



Rothirsch im Mittelland: Bestandsentwicklung und Raumnutzung in der Region Albiskette – Reusstal

ZHAW-Schlussbericht 2025

**Benjamin Sigrist, Martina Reifler-Bächtiger, Miriam Jakob, Benjamin Bar-Gera, Stefan Suter,
Roland Graf & Claudio Signer**

Forschungsgruppe Wildtiermanagement WILMA, ZHAW Wädenswil

September 2025

IMPRESSUM

Auftraggeber

Bundesamt für Umwelt BAFU
Abteilung Biodiversität und Landschaft
Sektion Wildtiere und Artenförderung
Postfach
3003 Bern

Departement Bau, Verkehr und Umwelt Kanton Aargau
Abteilung Wald
Sektion Jagd und Fischerei
Entfelderstrasse 22
5001 Aarau

Baudirektion Kanton Zürich
Amt für Landschaft und Natur
Fischerei- und Jagdverwaltung
Eschikon 28
8315 Lindau

Baudirektion Kanton Zürich
Amt für Landschaft und Natur
Abteilung Wald
Weinbergstrasse 15
8090 Zürich

Stiftung Wildnispark Zürich
Alte Sihltalstrasse 38
8135 Sihlwald

Auftragnehmerin

Forschungsgruppe Wildtiermanagement WILMA
Institut für Umwelt und Natürliche Ressourcen IUNR
Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW
Grüental, Postfach
8820 Wädenswil

AutorInnen

Benjamin Sigrist, Wiss. Mitarbeiter
Martina Reifler-Bächtiger, Wiss. Mitarbeiterin
Miriam Jakob, Wiss. Assistentin
Benjamin Bar-Gera, Wiss. Assistent
Dr. Stefan Suter, Dozent
Prof. Dr. Roland Felix Graf, Leiter FG WILMA
Dr. Claudio Signer, Dozent (Projektleitung)

Zitiervorschlag

Sigrist B., Reifler-Bächtiger M., Jakob M., Bar-Gera B., Suter S., Graf R.F. & Signer C. (2025) Rothirsch im Mittelland: Bestandsentwicklung und Raumnutzung in der Region Albiskette – Reusstal. Schlussbericht. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Forschungsgruppe Wildtiermanagement WILMA, Wädenswil.

Copyright © 2025

Titelbild

Kahlwildrudel, erfasst am 05.08.2021 von der Wildtierkamera 685-234 im Jagdrevier Horgen (© WILMA/ZHAW)

Zusammenfassung

Der Rothirsch (*Cervus elaphus*) ist nach jahrhundertelanger Abwesenheit wieder ins Schweizer Mittelland zurückgekehrt und breitet sich aktuell in dieser stark vom Menschen genutzten, fragmentierten Kulturlandschaft aus. Dabei können Nutzungskonflikte entstehen, zu deren Lösung faktenbasierte Managementgrundlagen erforderlich sind. Im Rahmen eines übergeordneten BAFU-Forschungsprogramms haben wir in unserem Projektperimeter in der Region Albiskette – Reusstal das Vorkommen, die Bestandsgrösse, Populationsstruktur und Raumnutzung der Rothirsche im Mittelland untersucht. Dazu wurde in einem kontinuierlichen systematischen Fotofallenmonitoring zwischen Mai 2020 – April 2024 mit insgesamt 95 Wildtierkameras eine Fläche von rund 450 km² überwacht. Zudem haben wir in einer Telemetriestudie im Zeitraum 2022 – 2024 sechs Rothirsche (3 ♀, 3 ♂) aus dem Projektperimeter mit GPS-Halsbändern besendert.

Im Fotofallenmonitoring wurden in 71 von insgesamt 95 Kilometerquadraten Rothirsche nachgewiesen, wobei in den einzelnen Untersuchungsjahren zwischen 1004–1117 Bildsequenzen mit Rothirschen erbracht wurden. Im Winter konzentrierte sich die Verbreitung der Rothirsche deutlich auf den Bereich des Sihlwalds, im Frühling, Sommer und Herbst wurde das Untersuchungsgebiet weiträumig genutzt. Tageszeitlich zeigten sich klare Aktivitätsmaxima mit den höchsten Nachweisraten jeweils in den Dämmerungsphasen. Im vierjährigen Untersuchungszeitraum verschob sich das Geschlechterverhältnis von anfänglich männlich dominierten Nachweisen hin zu mehr weiblichen Nachweisen. Die Bestandsmodellierung auf Basis individueller Geweihmerkmale bei Hirschstieren ergab in den einzelnen Jahren zwischen 34–55 adulte Hirschstiere, woraus hochgerechnet inkl. Spiesser und nachgewiesenem Weibchenanteil eine jährliche Gesamtbestandsschätzung von 88–121 Rothirschen im Fotofallenperimeter resultierte.

Aus den Telemetriedaten liess sich eine hohe Plastizität des Raumnutzungsverhaltens ableiten. Während einige Individuen (insbesondere Hirschkühe) sich ausgesprochen standorttreu verhielten, legten v.a. Stiere teilweise weiträumige, sich wiederholende saisonale Wanderungen bis in die Voralpen zurück. Die resultierenden Streifgebietsgrössen variierten demnach sowohl zwischen den Individuen wie auch zwischen den Jahreszeiten beträchtlich, wobei die Stiere in der Regel deutlich grössere Streifgebiete aufwiesen als die Kühe und die maximalen Streifgebietsgrössen jeweils im Frühling und Herbst erreicht wurden. In der Ressourcenselektion und bei der Wahl der Tageseinstände bevorzugten die Rothirsche generell Flächen, die möglichst fern von menschlichen Strukturen lagen, einen hohen Waldanteil aufwiesen und besonders guten Sichtschutz boten. Offenlandflächen suchten die Rothirsche in der Regel nur im Schutz der Dunkelheit auf und zumindest im Sommer bevorzugten sie dabei Bereiche in Waldrandnähe klar.

Das Naturschutzgebiet Wildnispark Zürich Sihlwald erwies sich als zentrales Einstandsgebiet der Rothirsche und spielt eine wichtige Rolle für die regionale Konnektivität. In einem ökologisch orientierten, integralen Rothirsch-Management sollten wichtige Rückzugsgebiete durch lebensraumberuhigende Massnahmen (Ruhezonen, Weggebote und in sensiblen Perioden Hunde-Leinenpflicht) geschickt mit jagdlichen Massnahmen (z.B. Gebiete mit Schwerpunktbejagung) kombiniert werden. Der Ausbau der ökologischen Infrastruktur – insbesondere von Leitstrukturen, Korridoren und Querungshilfen – ist konsequent weiterzuführen, um die Vernetzung für Rothirsche und andere Wildtierarten zu sichern und wiederherzustellen.

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	I
1. Einleitung und Kontext	3
2. Material und Methoden	4
2.1. Untersuchungsgebiet	4
2.2. Fotofallenmonitoring	4
2.2.1. Stichprobennetz	4
2.2.2. Standortwahl	4
2.2.3. Installation Wildtierkameras	6
2.2.4. Datensicherungen	6
2.2.5. Datendokumentation	6
2.2.6. Daten Ämter und Jagdgesellschaften	6
2.2.7. Datenanalyse Fotofallenmonitoring	7
2.3. Telemetriestudie	8
2.3.1. Fang und Besenderung	8
2.3.2. Datenanalyse Telemetriestudie	9
2.3.3. Revierübergreifende Rothirschjagd im Gebiet des Wildnisparks Zürich Sihlwald	12
2.4. Verwendete Software	12
3. Resultate aus dem Fotofallenmonitoring	13
3.1. Nachgewiesene Arten in der Übersicht	13
3.2. Rothirsch-Präsenz im Untersuchungsgebiet	14
3.2.1. Gesamtes Untersuchungsgebiet	14
3.2.2. Jahreszeitliche Muster	16
3.2.3. Tageszeitliche Muster	18
3.2.4. Geschlechterspezifische Muster	18
3.3. Verbreitungsmodellierung anhand von Fotofallennachweisen	21
3.4. Individualerkennung und Bestandsschätzung anhand von Fotofallennachweisen	22
3.5. Personen abseits der Wege	25
3.6. Weitere Arten	26
3.6.1. Hauskatzen	26
3.6.2. Baum- und Steinmarder (<i>Martes martes/foina</i>)	27

3.6.3. Dachs (<i>Meles meles</i>)	28
3.6.4. Rotfuchs (<i>Vulpes vulpes</i>)	29
3.6.5. Reh (<i>Capreolus capreolus</i>)	30
4. Erkenntnisse aus der Telemetriestudie	31
4.1. Allgemeine Betrachtungen	31
4.2. Revierübergreifende Rothirschjagd	49
4.3. Ressourcenselektionsmodelle anhand von Telemetriedaten	50
4.3.1. Winter	50
4.3.2. Sommer	52
4.4. Tageseinstände Rothirsch	53
4.5. Einfluss der Mondhelligkeit auf das Bewegungs- und Austrittsverhalten	56
4.6. Übereinstimmung mit dem Prioritätsmodell	56
5. Diskussion	58
5.1. Verbreitung	58
5.2. Bestandsschätzungen und Bestandsentwicklung	59
5.3. Raumnutzung und Verhalten	59
5.4. Personen abseits der Wege	62
5.5. Ausblick	63
6. Dank.....	64
7. Verzeichnis studentischer Arbeiten	65
8. Quellenverzeichnis	66
Anhang	72

1. Einleitung und Kontext

Seit seiner Wiedereinwanderung in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts breitet sich der Rothirsch (*Cervus elaphus*) in der Schweiz aus und kommt in den letzten Jahren vermehrt wieder in Teilen seines einstigen Verbreitungsgebiets im Mittelland vor (siehe u. a. Signer & Willisch 2021). Die Ausbreitung ins östliche Mittelland erfolgt in den letzten Jahren insbesondere auch entlang der Albiskette und im Reusstal.

Die Rückkehr des Rothirschs in die stark vom Menschen stark geprägte und fragmentierte Landschaft des Schweizer Mittellands erfolgt nicht ganz konfliktfrei und erfordert Managementstrategien, welche spezifisch auf die hiesigen Bedingungen zugeschnitten sind. Dabei sollen Konflikte mit menschlichen Nutzungen reduziert, dem Rothirsch aber gleichzeitig die Möglichkeit gegeben werden, sich in geeigneten Lebensräumen weiter auszubreiten und dauerhaft anzusiedeln.

In einer vom Bundesamt für Umwelt BAFU in Auftrag gegebenen Vorstudie wurden im Jahr 2019 die zentralen Wissenslücken für einen faktenbasierten Umgang mit dem Rothirsch im Schweizer Mittelland aufgezeigt (Signer, Fischer & Willisch 2019). Darauf basierend wurde vom BAFU gemeinsam mit weiteren Institutionen ein Forschungsprogramm zum Rothirsch im Schweizer Mittelland lanciert. Im Rahmen dieses Forschungsprogramms wurden im westlichen, zentralen und östlichen Mittelland durch verschiedene Institutionen (HEPIA Genf, HAFL Zollikofen, ZHAW Wädenswil) umfangreiche Untersuchungen durchgeführt und im Jahr 2024 in einem gemeinsamen Bericht zusammengetragen (Fischer et al. 2024).

Ergänzend zum gemeinsamen übergeordneten Bericht werden im vorliegenden ZHAW-spezifischen Schlussbericht zusätzliche und vertiefende Betrachtungen durchgeführt. Dies mit dem Fokus auf unser Untersuchungsgebiet in der Region Albiskette – Reusstal. Hier haben wir von Mai 2020 – April 2024 ein ununterbrochenes systematisches Fotofallenmonitoring durchgeführt. Zudem haben wir in den Wintern 2021/22 und 2022/23 in der Albiskette insgesamt 6 Rothirsche mit Telemetriesendern ausgestattet.

Ziel des Fotofallenmonitorings und der Telemetriestudie war es, das Vorkommen und die Raumnutzung der Rothirsche in unserem Untersuchungsgebiet detailliert zu erfassen sowie eine Abschätzung der Rothirsch-Dichte und der Populationsstruktur vorzunehmen.

2. Material und Methoden

2.1. Untersuchungsgebiet

Unser Untersuchungsgebiet in der Albiskette – Reusstal bildet im Forschungsprogramm zum Rothirsch im Schweizer Mittelland das östlichste Studiengebiet. Es wurde im Jahr 2020 aufgrund des damaligen Kenntnisstands zur Verbreitung des Rothirschs in der Region ausgeschieden und in erster Linie auf das Fotofallenmonitoring ausgelegt. Dabei haben wir auch die Bedürfnisse von Projektpartnern und die Einschätzung aus der Steuerungsgruppe berücksichtigt (BAFU, Jagd- und Forstverwaltungen Zürich und Aargau, Stiftung Wildnispark Zürich). Der Untersuchungsperimeter (Abbildung 1) umfasst im Kanton Zürich weite Teile des Jagdbezirks Amt (im Süden begrenzt durch die Hauptstrasse über den Hirzel, im Osten durch die Autobahn A3 und im Norden durch den südlichen Siedungsrand der Stadt Zürich) und im Kanton Aargau den gesamten Wildraum 8 sowie Teile des Wildraums 7 (westliche Grenze Eisenbahnlinie Othmarsingen – Muri und die Grenzen des Jagdreviers 146). Die westliche Grenze des Perimeters wurde aufgrund der Rothirschnachweise der Jahre 2016 – 2019 festgelegt. Nicht berücksichtigt haben wir die urbanen und periurbanen Siedlungsflächen der Stadt Zürich sowie den Bereich zwischen dem südwestlichen Zürichseeufer und der Autobahn A3. Der Untersuchungsperimeter umfasst somit eine Fläche von rund 450 km².

