige Zunahme und Ausbreitung der Bestände wie im nahen Ausland blieb jedoch im Seeland aus. Um diese Kleinstpopulation im Seeland und deren Entwicklung zu untersuchen, entschied die Schweizerische Vogelwarte 2014, auch hier ein Forschungsprojekt zu starten (Burgener et al. 2016). Mit Hilfe von lokalen Projektpartnern und dank der Unterstützung von Stiftungen wurden im Gebiet grossflächig über 250 Nistkästen aufgehängt. Damit sollte die Ansiedlung von Jungen des ansässigen Brutpaars und von durchziehenden Käuzen ermöglicht werden. Die Besetzung der Nistkästen und der Bruterfolg wurden mittels Nistkastenkontrollen, Spurenpapieren und Fotofallen überwacht. Zudem wurden alle Jungvögel ab 2017 besendert und verfolgt. Mit diesem Vorgehen sollten Schlüsselfaktoren, die die Raumnutzung und das Ansiedlungsverhalten der Steinkäuze in einer Kleinstpopulation bestimmen, identifiziert und Massnahmen für die Förderung abgeleitet werden.

In diesem Bericht fassen wir erste Auswertungen zur Populationsentwicklung, Raumnutzung und Mortalität der Steinkäuze im Seeland zusammen und setzen die Ergebnisse in Bezug zu den Resultaten aus der Süddeutschen Population bei Ludwigsburg.

2 Methoden

2.1 Studiengebiet

Das Studiengebiet befindet sich im Berner und Freiburger Seeland zwischen Neuenburger-, Murten- und Bielersee (47.001140°N, 7.144157°E). Mit rund 7700 Hektaren ist das Seeland die grösste Ebene der Schweiz und ein bedeutender Lebensraum für gefährdete Kulturlandarten wie Grauammer, Kiebitz, Feldhase und Steinkauz. Bis zur ersten Juragewässerkorrektion (1868 bis 1891) noch ein ausgedehntes Sumpfgebiet (woran der Name «groses Moos» erinnert), ist die Ebene heute stark landwirtschaftlich geprägt (Egli et al. 2020). Das fruchtbare Land mit seinen zahlreichen Gemüsegeldern verleiht der Region auch den Namen «Gemüsegarten der Schweiz».

Wie viele andere Gebiete im Schweizer Mittelland hat sich auch das Seeland seit den 1950er-Jahren stark verändert. Die Zahl der Hochstammobstbäume hat deutlich abgenommen, während Jungbäume kaum nachgepflanzt wurden. Unproduktive Flächen wurden in die Bewirtschaftung überführt und extensiv bewirtschaftete Flächen wurden intensiviert. Gleichzeitig nahm die Siedlungsfläche zu. Diese Entwicklung zeigt sich sowohl im gesamten Seeland als auch in der direkten Umgebung der Brutplätze (Schneider 2014, Segmüller 2014). Für anspruchsvolle Arten blieb nur noch sehr wenig Lebensraum, was sich entsprechend negativ auf die Biodiversität auswirkte (Bryner 1987). Um dieser Entwicklung entgegenzuwirken, wurden ab den Neunzigerjahren durch verschiedene Organisationen wie Biotopverbund Grosses Moos, BirdLife Schweiz, BirdLife Bern (Berner Ala), Büro avi-fauna (ehemals Büro für Landschaftspflege und Faunistik), Quadropoda – Büro für Wildtierbiologie, Schweizerische Vogelwarte Sempach, Ornithologischer Verein Kerzers und weitere lokale Akteure, zahlreiche Massnahmen zur Förderung von Arten und Biodiversität umgesetzt.

Zur Vernetzung naturnaher Flächen wurden gezielte Massnahmen wie Wiedervernässung, Schaffung von Buntbrachen, Gehölz- und Kleinstrukturen, Anlage von Amphibienhabitaten, Heckenpflege und Beweidung mit Robustrassen (z. B. Schottische Hochlandrinder) getroffen (Birrer et al. 2013). Durch die Realisierung grossflächiger ökologischer Ausgleichsflächen konnte mehrfach ein bedeutender Beitrag zur Förderung von Naturvorranggebieten geleistet werden. Im Bereich der Steinkauzbruten wurde insbesondere durch den Biotopverbund Grosses Moos und die Gemeinden Müntschemier und Treiten grossflächige ökologische Aufwertungen umgesetzt. Beispiele hierfür sind die sieben Hektar grosse Fläche «Krümml» (2001), die ökologische Aufwertung von 6,6 ha entlang des Hauptkanals (2000) sowie das 17 ha umfassende Gebiet «Hinteres Horn» (2010/2011). Die genannten Massnahmen haben die ökologische Qualität des Studiengebiets substantiell verbessert und zur Stabilisierung gefährdeter Arten beigetragen (Birrer et al. 2025). Dennoch bleibt die Region aufgrund der intensiven landwirtschaftlichen Nutzung stark unter Druck.

2.2 Studienart

Der Steinkauz (*Athene noctua*) ist eine kleine Eule, die in Europa und Teilen Asiens heimisch ist (van Nieuwenhuysen et al. 2023). Nördlich der Alpen bewohnt er Baumhöhlen sowie Nistkästen in Obstgärten und nutzt die darunterliegenden extensiven Wiesen und Graslandschaften zur Jagd. Eine heterogene und strukturreiche Landschaft ist für den Bruterfolg entscheidend (Šálek & Lövy 2012, Apolloni et al. 2017, Michel et al. 2017). Eine Diversität von Nutzungsformen und Schnittzeitpunkten fördert gleichzeitig die Verfügbarkeit und Zugänglichkeit der Beute. Kleinstrukturen wie alte Bäume mit abgestorbenen Teilen, Ast- und Steinhäufen, Wurzelstöcke oder Buschgruppen dienen gleichzeitig als Tageseinstände und als Ansitzwarten für die Jagd. Der Steinkauz ist ein opportunistischer Jäger und ernährt sich hauptsächlich von Mäusen und Insekten, aber auch von Würmern, Vögeln, Amphibien und Reptilien (Zerunian et al. 1982, Gotta & Pigozzi 1997, Šálek et al. 2010, Gruebler et al. 2018, van Nieuwenhuysen et al. 2023). Zu den Hauptprädatoren des Steinkauzes zählen Greifvögel wie Waldkauz, Mäusebussard, Habicht und Uhu sowie Säugetiere wie Marder und Fuchs (Michel et al. 2016, Naef-Daenzer et al. 2017).

Die Jungtiere schlüpfen in der Regel zwischen April und Juni. Die Gelegegrösse variiert zwischen einem und sechs Eiern. Die Jungen schlüpfen nach einer Inkubationsdauer von etwa 28 Tagen und werden anschliessend vom Männchen versorgt. Nach einer anfänglich immobilen Phase verlassen die vorerst noch flugunfähigen Jungvögel ab dem Alter von 24 Tagen gelegentlich die Nisthöhle und klettern in deren Umgebung herum. Ab einem Alter von 30 bis 32 Tagen beginnen sie erste Erkundungsflüge zu unternehmen. Während diesen Flügen üben sie die Jagd und erkunden bereits die Umgebung – bald auch schon ausserhalb des elterlichen Reviers. Sie werden jedoch weiterhin teilweise von den Eltern versorgt. Zwischen Ende August und Anfang Oktober wandern die Jungvögel schliesslich ab, um sich ein eigenes Revier zu suchen (Jugenddispersal). Dabei legen sie innerhalb weniger Tage weite Strecken zurück (Fattebert et al. 2019). Nach dieser Abwanderung folgen kleinräumigere Bewegungen zur Erkundung des neuen Gebietes. Nach einigen Tagen bis Wochen siedeln sie sich schliesslich im neuen Revier an. Solche Abwanderungsbewegungen können bei Bedarf wiederholt werden, bis ein endgültiges Brutrevier gefunden wird. Brutreviere bleiben in der Regel lebenslang von denselben Partnern erhalten, können jedoch bei schlechtem Bruterfolg oder dem Tod eines Partners gewechselt werden.

2.3 Beringung

Steinkäuze werden schweizweit im Rahmen von Monitoring- und Förderprojekten beringt. Die Beringung findet dabei durch Freiwillige und Akteure des Naturschutzes statt. Im Seeland wurde dies seit der Etablierung der Population im Jahre 2005 durch Paul Mosimann (Büro avi-fauna) durchgeführt. Die Beringung fand jeweils im Alter von 2–3 Wochen statt. Für die Beringung wurden die Nistkästen vorsichtig geöffnet, alle Tiere herausgeholt und mit einem Aluminiumring versehen. Zusätzlich wurden Merkmale wie die Länge der 8. Handschwinge und das Gewicht des Tieres gemessen. Falls sich Elterntiere bei den Jungtieren im Nistkasten befanden oder adulte Individuen in anderen Nistkästen festgestellt wurden, wurden diese ebenfalls beringt und vermessen oder – falls schon beringt – die Ringnummer abgelesen.

2.4 Nistkastenpark

Seit dem erneuten Auftauchen des ersten Steinkauzrufers im Seeland im Jahr 2003 wurden die bestehenden, alten Nistkästen gepflegt und neue Nistkästen zu Förderungszwecken aufgehängt. Mit der ersten Paarbildung (2005) wurden vermehrt neue Kästen aufgehängt. Nistkästen bieten den Steinkäuzen Tageseinstände und Brutmöglichkeiten als Ersatz für fehlende natürliche Höhlen und Nischen. Mit Beginn des Forschungsprojekts im Jahr 2015 erweiterte und verdichtete die Schweizerische Vogelwarte das bestehende Netz an Nistkästen (Abb. 2). Das Ziel dieser Nistkästen war, den in der Population geborenen Jungvögeln und allfälligen durchwandernden Käuzen die Ansiedlung zu ermöglichen und die Ausbreitung und Bewegungen von Jungvögeln im Raum zu untersuchen. Die Standorte der Nistkästen wurden mit Hilfe eines Habitataignungsmodells (Scherler 2014, Fattebert et al. 2018) im Umkreis von rund 20 km um die bestehenden Brutnester ausgewählt. Bis Ende 2024 wurden von der Schweizerischen Vogelwarte im ganzen Gebiet 229 Kästen aufgehängt. Weitere 55 Nistkästen wurden durch BirdLife Schweiz angebracht. Somit stehen dem Steinkauz im Seeland heute mehr als 280 Nistkästen zur Verfügung.

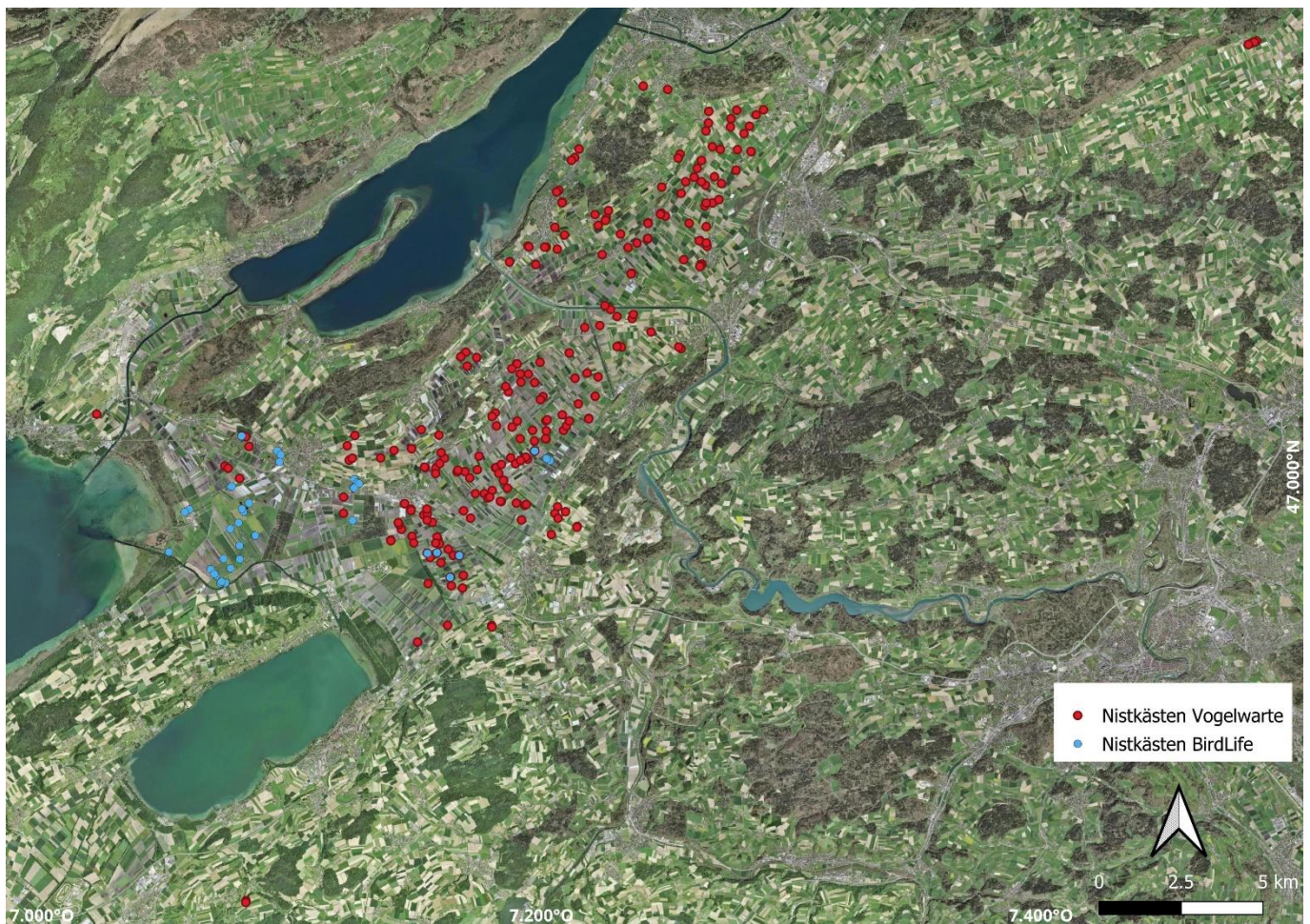


Abb. 2 Standorte der Steinkauz-Nistkästen im Seeland Ende 2024. Rote Punkte kennzeichnen Kästen der Schweizerischen Vogelwarte, blaue Punkte jene von BirdLife Schweiz. Hintergrundkarte © swisstopo

Die verwendeten Nistkästen aus Holz wurden speziell für den Steinkauz angefertigt. Zum Schutz vor Prädation wurden die Eingänge der meisten Kästen mit einer Mardersicherung versehen. Diese besteht aus einer zusätzlichen Holzplatte im Inneren des Kastens mit einem zweiten, versetzt angebrachten Einflugloch (Abb. 3). Der Steinkauz muss dadurch nach dem Einflug eine kurze Wendung vollziehen, bevor er den Innenraum erreicht. Diese bauliche Anpassung erschwert Mardern das Eindringen. Zusätzlich wurde an einigen Standorten eine Plastikmanschette um den Baumstamm angebracht, um Prädatoren wie Mardern das Erreichen der Nistkästen zu erschweren. Die Kästen wurden mithilfe von Metalllaschen und Schrauben auf horizontalen Ästen oder über Plattformen an Seitenwänden bestehender Gebäude befestigt. Die Eigentümerinnen und Eigentümer der betroffenen Gebäude und Parzellen wurden mit einbezogen und über die Fördermassnahmen und die Bedeutung des Steinkauzes informiert.