2.2. Fotofallenmonitoring

2.2.1. Stichprobennetz

Für das flächendeckende Fotofallenmonitoring setzten wir 95 Wildtierkameras ein, 51 im Kanton Zürich und 44 im Kanton Aargau. Zur Definition der Fotofallenstandorte wurde der Untersuchungsperimeter mit zwei Rastergittern (1x1 km und 3x3 km) entsprechend dem Koordinatengitter der Schweiz überzogen (Abbildung 1). Um eine flächendeckende Verteilung zu erreichen, wurden pro 3x3 km-Quadrat zwischen einem und vier Kilometerquadraten (1x1 km) mit den jeweils grössten Anteilen an geeignetem Habitat ausgewählt. Hierbei wurden nur Kilometerquadrate berücksichtigt, welche ihren Mittelpunkt innerhalb des oben beschriebenen Untersuchungsperimeters hatten und welche mindestens 1 ha an geeignetem Habitat aufwiesen. Als geeignetes Habitat wurden Wald- und gewisse Naturschutzflächen definiert. Dieses Vorgehen hat eine systematische Auswahl von 79 Kilometerquadraten erbracht. Ergänzend dazu wurden aufgrund von bekannten Nachweisen weitere 16 Kilometerquadrate strategisch ausgewählt.

2.2.2. Standortwahl

Die Auswahl geeigneter Standorte innerhalb eines Quadratkilometers erfolgte gezielt auf Grundlage früherer Nachweise von Rothirschen sowie der Lage stark frequentierter Wildwechsel und genutzter Suhlen. Zur Identifikation potenziell geeigneter Flächen wurde die örtliche Jägerschaft aktiv in den Auswahlprozess einbezogen. Die Kooperation mit den lokalen Jägern erwies sich in vielen Fällen als ausgesprochen hilfreich und erleichterte die Standortsuche erheblich. In zahlreichen Fällen begleiteten sie zudem die Installation der Wildtierkameras vor Ort und lieferten dabei weitere wertvolle Hinweise.

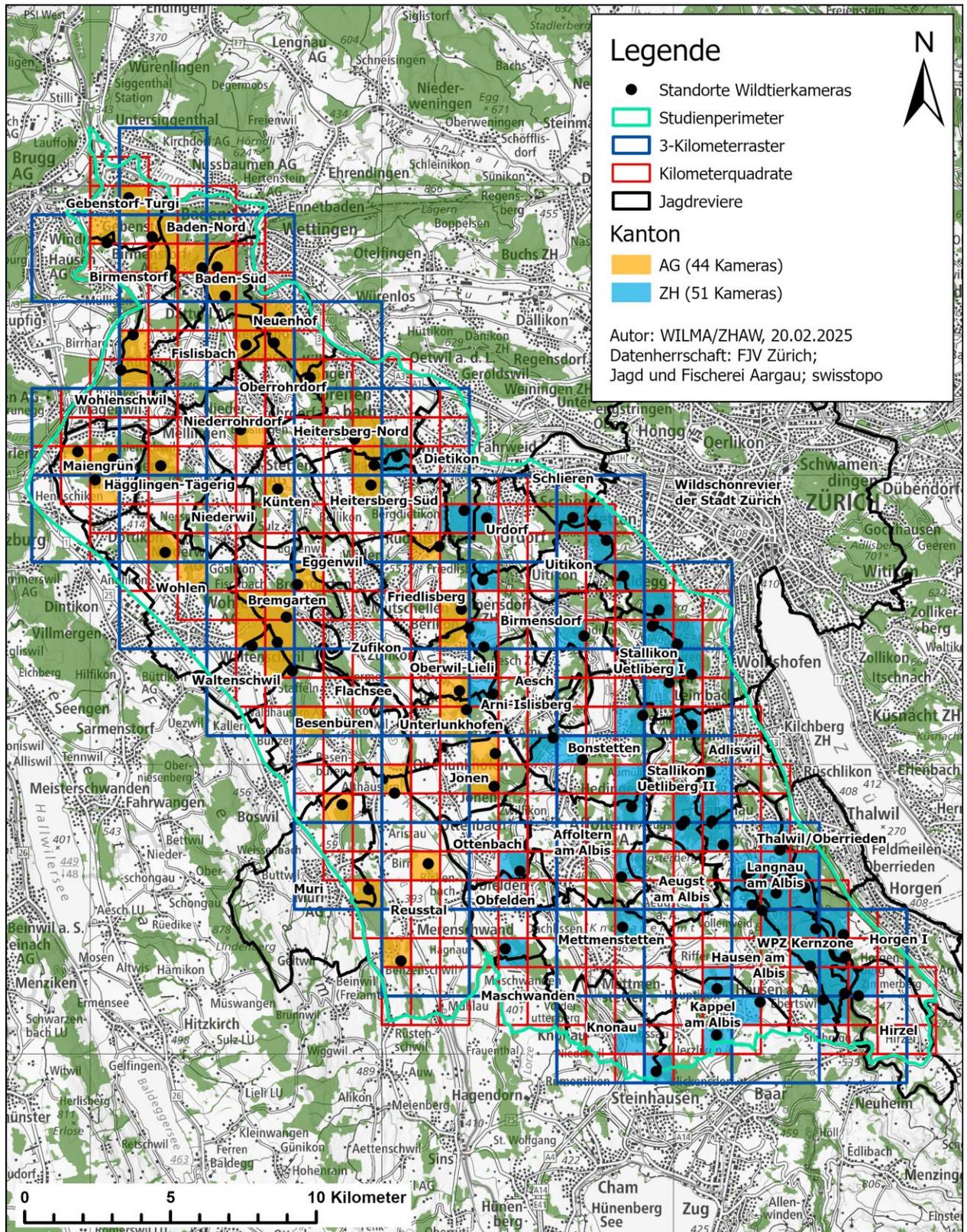


Abbildung 1: Untersuchungsgebiet mit Untersuchungsperimeter (hellgrüne Linie), überlagert mit Rastergittern von 1x1 km (rot) bzw. 3x3 km (blau). Entsprechend der grössten Fläche an geeignetem Habitat (mindestens 1 ha) wurden zwischen einem und vier Kilometerquadraten pro 3x3km-Quadrat für die Platzierung jeweils einer Wildtierkamera ausgewählt. Die insgesamt 95 ausgewählten Kilometerquadraten sind gemäss ihrer Zugehörigkeit zum Kantonsgebiet Zürich (blau) oder Aargau (orange) eingefärbt. Die Jagdreviergrenzen (schwarze Linie) im Kanton Zürich entsprechen jenen der Jagdpachtperiode 2017–2025, jene im Kanton Aargau der Jagdpachtperiode 2018–2026.

2.2.3. Installation Wildtierkameras

Im Verlauf des Aprils 2020 wurden die Wildtierkameras in den jeweiligen Kilometerquadraten installiert. An allen Standorten kam das Modell Reconyx HF2X (Infrarot-Blitz, maximale Erfassungsdistanz 30 m) zum Einsatz. Die Installation erfolgte ausschliesslich im Wald und wurde gemäss den Vorgaben aus dem Merkblatt Fotofallen der Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich (2013) durchgeführt. Neben der lokalen Jägerschaft wurden weitere Interessengruppen über die Installation, den Zweck und den genauen Standort informiert: Die Abteilungen Wald beider Kantone, Kreis- und Revierförster sowie die Waldeigentümer, Vertreter des Wildnisparks Zürich sowie Schutzgebietsbeauftragte. Für die Forschungsarbeiten in der Kernzone des Wildnisparks Zürich wurde von der Fachstelle Naturschutz des Kantons Zürich eine Ausnahmegewilligung zum Betreten von Naturschutzgebieten (Waldschutzzonen IVS1; Referenz-Nr.: FNS 20109) eingeholt. Mit dem Ziel einer kontinuierlichen Erfassung wurden die Wildtierkameras möglichst an den jeweiligen Standorten belassen und nach einer vierjährigen Laufzeit im Mai 2024 abgebaut.

2.2.4. Datensicherungen

Die Kontrolle der Kameras und entsprechende Datensicherungen und Batteriewechsel erfolgten halbjährlich jeweils im Oktober und April. Falls Kameras während dem Erfassungszeitraum mutwillig zerstört oder entwendet wurden oder aufgrund von technischen Problemen ausgestiegen sind, wurden sie zeitnah ersetzt, um eine möglichst lückenlose Datenerhebung zu gewährleisten. Ausfälle kamen nur vereinzelt vor, so dass die Kameras in aller Regel ohne Unterbruch liefen und über den gesamten Erfassungszeitraum Bilder generierten.

2.2.5. Datendokumentation

Zu Beginn des Projekts wurde die Entwicklung eines teilautomatisierten Workflows zur Bilddokumentation vorangetrieben. Zentrales Element dieses Prozesses ist die automatisierte Zusammenfassung von Bildmaterial in zeitlich zusammenhängende Sequenzen. Dabei werden relevante Metainformationen, wie Kamera-ID, Bildnummern, Datum sowie Start- und Endzeit der jeweiligen Sequenz, automatisch extrahiert und in Datentabellen überführt. Anschliessend wurde die beobachtete Tierart manuell erfasst und, sofern anhand des Bildmaterials möglich, zusätzlich eine Differenzierung nach Geschlecht und Altersklasse vorgenommen. Zwischen Mai 2020 und April 2022 erfolgte eine vollständige Dokumentation aller erfassten mittleren und grossen Säugetiere. Ab Mai 2022 wurden nur noch Rothirsche und Grossraubtiere sowie im Gebiet seltene Arten berücksichtigt.

2.2.6. Daten Ämter und Jagdgesellschaften

Als Ergänzung zu unserem Fotofallenmonitoring wurden uns von den zuständigen Behörden die offiziellen Nachweisdaten des Rothirschs zur Verfügung gestellt. Diese umfassen im Kanton Zürich sämtliche im Wildbuch erfassten Abschüsse sowie Fallwild. Im Kanton Aargau sind dies alle direkten und indirekten Nachweise, welche die Jagdgesellschaften sowie Vertreter des Forstdienstes gemäss dem Massnahmenplan Rothirsch (Departement Bau, Verkehr und Umwelt Aargau, 2014) an die Sektion Jagd und Fischerei melden müssen. Ergänzend zu diesen offiziellen Nachweisen erhielten wir von zahlreichen Jagdgesellschaften zusätzliche Nachweise, die sie uns direkt übermittelten. Viele dieser Meldungen basierten

auf Bildmaterial aus eigenen Wildtierkameras, welche von den Jagdgesellschaften in ihren Revieren installiert wurden. Diese ergänzenden Informationen, insbesondere aus dem Kanton Zürich, wo keine gesetzliche Meldepflicht besteht, trugen zur Vervollständigung des Kenntnisstandes über das Vorkommen des Rothirschs im Untersuchungsgebiet bei.

2.2.7. Datenanalyse Fotofallenmonitoring

Die Nachweise aus dem Fotofallenmonitoring wurden nach Abschluss der Datenerfassung und -dokumentation hinsichtlich der nachgewiesenen Arten und beim Rothirsch in Bezug auf saisonale, tageszeitliche, geschlechts- und altersspezifische Muster quantifiziert. Im Rahmen von explorativen Datenanalysen wurden diese Muster untersucht und visuell in Form von Karten und Diagrammen aufbereitet und beschrieben.

Bestandsschätzung anhand von Fang-Wiederfang Modellen mit Hirschstieren

Männliche Rothirsche lassen sich anhand charakteristischer Geweihmerkmale zumindest innerhalb eines Geweihzyklus individuell identifizieren. Zur Anwendung dieser Methode auf die im Fotofallenmonitoring erfassten Hirschstiere wurden im Rahmen studentischer Arbeiten Kriterienkataloge zur Individualerkennung entwickelt und in einzelnen Jahren erprobt (Nauser 2022, Oldorf 2022). Aufgrund vielversprechender erster Ergebnisse wurde der Katalog nach Abschluss der Datenerhebung im Rahmen einer Bachelorarbeit weiterentwickelt und auf alle Hirschstiere in vier Geweihzyklen angewendet (Lieuwen 2025). Dabei zeigte sich, dass diese Methode jeweils im Zeitraum von Anfang Juli bis Ende Februar die zuverlässigsten Ergebnisse liefert.

Als Unterscheidungsmerkmale für die Identifizierung wurde die Anzahl der Aug-, Eis- und Mittelsprosse sowie die Enden der Geweihkronen erfasst. Zudem wurden die Form und Auslage des Geweihs, sowie die Form und relative Länge der Sprosse berücksichtigt (Abbildung 2). Die individuelle Unterscheidung von Spiessern erwies sich in der Regel als nicht möglich bzw. zu unzuverlässig, weshalb darauf verzichtet wurde.

Mit den Nachweisen von individuell unterscheidbaren Hirschstieren lassen sich anschliessend räumlich explizite Fang-Markierung-Wiederfang Modelle berechnen (Spatially Explicit Capture-Recapture Model SECR; Borchers & Efford 2008). Diese Modellierung nutzt die räumlichen Nachweise von Individuen, um deren Verbreitungszentren und raumbezogenen Nachweiswahrscheinlichkeit abzuschätzen, was letztlich die Schätzung einer Populationsgrösse von Hirschstieren ermöglicht.

Die Anzahl der in den vier Geweihzyklen (2020/21; 2021/22; 2022/23; 2023/24) erfassten Hirschstiere wurde anschliessend unter Berücksichtigung des jeweils nachgewiesenen Anteils an Spiessern und weiblichen Individuen auf einen geschätzten Gesamtbestand hochgerechnet.