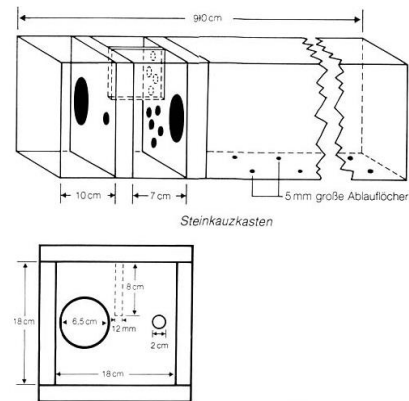


Abb. 3 Links: Nistkasten auf einem Baum im Seeland. © Matthias Tschumi. Rechts: Bauplan der Steinkauz-Nistkästen mit Marderschleuse (ohne Dach). © Schweizerische Vogelwarte

2.5 Nistkastenüberwachung

Die Nutzung und Besetzung der Nistkästen wurden mit mehreren Methoden überwacht. Jeden Frühling erfolgten Kontrollen zur Erfassung von Brutaktivitäten, während im Herbst alle Nistkästen erneut kontrolliert und gereinigt wurden. Im Frühjahr wurden ebenfalls Verhöraktionen durch BirdLife durchgeführt, welche die Anzahl Reviere bestimmt, die von Männchen besetzt wurden. Zu Beginn des Projekts wurden die Nistkästen zudem systematisch mit Spurenpapieren überwacht. Häufig genutzte Nistkästen oder solche mit Verdacht auf eine Brut wurden zusätzlich mit Fotofallen überwacht.

2.5.1 Brutkontrollen

Um mögliche Bruten frühzeitig zu erkennen, wurden alle Nistkästen im Seeland zwischen April und Mai kontrolliert. Bei den Kontrollen wurde festgehalten, ob Nistmaterial, Federn, Gewölle oder Nahrungsrückstände vorhanden waren und ob bereits Eier oder Jungtiere vorzufinden waren. Unbesetzte Nistkästen wurden oft von Staren, Kohlmeisen oder Feldsperlinge genutzt; zudem nutzten regelmässig Insekten wie Wildbienen, Wespen und Hornissen sowie Kleinsäuger die Kästen. Im Herbst reinigten wir sämtliche Nistkästen, um angesammeltes Nistmaterial zu entfernen. Auch dabei wurden allfällige Steinkauzspuren dokumentiert. Nebst einer Besetzung zur künftigen Brut können solche Spuren auf eine Nutzung als Tageseinstand hindeuten. Wurde ein Kasten von Steinkäuzen oder von Kleinsäufern wie Haselmäusen oder Siebenschläfern bewohnt, wurde von einer Reinigung abgesehen.

2.5.2 Spurenpapiere

Vor allem zu Beginn des Projektes wurden Spurenpapiere systematisch zur Überwachung der Nistkastennutzung eingesetzt. Spurenpapiere bestehen aus mit Tintenschwärze beschichteten Papieren, die im Inneren der Röhren angebracht werden. Betritt ein Tier den Nistkasten, hinterlässt es auf dem nachfolgenden, weissen Papier charakteristische Fussspuren. Zur Bestimmung der Spuren wurden Referenzabdrücke von Steinkäuzen und anderen häufigen Arten wie Haus- und Feldsperlingen, Haselmäusen und Siebenschläfern angelegt. Steinkäuze stehen hauptsächlich auf ihren Fussballen und hinterlassen dadurch klar identifizierbare Spuren (Abb. 4). Die Zehen und Krallen hinterlassen hingegen keine Spuren.



Abb. 4 Links: Detailaufnahme eines Steinkäufusses. © Nathalie von Siebenthal. Rechts: Fussspuren von Steinkäuzen auf Spurenpapier. © Schweizerische Vogelwarte

2.5.3 Fotofallen

Bei Verdacht auf Brutaktivitäten wurden Fotofallen eingesetzt. Die Kameras wurden unmittelbar vor den Nistkasteneingängen montiert, wodurch die Brutaktivität weitgehend störungsfrei dokumentiert werden konnte (Abb. 5). Lediglich die Speicherkarte und Batterien mussten gelegentlich ausgetauscht werden. Die Aufnahmen ermöglichten Rückschlüsse auf die Besuchsfrequenz der Altvögel oder allfällige Prädationsereignisse. Zudem liess sich anhand der Bilder der Zeitpunkt des Flüggegerdens der Jungvögel bestimmen.



Abb. 5 Fotofallenbilder zweier Nistkasten-Eingänge, links am Tag, rechts in der Nacht. © Schweizerische Vogelwarte

2.6 Besenderung und Telemetrie

Zwischen 2017 und 2025 wurden insgesamt 40 junge Steinkäuze besendert. Mit Ausnahme von zwei Vögeln (einer mit Flügeldeformationen und einer aus einer Brut ausserhalb eines Nistkastens) sind dies alle uns bekannten Jungkäuze, welche in dieser Periode in unserem Studiengebiet flügge wurden. Von den 40 Jungvögeln wurden 23 mit VHF-Sendern besendert und 17 mit GPS-Loggern (Anhang 8.2 Besenderungstabelle). Altvögel wurden nicht besendert.

Die Besenderung erfolgte jeweils einige Wochen nach der Beringung, in der Regel in einem Alter von etwa 28 Tagen. Bei der Besenderung wurden die Vögel erneut gewogen und die Länge des Flügels, der 8. und der 9. Handschwinge, des Tarsus, des Schnabels und des Schwanzes gemessen. Die Sender wurden mit einer rucksackartigen Befestigung mithilfe von elastischen Schläuchen auf dem Rücken der Vögel befestigt («backpack harness»; Abb. 6).



Abb. 6 Ein Jungvogel, der mit einem VHF-Sender ausgestattet wurde. © Matthias Tschumi

2.6.1 VHF – Sender

Von 2017 bis 2022 wurden VHF-Radiotelemetriesender aus eigener Vogelwarte-Produktion für die Besenderung der Steinkäuze eingesetzt. Die besenderten Vögel wurden regelmässig (sofern möglich mindestens 2x pro Woche) im Feld gesucht, mit Hilfe ihrer individuellen VHF-Frequenz identifiziert und mittels Triangulation geortet. Nebst den Koordinaten wurde auch die beobachtende Person, sowie Bewölkung, Niederschlag, Wind, Temperatur, Datum, Tageszeit, Lichtverhältnisse, Habitat, Position des Vogels, Verhalten und Genauigkeit der Ortung dokumentiert. Konnte ein Vogel nicht gefunden werden, wurde dies entsprechend vermerkt.

2.6.2 GPS – Logger

Von 2020 bis 2024 wurden GPS-Logger der Firma Lotek (<https://www.lotek.com/>) eingesetzt. Verwendet wurden die Modelle PP75BCN und PP75SOB. Diese Logger zeichnen GPS-Daten auf, können sie jedoch nicht aus der Ferne übermitteln. Sie müssen daher zum Auslesen der Daten zurückgewonnen werden. Aus Energiespargründen starteten die GPS-Logger anfangs August mit der Aufzeichnung – und nicht direkt nach der Besenderung. Während die Vögel nach dem Flüggewerden zuerst einen kleinen Bewegungsradius haben, werden sie ab August zunehmend mobiler. Pro Tag wurde jeweils ein Punkt um 20 Uhr UTC aufgezeichnet (entspricht 21 Uhr Lokalzeit im Winter bzw. 22 Uhr im Sommer). Um die Abwanderung detaillierter zu dokumentieren, wurde die Aufzeichnungsfrequenz während der Haupt-Abwanderungszeit im September und Oktober auf drei Punkte pro Tag erhöht (um 20 Uhr, 21 Uhr und 22 Uhr UTC vor der Zeitumstellung und um 19 Uhr, 20 Uhr und 21 Uhr UTC nach der Zeitumstellung). Im Vergleich zur VHF-Telemetrie reduzierten die GPS-Logger den Feldaufwand bei gleichzeitig höherem Informationsgewinn pro Vogel. Die regelmässige automatische Datenerfassung ermöglichte unabhängige und präzisere Bewegungsdaten zu gewinnen. Um die GPS-Logger zuverlässig wiederfinden und auslesen zu können, wurden sie mit einem VHF-Sender kombiniert. Dabei wurden sowohl Lotek-Modelle mit integriertem VHF-GPS-Sender als auch GPS-Logger mit von uns eigens ergänzten VHF-Sendern eigener Produktion mit unabhängiger Energieversorgung (Batterie) getestet. Letztere erwiesen sich als vorteilhaft, da selbst bei einem Stromausfall des GPS-Teils der Logger über das VHF-Signal lokalisiert werden konnte. Aus diesem Grund wurden ab 2022 ausschliesslich GPS-Logger mit zusätzlich angebrachtem externem VHF-Sender verwendet. Während mehrerer Zeitfenster

mit aktivem VHF-Signal konnten die Sender verstorbener Jungvögel wiedergefunden werden. Im Dezember wurden zudem alle noch lebenden Individuen wiedergefangen und die Sender ausgelesen. Der Sender wurde dann entfernt und der Vogel freigelassen. Von den 17 mit GPS-Loggern ausgestatteten Jungvögeln konnten für sieben Individuen keine GPS-Daten gewonnen werden. Diese Logger konnten entweder nicht wiedergefunden werden, waren beschädigt oder fielen aus technischen Gründen aus.

2.7 Mortalitätsbestimmung

Anhand der Senderkontakte und Lokalisierungen wurde abgeschätzt, ob ein Vogel noch lebte oder bereits verstorben war. Veränderte sich die Position eines Senders nicht, wurde der Standort im Feld überprüft. Wurden sterbliche Überreste des Vogels oder der Sender gefunden, wurde die wahrscheinlichste Todesursache bestimmt. Wurden keine Überreste gefunden, konnte der Fundort trotzdem häufig Aufschluss über die Todesursache geben. Ein in einem Fuchsbau georteter Sender deutete beispielsweise auf Säugetierprädation hin, während ein Fund in einem Mäusebussardhorst auf Greifvogelprädation schliessen liess. Säugetiere und Greifvögel hinterlassen zudem charakteristische Spuren an den Überresten: Greifvögel hinterlassen typischerweise Rupfungen bzw. einzelne herausgezupfte Federn (Abb. 7 rechts), während bei Säugetierprädation die Federkiele oft abgebissen sind (Abb. 7 links). Auch Verkehrsunfälle kamen vor: Wurden Vögel auf Gleisen oder Strassen gefunden, wurde von einer Kollision mit einem Zug beziehungsweise einem Strassenfahrzeug ausgegangen.



Abb. 7 Links: Überreste eines besenderten Steinkauzes aus dem Jahr 2023, vermutlich von einem Säugetier erbeutet. © Matthias Tschumi. Rechts: Rupfung eines Steinkauzes aus dem Jahr 2022 durch einen Greifvogel. © Matthias Tschumi

2.8 Auswertungen

2.8.1 Nistkastennutzung und Besetzung

Um ein möglichst vollständiges Bild der Nistkastennutzung zu erhalten, wurden mehrere Datenquellen kombiniert. Direkte Hinweise auf eine Nutzung stammten aus Nistkastenkontrollen, Spurenpapieren und Fotofallenaufnahmen. Ergänzend wurden indirekte Informationen über den Aufenthaltsort der Tiere einbezogen. Dazu wurden Nistkästen als genutzt eingestuft, wenn sich mindestens zweimal ein besenderter Vogel in ihrer unmittelbaren Umgebung (< 50 m) aufgehalten hatte. Ebenso wurden Nistkästen mit wiederholten Meldungen auf der Plattform ornitho.ch in weniger als 50 m Entfernung als benutzt definiert. In solchen Fällen ist es wahrscheinlich, dass die Kästen zumindest als Tageseinstände dienen.

Zur Bestimmung der Gesamtfläche des Nistkastensparks wurde ein 95 % KDE (Kernel Density Estimate) um alle Nistkästen berechnet. Es wurde der vorgeschlagene Referenzwert von h ($h=1653$), ein Grid von 500 und ein Extent von 6 gebraucht. Für die Bestimmung der genutzten Fläche innerhalb des Nistkastensparks wurden dieselben Parameter für ein 95 % KDE um die genutzten Nistkästen verwendet. Bei der Berechnung beider Flächen wurden die nachträglich aufgehängten Nistkästen ausgeschlossen.

2.8.2 Abwanderungszeitpunkt und Distanz

Zur Quantifizierung geschlechtsspezifischer Unterschiede in Zeitpunkt/Alter und Distanz der Abwanderung wurden lineare Modelle (LM) verwendet. Für die Analyse des Abwanderungsalters wurden alle Individuen berücksichtigt, die tatsächlich eine Abwanderung initiiert hatten. Das Alter zu Beginn der Abwanderung wurde anhand des bekannten Schlupfdatums berechnet. Anschliessend wurde ein lineares Regressionsmodell mit dem Geschlecht als einzige erklärende Variable

erstellt. Für die Untersuchung der Abwanderungsdistanz wurden nur jene Individuen einbezogen, die ihre Abwanderung vollständig abgeschlossen hatten. Für die Distanz wurde die Luftlinie zwischen dem elterlichen Nistkasten und dem ersten stationären Aufenthaltsgebiet berechnet. Auch hier wurde nur das Geschlecht als erklärende Variable verwendet.

2.8.3 Habitatnutzung

Zur Analyse der Habitatnutzung wurden drei verschiedene Auswertungen durchgeführt. Erstens wurden im Rahmen einer Bachelorarbeit die Habitate rund um die Nistkästen im Seeland mit jenen in Ludwigsburg verglichen (Lehmann 2020). Zweitens wurde untersucht, welche Habitatfaktoren mit der Nutzung von Nistkästen zusammenhängen. Als erklärende Variablen dienten dabei die detaillierten Habitatkartierungen innerhalb eines 1-ha-Quadrats um die Seeländer Nistkästen aus der Arbeit von J. Lehmann. Drittens wurde die spezifische Habitatnutzung von besenderten Jungkäuzen analysiert. Dazu wurden für jeden durch Telemetrie erfassten Punkt innerhalb eines definierten Gebietes jeweils mehrere Zufallspunkte generiert, um die Unterschiede zwischen tatsächlich genutzter und verfügbarer Habitatstruktur zu quantifizieren. Die Analyse wurde dafür in zwei Phasen unterteilt: Vor der Abwanderung aus dem elterlichen Revier und nach der Abwanderung. Für die Phase vor der Abwanderung wurden alle Lokalisationen berücksichtigt, die innerhalb eines Radius von 180 m um den Herkunftsnistkasten lagen. Zu jeder dieser Ortungen wurden zehn Zufallspunkte innerhalb desselben Radius generiert. Die Phase nach der Abwanderung umfasste sämtliche Lokalisationen ausserhalb des elterlichen Reviers, einschliesslich Erkundungsflügen, Abwanderungsbewegungen und späteren stationären Aufenthaltsgebieten. Die Zufallspunkte zur Quantifizierung des verfügbaren Habitats nach der Abwanderung wurden innerhalb eines Polygons erzeugt, das 95 % aller Nistkästen im Seeland umfasste (95 %-Minimum Convex Polygon, MCP). Für jede genutzte Ortung wurden wiederum zehn Zufallspunkte generiert. Punkte auf Wasserflächen oder in Uferbereichen wurden ausgeschlossen, da diese Lebensräume vom Steinkauz nicht genutzt werden. Die Habitatinformationen im Umfeld aller Lokalisationen und Zufallspunkte wurden anhand der Lebensraumtypkarten der WSL extrahiert (Price et al. 2021). Die darin erfassten Lebensraumtypen gemäss Delarze (Delarze et al. 2015) wurden in folgende Hauptkategorien zusammengefasst: Ackerland, Wiesen, Obstgärten, Wald, Hecken und Einzelbäume sowie weitere Flächen.