Abbildung 2: Zwei Beispiele für wiederholt identifizierte Hirschstiere. Linke Seite (orange Pfeile): I1 Vincent, bestimmt während dem Geweihzyklus 2022/23. Rechte Seite (blaue Pfeile): H2 Ignaz, bestimmt während dem Geweihzyklus 2021/22. (angepasst nach Lieuwen 2025)

Analysen weiterer Tierarten (Hauskatze, Fuchs, Baum- und Steinmarder, Dachs und Reh)

Neben Rothirschen wurden zahlreiche weitere Tierarten fotografiert und dokumentiert. Die Nachweise von Hauskatzen wurden 2024 in einen separaten Bericht zuhanden des Veterinäramts Zürich detailliert aufgearbeitet (Jakob et al. 2024). Dabei wurde die räumliche Verteilung, die tageszeitlichen und saisonalen Schwankungen sowie die Distanz zur nächsten Siedlung ausgewertet.

Für Rotfuchs, Baum- und Steinmarder, Dachs sowie Reh wurden die Nachweise in den ersten beiden Untersuchungsjahren (Mai 2020 – April 2022) manuell dokumentiert. Die Verteilung der Nachweise (Bildsequenzen) im Untersuchungsgebiet und über die Monate sowie in Abhängigkeit der Tageszeit bzw. des Sonnenstandes wurden analysiert. Da Baum- und Steinmarder aufgrund der Infrarotaufnahmen meist nicht eindeutig differenziert werden konnten, wurden sie gemeinsam als «Marder» ausgewertet.

2.3. Telemetriestudie

2.3.1. Fang und Besenderung

Die Fangaktionen zur Besenderung von Rothirschen in der Albiskette fanden in den Wintern 2021/22 und 2022/23 (Dezember–März) an verschiedenen Standorten in der Umgebung des Sihlwalds statt. Sie wurden in enger Absprache mit der Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich durchgeführt und durch das Tierspital Zürich sowie die lokale Jägerschaft unterstützt. Für die Distanzimmobilisation der Rothirsche haben wir ein eigenes ferngesteuerte Funknarkosegewehr sowie ein Narkosegewehr der Dienststelle Jagd, Fischerei und Wildtiere des Kantons Wallis (DJFW VS) verwendet. Die Fangstandorte für die Funknarkose wurden auf eine Schussdistanz von 12–15 m mit frischen Äpfeln gekirrt. Als Narko-

semittel wurde eine Xylazin-Ketamin-Mischung verwendet (375 mg Xylazin + 300 mg Ketamin für weibliche Individuen; 500 mg Xylazin + 300 mg Ketamin für männliche), appliziert in 3 ml-Narkosepfeilen mit integrierten VHF-Peilsendern des Herstellers Pneu Dart. Während der Narkose wurden die Rothirsche anhand physiologischer Parameter (Sauerstoffsättigung, Pulsfrequenz, Atemfrequenz, kapilläre Füllzeit, Schleimhautfarbe und Rektaltemperatur) überwacht und zusätzlich mit Sauerstoff versorgt. Zudem wurden morphometrische Daten erhoben sowie Haar- und Kotproben entnommen. Jedes Individuum erhielt beidseitig eine Ohrmarke mit einer eindeutigen Identifikationsnummer und wurde mit einem GPS-Telemetriehalsband (Modell Vertex Plus, VECTRONIC Aerospace GmbH) ausgestattet. Die eingesetzten Halsbänder erfassten stündlich die GPS-Position der besenderten Individuen und zeichneten zusätzlich Aktivitätsdaten auf. Zur Aufhebung der Narkosewirkung wurde Antisedan® verabreicht. Im Rahmen der getätigten Fangaktionen traten weder während der Narkose noch in der Aufwachphase Komplikationen auf. Aufgrund möglicher fangbedingter Einflüsse auf das Raumverhalten der Rothirsche wurden GPS-Positionen der ersten 3 Tage nach der Besenderung nicht für die Datenanalyse verwendet.

2.3.2. Datenanalyse Telemetriestudie

Die Daten aus der Telemetriestudie wurden in Bezug auf die Raumnutzungsmuster für den vorliegenden Schlussbericht sowohl in deskriptiver Form aufbereitet und visualisiert als auch in weiterführenden Raumnutzungsanalysen (Ressourcenselektions-Modellierung, Tageseinstände) genutzt. Im Rahmen des übergeordneten Forschungsprogrammes «Rothirsch im Schweizer Mittelland» (Fischer et al. 2024) sind die Daten gewisser in der Albiskette besenderten Rothirsche (ID01 Amanda, ID02 Beni, ID03 Christoph, ID04 Dario, ID05 Erika) in weitere Analysen (z.B. Konnektivitätsmodellierungen) eingeflossen.

Aktogramme

Die verwendeten Telemetriehalsbänder verfügen über Aktivitätssensoren, welche in drei verschiedenen Achsen die Bewegungsaktivität der Rothirsche gemittelt auf 5-Minuten-Intervalle erfassen. Die Erfassung der Bewegungsaktivität erfolgt auf einer wertefreien Skala von 0–240. Die Analyse und Darstellung der jahres- und tageszeitlichen Aktivitätsphasen erfolgte für jedes Individuum anhand eines so genannten Aktogramms. Die Aktogramme wurden mit der Software «Activity Explorer» von VECTRONIC Aerospace GmbH generiert.

Homeranges

Zum Zeitpunkt des Abschlusses des übergeordneten Berichts zum Rothirsch im Schweizer Mittelland (Datenstand: 31.05.2023; Fischer et al. 2024) war die Datenerfassung der besenderten Rothirsche in der Albiskette noch nicht abgeschlossen. Daher haben wir die Homeranges nach Abschluss der Datenerhebung gemäss dem Vorgehen von Fischer et al. (2024) erneut berechnet. Grundlage war die «Biased Random Bridge Kernel Methode» (BRBK), bei der mittels Kernel-Dichteschätzung die «Utilization Distribution» (UD) zur Bestimmung der Raumnutzung erstellt wurde (Benhamou 2011). Es erfolgte eine Berechnung sowohl für Ganzjahres- als auch für saisonale Homeranges. Für die Berücksichtigung in der Ganzjahresanalyse war eine minimale Erfassungsdauer von 180 Tagen (≥ 4320 GPS-Positionen) erforderlich, für die saisonalen Analysen mindestens 45 Tage (≥ 1080 GPS-Positionen). Die saisonale Einteilung richtete sich nach Kalendermonaten: Frühling (März–Mai), Sommer (Juni–August), Herbst (September–November) und Winter (Dezember–Februar).

Ressourcenselektions-Modellierung

Die Ressourcenselektion wurde in einem dynamischen Modell mit einer «Step Selection Analysis» (SSA) berechnet. Die SSA ist eine statistische Methode, um die Ressourcenselektion auf Populationsebene auf der Basis telemetrisch generierter Raumnutzungsinformation anhand einer Auswahl von Individuen zu eruieren. In der SSA wurden 25 zufällige Schritte (Bewegungen zwischen zwei GPS-Positionen), welche auf der Grundlage der Fortbewegungsmuster (Schrittlänge, Richtung der Bewegung) der entsprechenden Rothirsche generiert wurden, dem real zurückgelegten Schritt gegenübergestellt. Dabei werden jedem Zielpunkt des Schrittes (real oder zufällig) kontinuierliche Variablen (Auflösung 10x10 m) der Topografie (Geländeneigung, Sonneneinstrahlung), der menschlichen Präsenz (Distanz zu Strassen und Wegen, Distanz zu Siedlungen, Distanz zu Gebäuden) und der Vegetationsstruktur (Deckungsgrad der Strauchschicht [0.5–3 m]) sowie den Waldanteil in einem 200 m Radius um jede Rasterzelle angehängt. Im Offenland wurde zusätzlich die Variable Distanz zum Waldrand mitberücksichtigt. Diese mit Umweltvariablen angereicherten Schritte sind in einem multivariaten Modell auf die Frage getestet worden, welche Bedingungen eine Selektion einer bestimmten Zelle durch den Rothirsch begünstigen oder hemmen. Diese multivariaten Modelle wurden separat für das Offenland und den Wald, sowie für die Winter- als auch für die Sommersituation berechnet, wobei dieselbe Einteilung in Winter (1. Dezember – 28/29. Februar) und Sommer (1. Juni – 31. August) wie für die Berechnung der Homeranges verwendet wurde. Zur Erstellung der Karten der Ressourcenselektionsmodelle wurden die Modellresultate mit den Rastergrundlagen der Umweltvariablen verrechnet, wodurch für jedes Modell eine räumlich explizite Repräsentation der Selektionsstärke entstanden ist.

Definition Tageseinstände

Für die Definition der Tageseinstände wurden ausschliesslich GPS-Positionen verwendet, welche innerhalb des Tages (zwischen bürgerlicher Morgendämmerung +1 h und bürgerlicher Abenddämmerung -1 h) zu liegen kommen und sich innerhalb der Winter- (16.11. – 15.3.) resp. Sommersaison (16.5. – 15.9.) befinden haben. Daraus wurden für die jeweilige Saison separat die Bewegungsparameter räumliche, zeitliche Distanz und Geschwindigkeit zwischen zwei GPS-Positionen berechnet. In der weiteren Bearbeitung wurden nur GPS-Positionen verwendet, welche in einem Zeitraum von 60±5 Minuten aufeinander folgten. Anschliessend wurde eine Segmentierung nach Laube & Purves (2011) vorgenommen, wobei die mittleren Schrittlängen (räumliche Distanz) über 5 Lokalisationen berechnet (-2h bis +2h) wurden.

Als Schwellenwert für die engere Definition der Tageseinstände wurden einerseits Quartilswerte des ersten Quartils der mittleren Schrittlängen in der jeweiligen Saison (Winter: 32.66 m / Sommer 20.4 m) verwendet. Bezüglich des Bewegungsverhaltens bedeutet dies eine Einteilung in «ruhend» oder «in Bewegung» (Schrittlänge≤Schwellenwert = ruhend, Schrittlänge>Schwellenwert = in Bewegung). Zudem haben wir definiert, dass ein Tageseinstand *mindestens* 4 aufeinanderfolgende Lokalisationen unterhalb dieses Schwellenwerts umfassen muss, was einem ruhenden Zustand über einen Zeitraum von mindestens 3 Stunden entspricht. Aus allen Positionen, die ein solches Segment umfasst, wurde jeweils ein «Minimum Convex Polygon» (MCP) berechnet und der dazugehörige Mittelpunkt (geometrischer Schwerpunkt) generiert.

Feldaufnahmen Tageseinstände

Für die Selektion der geeigneten Tageseinstände für Felderhebungen waren vorbereitende Schritte notwendig: es wurden i) nur MCPs gewählt, welche die gesamte Fläche innerhalb des Waldes hatten und ii) im Falle von überlappenden MCPs jenes gewählt, welches die meisten Lokalisationen enthielt und gleichzeitig die geringste Fläche hatte (Stickel 2025). Die verbleibenden Tageseinstände wurden im Rahmen von mehreren studentischen Arbeiten untersucht (Kagerer 2024, Muggli 2024, Stickel 2025). Um die kleinräumigen Habitatparameter der Tageseinstände mit dem umliegenden Habitat vergleichen zu können, wurden zusätzlich Referenzplots erhoben. Diese wurden in einer zufälligen Himmelsrichtung und in einem Mittelpunktabstand von 80 m zu jedem Präsenzplot (Tageseinstände) mittels eines Würfels direkt im Feld definiert. Die Aufnahmeplots (Präsenz- und Referenzplots) wurden mithilfe eines GPS-Gerätes aufgesucht und anschliessend kartiert. Im Rahmen der Kartierung wurde das Zentrum des Plots mit einem Zylinder aus Stoff (Höhe 1 m, Durchmesser 0.2 m; Abbildung 3) markiert. Mithilfe eines Massbands wurde der 10 m Radius des Plots markiert und alle relevanten Daten zu den kleinräumigen Habitateigenschaften aufgenommen: Sichtdistanzen in die vier Himmelsrichtungen, Sichtbarkeit des Zylinders vom nächstgelegenen Weg/Strasse, Deckungsgrade der Kraut-, Strauch- und Baumschicht, Nadelholzanteile und dominierende Arten in der jeweiligen Vegetationsschicht, lokale Geländemorphologie sowie verschiedene Hinweise auf Rothirschpräsenz.



Abbildung 3: Zentrum des Referenzplots ID 1101A, markiert mit Stoffzylinder. (Quelle: Stickel 2025)

Multivariate Analyse Tageseinstände

Die Präsenz- und Referenzplots wurden nach der Datenerhebung im Feld zusätzlich mit GIS-basierten Variablen zur Topografie (Geländeneigung und Mikrorelief) und zur Distanz zum nächstgelegenen Weg/Strasse angereichert. Die Variable Mikrorelief ergibt sich aus der Subtraktion eines Geländeneigungsrasters in hoher Auflösung (0.5x0.5 m) von einem Geländeneigungsraster in tieferer Auflösung

(25x25m). Daraus ergeben sich negative Werte für kleinräumig steile Flächen in grossräumig ebenen Flächen und positive Werte für kleinräumig ebene Flächen in grossräumig steilen Flächen.