Für die Analyse der Habitatunterschiede zwischen genutzten und ungenutzten Nistkästen sowie der Habitatnutzung der Jungvögel wurden binomiale GLM(M)s (generalized linear mixed models) erstellt. Die abhängige Variable war jeweils die Nutzung (genutzt/ungenutzt bzw. Lokalisation/Zufallspunkt). Als erklärende Variablen dienten die erhobenen bzw. extrahierten Habitatvariablen sowie – bei der Analyse der besenderten Jungvögel – das Geschlecht. Als Zufallsfaktoren (random effects) wurden bei den Modellen zur Habitatnutzung vor der Abwanderung der jeweilige Nistkasten und nach der Abwanderung die Ringnummer der Individuen berücksichtigt. Die Methoden zum Habitatvergleich zwischen Seeland und Ludwigsburg sind in Lehmann (2020) detailliert beschrieben.

2.8.4 Überlebensmodell

Zum Berechnen jährlicher Überlebensraten wurde anhand von Fang-Wiederfang-Daten ein Multi-State-Modell erstellt, das sowohl Wiederfänge lebender Individuen (Brutdaten, Nistkastenkontrollen, Telemetriedaten) als auch Funde verstorbener Tiere einbezog (Kéry & Schaub 2012). Bei der Modellierung der Entdeckungs- und Wiederfundwahrscheinlichkeiten wurden Alterseffekte (juvenil: erstes Lebensjahr, adult: zweites Lebensjahr oder älter) sowie Interaktionen von Alter und Markierungstypen (nur Beringung, VHF-Sender, GPS-Logger) berücksichtigt. Jungtiere mussten mindestens ein Jahr überleben, um im Modell als adulte Individuen behandelt zu werden. Die Modelle wurden mit der Software JAGS über das R-Paket jagsUI implementiert, welches ein Monte-Carlo-Sampling-Verfahren zur Schätzung Bayesscher Wahrscheinlichkeit verwendet. Für alle Modellparameter wurden nicht-informative, uniforme a-priori Wahrscheinlichkeitsverteilungen ($U(0,1)$) definiert. Es wurden vier Markov-Ketten mit jeweils 5000 Iterationen gerechnet, wobei die ersten 50 % der Iterationen als Burn-in verworfen wurden.

3 Resultate und Diskussion

3.1 Populationsentwicklung, Bruten und Bruterfolg

Die Steinkauzpopulation im Seeland schwankte seit der ersten Verpaarung 2005 bis 2025 zwischen einem und sechs besetzten Revieren und zeigte bis 2023 eine leichte Zunahme (Abb. 8). Ein erhofftes deutliches Wachstum der Brutpopulation blieb jedoch aus. Insgesamt wurden während des 21-jährigen Untersuchungszeitraums 38 Bruten in 57 besetzten Revieren dokumentiert, davon neun ohne Bruterfolg (Anteil erfolgreicher Bruten = 0,76; Anhang 8.1 Bruttabelle). In den Jahren 2011 und 2025 blieben Bruten vollständig aus. Jährlich fanden zwischen null und vier Bruten statt (Mittelwert = 1,80 Bruten pro Jahr; SD = 1,17, n = 21), wovon zwischen null und drei erfolgreich waren (Mittelwert = 1,38; SD = 0,86; n = 21 Jahre; Abb. 8).

Pro Brut wurden im Mittel 3,4 Eier gelegt ($SD = 1,30$; $n = 15$ Bruten). Es schlüpften jeweils zwischen einem und fünf Nestlinge, durchschnittlich 1,63 Nestlinge pro besetztes Revier ($SD = 1,84$, $n = 57$ Reviere), 2,45 Nestlinge pro Brut ($SD = 1,75$, $n = 38$ Bruten) und 4,89 Nestlinge pro Jahr ($SD = 2,79$, $n = 21$ Jahre). Insgesamt wurden 91 der 93 Nestlinge beringt, von denen mindestens 46 ausflogen (Mittelwert pro Brut = 2,53 Flügglinge pro Brut; $SD = 1,78$; $n = 17$ Bruten). Nur in 65 % der besetzten Reviere kam es zu Bruten. Das Geschlecht der Jungvögel wurde erst seit 2017 genetisch bestimmt; seither wurden 23 Männchen und 18 Weibchen beringt und kurz vor dem Ausfliegen besendert (Tab. 1).

Die geringe und nur leicht zunehmende Populationsgrösse sowie die starken jährlichen Schwankungen der Anzahl ausgeflogener Jungvögel weisen darauf hin, dass es sich um eine instabile Kleinstpopulation handelt. Die Produktivitätsrate liegt unter jener der Population in Ludwigsburg, wo seit 1988 im Durchschnitt 2,49 ausgeflogene Jungvögel pro besetztes Revier ($SD = 0,42$; $n = 38$ Jahre) und 2,57 pro Brut ($SD = 0,42$; $n = 38$ Jahre) dokumentiert wurden. Auch der Anteil erfolgreicher Bruten lag im Seeland mit 0,76 leicht unter dem langjährigen Mittel in Ludwigsburg (0,81; $SD = 0,09$; $n = 38$ Jahre). Während die Produktivitätsrate pro Brut in Ludwigsburg in den ersten zwei Jahrzehnten der Schutzmassnahmen (1988–2007) deutlich höher war als im Seeland (2,77 ausgeflogene Jungvögel pro Brut; $SD = 0,33$; $n = 20$ Jahre), sank sie im gemeinsamen Untersuchungszeitraum (2005–2025) auf ähnliche Werte wie im Seeland (Mittelwert = 2,43 ausgeflogene Jungvögel pro Brut; $SD = 0,46$; $n = 21$ Jahre). Diese Abnahme dürfte weniger auf die Umweltbedingungen als auf dichteabhängige Prozesse zurückzuführen sein. Trotz ähnlicher Bruterfolgswerte nahm die Brutpopulation in Ludwigsburg weiter deutlich zu, während sich die leichte Zunahme im Seeland nur in der Anzahl besetzter Reviere, nicht aber in der Anzahl Bruten widerspiegelte, was zu geringerer Produktivität pro besetztem Revier führte.

Der Vergleich mit der Ludwigsburger Population zeigt zwei wesentliche Unterschiede: Erstens liegt die geringe Produktivität der Seeländer Population hauptsächlich daran, dass in einem grossen Teil der besetzten Reviere keine Bruten stattfinden. Dies könnte sowohl mit der Isolation der Population als auch mit zufälligen Schwankungen des Geschlechterverhältnisses zusammenhängen (siehe unten). Obwohl das Weibchen des Gründerpaares aus der Genfer Population zuwanderte, gibt es kaum Hinweise auf eine regelmässige Verbindung zwischen den beiden Populationen. Die Kombination aus Isolation und geringer Populationsgrösse erhöht das Risiko eines lokalen Aussterbens erheblich (Andersen et al. 2017). Zweitens liegt der Bruterfolg pro Brut in der Seeländer Population zwar in einem ähnlichen Bereich wie in der dichter werdenden Ludwigsburger Population der letzten Jahre, jedoch klar unter den Werten der früheren, stark wachsenden Ludwigsburger Population. Da der Bruterfolg beim Steinkauz stark von der Verfügbarkeit nahrungs- und strukturreicher Habitats abhängt (Michel et al. 2017; Grüebler et al. 2018), deutet dies darauf hin, dass die Habitatqualität rund um die besetzten Nistplätze im Seeland schlechter ist als jene in den frühen Brutrevieren in Ludwigsburg.



Abb. 8 Die jährliche Anzahl besetzter Reviere, Bruten und geschlüpfter Nestlinge in der Steinkauzpopulation im Seeland seit der Ansiedlung 2003.

Tab. 1 Übersicht der männlichen und weiblichen im Seeland besenderten Jungvögel seit 2017.

Jahr	Anzahl Männchen	Anzahl Weibchen	Jährliches Total
2017	5	5	10
2018	1	1	2
2019	3	0	3
2020	3	6	9
2021	2	4	6
2022	2	0	2
2023	6	0	6
2024	0	2	2
2025	0	0	0
Total	22	18	40

3.2 Elterntiere

Elterntiere wurden jeweils bei Nistkastenkontrollen, Beringungen und Besenderungen aus den Nistkästen gegriffen und entweder neu beringt oder es wurden vorhandene Ringe abgelesen. Da jedoch insbesondere die Männchen nur teilweise in den Nistkästen übertagen, konnten nicht alle Elterntiere den jeweiligen Bruten eindeutig zugeordnet werden. Insgesamt konnten neun männliche und zehn weibliche Brutvögel identifiziert werden (Tab. 2, Tab. 3). Bei 27 von 38 Bruten blieb das Männchen unbekannt, bei 15 von 38 Bruten das Weibchen.

Tab. 2 Männliche Brutvögel im Seeland mit der bekannten Anzahl ihrer erfolgreichen und nicht-erfolgreichen Bruten, Brutjahre und dem Mindestalter. Da es sich um Zufallsfänge handelt, sind die Altvögel nicht für alle Jahre und Bruten bekannt. Wegen der häufigen Wechsel von Männchen bei den Brutpaaren wurde keine Schätzung der Maximalzahl Bruten pro Individuum gemacht.

Ring-Nr.	Bekannte Anzahl erfolgreicher Bruten	Bekannte Anzahl nicht-erfolgreicher Bruten	Bekannte Anzahl Jungvögel	Frühste Brut (Mindestalter)	Späteste Brut (Mindestalter)
K55888	1	0	3	2006 (1)	2006 (1)
K55889	0	1	0	2008 (1)	2008 (1)
K84911	1	0	2	2018 (1)	2018 (1)
K84917	1	0	2	2020 (1)	2020 (1)
K84918	2	0	4	2020 (1)	2021 (2)
K84919	2	0	8	2020 (1)	2021 (2)
K84920	0	1	0	2021 (1)	2021 (1)
K84924	1	0	2	2021 (1)	2021 (1)
K84930	0	1	0	2022 (1)	2022 (1)
unbekannt	21	6	71		

Tab. 3 Weibliche Brutvögel im Seeland mit der bekannten Anzahl ihrer erfolgreichen und nicht-erfolgreichen Bruten, Brutjahre und dem Mindestalter. Da es sich um Zufallsfänge handelt, sind die Altvögel nicht für alle Jahre und Bruten bekannt. Die geschätzte Maximalzahl Bruten und Jungvögel wurde deshalb unter der Annahme ermittelt, dass bekannte Individuen den Brutplatz bis zum nächsten Nachweis im selben Nistkasten nicht wechselten.

Ring-Nr.	Bekannte Anzahl erfolgreicher Bruten	Bekannte Anzahl nicht erfolgreicher Bruten	Bekannte Anzahl Jungvögel	Geschätzte Maximalzahl Bruten (Jungvögel)	Frühste Brut (Mindestalter)	Späteste Brut (Mindestalter)
K640	2	0	7	2 Bruten (7 Junge)	2008 (3)	2009 (4)
K72151	1	0	3	1 Brut (3 Junge)	2006 (3)	2006 (3)
K55894	0	1	0	1 Brut (0 Junge)	2008 (1)	2008 (1)
K83753	1	0	5	1 Brut (5 Junge)	2010 (1)	2010 (1)
K83772	5	1	12	10 Bruten (31 Junge)	2012 (1)	2024 (13)
K83781	5	0	19	9 Bruten (28 Junge)	2015 (1)	2023 (9)
K83797	2	0	4	2 Bruten (4 Junge)	2020 (4)	2021 (5)
K84913	3	0	5	3 Bruten (5 Junge)	2017 (1)	2020 (4)
K136118	0	1	0	1 Brut (0 Junge)	2022 (1)	2022 (1)
K84921	0	1	0	1 Brut (0 Junge)	2021 (1)	2021 (1)
unbekannt	10	5	37			

Die Ringdaten zeigen, dass Weibchen häufiger erfolgreich brüteten als Männchen. Während den bekannten Männchen jeweils nur ein bis zwei erfolgreiche Bruten gelangen, erreichten die bekannten Weibchen bis zu fünf Bruten. Die männlichen Elterntiere waren dabei überwiegend sehr jung und brüteten meist in einem Alter von ein bis zwei Jahren. Weibchen wurden hingegen häufig auch im Alter von über zwei Jahren bei der Brut festgestellt. Besonders ins Gewicht fielen zwei langlebige Weibchen (Mindestalter 9 bzw. 13 Jahre), die zusammen eine Anzahl von mindestens 59 Nestlingen (mindestens 63 % aller Nestlinge) hervorbrachten. Die beiden Weibchen, die nach 2017 in die Population rekrutierten, konnten sich hingegen nicht erfolgreich fortpflanzen und wurden jeweils nach einem einzigen Brutversuch nicht mehr nachgewiesen. Seit 2022 wurden keine neuen weiblichen Brutvögel mehr in der Population nachgewiesen. Das Ausbleiben von Bruten im Jahr 2025 ist daher wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass diese langjährig erfolgreichen Weibchen vermutlich verstorben sind.

3.3 Nistkastennutzung und -besetzung

Die Nistkästen wurden von den Steinkäuzen angenommen und genutzt – sowohl während der Brutzeit wie auch von den Jungtieren danach. Von den insgesamt 284 Nistkästen im Untersuchungsgebiet wurden 16 tatsächlich besetzt. In diesen Nistkästen fand entweder eine erfolgreiche oder erfolglose Brut statt, oder es wurde während einer Nistkastenkontrolle ein Steinkauz direkt im Kasten angetroffen (Abb. 9). Weitere 21 Nistkästen wurden als genutzt eingestuft, da in ihrer unmittelbaren Umgebung wiederholt Telemetrie-Ortungen oder ornitho.ch-Meldungen vorlagen. Damit ergibt sich für den gesamten Nistkastenpark eine Besetzungsquote von 6 % sowie eine Nutzungsquote von 13 % (besetzte plus genutzte Kästen). Trotz der geringen Anzahl Brutplätze wurde somit ein beträchtlicher Anteil der vorhandenen Nistkästen bzw. deren Umgebung von Steinkäuzen genutzt.

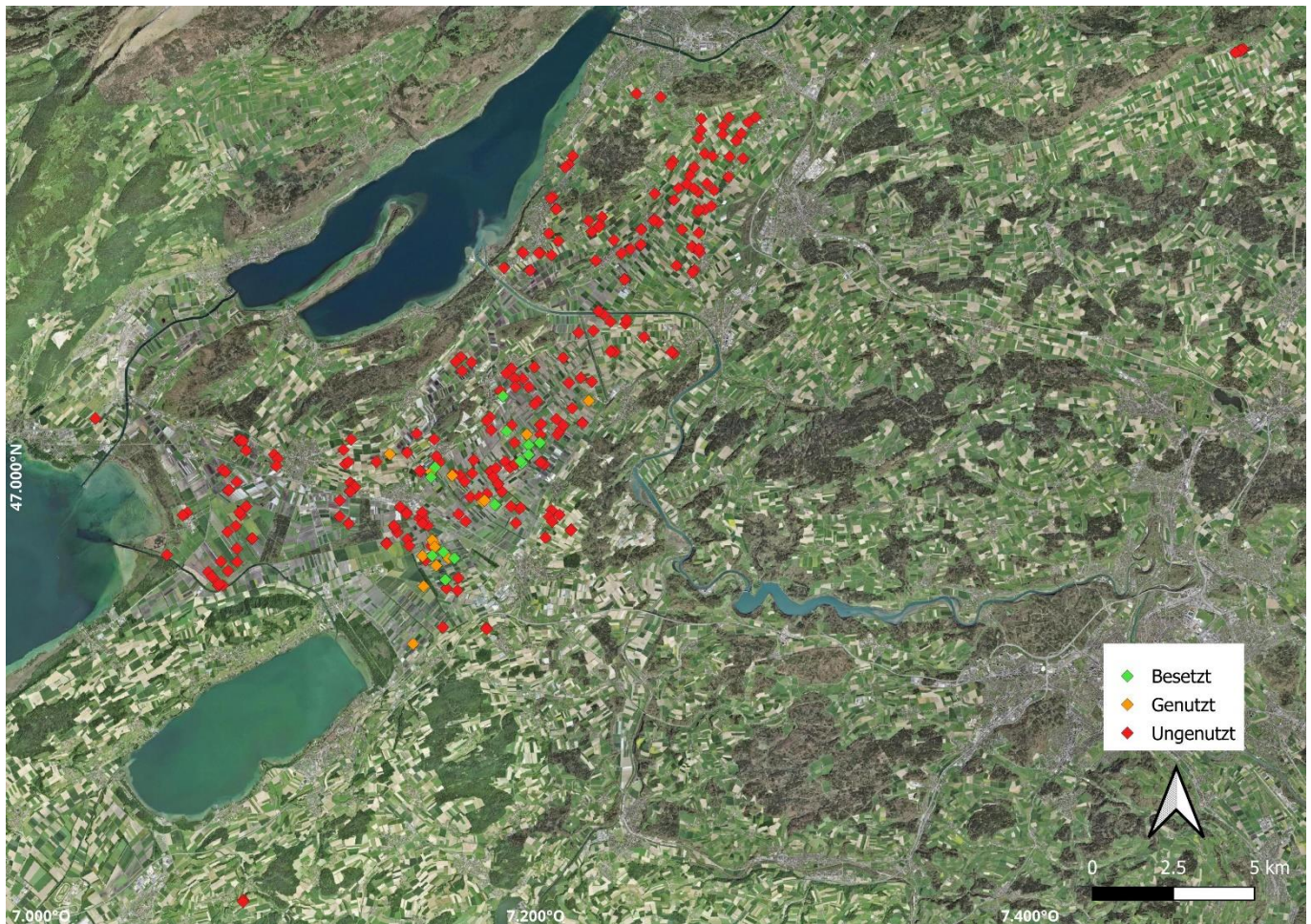


Abb. 9 Nistkastennutzung und -besetzung im Seeland. Die roten Quadrate entsprechen den ungenutzten Nistkästen, die orangen Quadrate den genutzten Nistkästen (Nutzung der Umgebung) und die grünen Quadrate den besetzten Nistkästen. Eine Nutzung wird durch wiederholte Ornitho.ch-Meldungen oder Telemetrie-Ortungen in unmittelbarer Umgebung des Nistkastens definiert. Eine Besetzung wurde durch Brut oder Antreffen eines Vogels bei einer Nistkastenkontrolle festgestellt. Hintergrundkarte © ESRI

Die Nutzung der Nistkästen erstreckte sich über 39 % der Gesamtfläche des Nistkastenparks (89 km² von 227 km²) und reichte damit deutlich über die unmittelbare Umgebung der ursprünglichen Brutplätze hinaus. Besonders häufig wurden Nistkästen nördlich der ersten Brutpaare genutzt. Die grösste Entfernung eines genutzten Nistkastens zum ursprünglichen Brutplatz betrug 6,7 km.

Darüber hinaus lag bei 21 % der abwandernden Jungvögel (4 von 19 Individuen mit dokumentierten Abwanderungen) der Endpunkt ihrer ersten Abwanderungsschritte deutlich ausserhalb des Nistkastenparks, in Entfernungen von 10,9 km, 11,2 km, 18,2 km und 29,4 km vom Brutplatz des Gründerpaars (siehe unten). Der Blick ins grenznahe Ausland zeigt, dass ein grossräumiger Nistkastenpark mit geeigneten Habitatinseln ein wichtiger Schritt für die Förderung kleiner Steinkauzpopulationen sein kann (Grüebler et al. in press). Die geringe und nur moderat steigende Populationsgrösse im Seeland führte jedoch dazu, dass ein Grossteil der vorhandenen Kästen unbesetzt blieb. Der existierende Nistkastenpark hat damit die Kapazität, eine grössere Population zu tragen. Wegen des grossen Aufwandes wurde der Nistkastenpark auf das Jahr 2026 ausgedünnt. Die grossräumigen Bewegungen der Jungvögel zeigen jedoch, dass eine grosse räumliche Ausdehnung des Nistkastenparks sinnvoll ist und der Umfang vergrössert werden sollte, falls die Population künftig anwächst.

Erfolgreiche Bruten traten nur in vier der 284 verfügbaren Kästen auf. Zwei dieser Kästen – K3 und K6 – wurden schon vor dem Beginn des Forschungsprojekts montiert. Beide befinden sich an Gebäuden und besitzen keine Mardersicherungen. In K3 wurden insgesamt 14 und in K6 zwölf Bruten dokumentiert (Anhang 8.3 Stammbaum). In den beiden im Rahmen des Forschungsprojekts aufgehängten Kästen 131 und 207 wurden vier (131), respektive eine (207) Brut festgestellt. Eine weitere Brut wurde in einer Dachöffnung eines alten Militärgebäudes gefunden. Zusätzlich wurden in drei weiteren Kästen jeweils ein erfolgloser Brutversuch registriert. Insgesamt wurden seit 2005 somit sieben Nistkästen

zur Brut genutzt. Aufgrund der seltenen Revierwechsel beim Steinkauz ist trotz der zahlreichen unbekannten Elternvögel davon auszugehen, dass nur wenige Brutpaare beteiligt waren.

3.4 Habitat um die Nistkästen

Der Vergleich der Habitateigenschaften in der Umgebung der Nistkästen zwischen Seeland und Ludwigsburg zeigt deutliche Unterschiede (Lehmann 2020) (Abb. 10, links). In Ludwigsburg waren der Anteil extensiver Wiesen und Weiden, sowie der Anteil dauerhaftes Grünland deutlich höher als im Seeland. Auch das Schnittregime war in Ludwigsburg vielfältiger, und es standen deutlich mehr Strukturelemente und natürliche Baumhöhlen zur Verfügung. Im Seeland traten hingegen mehr intensiv beweidete Flächen auf.

Innerhalb des Seelands unterschied sich die Umgebung um genutzte und ungenutzte Nistkästen weder hinsichtlich der Habitatzusammensetzung noch bezüglich der Anzahl an Bäumen oder Kleinstrukturen. Allerdings verfügten die genutzten Nistkästen über ein höheres Angebot an Tageseinständen (Abb. 10, rechts).

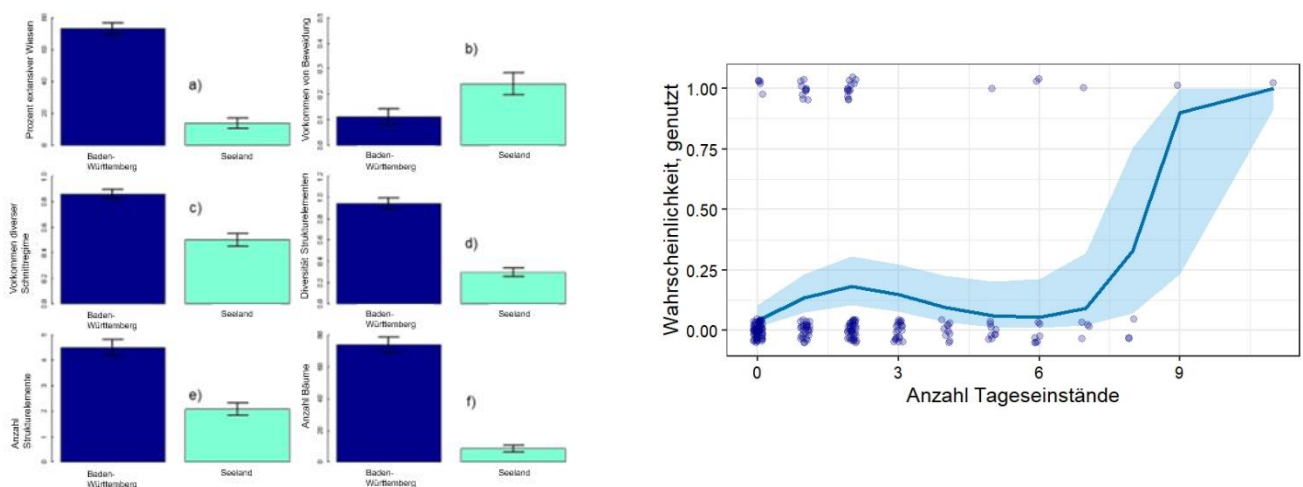


Abb. 10 Links: Vergleich der Habitate um die Nistkästen im Seeland (türkis) und in Ludwigsburg, Baden-Württemberg (blau). Verglichen wurde a) der prozentuale Anteil an extensiven Wiesen, b) das Vorkommen von beweideten Flächen, c) das Vorkommen diverser Schnittregime, d) die Strukturvielfalt (Shannon-Diversität), e) die Anzahl der Strukturelemente und f) die Anzahl der Bäume in einem 1 ha grossen Quadrat um die Nistkästen. Rechts: Der Vergleich von genutzten und ungenutzten Nistkästen zeigte eine höhere Wahrscheinlichkeit der Nutzung bei einer höheren Anzahl an Tageseinständen.

Frühere Studien hatten bereits gezeigt, dass in potenziellen Steinkauzgebieten der Schweiz deutlich weniger extensive Wiesen und Weiden vorkommen als in Süddeutschland (Tschumi et al. 2020). Intensive Bewirtschaftung der Wiesen und Weiden reduzieren das Nahrungsangebot und erschweren durch dichte Vegetation die Zugänglichkeit zur Beute (McCracken & Tallowin 2004, Apolloni et al. 2017). Strukturen wie Holzstapel, Baumhöhlen, Trockenmauern oder Scheunen bieten wichtige Schlafplätze und Tageseinstände, die vor allem im Winter gegenüber Nistkästen bessere thermische Bedingungen bieten (Bock et al. 2013, Gruebler et al. 2014). Dies kann für Jungvögel überlebenswichtig sein, da tiefe Temperaturen und Schneebedeckung die Wintermortalität der Jungvögel stark erhöhen (Perrig et al. 2024). Insgesamt weist die geringere Verfügbarkeit extensiver Flächen und von Strukturen im Seeland auf eine niedrigere Habitatqualität als in Ludwigsburg hin, auch wenn die relativ kleinräumige landwirtschaftliche Nutzung grundsätzlich eine hohe Qualität vermuten liesse. Der höhere Anteil an Weideflächen könnte jedoch positive Effekte auf das Vorkommen von Käfern und Kleinsäugetern haben (Grandchamp et al. 2005, Schmidt et al. 2005, van Nieuwenhuysen et al. 2023), welche eine wichtige Nahrungsquelle für den Steinkauz darstellen. Die Ergebnisse zur Nistkastennutzung innerhalb des Seelands zeigen, dass insbesondere eine hohe Verfügbarkeit geeigneter Tageseinstände eine zentrale Rolle spielt.

3.5 Mobilität und Abwanderung der Jungvögel

Von den 40 jungen Steinkäuzen, die seit 2017 jeweils zwischen Mai und Juli besendert wurden, verstarben einige bereits innerhalb weniger Wochen nach der Besenderung, während andere noch ein Jahr später Bewegungsdaten aufzeichneten. Üblicherweise wandern junge Steinkäuze zwischen Ende August und Anfang Oktober aus ihrem elterlichen Revier ab. Für gut die Hälfte aller besenderten Individuen konnte zumindest ein Teil dieser Abwanderungsbewegungen dokumentiert werden. Bis zur Etablierung eines eigenen Brutreviers im folgenden Jahr konnten jedoch nur acht Jungvögel verfolgt werden (Tab. 4). Ein grosser Teil der Verluste war auf die hohe Jugendmortalität im ersten Jahr zurückzuführen; zusätzlich kam es bei mehreren Individuen zu Senderausfällen oder die Vögel blieben verschollen ($n = 17$, 42,5 %).

Tab. 4 Anzahl Vögel, für welche Bewegungen in den verschiedenen Abwanderungsphasen aufgezeichnet werden konnten. Total besenderte Jungvögel = 40 Individuen; Total nachgewiesene tote Jungvögel = 20 Individuen; verschollene Jungvögel = 17; bei 3 Individuen wurde der Sender beim Wiederfang entfernt.

Abwanderungsphase	Anzahl Vögel
Elterliches Revier	39 (21 Männchen + 18 Weibchen)
Erste Erkundungsflüge aus elterlichem Revier	24 (14 Männchen + 10 Weibchen)
Start der Abwanderung	19 (10 Männchen + 9 Weibchen)
Stationäres Gebiet nach erstem Abwanderungsschritt	13 (9 Männchen + 4 Weibchen)
Etabliertes Brutrevier	8 (7 Männchen + 1 Weibchen)

Im ersten grösseren Abwanderungsschritt aus dem elterlichen Revier fanden nur wenige Jungvögel unmittelbar ein Brutrevier. Von den 19 Individuen, die diesen ersten Abwanderungsschritt vollzogen, siedelten sich 13 zunächst in einem Winterrevier an, während fünf während der Abwanderung verstarben. Diese ersten Ansiedlungen waren teilweise temporär und teilweise dauerhaft. 10 der 19 Jungvögel starteten anschliessend einen zweiten Abwanderungsschritt; fünf von ihnen konnten dabei ein weiteres Winterrevier etablieren. Ein weiteres Individuum unternahm sogar einen dritten Abwanderungsschritt. Insgesamt ist bei acht Jungvögeln der Start eines Brutversuchs im darauffolgenden Jahr bekannt, von denen fünf erfolgreich brüteten (5 Männchen).

Die Jungvögel im Seeland waren bei Beginn ihrer Abwanderung im Durchschnitt 141 Tage alt ($SD = 50$ Tage, $n = 19$), wobei das früheste Individuum bereits mit 39 Tagen und das späteste erst im Alter von 238 Tagen abwanderte. Die durchschnittliche Luftdistanz zwischen dem elterlichen Revier und dem Endpunkt des Abwanderungsschrittes, also bis zum ersten Winterrevier, betrug 3,9 km ($SD = 3,3$, $n = 13$). Auch diese Distanzen wiesen eine grosse Spannweite auf: Während sich ein Individuum nur 0,5 km entfernt vom Herkunftsrevier niederliess, wanderte ein anderes 12,7 km weit ab. Diese Werte beziehen sich jedoch ausschliesslich auf den ersten Abwanderungsschritt sowie die kürzeste Verbindungslinie zwischen Herkunftsnistkasten und dem Endpunkt des ersten Abwanderungsschrittes. Die tatsächlich zurückgelegten Strecken dürften aufgrund von Umwegen und weiteren Abwanderungsschritten oft deutlich länger gewesen sein.

Wir fanden Hinweise auf geschlechtsspezifische Unterschiede im Abwanderungsverhalten. Männchen verliessen das elterliche Revier im Durchschnittlich 18 Tage früher (im Alter von 133 Tagen, $SD = 36$, $n = 10$) als Weibchen (151 Tage, $SD = 62$, $n = 9$). Zudem legten Weibchen im ersten Abwanderungsschritt grössere Distanzen zurück (6,5 km, $SD = 4,5$ km, $n = 4$) als Männchen (2,8 km, $SD = 2,1$ km, $n = 9$). Aufgrund der kleinen Stichproben waren diese geschlechtsspezifischen Unterschiede im Seeland statistisch jedoch nicht signifikant.