Die Parameter, welche Winter- und Sommertageseinstände charakterisieren, wurden im Rahmen von Multivariaten Modellen untersucht. Dabei haben wir «Generalized Linear Mixed Effects Models» (GLMM) verwendet, in denen einerseits in der saisonalen Betrachtung als abhängige Variable der Plottyp (Präsenz / Referenz) verwendet wurde. Andererseits haben wir untersucht, welche Umweltfaktoren die Aufenthaltsdauer der Rothirsche in den Tageseinständen beeinflussen, indem wir die Anzahl erfasster GPS-Positionen als abhängige Variable in einem GLMM verwendet haben. In allen Modellen haben wir die Rothirschindividuen als Zufallsfaktor einfließen lassen. Zur Ermittlung des jeweils besten Modells haben wir einen «Multimodel Inference» Ansatz verfolgt, bei dem letztendlich nur die statistisch relevanten Einflussgrössen in den Modellen verblieben sind. Zur besseren Vergleichbarkeit haben wir dasselbe Variablenset für den Winter und den Sommer verwendet.

2.3.3. Revierübergreifende Rothirschjagd im Gebiet des Wildnisparks Zürich Sihlwald

Im Rahmen des Projekts «Rotwild und Eibe im Amt» der Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich fand am 08.12.2023 eine revierübergreifende Rothirschjagd im Gebiet rund um den Wildnispark Zürich Sihlwald statt, wobei in der Kernzone weder Jagende noch Hunde im Einsatz waren. Die räumlichen Interaktionen zwischen den besenderten Rothirschen und an der Jagd beteiligten Personen sowie Jagdhunden wurden systematisch erfasst. Hierzu wurden insgesamt 47 GPS-Logger an Jagdbeteiligte, insbesondere an Mitglieder von Treibergruppen sowie gezielt an Schützen und wo möglich an eingesetzte Hunde verteilt. Die Aufzeichnungsrates (Peilrate) der besenderten Rothirsche wurde für diesen Zeitraum auf 5 Minuten erhöht. Der vollständige Projektbericht (Reifler-Bächtiger et.al. 2024) ist bei der Fischerei- und Jagdverwaltung des Kantons Zürich erhältlich.

2.4. Verwendete Software

Sofern nicht anders deklariert, haben wir die Software R (Version 4.4.3, R Core Team 2024) in RStudio (Version 2024.09.1+394, Posit Team 2024) für die Datenanalyse und die Visualisierung sowie ArcGISPro (Version 3.3.1, Esri 2024) für kartographische Darstellungen verwendet.

3. Resultate aus dem Fotofallenmonitoring

Während der gesamten Laufzeit des Fotofallenmonitorings von 1. Mai 2020 bis 31. April 2024 wurden insgesamt 1'054'018 Bilder in 297'951 Sequenzen aufgenommen. Dabei umfasst eine *Bildsequenz* jeweils mindestens drei aufeinanderfolgende Serienbilder. Wenn auf einzelnen Bildern oder Bildsequenzen mehrere Individuen nachgewiesen wurden, haben wir dies bei der Anzahl *Individualnachweise* entsprechend berücksichtigt. Ein Individualnachweis entspricht der in einer Bildsequenz aufsummierten Anzahl Individuen pro Art, wobei dieselben Individuen zu verschiedenen Zeitpunkten mehrfach erfasst werden können. Aus der Anzahl Bildsequenzen oder Individualnachweise kann demnach nicht direkt auf eine Bestandsgrösse geschlossen werden.

Von den 95 Wildtierkameras haben die allermeisten über die 4 Jahre Laufzeit durchgehend funktioniert. Ausfälle (technische Probleme, Diebstahl, Vandalismus) wurden nur vereinzelt verzeichnet, haben aber in gewissen Erfassungsperioden zu einzelnen Datenlücken geführt (Anhang Abbildung A1).

3.1. Nachgewiesene Arten in der Übersicht

Während der ersten beiden detailliert ausgewerteten Untersuchungsjahre konnte das Reh mit 16'371 Bildsequenzen bzw. 21'445 Individualnachweisen im Untersuchungsjahr 2020/21 resp. 14'789 Bildsequenzen bzw. 18'871 Individualnachweisen im Untersuchungsjahr 2021/22 als deutlich häufigste Art im Untersuchungsgebiet festgestellt werden (Tabelle 1). Weitere häufig nachgewiesene Arten waren zudem Rotfuchs, Dachs und auch der Rothirsch. Daneben konnten regelmässig Marder, Eichhörnchen und einige Gämsen und Iltisse nachgewiesen werden. Zu den selten erfassten Säugetieren gehörten: Feldhase (2), Hermelin (2), Waschbär (2), Wildschwein (4) und Wolf (1). Neben Wildtieren wurden mehrfach Haushunde (im Fall von menschlicher Begleitung wurde der Leinenstatus miterfasst), Hauskatzen sowie Schafe erfasst. Bilder mit Personen wurden anonymisiert dokumentiert und anschliessend gelöscht. Rehe, Dachse, Füchse und Marder wurden ab Mai 2022 nicht mehr dokumentiert.

Tabelle 1: Im Rahmen des systematischen Fotofallenmonitorings in den Untersuchungsjahren 2020/21 bis 2023/24 (jeweils Mai – April) erbrachte Säugetier-Artnachweise, aufgeteilt in Anzahl Bildsequenzen und Anzahl Individualnachweise. Ein Individualnachweis entspricht der in einer Bildsequenz aufsummierten Anzahl Individuen pro Art, wobei dieselben Individuen zu verschiedenen Zeitpunkten mehrfach erfasst werden können. Aus der Anzahl Bildsequenzen oder Individualnachweise kann demnach nicht direkt auf eine Bestandsgrösse geschlossen werden.

	Mai 2020 – April 2021		Mai 2021 – April 2022		Mai 2022 – April 2023		Mai 2023 – April 2024	
	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise
Dachs	1457	1515	1133	1177	-	-	-	-
Eichhörnchen	53	56	19	19	49	49	63	64
Feldhase	0	0	1	1	0	0	1	1
Gämse	3	3	5	5	14	14	3	3
Haushund	61	66	60	64	42	47	23	24
Hauskatze	70	71	24	24	71	71	107	107
Hermelin	0	0	2	2	0	0	0	0
Iltis	3	3	1	1	9	9	7	7

	Mai 2020 – April 2021		Mai 2021 – April 2022		Mai 2022 – April 2023		Mai 2023 – April 2024	
	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise
Marder	175	177	197	199	-	-	-	-
Mensch	1807	2573	1632	2433	1588	2128	1160	1550
Mensch mit Hund	151	276	121	164	114	157	114	144
Reh	16371	21445	14789	18871	-	-	-	-
Rotfuchs	1737	1794	1359	1378	-	-	-	-
Rothirsch	1117	1730	1009	1569	1004	1703	1061	1706
Schaf	4	9	19	83	26	209	45	245
Waschbär	0	0	0	0	0	0	2	2
Wildschwein	0	0	0	0	0	0	4	4
Wolf	1	1	0	0	0	0	0	0

3.2. Rothirsch-Präsenz im Untersuchungsgebiet

3.2.1. Gesamtes Untersuchungsgebiet

Mit dem systematischen Fotofallenmonitoring wurden während dem gesamten Untersuchungszeitraum in 71 der insgesamt 95 Kilometerquadrate Rothirsche nachgewiesen. Die grossräumigen Muster zeigen Verbreitungsschwerpunkte entlang der Albiskette und im Knonaueramt (Kt. ZH) sowie im Kelleramt (Kt. AG), wo Rothirsche regelmässig und in grösserer Zahl nachgewiesen wurden, während sie in anderen Bereichen des Untersuchungsgebiets eher punktuell vorkamen (Abbildung 4a-d). Insgesamt wurden während der vier Untersuchungsjahre jeweils zwischen 1004 und 1117 Bildsequenzen resp. 1569 und 1730 Individualnachweise verzeichnet.

Die räumliche Verteilung der Nachweise und deren Anzahl ist über die vier Untersuchungsjahre mehrheitlich stabil geblieben (Abbildung 4a-d; Anhang Tabelle A1), einzig in den Jagdrevieren Jonen und Oberwil-Lieli im Aargauischen Kelleramt scheint es grössere Schwankungen gegeben zu haben (beide betreffenden Kamerastandorte liegen in Rodungsflächen).

In 24 von insgesamt 95 Kilometerquadraten konnten im gesamten Untersuchungszeitraum keine Nachweise von Rothirschen erbracht werden (Abbildung 4). Dies betrifft insbesondere Bereiche in der Nähe der Stadt Zürich (Wildschonrevier Stadt Zürich, Uitikon), entlang des Limmattals (Schlieren, Dietikon, Heitersberg-Nord, Neuenhof) sowie Standorte im nordwestlichen Teil des Untersuchungsgebiets (beispielsweise in den Jagdrevieren Bremgarten, Besenbüren und Maiengrün).

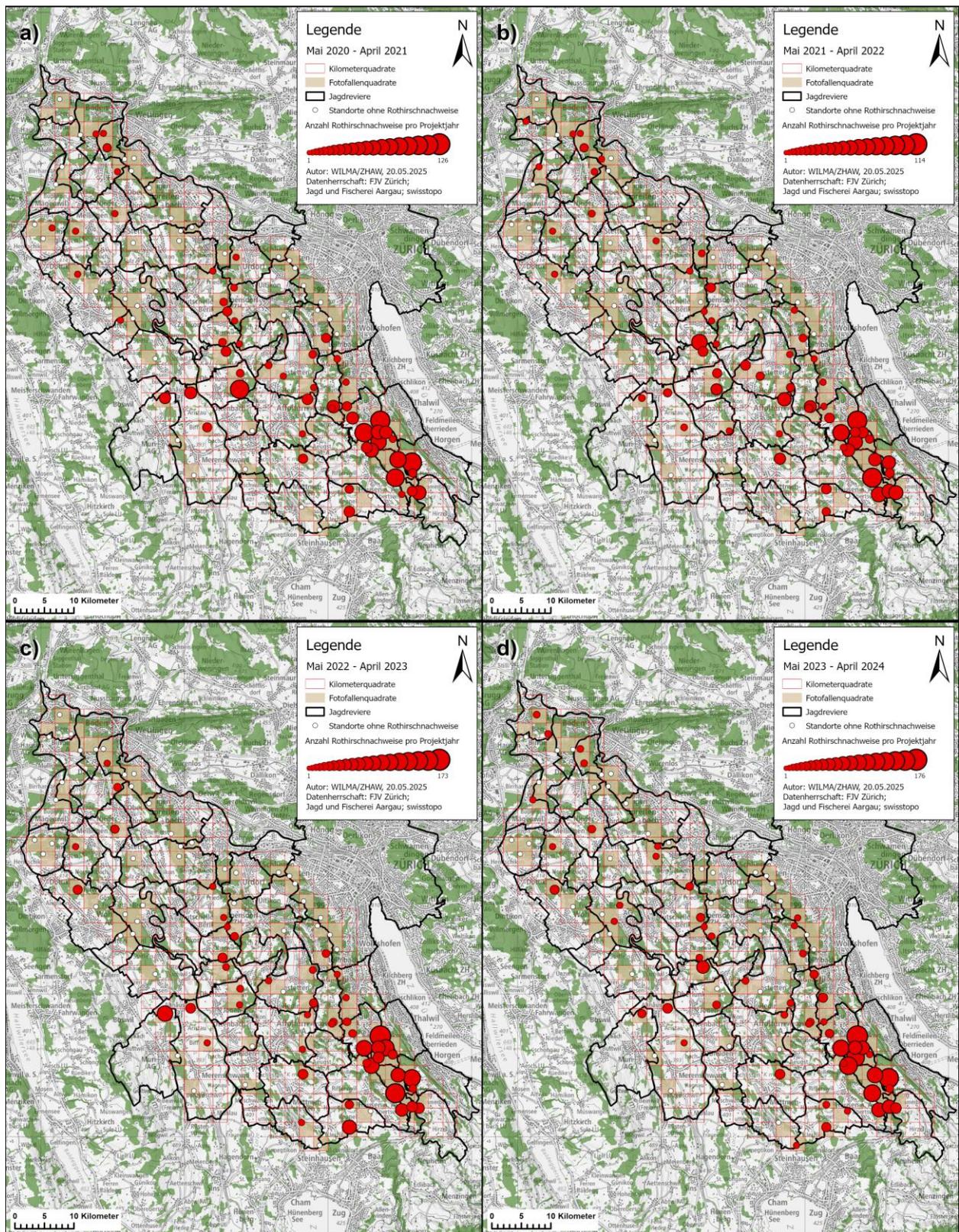


Abbildung 4: Untersuchungsgebiet mit den Standorten der 95 Wildtierkameras (weisse Punkte ohne, rote Punkte mit Rothirschnachweise) in den 95 systematisch ausgewählten Kilometerquadraten (ausgefüllte Flächen im roten Rastergitter). Waldflächen sind grün hervorgehoben. a) Rothirschbildsequenzen (Grösse der roten Punkte weist auf die Anzahl der Bildsequenzen hin) während des Untersuchungsjahres 2020/21, b) während des Untersuchungsjahres 2021/22, c) während des Untersuchungsjahres 2022/23 und d) während des Untersuchungsjahres 2023/24.