Während sich die meisten nicht verschollenen Individuen innerhalb des Nistkastenparks bewegten, legten einige Jungkäuze grosse Distanzen zurück. Vier Jungvögel (1 Männchen, 3 Weibchen) verliessen nachweislich das Gebiet des Nistkastenparks. Diese weitreichenden Abwanderungen erfolgten meist nicht im ersten Abwanderungsschritt, sondern erst nach der Etablierung eines ersten Winterreviers. Keines dieser vier Individuen konnte bis zur nächsten Brutsaison weiterverfolgt werden. Ein eindrückliches Beispiel für eine weite Abwanderung liefert das junge Weibchen mit der Ringnummer K84932 (Abb. 11: türkisfarbiger Abwanderungsweg). Es flog 2021 in der Nähe von Müntschemier (Kanton Bern) aus und siedelte sich nach zwei Abwanderungsschritten im Raum Limpach (Kanton Solothurn) an. Die Luftlinie zwischen Herkunft- und Ansiedlungsort beträgt nahezu 30 km; die tatsächlich zurückgelegte Strecke dürfte aufgrund mehrerer Umwege jedoch über 100 km betragen. Ende Januar 2022 verschwand dieses Individuum spurlos. Ob der Vogel weiterzog oder verstarb, bleibt unklar. Möglicherweise setzte er seine Wanderung fort und konnte deshalb trotz umfangreicher Suchaktionen nicht wiedergefunden werden.

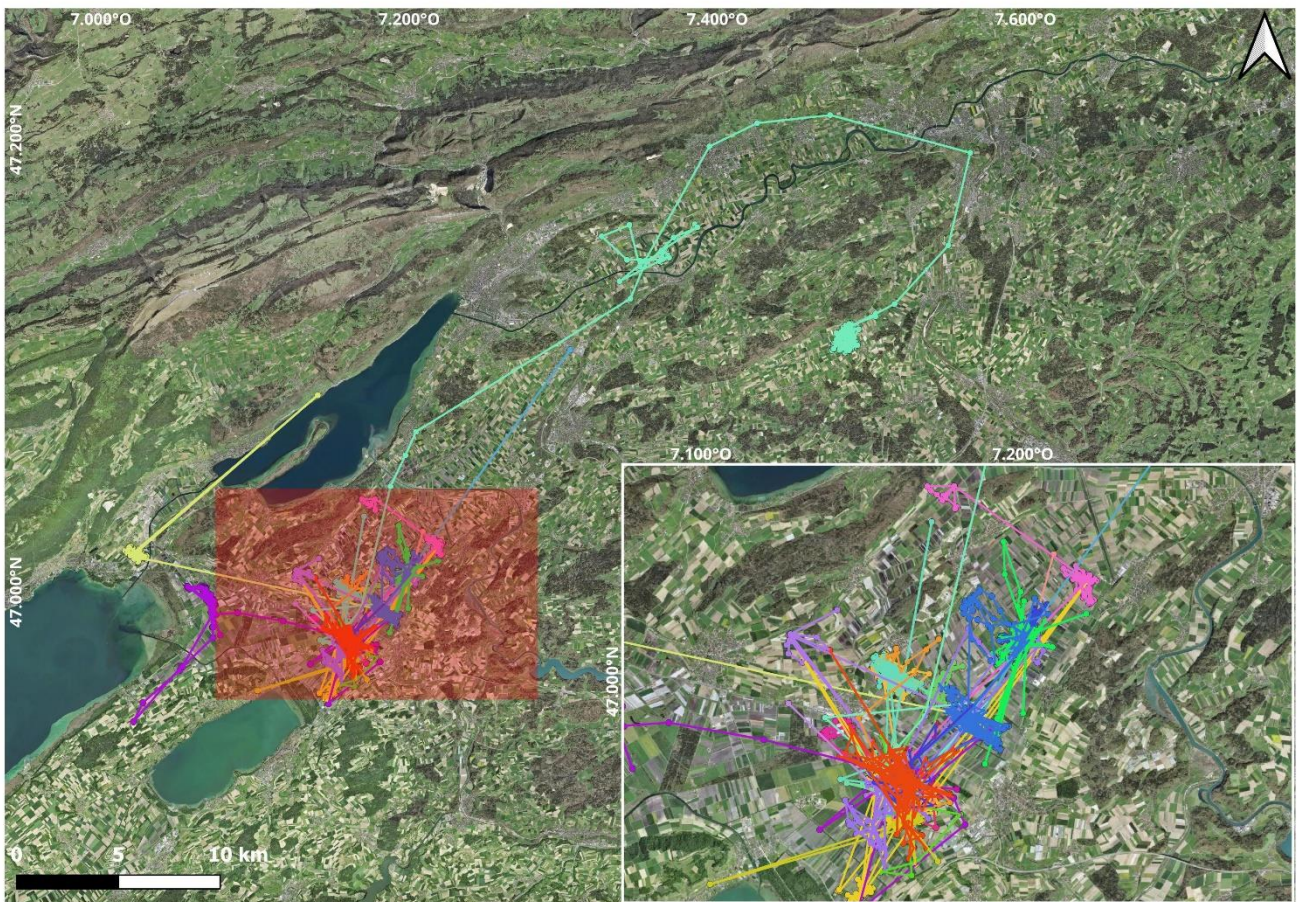


Abb. 11 Bewegungsdaten aller besonderer Jungvögel im Seeland. Die grosse Karte zeigt alle Bewegungen und Abwanderungen. Die zweite, vergrösserte Karte zeigt die Bewegungen im Kerngebiet. Da nur wenige Kästen wiederholt zur Brut benutzt wurden, überlappen sich viele der Bewegungswege räumlich stark. Die Farben kennzeichnen die verschiedenen Individuen. Hintergrundkarte © ESRI

Im Vergleich zur Population in Ludwigsburg fand die Abwanderung im Seeland in höherem Alter statt (Seeland: 141 Tage, SD = 50 Tage; Ludwigsburg: 113 Tage, SD = 43 Tage) (Fattebert et al. 2019). Auch die Distanzen des ersten Abwanderungsschrittes unterschieden sich zwischen den beiden Populationen: In Ludwigsburg wanderten Weibchen durchschnittlich 10,6 km und die Männchen 7,1 km weit ab (Fattebert et al. 2019), während die ersten Abwanderungsschritte im Seeland deutlich kürzer ausfielen. Die Aktivitäten der Jungkäuze konzentrierten sich im Seeland somit auf kleinere Gebiete innerhalb des Nistkastenparks als in Ludwigsburg. Dies dürfte mit dem grossen Angebot an unbesetzten Revieren im Seeland in unmittelbarer Nähe zusammenhängen. Während im Gebiet von Ludwigsburg viele geeignete Habitate bereits von Brutpaaren belegt waren, trafen Jungvögel im Seeland rasch auf unbesetzte Gebiete. Zudem fehlte im Seeland die soziale Attraktion durch Artgenossen während der Abwanderung, die in Ludwigsburg grössere erste Abwanderungsschritte begünstigen könnte.

Dass Weibchen weiter abwandern als Männchen, ist bei Vogelarten weit verbreitet (Greenwood 1980). Die Weibchen spielen daher eine tragende Rolle bei der genetischen Durchmischung von Populationen. In einer stark isolierten Kleinstpopulation wie im Seeland kann dieses Verhalten jedoch nachteilig sein: Weibchen, die innerhalb des Nistkastenparks weit abwandern, gelangen häufig in Gebiete ohne potenzielle Partner, wodurch eine Brut verunmöglicht wird. Bei Abwanderungen über dem Nistkastenpark hinaus verstärkt sich dieser Effekt.

In Ludwigsburg kommen Abwanderungsdistanzen zwischen 15 und 30 km hingegen regelmässig vor, was zeigt, dass solche Bewegungen in grossen, vernetzten Populationen normal sind. Dort beringte Steinkäuze wurden sogar mehrere hundert Kilometer entfernt wiedergefunden (Grüebler et al. in press). Solche grossräumig wandernden Individuen tragen zwar selten massgeblich zur Populationsdynamik bei, sie sind jedoch für den überregionalen Genfluss sehr wichtig. Sie besitzen das Potenzial, unbesetzte Habitate neu zu besiedeln und isolierte Populationen zu verbinden. Um die Population im Seeland mit den nächstgelegenen Vorkommen im Jura oder in Genf zu verbinden, sind solche Wanderungen von über

100 km erforderlich. Obwohl solche Zuwanderungs-Distanzen im Seeland erwiesenermassen möglich sind, treten sie selten auf, was zu einem reduzierten Beitrag benachbarter Population zum Populationswachstum führt.

Die grossräumigen Abwanderungen im Seeland erfolgten häufig erst in einem zweiten Abwanderungsschritt. Dies deutet darauf hin, dass das Fehlen von Partnern ein wesentlicher Auslöser für weitere und teilweise sehr weite Abwanderungen war. Bemerkenswert ist zudem, dass alle nachweislich weit abgewanderten Individuen entweder vor der ersten Brutsaison starben oder verschollen blieben. Dies lässt zwei weitere Schlüsse zu: Einerseits scheint die Abwanderung mit erheblichen Risiken verbunden zu sein, was insbesondere die Mortalität von jungen Weibchen erhöhen könnte. Alternativ besteht die Möglichkeit, dass die weit abwandernden Tiere weitere, unentdeckte Abwanderungsschritte unternahmen, weil sie keine Partner fanden. Dadurch könnten sie in Regionen gelangt sein, in denen sie trotz Suchanstrengungen nicht mehr nachgewiesen wurden. Somit könnte die tatsächliche Abwanderungsrate aus dem Nistkastenpark sogar noch höher liegen als anhand der verfügbaren Daten erkennbar ist.

3.6 Habitatnutzung von Jungkäuzen

Die Habitatnutzung der besenderten Jungkäuze unterschied sich deutlich vor und nach dem Verlassen des elterlichen Reviers (Abb. 12). Vor der Abwanderung mieden die Jungvögel Ackerland und bevorzugten Wiesen, Obstgärten, Hecken und Einzelbäume. Unerwarteterweise wurden auch kleine Wald- und Siedlungsflächen bevorzugt genutzt. Während und nach der Abwanderung wurde Ackerland bevorzugt, während Waldflächen klar gemieden wurden.

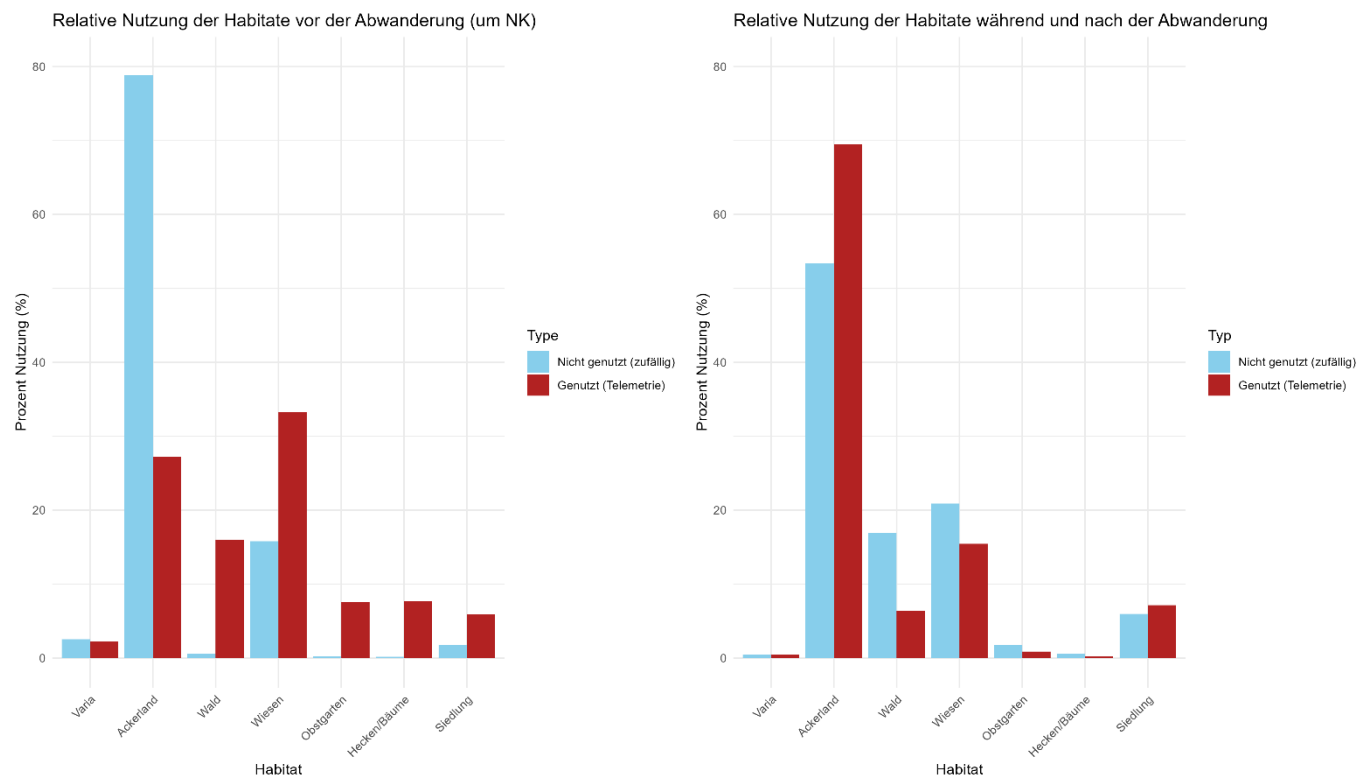


Abb. 12 Habitatnutzung juveniler Steinkäuze im Seeland vor und nach dem Start der Abwanderung aus dem elterlichen Revier. Mittels Resource Selection Function (RSF) wurde das genutzte Habitat (rote Balken) mit dem Angebot an vorhandenen Lebensraum (zufällig ausgewählte Absenpunkte; blaue Balken) verglichen.

Vor dem Verlassen des elterlichen Reviers erkunden die Jungtiere die unmittelbare Umgebung der Nistkästen, während sie weiterhin von den Eltern versorgt werden. Mit zunehmendem Alter erweitern sie ihren Aktionsradius im elterlichen Revier. Im Seeland nutzten sie dabei vor allem das wenige Grünland (Wiesen und Obstgärten), wie dies auch in anderen untersuchten Steinkauzpopulationen beobachtet wurde (Šálek & Lövy 2012, Apolloni et al. 2017, Michel et al. 2017). Ein hoher Grünlandanteil steht in vielen Gebieten in engem Zusammenhang mit höheren Fütterungsraten und verbessertem Bruterfolg (Michel et al. 2017, Staggenborg et al. 2017, Gruebler et al. 2018, Sailas et al. 2026) und scheint damit zentral für die Qualität von Brutrevieren zu sein. Hecken, Einzelbäume und kleinere Gehölzbestände dienten den Jungkäuzen als Tageseinstände und als Ansitzwarten für die zunehmend eigenständige Jagd (van Nieuwenhuyse et al. 2023). Da grössere

Waldflächen in der Umgebung der Brutgebiete fehlen, zeigen die Resultate, dass die Windschutzhecken und kleineren Waldstücke innerhalb der Agrarlandschaft des Seelands nicht grundsätzlich gemieden wurden. Da Gehölzhabitats in der Umgebung der Brutorte selten sind, können wenige Lokalisierungen in solchen Baumhabitats bereits zu der festgestellten statistischen Präferenz führen.

Während der Abwanderung wurden Waldflächen hingegen deutlich gemieden, wie es auch aus der Population in Ludwigsburg bekannt ist (Michel et al. 2016). Da sich sowohl im Westen wie auch im Osten des nordöstlich ausgerichteten Seelands stärker bewaldete Hügelgebiete befinden und im Süden der Gründerbrut eine langgestreckte kleine Waldfläche liegt, könnte diese Meidung die Abwanderungsbewegungen gegen Nordosten gelenkt haben. Gleichzeitig gewann Ackerland während der Abwanderung klar an Bedeutung. Während der Abwanderung dürfte die offene Agrarlandschaft bevorzugt werden, was erklären könnte, weshalb die Grünlandflächen in dieser Phase gemieden wurden. Ackerland wird insbesondere auch im Winter zur Jagd auf Insekten und Regenwürmer genutzt, die für unerfahrene Jungvögel eine leicht verfügbare Beute darstellen (Zerunian et al. 1982, Šálek et al. 2010, van Nieuwenhuysen et al. 2023). Bei niedriger und wenig dichter Vegetation werden im Ackerland auch Mäuse erbeutet (Šálek et al. 2010, Apolloni et al. 2017, Michel et al. 2017).