3.2.2. Jahreszeitliche Muster

Eine monatliche Betrachtung der Rothirschnachweise zeigt, dass das räumliche Vorkommen des Rothirschs im Untersuchungsgebiet stark saisonal geprägt war (Abbildung 5). So verringerte sich die Verbreitung im Verlauf der Wintermonate jeweils deutlich. In den kalten Monaten erfolgten die Rothirschnachweise vorwiegend nur noch in einigen Kilometerquadraten im Bereich des Wildnisparks Zürich Sihlwald und vereinzelt im Aargauischen Kelleramt. Ab dem Frühjahr (März/April) wurden die Rothirsche wieder zunehmend weiträumig nachgewiesen. Auch im Sommer und Herbst während der maximalen Verbreitung wurden die meisten Rothirschnachweise im Bereich des Wildnisparks Zürich Sihlwald erbracht. Die dortigen Wälder scheinen demnach für die Rothirschpopulation im Untersuchungsgebiet ganzjährig ein wichtiges Einstands- bzw. Rückzugsgebiet zu sein. Auch besonderte Rothirsche, die von dort aus im Sommerhalbjahr weiträumig migrierten, kehrten im Winter bevorzugt dahin zurück (siehe Kapitel 4). Interessant im Zusammenhang mit saisonaler Nutzung scheint ausserdem der Standort HF2_82 (JR Langnau a.A., 2683646/1237046), wo die Anzahl Individualnachweise jeweils in den Monaten September und Oktober stark angestiegen ist (Abbildung 6). Dabei ist nicht nur die Anzahl Individualnachweise von weiblichen und männlichen Rothirschen über die Jahre (von 22 auf 50 weiblichen Individuen und von 5 auf 73 männlichen Individuen jeweils im September) gleichermassen kontinuierlich angestiegen. Im Rahmen der Individuellen Ansprache der Hirschstiere (Kapitel 3.4) konnte auch gezeigt werden, dass in den Geweihzyklen 2022/23 und 2023/24 jeweils im September–Oktober mehrere unterschiedliche Hirschstiere (u.a. gerade und ungerade 14-Enden) an diesem Standort unterwegs waren. Dies könnte auf die Etablierung eines Brunftplatzes in der näheren Umgebung hindeuten.

In Kilometerquadraten nahe der Stadt Zürich konnte im gesamten Untersuchungszeitraum nur ein einziger Rothirschnachweis erbracht werden; diese Lebensräume scheinen für den Rothirsch bislang weniger attraktiv.

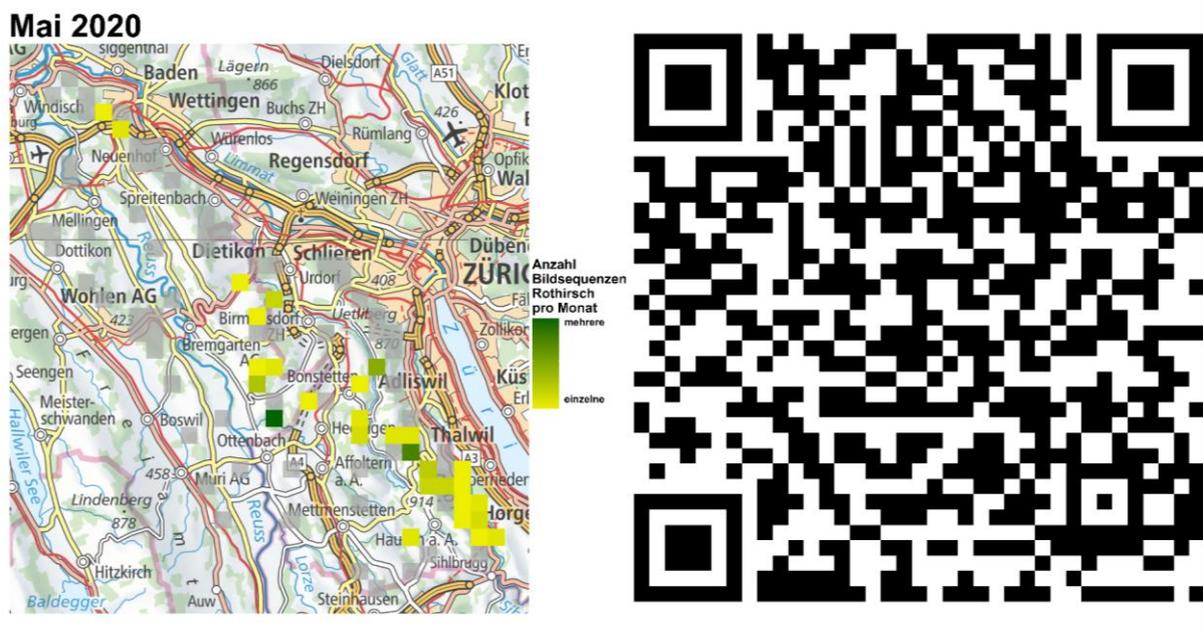


Abbildung 5: Rothirsch-Nutzung einzelner Kilometerquadrate des Untersuchungsgebiets, dargestellt als monatliche Anzahl Bildsequenzen pro Kilometerquadrat (grün = viele Individuen, gelb = wenige Individuen, grau = keine Nachweise im jeweiligen Monat). Durch Anklicken der Karte (links: Ctrl+linke Maustaste) resp. Scannen des QR-Codes (rechts) wird eine Onlineanimation von monatlichen Karten angezeigt.

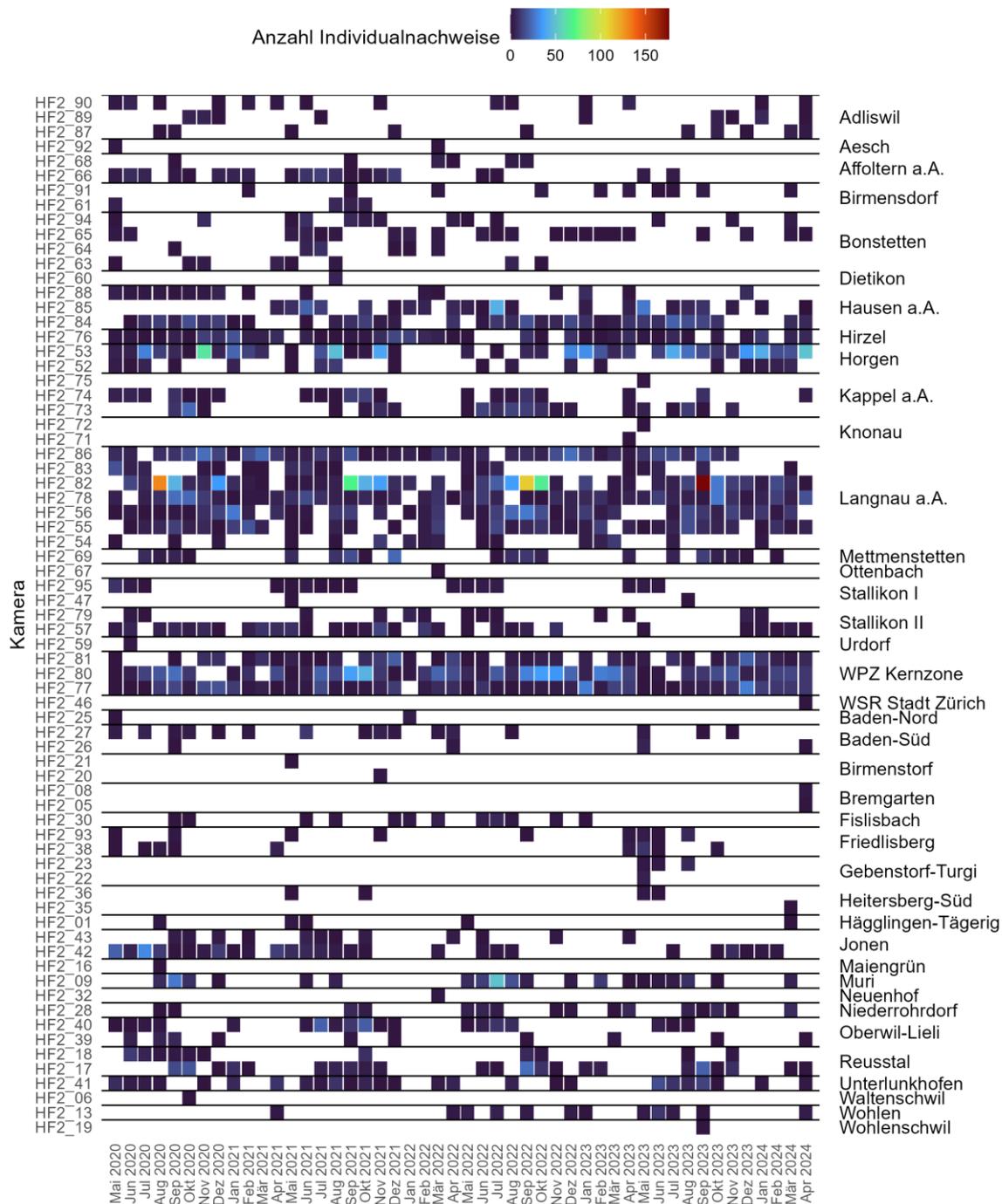


Abbildung 6: Anzahl Individualnachweise pro Monat und Fotofallen-Standort, gruppiert nach entsprechendem Jagdrevier und Kanton (Farbgradient von Blau über Grün – Gelb zu Rot entspricht zunehmender Anzahl). Ein Individualnachweis entspricht der in einer Bildsequenz aufsummierten Anzahl Individuen pro Art, wobei dieselben Individuen zu verschiedenen Zeitpunkten mehrfach erfasst werden können. Aus der Anzahl Bildsequenzen oder Individualnachweise kann demnach nicht direkt auf eine Bestandsgrösse geschlossen werden.

3.2.3. Tageszeitliche Muster

Individualnachweise traten im Zeitraum der Morgen- resp. Abenddämmerung gehäuft auf (Abbildung 7). Dieses Muster ist je nach Saison und Jahr stärker oder schwächer ausgeprägt, jedoch in den allermeisten Fällen festzustellen. Im Sommer und teilweise auch im Herbst scheinen die Rothirsche auch in den allerersten Morgenstunden des Tages vermehrt unterwegs zu sein. Im Herbst und im Winter wurden ausserdem verhältnismässig viele Rothirsche in den Nachtstunden erfasst.

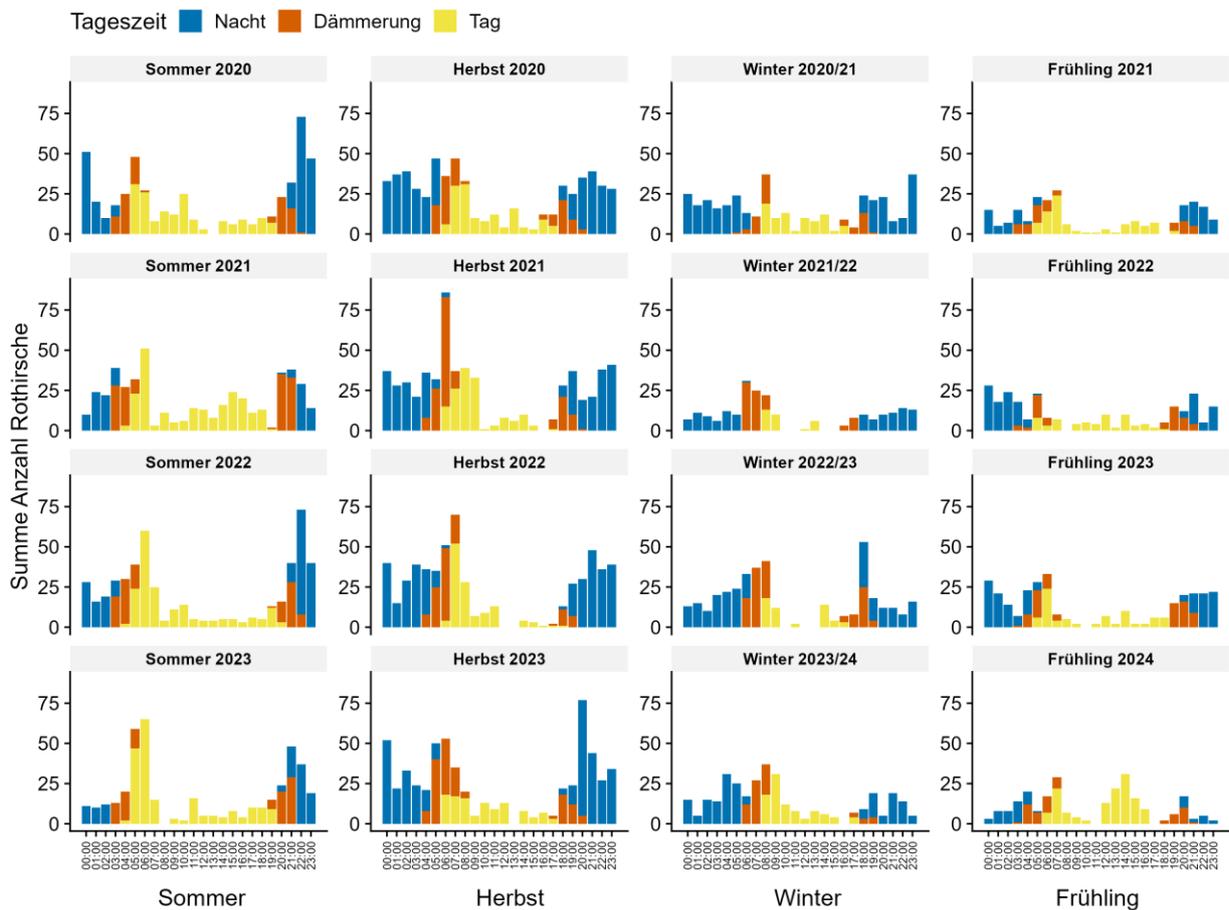
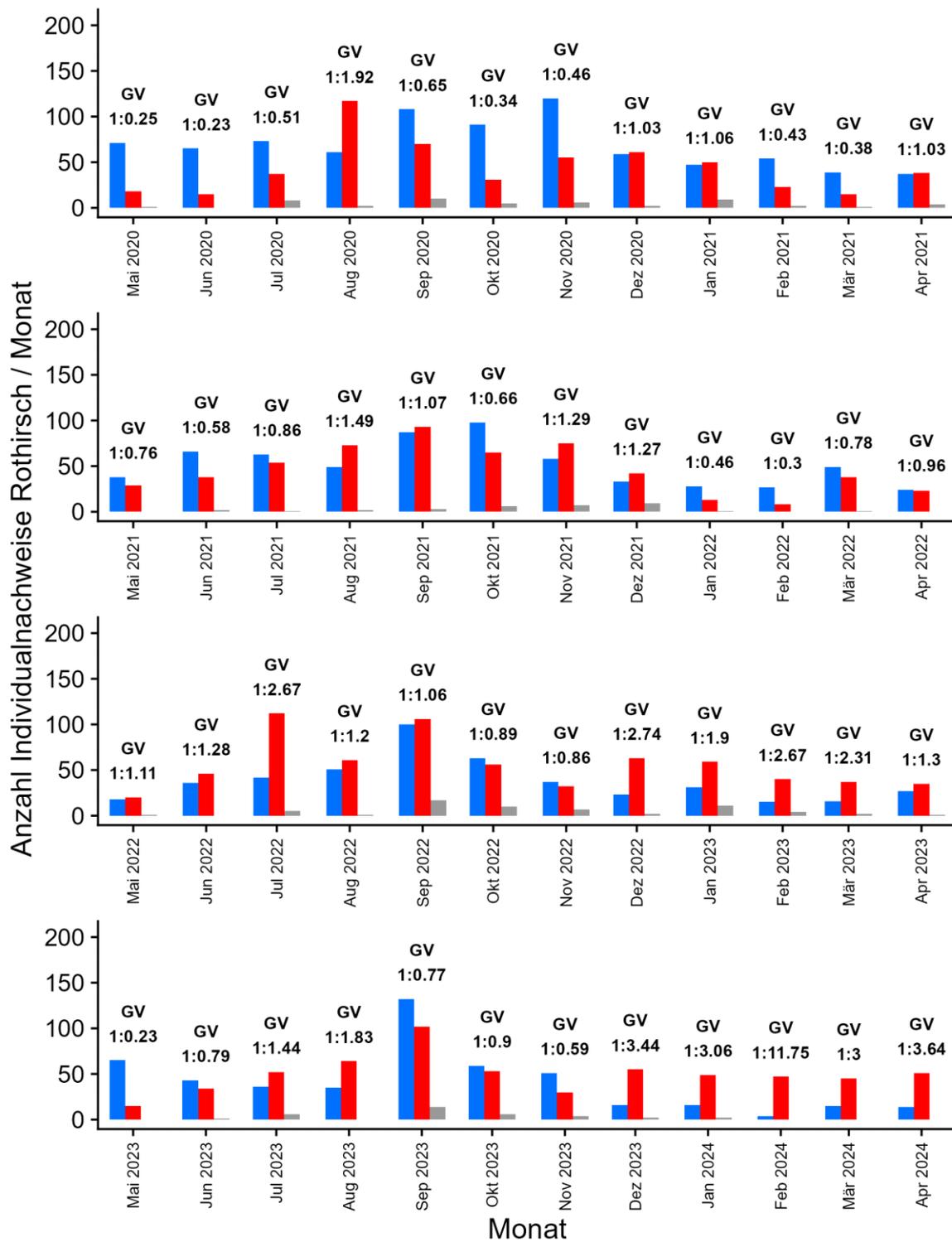


Abbildung 7: Tageszeitliche Häufigkeit von Rothirschindividualnachweisen jeweils nach Saison und Jahr zwischen Sommer 2020 und Frühling 2024, wobei der Frühling 2024 nur Daten aus den Monaten März und April umfasst. Die Nachweise wurden tageszeitlich eingeteilt gemäss ihrem Auftreten während der Dämmerung (jeweils Bürgerliche Dämmerung +/- 1h), am Tag oder in der Nacht.

3.2.4. Geschlechterspezifische Muster

Im ersten und teilweise auch im zweiten Untersuchungsjahr wurden in den meisten Monaten mehr männliche als weibliche Rothirsche registriert. Im Gegensatz dazu überwogen im dritten und vierten Untersuchungsjahr vermehrt die Nachweise weiblicher Tiere, insbesondere während der Wintermonate (Abbildung 8). Die räumliche Analyse geschlechtsspezifischer Verteilungsmuster zeigt, dass weibliche Rothirsche überwiegend im Verbreitungsschwerpunkt des Sihlwalds erfasst wurden, während ausserhalb dieses Gebiets in der Regel deutlich mehr männliche als weibliche Individuen nachgewiesen wurden. Im Herbst nahm die Gesamtzahl der Individualnachweise jeweils zu, wobei insbesondere die Nachweise männlicher Rothirsche deutlich anstiegen, auch an mehreren Standorten innerhalb des Sihlwalds (Abbildung 9).



Geschlecht: ■ Männlich ■ Weiblich ■ Unbekannt

*GV: Geschlechterverhältnis

Abbildung 8: Anzahl monatliche Individualnachweise von Rothirschen im gesamten Untersuchungsgebiet, getrennt nach Geschlecht (blau: männlich, rot: weiblich, grau: unbekannt) und jeweils mit Angabe des Geschlechterverhältnisses (*GV; Verhältnis weiblicher Individuen pro männliches Individuum).

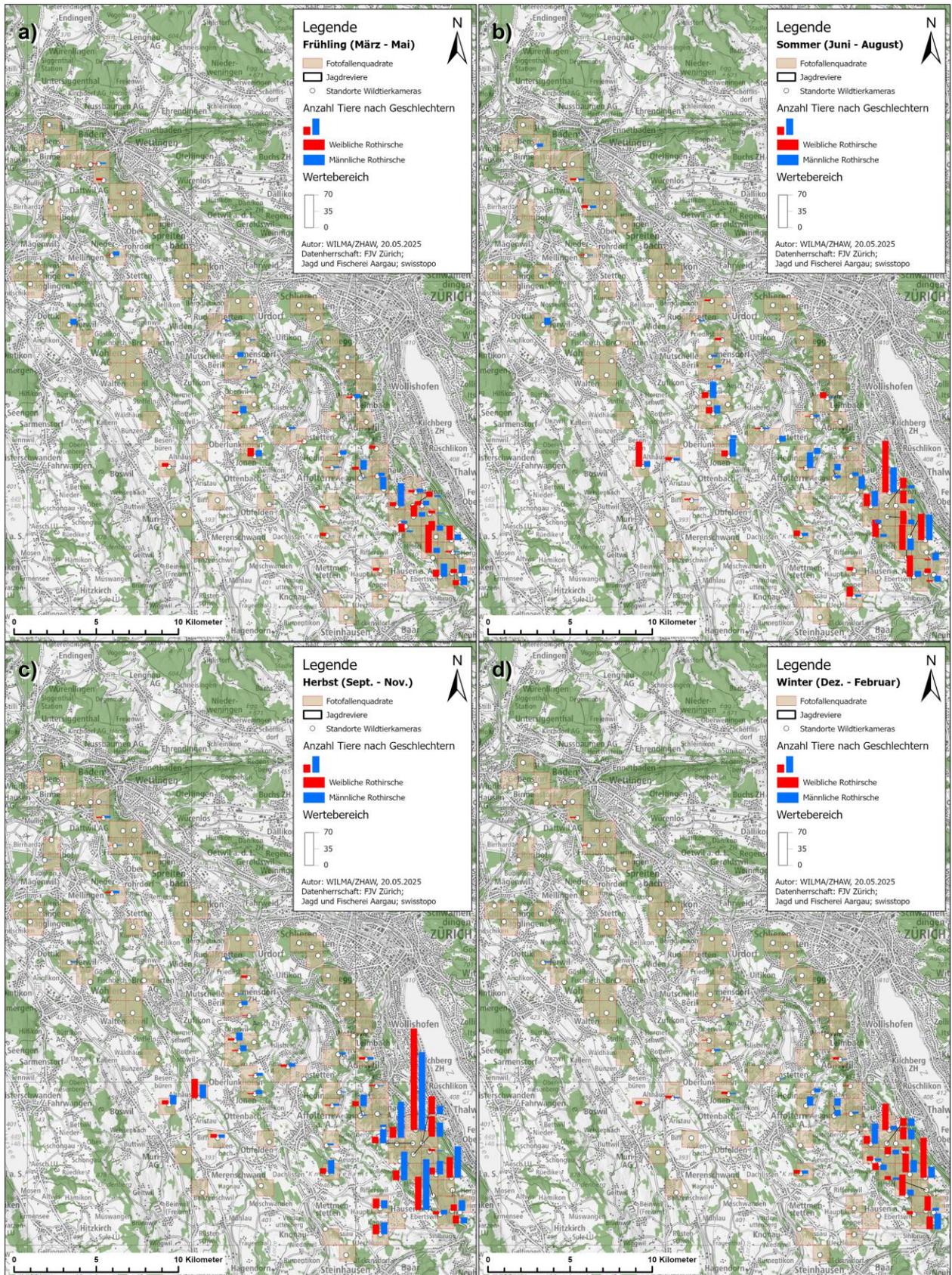


Abbildung 9: Geschlechterspezifische Anzahl Individualnachweise von Rothirschen pro Standort (blau: männlich, rot: weiblich), zusammengefasst nach Saisons über den gesamten Untersuchungszeitraum (Mai 2020 – April 2024) hinweg.

3.3. Verbreitungsmodellierung anhand von Fotofallennachweisen

Basierend auf zwei vorangegangenen studentischen Arbeiten (Keller 2022, Pinana 2022) haben wir anhand der Rothirschnachweise aus dem Fotofallenmonitoring mittels eines so genannten «Species Distribution Model» eine flächige Verbreitungsmodellierung für die Rothirsche im Untersuchungsgebiet durchgeführt. Mit dieser Analyse sollte die Frage beantwortet werden, wo der Rothirsch mit welcher Wahrscheinlichkeit auftritt, resp. in naher Zukunft auftreten wird. Dabei wurde die Präsenz bzw. Absenz von Rothirschen an den einzelnen Kamerastandorten im Zeitraum Mai 2020 – April 2022 berücksichtigt. Neben den Rothirschnachweisen sind verschiedene Lebensraumvariablen wie die Distanzen zu Strassen, Siedlungen, Waldrändern, Feuchtgebieten und Wildtierkorridoren sowie der Siedlungsanteil, der Waldanteil und die Geländeneigung als Prädiktoren in die Modellierung eingeflossen. Korrespondierend mit den oben beschriebenen Verbreitungsmustern ergab die Verbreitungsmodellierung für den Rothirsch ein differenziertes, heterogenes Bild, mit den höchsten Auftretenswahrscheinlichkeiten in den südöstlichen (Sihlwald) und zentralen Bereichen des Untersuchungsgebiets (Abbildung 10).

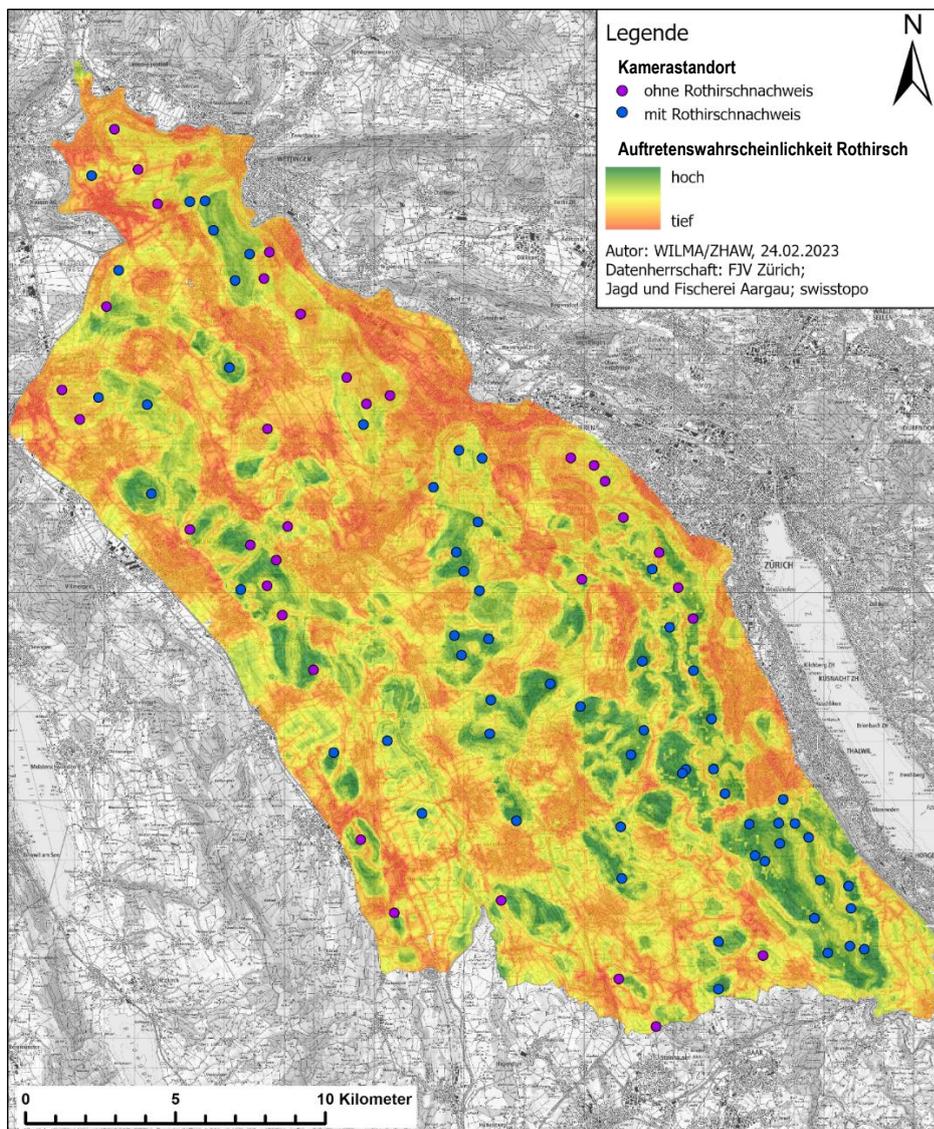


Abbildung 10: Aus der Verbreitungsmodellierung generierte ganzjährige Auftretenswahrscheinlichkeit für Rothirsche im Untersuchungsgebiet (rot = geringe, gelb = mittlere, grün = hohe Auftretenswahrscheinlichkeit). Die violetten bzw. blauen Punkte stellen die Standorte der Wildtierkameras aus dem systematischen Fotofallenmonitoring mit bzw. ohne Rothirschnachweise dar.