3.7 Überleben und Mortalitätsursachen

Das auf Fang-Wiederfangdaten basierende Überlebensmodell ergab eine jährliche lokale Überlebensrate von $\Phi = 0,23$ (95 %-Kreditintervall Krl: 0,14–0,35) für Jungvögel und von $\Phi = 0,63$ (95 % Krl: 0,50–0,74) für Altvögel (Abb. 13). Diese Werte sind vergleichbar mit den lokalen Überlebensraten der Population in Ludwigsburg (Michel et al. submitted, Perrig et al. 2024). Damit zeigen die Steinkäuze im Seeland trotz der generell geringeren Habitatqualität in der Schweiz (Fattebert et al. 2018) keine erhöhten lokalen Mortalitätsraten. Dies bedeutet, dass die Emigrationsrate aus der Kleinstpopulation im Seeland vergleichbar mit anderen Populationen sein dürfte, während die Immigrationsrate, die typischerweise zwischen 0,15 und 0,30 liegt, im Seeland offenbar sehr gering ist (Schaub et al. 2006).

Zwischen den Geschlechtern fanden wir keine Unterschiede in den geschätzten lokalen Überlebensraten (Anhang 8.4). Bei den Altvögeln führten jedoch tiefe und unsichere Schätzungen der Wiederbeobachtungs- und Todfundwahrscheinlichkeit zu entsprechend grossen Unsicherheiten in den Modellergebnissen. Die beobachteten Altersunterschiede bei den Brutvögeln deuten dennoch auf eine höhere Überlebensrate der Weibchen im Vergleich zu den Männchen hin. Die höheren Abwanderungsraten der Weibchen könnten deren lokale Überlebenschancen jedoch wieder verringert und so die lokalen Raten beider Geschlechter einander angenähert haben.

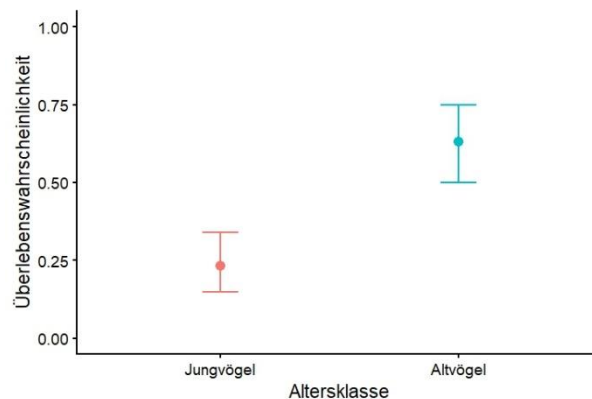


Abb. 13 Geschätzte jährliche lokale Überlebensraten von Jung- und Altvögeln aus dem Überlebensmodell. Gezeigt sind die Mittelwerte der Überlebensraten mit den dazugehörigen 95% - Kreditintervallen.

Für alle 20 seit 2017 aufgrund des Senders aufgefundenen, verstorbenen Jungvögel konnte eine wahrscheinliche Mortalitätsursache bestimmt werden. Davon starben insgesamt 16 Individuen (80 %) durch Prädation (Abb. 14). Dieses Muster entspricht weitgehend den Befunden aus Ludwigsburg, wo Prädation ebenfalls die häufigste Todesursache darstellte (Naef-Daenzer et al. 2017). Die meisten Prädationsereignisse im Seeland waren Säugetieren wie Füchsen und Mardern zuzuschreiben. Drei Jungkäuze (15 %) wurden von Greifvögeln erbeutet, was einem tieferen Anteil als in Ludwigsburg entspricht (26 %; Naef-Daenzer et al. 2017). Zwei Sender wurden auf Bahngleisen gefunden, was auf Kollisionen mit Zügen hinweist. Zudem erkrankte ein Individuum in einer Wassertränke, und ein weiteres wurde nach dem Ausfliegen tot im Nistkasten aufgefunden. Der Anteil der Verkehrsunfälle lag mit rund 10 % in einem vergleichbaren

Bereich wie in Ludwigsburg. Trotz der kleinen Stichprobengrösse zeigten die Mortalitätsursachen sowie deren relative Häufigkeiten ein sehr ähnliches Muster wie in der deutschen Vergleichspopulation. In Kombination mit den Überlebensraten deuten die Daten deshalb nicht darauf hin, dass Steinkäuze im Seeland aufgrund höherer Dichten von Greifvögeln oder Säugetierprädatoren überdurchschnittlich hohe Mortalitätsrisiken hätten oder höheren anthropogenen Risiken ausgesetzt wären.

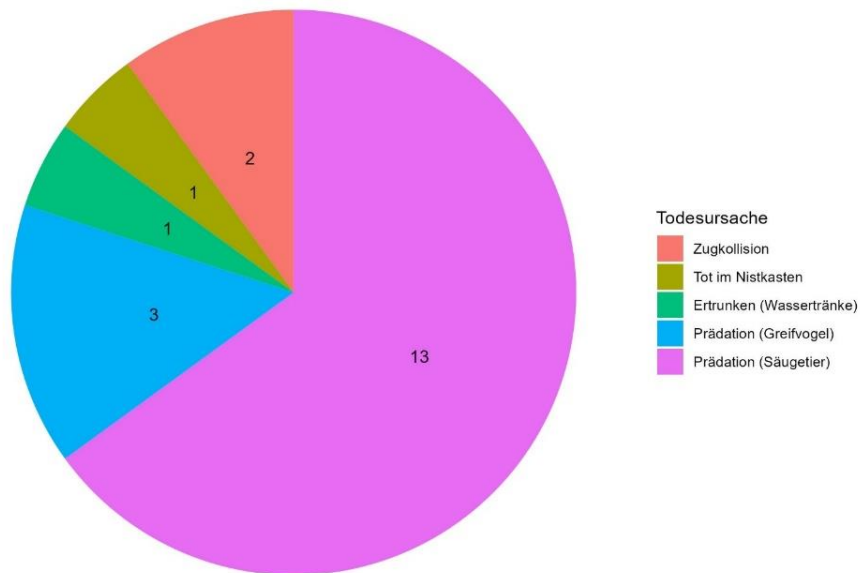


Abb. 14 Mortalitätsursachen aller tot wiedergefundenen besenderten Jungvögel ($n=20$).

4 Schlussfolgerungen

Die Brutpopulation im Seeland blieb seit der Wiederbesiedlung 2005 klein und unterlag jährlichen Schwankungen. Obwohl ein leichtes Wachstum stattfand und die Population zeitweise vier Brutpaare und sechs besetzte Reviere erreichte, brach sie in den letzten Jahren wieder ein. Ein Grossteil der Bruten ging auf wenige langlebige Weibchen mit wechselnden Partnern zurück. Insgesamt wurden 37 der insgesamt 284 Nistkästen sowie 39 % der Fläche des Nistkastenparks genutzt, doch nur ein kleiner Teil der Kästen wurde tatsächlich besetzt, und erfolgreiche Bruten fanden lediglich in vier Nistkästen statt.

Erfahrungen aus dem In- und Ausland belegen, dass Nistkästen eine effiziente Grundlage zur Förderung kleiner Steinkauzpopulationen bilden können. In Ludwigsburg stieg die Population nach dem grossräumigen Aufhängen von Nistkästen seit 1988 von acht auf über 200 Brutpaare an (Grüebler et al. in press) und im südlichen Elsass vergrösserte sich der Bestand in weniger als 20 Jahren von 15 auf rund 100 Paare (Grüebler & Tschumi 2019). Da Steinkäuze innerhalb eines Reviers nicht nur geeignete Bruthöhlen, sondern auch Versteckmöglichkeiten benötigen, die Abwanderungsbewegungen der Jungvögel aber grossräumig erfolgen, wurde im Seeland bewusst ein feinmaschiges Angebot mehrerer Niströhren in kleinen Habitatinseln, verteilt über ein grosses Gebiet, geschaffen (Burgener et al. 2016). Trotz dieses gut ausgebauten Nistkastenparks haben die Bemühungen bisher nicht den erhofften Erfolg gebracht. Die nachgewiesene Nutzung der Kästen und die Abwanderungsbewegungen deuten dennoch darauf hin, dass der gewählte Umfang des Nistkastenparks bei einem Wachstum der Population sinnvoll gewesen wäre und sogar hätte erweitert werden können.

Unsere Resultate erlauben eine erste Evaluation der möglichen Gründe für die bislang ausbleibende Etablierung der Population:

1. **Habitatqualität:** Das Seeland weist aufgrund seiner tiefen Höhenlagen und der grossen Distanz zu geschlossenen Waldgebieten grundsätzlich eine gute Landschaftseignung für den Steinkauz auf (Fattebert et al. 2018). Die detaillierte Analyse der Nistkastenumgebung zeigte jedoch, dass die kleinräumige Habitatqualität im Seeland geringer ist als diejenige in Ludwigsburg. Während die Habitatqualität in einigen Revieren ausreichend sein dürfte, ist das Angebot an solchen hochqualitativen Habitatinseln im Seeland wohl limitiert. Die Nutzung der Nistkästen hing hauptsächlich von der Anzahl Nischen und Höhlen ab, die als Tageseinstände dienen und gleichzeitig auch ein Indikator für strukturreiche Habitate sind. Innerhalb des elterlichen Reviers bevorzugten die Jungkäuse Wiesen und Obstgärten während sie Ackerland mieden. Zur Förderung der Ansiedlung und Verbesserung des Bruterfolges im Seeland sind daher Habitatinseln erforderlich, die sowohl eine hohe Strukturvielfalt mit einem grossen Angebot an Tageseinständen als auch hohe Anteile an extensivem Dauergrünland aufweisen.

Die Ansiedlung der abwandernden Vögel im Nistkastenpark und die vergleichbaren Überlebensraten deuten nicht grundsätzlich auf eine zu geringe Habitatqualität hin. Die Produktivitätsrate pro Brut ähnelte allerdings jener der Ludwigsburger Population aus der späteren dichteregulierten Wachstumsphase, in welcher Brutvögel zunehmend in suboptimale Habitate ausweichen müssen. Es ist daher wahrscheinlich, dass eine Verbesserung der Habitatqualität – insbesondere durch zusätzliche Kleinstrukturen und Tageseinstände – zu einer höheren Produktivität und dadurch einer stabileren Populationsentwicklung beigetragen hätte.

2. **Populationseigenschaften:** Die Seeländer Steinkauzpopulation zeichnet sich durch zwei zentrale Eigenschaften aus, die die Populationsdynamik und damit den Erfolg von Schutzmassnahmen beeinflussen können:
 - a. **Kleine Populationsgrösse:** Die Population ist sehr klein und stammt von einem einzelnen Gründerpaar ab. Verschiedene Ergebnisse weisen auf einen ausgeprägten Allee-Effekt (Courchamp et al. 1999, Courchamp et al. 2008) hin, also auf ein reduziertes Populationswachstum aufgrund der kleinen Populationsgrösse. Obwohl die Produktivität pro Brutpaar vergleichbar mit anderen Steinkauzpopulationen war, führten die typische hohe Jugendmortalität und die Abwanderungen dazu, dass nur 1–2 Jungvögel pro Jahr bis zur nächsten Brutsaison überlebten. Da diese auch verstorbene Brutvögel ersetzen mussten, blieben nur sehr wenige Individuen für mögliche Paarbildungen übrig. Zufällige Schwankungen von Bruterfolg und Jugendmortalität verstärken diese Problematik zusätzlich. Aufgrund der Schwierigkeiten bei der Paarbildung blieben trotz normalen Jugendüberlebensraten und regelmässigen Ansiedlungen innerhalb des Nistkastenparks überdurchschnittlich viele Reviere ohne Brutversuch und deshalb die Produktivität pro besetztes Revier niedrig. Die Abwanderungsmuster im Seeland unterstützen diese Interpretation: Zwar

wurden beim ersten Abwanderungsschritt geeignete Brutreviere in kurzen Distanzen gefunden, jedoch löste das Fehlen eines Partners häufig weitere Abwanderungsschritte aus – ein Verhalten, das in Ludwigsburg kaum beobachtet wurde.

Die Schwierigkeiten, einen Partner zu finden, wurden durch die Stochastizität des Geschlechterverhältnisses verstärkt. Während bei grossen Populationen das jährliche Geschlechterverhältnis von Jungvögeln oft nahe bei 1:1 liegt (Tschumi et al. 2019), kann dies in Kleinstpopulationen sehr unausgeglichen sein. Seit 2022 flogen im Seeland deutlich mehr Männchen als Weibchen aus, und im Gebiet überlebten fast nur Männchen bis zur nächsten Brutsaison. Dies dürfte die Abnahme der Brutpaare in den letzten drei Jahren beschleunigt haben. Ausserdem neigen Weibchen zu weitreichenderen Abwanderungen, was den möglichen Pool von Weibchen aus den vorherigen Jahren weiter verkleinert haben dürfte. Gleichzeitig ist ein grosser Teil der bisherigen Produktivität auf zwei langlebige Weibchen zurückzuführen, die vermutlich 2023 bzw. 2024 verstorben sind. Die aktuelle Population besteht daher wohl vorwiegend aus Männchen und Brutpaare können sich erst wieder bilden, wenn erneut Weibchen einwandern.

- b. **Isolation der Population:** Eine funktionale Konnektivität zu benachbarten Populationen kann bestehende Nachteile kleiner Populationsgrössen abfedern. Obwohl rund 20 % der Jungvögel den Nistkastenpark verliessen, konnten seit 2006 nur sehr wenige vermutete Einwanderer im Seeland nachgewiesen werden. Dies deutet auf eine sehr kleine Immigrationsrate hin. Die grossen Distanzen zur nächsten Population (≈ 100 km) und die Barrierewirkung des Jura gegen Norden und Westen begrenzen den Austausch erheblich (Hauenstein et al. 2019). Trotzdem zeigen die seltenen aber immer wieder auftretenden Steinkauzbeobachtungen und Ringfunde in unbesetzten Regionen, dass Wanderungen durch die Schweiz gelegentlich vorkommen. Zudem verkleinern aktuell die erfreulichen Ausbreitungen der Populationen in der Nordwestschweiz und im Kanton Waadt die Distanz zum Seeland, was die Konnektivität zumindest mittelfristig verbessern könnte.

Die zufälligen Schwankungen von Bruterfolg, Überleben und Geschlechterverhältnis, typisch für isolierte Kleinstpopulationen, scheinen die Seeländer Steinkauzpopulation seit 2022 stark beeinträchtigt zu haben. Während viele erfolgreiche Steinkauz-Förderprojekte mit 5–10 Brutpaaren starteten, scheinen Populationen mit weniger als fünf Brutpaaren ohne regelmässige Immigration eine hohe Aussterbewahrscheinlichkeit durch stochastische Prozesse zu haben.

5 Ausblick

Obwohl die Brutzahlen im Seeland seit 2021 abgenommen haben und 2025 keine Brut stattfand, bestehen weiterhin Reviere, die wohl vorwiegend von Männchen besetzt werden. Die Förderbemühungen sollten daher keinesfalls eingestellt werden. Mit dem möglichen Eintreffen eines oder mehrerer Weibchen könnte sich erneut eine Brutpopulation etablieren. Basierend auf den erzielten Resultaten empfehlen wir daher folgende Massnahmen:

1. Unterhalt sowie Überwachung des Nistkastenparks im Seeland
2. Weitere Verbesserung der Habitatqualität und Strukturvielfalt in der Umgebung bestehender Nistkästen
3. Förderung der Zuwanderung im Seeland durch
 - » Ausweitung der Fördermassnahmen in den zunehmenden Schweizer Steinkauzpopulationen in Richtung der potenziellen Wanderungskorridore.
 - » Unterstützung der neu entstandenen Einzelbrutpaare im Kanton Waadt mit grossräumigen Fördermassnahmen, um zusätzliche Populationen aufzubauen.
 - » Punktuelle Aufwertung geeigneter Habitate mit Nistkästen in den Korridoren zwischen den Populationen zur Schaffung von Trittsteinbiotopen.

Eine langfristige Stabilisierung und ein zukünftiges Wachstum der Steinkauzpopulation im Seeland erfordern somit sowohl eine weitere gezielte Aufwertung der potenziellen Brutreviere im Seeland als auch ein übergeordnetes Vernetzungskonzept zur Schaffung weiterer Metapopulationen und Trittsteinbiotope zwischen den bestehenden Populationen, welches alle relevanten Akteure einbindet.

6 Danksagung

Wir bedanken uns bei verschiedenen Akteuren für die langjährige Unterstützung: Bei unseren Projektpartnern BirdLife Schweiz, dem Biotopverbund Grosses Moos, BirdLife Bern, der Arbeitsgruppe Important Bird area 004 Grosses Moos, den Gemeinden Müntschemier, Treiten, Ried und Kerzers, sowie dem Büro Quadropoda – Büro für Wildtierbiologie. Zudem bedanken wir uns ganz herzlich bei Paul Leupp (Ornithologischen Verein Kerzers), Stefan Strebel und Urs Kormann, welche den Nistkastenpark im Seeland mitgestartet haben. Weiter danken wir Beat Naef-Daenzer, Vanja Michel, Matthias Vögeli, Urs Kormann und Patrick Scherler für die grundlegende Mitwirkung im Projekt. Silvio Aegerter, Nicolas Auchli, Ginny Chan, Matthias Hertach, Eileen Heyer, Elisabeth Kalbermatten, Rolf Kessler, Matthias Kestenholz, Paul Leupp, Dave Lutgen, Michel Mosimann und Florian Orgeret haben alle im Feld und/oder bei der Aufbereitung von Daten mitgearbeitet. Wir danken auch Marta Burri und Juanita Olano Marín für die genetische Geschlechtsbestimmung der Jungvögel, Patrick Scherler und Jérôme Guélat für die Unterstützung mit GIS-Daten, und Ginny Chan, Louis Hunninck, Jelena Lehmann und Steffen Oppel für ihren Beitrag zu den Analysen. Erich Bächler und Neringa Znakovaitė danken wir für die Herstellung und Betreuung der Sender, Jan von Rönn und Alexandra Brunner für die Betreuung der Beringungsdatenbank, und Stephanie Michler, Nadine Apolloni und Marco Pilati für die wichtige Zusammenarbeit in Förderungsanliegen. Schliesslich danken wir dem Bundesamt für Umwelt (BAFU) für die Beringerbewilligungen, sowie den Veterinärämtern der Kantone Bern und Freiburg für die Tierversuchsbewilligungen und allen Landbesitzern für ihre Zusammenarbeit und Unterstützung.

6.1 Sponsoren

Wir danken der Stotzer-Kästli Stiftung (2017), der Parrotia-Stiftung (2017–2018), der Aptenia Stiftung (2019), der Accentus Stiftung (2020) und der Ernst Göhner Stiftung (2020–2021) ganz herzlich für ihre finanzielle Unterstützung.

6.2 Bewilligungen

Fang und Besenderung wurden im Rahmen der jährlichen Beringerbewilligungen des Bundesamts für Umwelt (BAFU) und der Tierversuchsbewilligungen 28724, 31962 und 35673 der Kantone Bern und Fribourg durchgeführt.

7 Literatur

- Andersen, L. H., P. Sunde, I. Pellegrino, V. Loeschcke & C. Pertoldi (2017): Using population viability analysis, genomics, and habitat suitability to forecast future population patterns of Little Owl *Athene noctua* across Europe. *Ecology and evolution* 7: 10987–11001.
- Apolloni, N., M. U. Gruebler, R. Arlettaz, T. K. Gottschalk & B. Naef-Daenzer (2017): Habitat selection and range use of little owls in relation to habitat patterns at three spatial scales. *Animal Conservation* 21: 65–75.
- Birrer, S., Y. Bötsch, M. Hunziker, U. Kormann, P. Mosimann-Kampe & S. Strebel (2025): Brutvogelmonitoring Grosses Moos. Bericht 2024. Schweizerische Vogelwarte Sempach.
- Birrer, S., P. Mosimann-Kampe, M. Nuber, S. Strebel & N. Zbinden (2013): Ökologischer Ausgleich und Brutvögel - das Beispiel Grosses Moos 1997-2009. *Ornitholog. Beob.* 4: 475–494.
- Bock, A., B. Naef-Daenzer, H. Keil, F. Korner-Nievergelt, M. Perrig & M. U. Gruebler (2013): Roost site selection by Little Owls *Athene noctua* in relation to environmental conditions and life-history stages. *Ibis* 155: 847–856.
- Bryner, R. (1987): Dokumentation über den Rückgang der Schmetterlingsfauna in der Region Biel - Seeland - Chasseral. *Beitr. Nat.schutz Schweiz* 1–92.
- Burgener, N., M. U. Gruebler & B. Naef-Daenzer (2016): Experimentelle Erprobung von Massnahmen zur Förderung der Ansiedlung von Steinkäuzen in Gebieten mit hoher Lebensraumeignung.
- Courchamp, F., L. Berec & J. Gascoigne (2008): Allee effects in ecology and conservation. Oxford biology. Oxford Univ. Press, Oxford.
- Courchamp, F., T. Clutton-Brock & B. Grenfell (1999): Inverse density dependence and the Allee effect. *Trends in ecology & evolution* 14: 405–410.
- Delarze, R., Y. Gonseth, S. Eggenberg & M. Vust (2015): Lebensräume der Schweiz: Ökologie - Gefährdung - Kennarten. 3. Aufl. Ott der Sachbuchverlag, Bern.
- Egli, M., H. Gärtner, C. Rösli, J. Seibert, G. Wiesenberger & V. Wingate (2020): Landschaftsdynamik im Gebiet des Grossen Mooses: Moorböden, Wassermanagement und landwirtschaftliche Nutzung im Spannungsfeld zwischen Produktivität und Nachhaltigkeit. *Schriftenreihe Physische Geographie, Glaziologie und Geomorphodynamik* 68.
- Fattebert, J., V. Michel, P. Scherler, B. Naef-Daenzer, P. Milanese & M. U. Gruebler (2018): Little owls in big landscapes: Informing conservation using multi-level resource selection functions. *Biological Conservation* 228: 1–9.
- Fattebert, J., M. Perrig, B. Naef-Daenzer & M. U. Gruebler (2019): Experimentally disentangling intrinsic and extrinsic drivers of natal dispersal in a nocturnal raptor. *Proceedings. Biological sciences* 286: 20191537.
- Gotta, A. & G. Pigozzi (1997): Trophic niche of the barn owl and little owl in a rice field habitat in northern Italy. *Italian Journal of Zoology* 64: 55–59.
- Grandchamp, A.-C., A. Bergamini, S. Stofer, J. Niemelä, P. Duelli & C. Scheidegger (2005): The influence of grassland management on ground beetles (Carabidae, Coleoptera) in Swiss montane meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110: 307–317.
- Greenwood, P. J. (1980): Mating systems, philopatry and dispersal in birds and mammals. *Animal Behaviour* 28: 1140–1162.
- Gruebler, M. U., M. Müller, V. T. Michel, M. Perrig, H. Keil, B. Naef-Daenzer & F. Korner-Nievergelt (2018): Brood provisioning and reproductive benefits in relation to habitat quality: a food supplementation experiment. *Animal Behaviour* 141: 45–55.
- Gruebler, M. U. & M. Tschumi (2019): Steinkauz - Forschung für die Artenförderung in der Schweiz. *Fauna Focus*.
- Gruebler, M. U., M. Tschumi, R. Kandasamy & H. Keil (in press): Habitat effects on reproduction, survival and dispersal in little owls - summary of the results of a large tracking study in Germany.
- Gruebler, M. U., S. Widmer, F. Korner-Nievergelt & B. Naef-Daenzer (2014): Temperature characteristics of winter roost-sites for birds and mammals: tree cavities and anthropogenic alternatives. *International journal of biometeorology* 58: 629–637.
- Hauenstein, S., J. Fattebert, M. U. Gruebler, B. Naef-Daenzer, G. Pe'er & F. Hartig (2019): Calibrating an individual-based movement model to predict functional connectivity for little owls. *Ecological applications* : a publication of the Ecological Society of America 29: e01873.
- Kéry, M. M. & M. Schaub (2012): Bayesian population analysis using WinBUGS: A hierarchical perspective. 1. Aufl. Academic Press, Boston.
- Knaus, P., S. Antoniazza, V. Keller, T. Sattler, H. Schmid & N. Strebel (2021): Rote Liste der Brutvögel. Gefährdete Arten der Schweiz. Bundesamt für Umwelt (BAFU) Schweizerische Vogelwarte.
- Knaus, P., S. Antoniazza, S. Wechsler, J. Guélat, M. M. Kéry, N. Strebel & T. Sattler (2018): Schweizer Brutvogelatlas 2013-2016: Verbreitung und Bestandsentwicklung der Vögel in der Schweiz und im Fürstentum Liechtenstein. vogelwarte.ch, Sempach.
- Lehmann, J. (2020): Habitat characteristics of potential Little Owl (*Athene noctua*) territories in the Bernese and Fribourg Seeland. Bachelorarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW).
- McCracken, D. I. & J. R. Tallwin (2004): Swards and structure: the interactions between farming practices and bird food resources in lowland grasslands. *Ibis* 146: 108–114.

- Meisser, C., A. Brahier, R. Lardelli, H. Schudel & M. Kestenholz (Hrsg.) (2016): Aktionsplan Steinkauz Schweiz: Artenförderung Vögel Schweiz.
- Michel, V., M. V. Jiménez-Franco, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2016): Intraguild predator drives forest edge avoidance of a mesopredator. *Ecosphere* 7.
- Michel, V., B. Naef-Daenzer, H. Keil & M. U. Grüebler (2017): Reproductive consequences of farmland heterogeneity in little owls (*Athene noctua*). *Oecologia* 183: 1019–1029.
- Michel, V., M. Tschumi, B. Naef-Daenzer, J. Erbes, H. Keil, W. Kneule, U. G. Kormann, G. Lörcher, H. Michels, L. Möbius, P. Rössler, D. Schneider, P. Stroeken, R. van Harxen & M. U. Grüebler (submitted): Reproductive performance mediates the effect of habitat quality on breeding dispersal: a multi-population assessment in little owls.
- Naef-Daenzer, B., F. Korner-Nievergelt, W. Fiedler & M. U. Grüebler (2017): Bias in ring-recovery studies: causes of mortality of little owls *Athene noctua* and implications for population assessment. *Journal of Avian Biology* 48: 266–274.
- Perrig, M., S. Oppel, M. Tschumi, H. Keil, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2024): Juvenile survival of little owls decreases with snow cover. *Ecology and evolution* 14: e11379.
- Price, B., N. Huber, C. Ginzler, R. Pazur & M. Rüetschi (2021): The Habitat Map of Switzerland v1. *EnvDat*.
- Sailas, S. S., M. Tschumi, M. U. Grüebler, F. Reipricht, P. Stroeken, R. van Harxen & M. Šálek (2026): Habitat-Dependent Provisioning Patterns Are Modulated by Weather Conditions in a Rapidly Declining Farmland Raptor. *Ecology and evolution* 16: e72969.
- Šálek, M. & M. Lövy (2012): Spatial ecology and habitat selection of Little Owl *Athene noctua* during the breeding season in Central European farmland. *Bird Conservation International* 22: 328–338.
- Šálek, M., J. Riegert & V. Křivan (2010): The impact of vegetation characteristics and prey availability on breeding habitat use and diet of Little Owls *Athene noctua* in Central European farmland. *Bird Study* 57: 495–503.
- Schaub, M., B. Ullrich, G. Knöttsch, P. Albrecht & C. Meisser (2006): Local population dynamics and the impact of scale and isolation: a study on different little owl populations. *Oikos* 389–400.
- Scherler, P. (2014): Predicting habitat suitability for little owls in Switzerland on different spatial scales. Masterarbeit, Universität Zürich.
- Schmidt, N. M., H. Olsen, M. Bildsøe, V. Sluydts & H. Leirs (2005): Effects of grazing intensity on small mammal population ecology in wet meadows. *Basic and Applied Ecology* 6: 57–66.
- Schneider, R. (2014): Bruthabitate des Steinkauzes in der Schweiz: Veränderungen zwischen 1950 und 2004. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW).
- Segmüller, B. (2014): Steinkauz-Landschaften der Schweiz - Veränderungen seit den 1950er Jahren. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften (ZHAW).
- Staggenborg, J., H. M. Schaefer, C. Stange, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2017): Time and travelling costs during chick-rearing in relation to habitat quality in Little Owls *Athene noctua*. *Ibis* 159: 519–531.
- Tschumi, M., J. Humbel, J. Erbes, J. Fattebert, J. Fischer, G. Fritz, B. Geiger, R. van Harxen, B. Hoos, J. Hurst, L. B. Jacobsen, H. Keil, W. Kneule, V. T. Michel, H. Michels, L. Möbius, M. Perrig, P. Rößler, D. Schneider, S. Schuch, P. Stroeken, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2019): Parental sex allocation and sex-specific survival drive offspring sex ratio bias in little owls. *Behav Ecol Sociobiol* 73.
- Tschumi, M., P. Scherler, J. Fattebert, B. Naef-Daenzer & M. U. Grüebler (2020): Political borders impact associations between habitat suitability predictions and resource availability. *Landscape ecology* 35: 2287–2300.
- van Nieuwenhuyse, D., R. van Harxen, D. H. Johnson & D. H. Johnson (2023): The Little Owl: Population dynamics, behavior and management of *Athene Noctua*. 2. Aufl. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom, New York, NY, USA.
- Zerunian, S., G. Franzini & L. Sciscione (1982): Little Owls and their prey in a Mediterranean habitat. *Bolletino di zoologia* 49: 195–206.

8 Anhang

8.1 Bruttabelle

Anhang 8.1. Die Bruttabelle bildet alle erfolgreichen und nicht erfolgreichen Bruten im Seeland seit 2005 ab, mit Jahr, Nistkastennummer, Elterntieren, dem Erfolg, und der Anzahl Eier, Nestlinge und ausgeflogener Jungtiere. Elterntiere in Klammern wurden nicht gesichtet, aber werden vermutet aufgrund der hohen Territorialität von Steinkäuzen.