3.4. Individualerkennung und Bestandsschätzung anhand von Fotofallen- nachweisen

Im Rahmen der Individualerkennung von Rothirschstieren konnten in den vier Geweihzyklen zwischen 21 und 34 Hirschstiere individuell erkannt werden (Tabelle 2). Der Bestimmungserfolg lag dabei gemäss Lieuwen (2025) inklusive der Spiesser bei 73.4 %. Der Bestimmungserfolg bei mehrendigen Individuen dürfte noch deutlich höher liegen.

Mit 29 Sichtungen im Geweihzyklus 2021/22 wurde das Individuum H2 Ignaz (Abbildung 2) am häufigsten erfasst. Verschiedene weitere Individuen wiesen eine ähnlich hohe Anzahl an Sichtungen innerhalb eines Geweihzyklus auf. Die höchste Anzahl Sichtungen desselben Individuums an einem gleichen Standort innerhalb eines Geweihzyklus lag bei 11. Während allen Geweihzyklen wurden verschiedene Individuen an mehreren Standorten gesichtet (Abbildung 11), so beispielsweise 2022/23 der Hirschstier J2 Casper an 13 verschiedenen Fotofallen-Standorten.

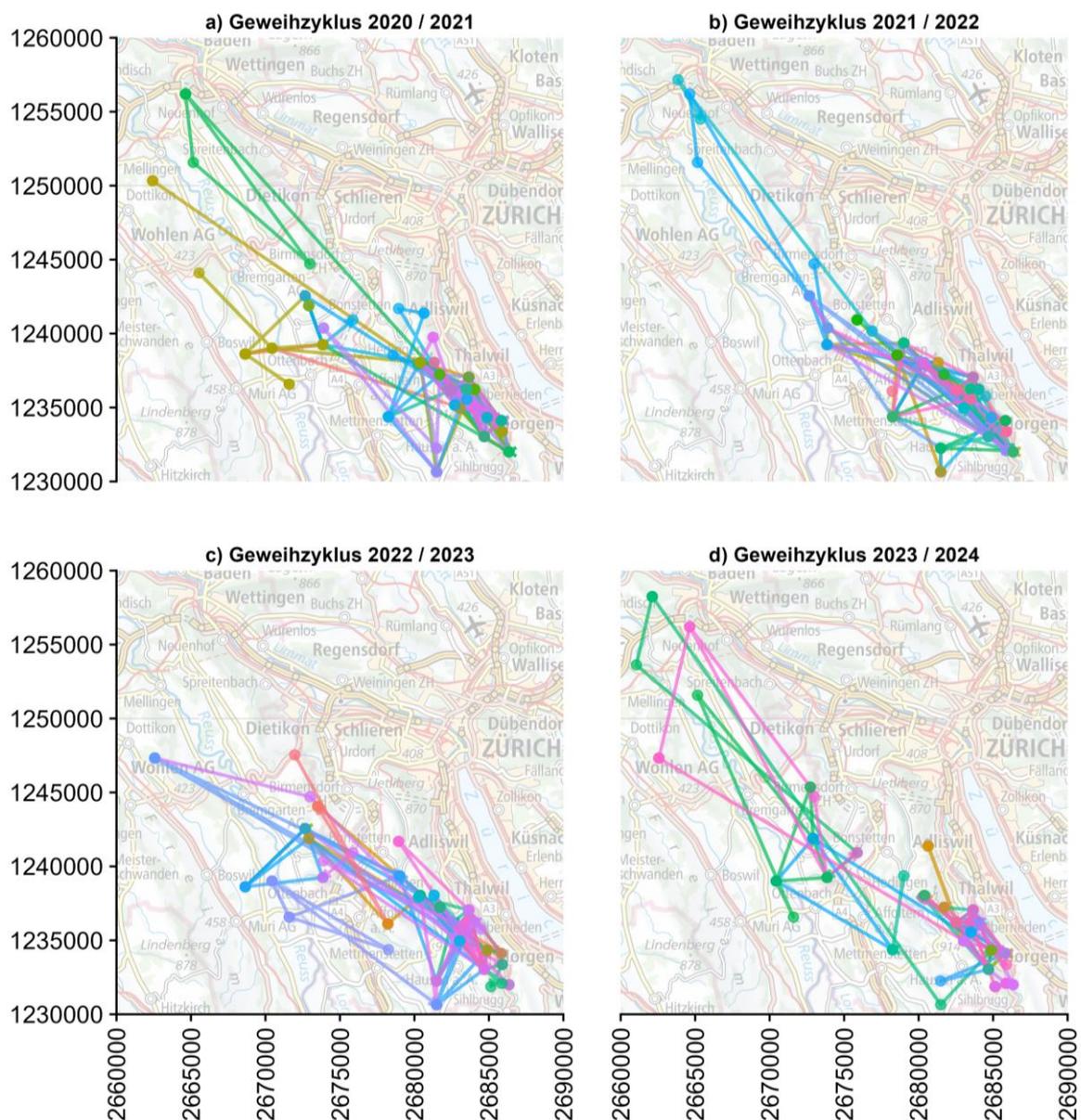
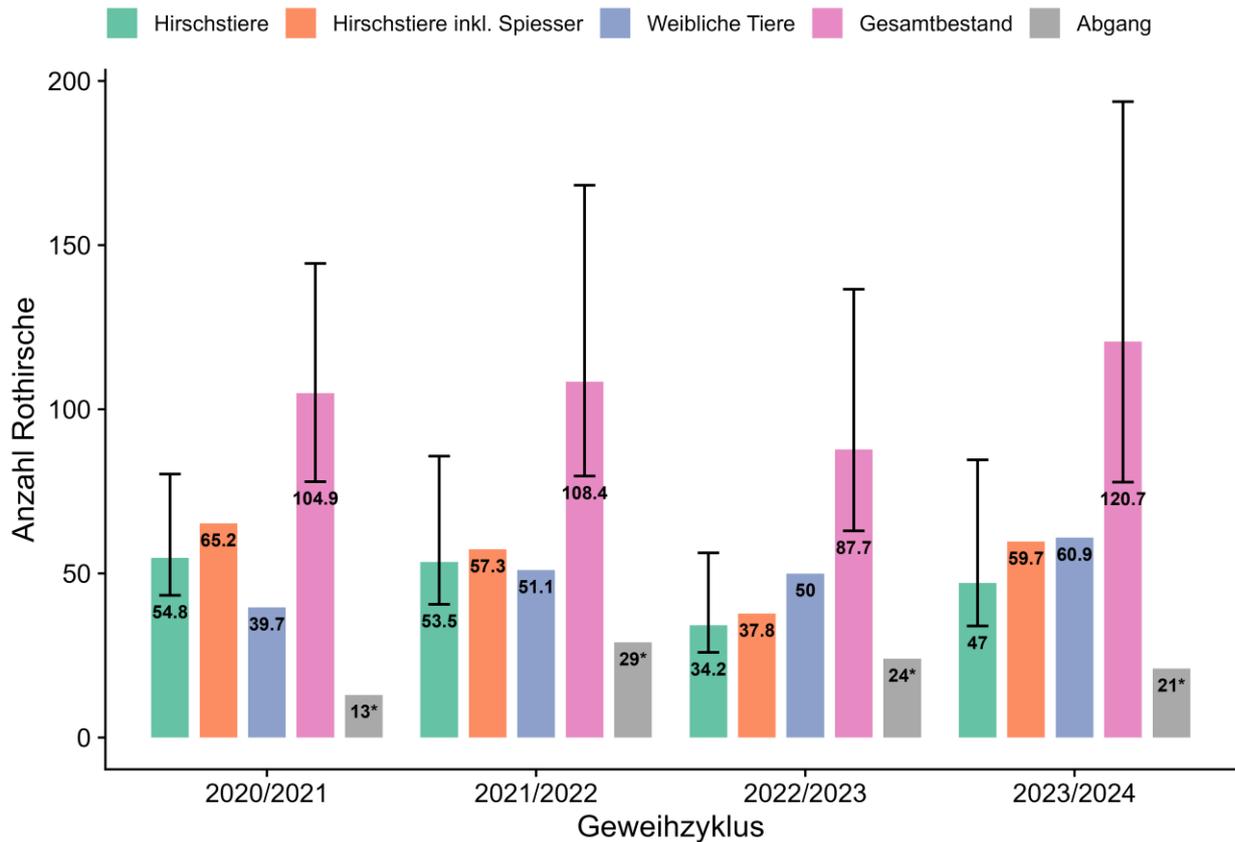


Abbildung 11: In den vier Geweihzyklen 2020/21 – 2023/24 (a–d, jeweils Juli –Februar) wurden jeweils mehrere individuell bestimmte Hirschstiere an verschiedenen Fotofallen-Standorten erfasst (eine Farbe = ein Individuum).

Ausgehend von der Anzahl individuell bestimmter Hirschstiere konnten mittels SECR-Modellierung in den verschiedenen Geweihzyklen zwischen 34 und 55 Hirschstiere geschätzt werden. Insgesamt ergibt sich daraus unter der proportionalen Berücksichtigung von Spiessern und Hirschkühen ein geschätzter Gesamtbestand von zwischen 88 (Geweihzyklus 2022/23) und 121 (Geweihzyklus 2023/24) Rothirschen im Untersuchungsgebiet (Abbildung 12). Das Verhältnis zwischen adulten Hirschstieren und Spiessern bewegte sich im Bereich von 1:0.07 und 1:0.27 und das Verhältnis zwischen männlichen und weiblichen Rothirschen im Bereich von 1:0.61 und 1:1.32 (Tabelle 2).

Tabelle 2: Individuell identifizierte Rothirschstiere, Altersstrukturen und Geschlechterverhältnisse sowie davon abgeleitete statistische Schätzungen (SE = Standardfehler). Für diese Analyse wurden die Daten des systematischen Fotofallenmonitorings der Untersuchungsjahre 2020/21 –2023/24 verwendet. Die Individualnachweise anhand von Geweihmerkmalen erfolgten gemäss Geweihzyklus jeweils mit den Fotos im Zeitraum Juli – Februar.

	Geweihzyklus 2020/21	Geweihzyklus 2021/22	Geweihzyklus 2022/23	Geweihzyklus 2023/24
Individuell unterscheidbare Hirschstiere	34	32	21	27
Schätzung Hirschstiere (mehrendig)	54.77	53.47	34.19	47.05
SE Schätzung Hirschstiere (mehrendig)	8.85	10.62	7.05	11.63
Min. Schätzung Hirschstiere (mehrendig)	43.33	40.58	25.94	33.98
Max. Schätzung Hirschstiere (mehrendig)	80.27	85.72	56.25	84.6
Anzahl Bildsequenzen	853	742	770	757
Anzahl Individualnachweise total	1364	1163	1346	1246
Anzahl Individualnachweise weibliche Individuen	444	423	529	452
Anzahl Individualnachweise Hirschstiere	613	443	362	349
Anzahl Individualnachweise Spiesser	117	32	38	94
Verhältnis Hirschstiere:Spiesser	1:0.19	1:0.07	1:0.1	1:0.27
Anzahl Individualnachweise männliche Individuen	730	475	400	443
Berechnung Hirschstiere inkl. Spiesser (Schätzung Hirschstiere x Verhältnis)	65.23	57.33	37.78	59.72
GV (männliche:weibliche Individuen)	1:0.61	1:0.89	1:1.32	1:1.02
Berechnung weibliche Individuen (Schätzung Hirschstiere inkl. Spiesser x GV)	39.67	51.06	49.97	60.93
Berechnung Gesamtbestand	104.9	108.39	87.75	120.65



Fehlerbalken: 95%-Konfidenzintervall

*Daten umfassen jeweils das gesamte Jagdjahr 1.4. – 31.3.

Abbildung 12: Geschätzte Anzahl Rothirsche pro Geweihzyklus (jeweils Juli – Februar) anhand von individuell unterscheidbaren mehrendigen Rothirschstieren mittels SECR-Modellierung (Hirschstiere, grün). Addition von Schmalspiessern anhand Verhältnis Hirschstiere: Spiesser aus dem Fotofallenmonitoring zu einem männlichen Bestand inkl. Spiesser (orange). Addition der weiblichen Tiere (blau) anhand des Geschlechterverhältnisses zu einem geschätzten Gesamtbestand (rosa). Zum Vergleich sind die Abgangszahlen zum Rothirsch innerhalb des Untersuchungsgebiets im selben Zeitraum ebenfalls dargestellt (grau; jeweils Jagdjahr 1. April – 31. März).