Jahr	Nistkasten	Weibchen	Männchen	Erfolgreich	Anzahl Eier	Anzahl Nestlinge	Anzahl Jungtiere (ausgeflogen)
2005	K3	(K72151)	(K55888)	1	NA	2	2
2006	K3	K72151	K55888	1	NA	3	3
2007	K3	unbekannt	unbekannt	1	3	2	NA
2007	K6	unbekannt	unbekannt	1	4	3	(min 1)
2008	K6	K640	unbekannt	1	NA	3	NA
2008	K3	K55894	K55889	0	3	0	0
2009	K6	K640	unbekannt	1	5	5	NA
2010	K6	K83753	unbekannt	1	6	5	NA
2012	K6	K83772	unbekannt	1	NA	3	NA
2013	K6	K83772	unbekannt	1	NA	3	NA
2014	K6	(K83772)	unbekannt	1	NA	4	(min 1)
2015	K3	K83781	unbekannt	1	5	4	NA
2015	K6	(K83772)	unbekannt	1	NA	5	NA
2016	K3	(K83781)	unbekannt	1	NA	4	NA

Jahr	Nistkasten	Weibchen	Männchen	Erfolgreich	Anzahl Eier	Anzahl Nestlinge	Anzahl Jungtiere (ausgeflogen)
2016	K6	(K83772)	unbekannt	1	NA	6	? (min 1)
2016	Schleiereulenkasten	unbekannt	unbekannt	0	4	0	0
2017	K3	(K83781)	unbekannt	1	NA	5	5
2017	131	K84913	unbekannt	1	2	1	1
2017	K6	(K83772)	unbekannt	1	NA	4	4
2017	K7	unbekannt	unbekannt	0	4	0	0
2018	131	K84913	K84911	1	NA	2	2
2018	K3	(K83781)	unbekannt	0	2	0	0
2018	223	unbekannt	unbekannt	0	4	0	0
2019	131	(K84913)	unbekannt	1	NA	3	3
2019	K3	(K83781)	unbekannt	0	2	0	0
2020	K3	K83781	K84919	1	NA	5	4
2020	131	K84913	K84917	1	NA	2	1
2020	207	K83797	K84918	1	NA	2	2
2021	K3	K83781	K84919	1	NA	3	3
2021	K6	K83772	K84924	1	NA	2	2
2021	Dachbrut	K83797	K84918	1	NA	2	2

Jahr	Nistkasten	Weibchen	Männchen	Erfolgreich	Anzahl Eier	Anzahl Nestlinge	Anzahl Jungtiere (ausgeflogen)
2021	200	K84921	K84920	0	2	0	0
2022	K3	K83781	unbekannt	1	NA	3	1
2022	K6	K83772	unbekannt	0	3	0	0
2022	245	K136118	K84930	0	2	0	0
2023	K6	K83772	unbekannt	1	NA	2	2
2023	K3	K83781	unbekannt	1	NA	4	4
2024	K6	K83772	unbekannt	1	NA	2	2

8.2 Besenderungstabelle

Anhang 8.2. Im Seeland 2017–2024 besenderte junge Steinkäuze mit Ringnummer, Sendertyp, Ortungszeitraum, Anzahl Lokalisationen, Nistkasten ID, Geschlecht, Schicksal, Mortalitätsdatum und Mortalitätsursache.

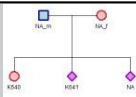
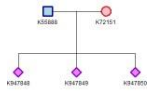
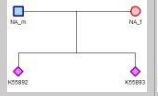
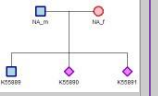
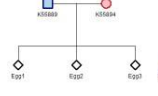
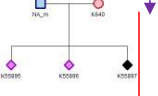
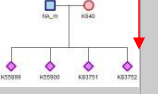
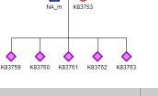
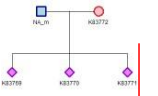
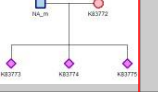
Ring-Nr.	Sendertyp	Ortungs-zeitraum	Anzahl Lokalisationen	Nistkasten (Kanton)	Geschlecht	Schicksal	Mortalitätsdatum	Mortalitätsgrund
K84903	VHF	29.05.2017 – 21.09.2017	115	K3 (FR)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84904	VHF	29.05.2017 -12.07.2017	20	K3 (FR)	männlich	verstorben	12.07.2017	Prädation (Säugetier)
K84905	VHF	29.05.2017 – 27.09.2017	108	K3 (FR)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84906	VHF	29.05.2017 – 23.06.2017	11	K3 (FR)	weiblich	verstorben	18.09.2017	Totfund im Nistkasten
K84907	VHF	29.05.2017 – 21.08.2017	67	K3 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84909	VHF	13.06.2017 – 07.09.2017	94	K6 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84910	VHF	13.06.2017 – 06.09.2017	8	K6 (FR)	weiblich	verstorben	29.10.2017	Prädation (Greifvogel)
K84911	VHF	13.06.2017 – 04.07.2017	11	K6 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84912	VHF	13.06.2017 – 27.09.2017	106	K6 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84914	VHF	11.07.2017 – 28.09.2017	87	131 (BE)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84915	VHF	16.07.2018 – 15.10.2018	94	131 (BE)	männlich	verstorben	15.10.2018	Prädation (Greifvogel)
K84916	VHF	16.07.2018 – 11.10.2018	104	131 (BE)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84917	VHF	14.07.2019 – 22.06.2020	161	131 (BE)	männlich	verstorben	22.06.2020	Prädation (Säugetier)
K84918	VHF	14.07.2019 – 09.02.2021	297	131 (BE)	männlich	lebend	n/a	n/a
K84919	VHF	14.07.2019 – 28.01.2021	254	131 (BE)	männlich	lebend	n/a	n/a
K84920	VHF	15.06.2020 – 27.10.2021	237	K3 (FR)	männlich	verstorben	27.10.2021	Prädation (Säugetier)

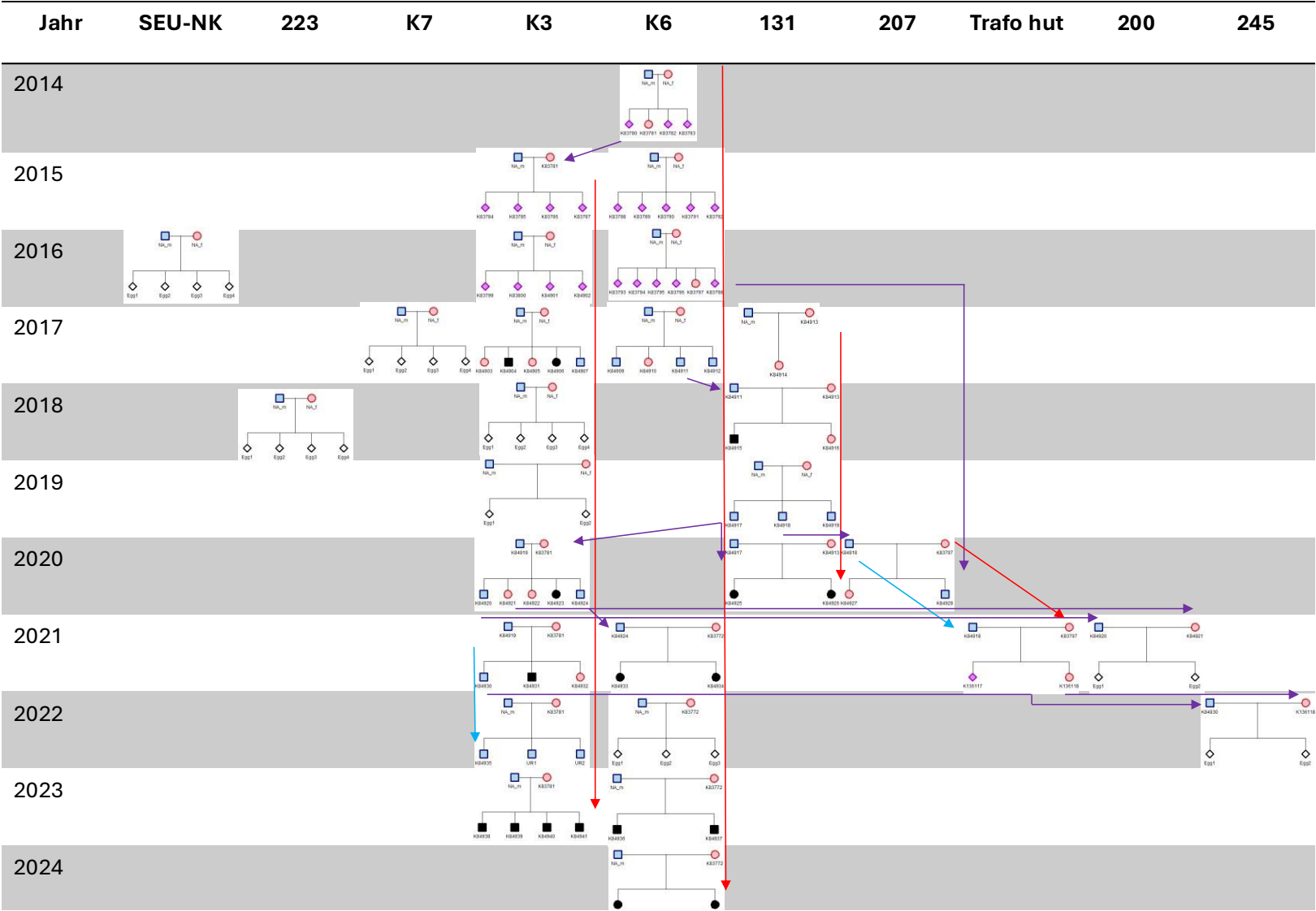
Ring-Nr.	Sendertyp	Ortungs-zeitraum	Anzahl Lokalisationen	Nistkasten (Kanton)	Geschlecht	Schicksal	Mortalitätsdatum	Mortalitäts- grund
K84921	VHF	15.06.2020 – 08.02.2022	235	K3 (FR)	weiblich	lebend	n/a	n/a
K84922	VHF	15.06.2020 – 16.04.2021	134	K3 (FR)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84923	VHF	15.06.2020 – 01.07.2020	4	K3 (FR)	weiblich	verstorben	01.07.2020	Prädation (Säugetier)
K84924	VHF	15.06.2020 – 30.03.2022	250	K3 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84925	VHF	06.07.2020 – 12.11.2020	41	131 (BE)	weiblich	verstorben	12.11.2020	Verkehrskollisio n (Zug)
K84926	VHF	06.07.2020 – 17.07.2020	3	131 (BE)	weiblich	verstorben	17.07.2020	Prädation (Säugetier)
K84927	VHF + GPS	19.07.2020 – 18.03.2021	78	207 (FR)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84928	VHF + GPS	19.07.2020 – 24.08.2020	1	207 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84930	VHF + GPS	15.06.2021 – 22.06.2022	268	K3 (FR)	männlich	verstorben	22.06.2022	Prädation (Säugetier)
K84931	VHF	15.06.2021 – 18.08.2021	2	K3 (FR)	männlich	verstorben	18.08.2021	Prädation (Säugetier)
K84932	VHF + GPS	15.06.2021 – 25.01.2022	273	K3 (FR)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84933	VHF + GPS	23.06.2021 – 23.08.2021	3	K6 (FR)	weiblich	verstorben	23.08.2021	Prädation (Säugetier)
K84934	VHF + GPS	23.06.2021 – 06.12.2021	148	K6 (FR)	weiblich	verstorben	06.12.2021	Prädation (Säugetier)
K136118	VHF + GPS	09.09.2021 – 02.04.2023	29	Natürliche Brut (Dach)	weiblich	verschollen	n/a	n/a
K84935	VHF + GPS	04.07.2022 – 13.12.2022	1	K3 (FR)	männlich	lebend	n/a	n/a
Nicht beringt	VHF + GPS	04.07.2022 – 06.12.2022	0	K3 (FR)	männlich	verschollen	n/a	n/a
K84936	VHF + GPS	06.07.2023 – 04.09.2023	0	K6 (FR)	männlich	verstorben	04.09.2023	Prädation (Säugetier)

Ring-Nr.	Sendertyp	Ortungs-zeitraum	Anzahl Lokalisationen	Nistkasten (Kanton)	Geschlecht	Schicksal	Mortalitätsdatum	Mortalitäts- grund
K84937	VHF + GPS	06.07.2023 – 08.09.2023	51	K6 (FR)	männlich	lebend	n/a	n/a
K84938	VHF + GPS	13.07.2023 – 15.08.2023	18	K3 (FR)	männlich	verstorben	07.09.2023	Prädation (Säugetier)
K84939	VHF + GPS	13.07.2023 – 21.09.2023	93	K3 (FR)	männlich	verstorben	11.10.2023	Ertrunken (Wassertränke)
K84940	VHF + GPS	13.07.2023 – 04.12.2023	238	K3 (FR)	männlich	verstorben	03.02.2024	Prädation (Greifvogel)
K84941	VHF + GPS	13.07.2023 – 17.09.2023	74	K3 (FR)	männlich	verstorben	04.12.2023	Prädation (Säugetier)
K84943	VHF + GPS	11.07.2024 – 03.12.2024	0	K6 (FR)	weiblich	verstorben	03.12.2024	Prädation (Säugetier)
K84944	VHF + GPS	11.07.2024 – 03.12.2024	0	K6 (FR)	weiblich	verstorben	03.12.2024	Verkehrskollisio n (Zug)

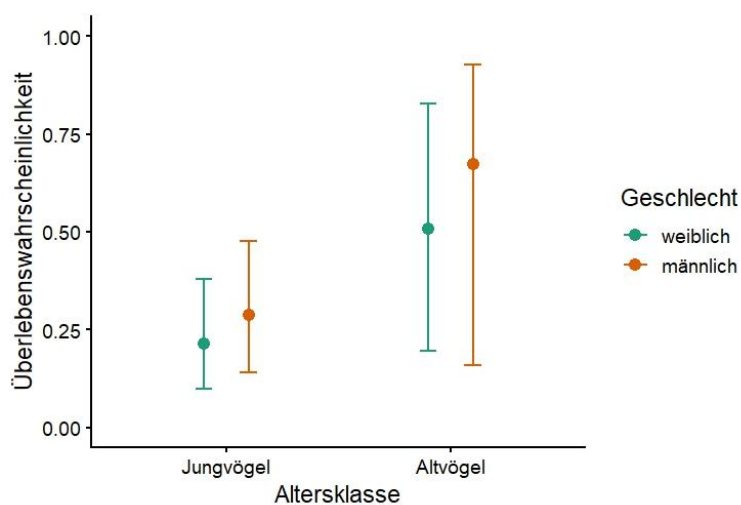
8.3 Stammbaum Brutvögel Seeland

Anhang 8.3. Alle Bruten an den fünf Brutplätzen (vier Nistkästen und eine Dachnische) von Steinkäuzen im Seeland 2005–2025. Nicht dargestellt wurden Nistkästen mit nur nicht erfolgreichen Bruten. Blaue Quadrate bezeichnen Männchen, rote Kreise bezeichnen Weibchen und lila Diamanten bezeichnen Individuen unbekannten Geschlechts. Schwarze, gefüllte Zeichen bezeichnen Individuen, die im Lauf des ersten Lebensjahrs verstorben sind. Weisse Diamanten bezeichnen die Eier von nicht-erfolgreichen Bruten. Die Pfeile zeigen die Verbindungen von Individuen zwischen Bruten in verschiedenen Jahren. Rote Pfeile = Weibchen, blaue Pfeile = Männchen, violette Pfeile = Jungvögel.

Jahr	SEU-NK	223	K7	K3	K6	131	207	Trafo hut	200	245	
2005											
2006											
2007											
2008											
2009											
2010											
2011											
2012											
2013											



8.4 Überlebensraten Jung- und Alttiere nach Geschlecht



Anhang 8.4. Geschätzte jährliche lokale Überlebensraten von Jung- und Altvögeln für Weibchen und Männchen separat. Da ausschließlich Jungvögel besendert wurden, liegen nur begrenzte Informationen zum Überleben der Altvögel vor. In Kombination mit der kleinen Populationsgröße im Seeland resultieren daraus grosse Unsicherheiten in den Schätzungen der Überlebensraten adulter Vögel, was sich in breiten Konfidenzintervallen widerspiegelt. Die geschätzte mittlere jährliche Überlebensrate adulter Weibchen beträgt $\Phi = 0,51$ (95 %-Kreditintervall (Kri): 0,20–0,83), jene der adulten Männchen $\Phi = 0,67$ (95 %-Kri: 0,16–0,93).