Die SECR-Modelle sind, wie viele andere Modellansätze auch, auf geschlossene Populationen ausgelegt (Borchers & Efford 2008). Hinsichtlich der Interpretation der Bestandsschätzung ist es daher wichtig, die Abgangsdaten mit zu berücksichtigen. Die Abgänge im Untersuchungsgebiet bewegten sich je nach Geweihzyklus zwischen 13 und 29 Rothirschen (Abbildung 12, Tabelle 3; Quellen: Fischerei- und Jagdverwaltung FJV Kanton Zürich, Sektion Jagd und Fischerei Kanton Aargau).

Tabelle 3: Zusammenfassung der Abgänge innerhalb des Untersuchungsgebiets nach Kanton, Saison und Geschlecht. (Quellen: Fischerei- und Jagdverwaltung FJV Kanton Zürich, Sektion Jagd und Fischerei Kanton Aargau)

Kanton	Jagdjahr	männlich	weiblich	unbekannt
Aargau	2020/21	3	1	0
Aargau	2021/22	2	4	0
Aargau	2022/23	3	2	0
Aargau	2023/24	2	3	1
Zürich	2020/21	6	3	0
Zürich	2021/22	12	11	0
Zürich	2022/23	13	6	0
Zürich	2023/24	12	3	0

3.5. Personen abseits der Wege

Im Zuge der Dokumentation der erfassten Arten wurden auch Personen sowie Personen mit Hunden abseits der Wege in anonymisierter Form festgehalten. Im Fall von Begleitungen durch Hunde wurde der Leinenstatus (Hund angeleint oder freilaufend) mitdokumentiert. Im Wildnisparks Zürich Sihlwald herrscht ein generelles Leinengebot, in den Kantonen Zürich (ab 1.1.2023) und Aargau eines, welches jeweils vom 1. April bis zum 31. Juli im Wald und am Waldrand gilt. Anhand der Wildtierkameras zeigt sich, dass das generelle Leinengebot an den Standorten innerhalb des Wildnisparks mit wenigen Ausnahmen gut eingehalten wurde (Abbildung 13b). Ausserhalb des Wildnisparks (Abbildung 13a) erfolgten insbesondere im Frühling 2021 viele Beobachtungen von mehrheitlich freilaufenden Hunden während der für Wildtiere sensiblen Setz- und Aufzuchtzeit (April – Juli). In den Folgejahren hingegen wurden in dieser Zeit jeweils nur wenige Verstösse gegen das Leinengebot (Zürich ab 1.1.2023) beobachtet.

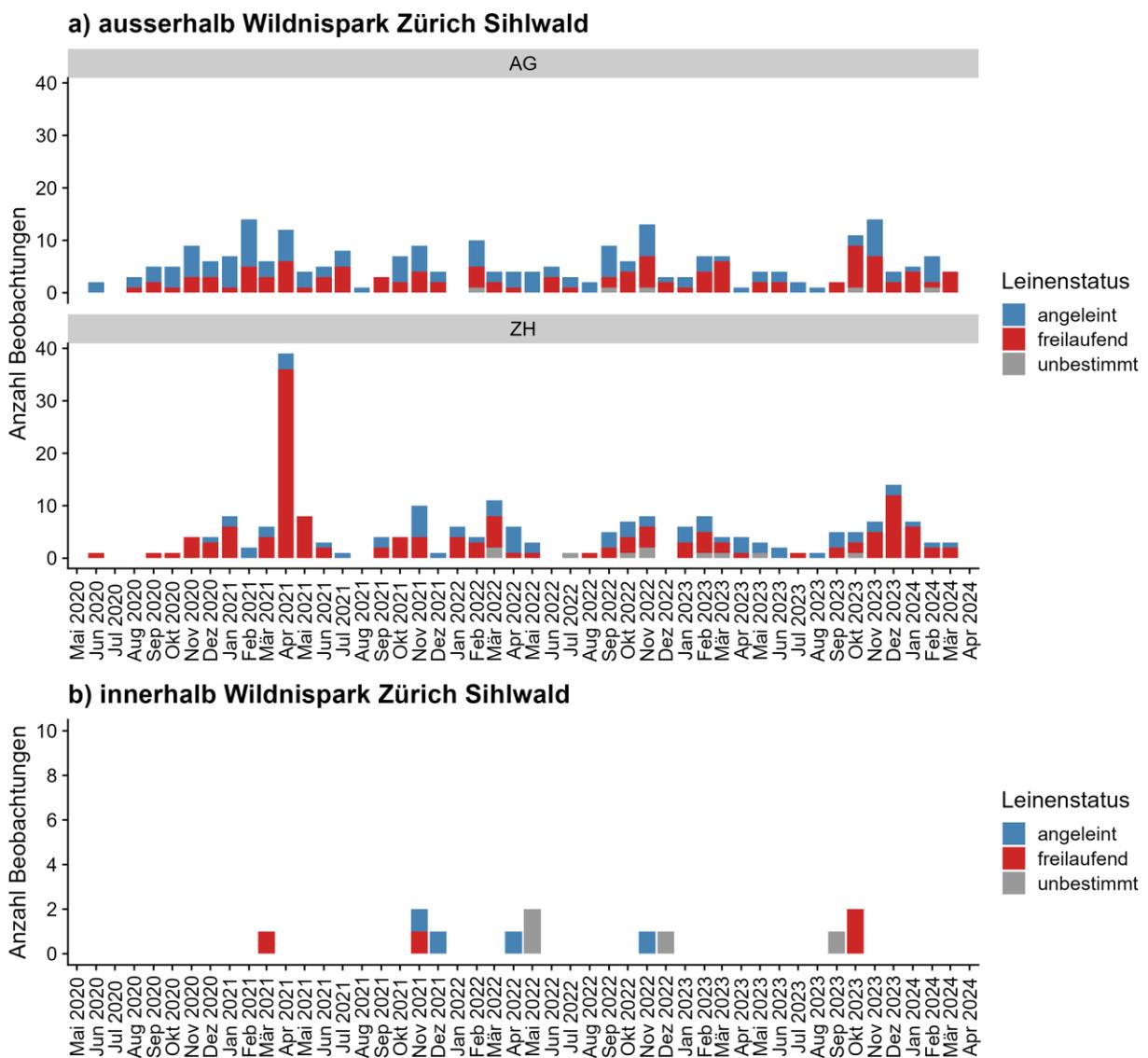


Abbildung 13: Anzahl monatliche Beobachtungen von Personen in Begleitung eines oder mehrerer Hunde abseits der Wege und Strassen, aufgeteilt nach Leinenstatus (angeleint = blau, freilaufend = rot, unbestimmt = grau) und nach Standorten ausserhalb (a) und innerhalb (b) des Wildnisparks Zürich Sihlwald (ausserhalb des Wildnisparks Zürich Sihlwald getrennt nach Kanton).

In der Kernzone des Wildnisparcs Zürich herrscht nicht nur ein Leinengebot, sondern auch ein Weggebot. Im Rahmen des Fotofallenmonitorings konnten an den drei Kamerastandorten innerhalb der Kernzone regelmässig einzelne Verstösse gegen dieses Weggebot dokumentiert werden (Abbildung 14b).

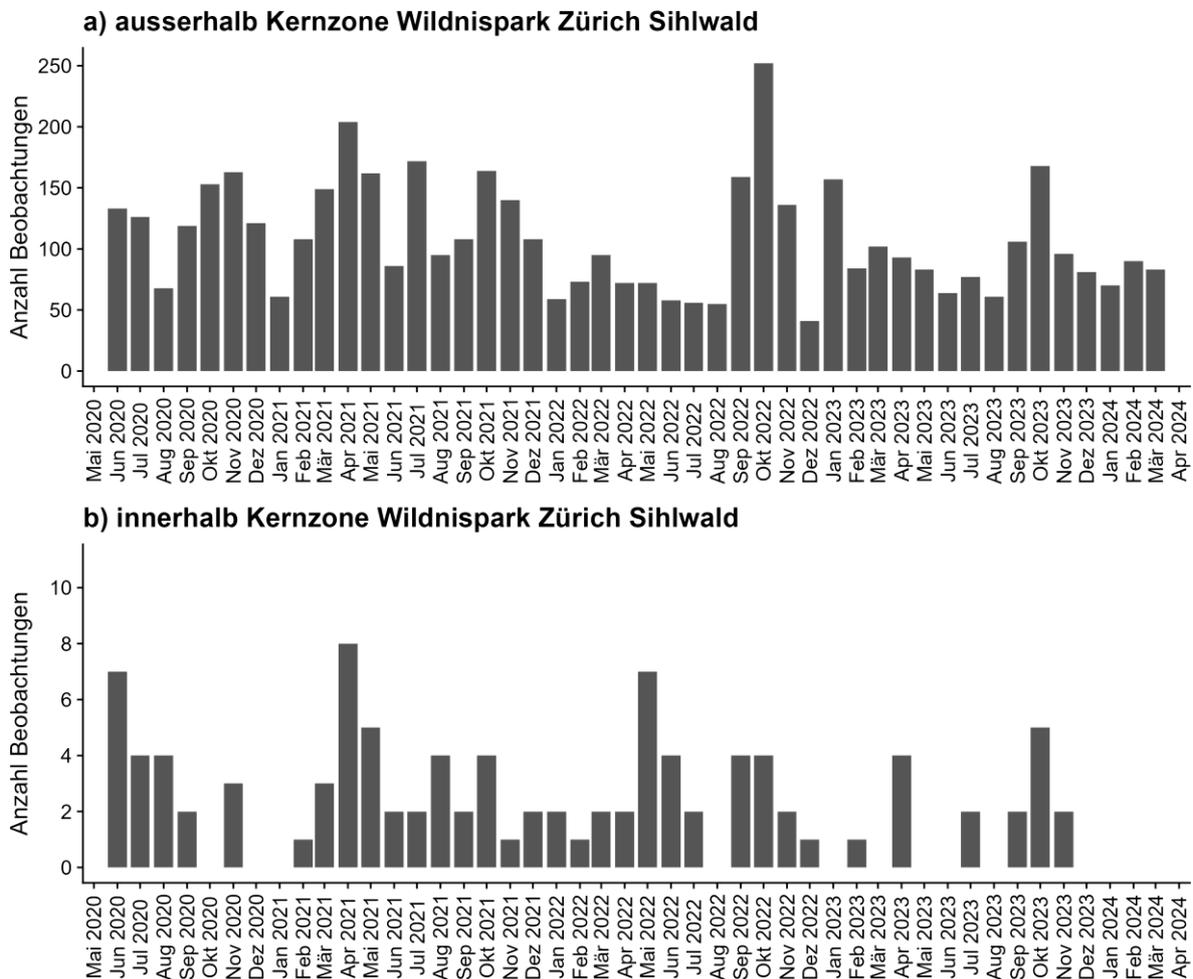


Abbildung 14: Anzahl monatliche Beobachtungen von Personen abseits der Wege ausserhalb (a) und innerhalb (b) der Kernzone des Wildnisparcs Zürich Sihlwald (ausserhalb der Kernzone Wildnisparcs Zürich Sihlwald umfasst alle Standorte im Untersuchungsgebiet).

3.6. Weitere Arten

3.6.1. Hauskatzen

Hauskatzen wurden auf zahlreichen Fotofallen nachgewiesen, was ihr weit verbreitetes Vorkommen bestätigt, sowohl siedlungsnah als auch tief im Wald. Besonders nachts zeigte sich eine erhöhte Aktivität, und auch in den kühleren Monaten wurden zahlreiche Nachweise erbracht. Diese Ergebnisse der Studie deuten darauf hin, dass es sich bei einem Teil der nachgewiesenen Katzen um verwilderte Hauskatzen handelt. Detaillierte Resultate sind im separaten Bericht (Jakob et al. 2024) zu finden.

3.6.2. Baum- und Steinmarder (*Martes martes/foina*)

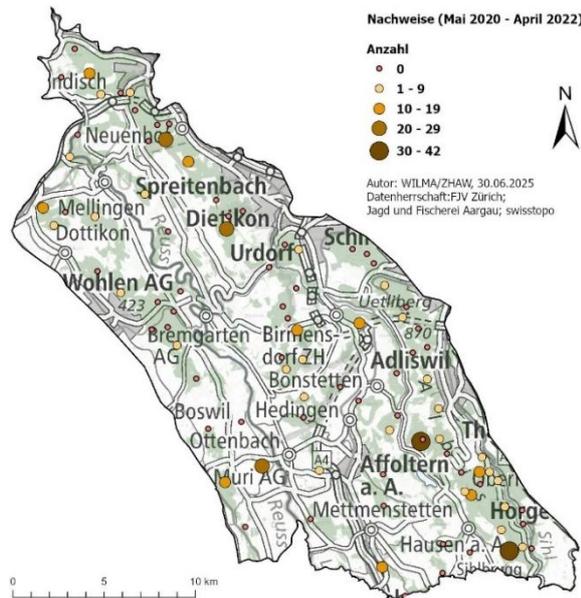


Abbildung 15: Anzahl Baum- & Steinmardernachweise (Bildsequenzen) pro Fotofallenstandort im Untersuchungsgebiet im Zeitraum Mai 2020 – April 2022.

Obwohl die Reviere von Baum- und Steinmarder mehrere Quadratkilometer umfassen können (Marchesi et al. 2010), gibt es nahe bei Fotofallenstandorten mit zahlreichen Nachweisen auch Standorte, an welchen sie nie erfasst wurden (Abbildung 15). Dies könnte daran liegen, dass die Fotofallen nicht auf Marder als Zielart und deren bevorzugte Habitatmerkmale ausgerichtet waren. Baum- und Steinmarder sind grundsätzlich nachtaktiv (Vogel & Weber, 2021a, 2021b) und nur selten tagsüber unterwegs (Abbildung 16b).

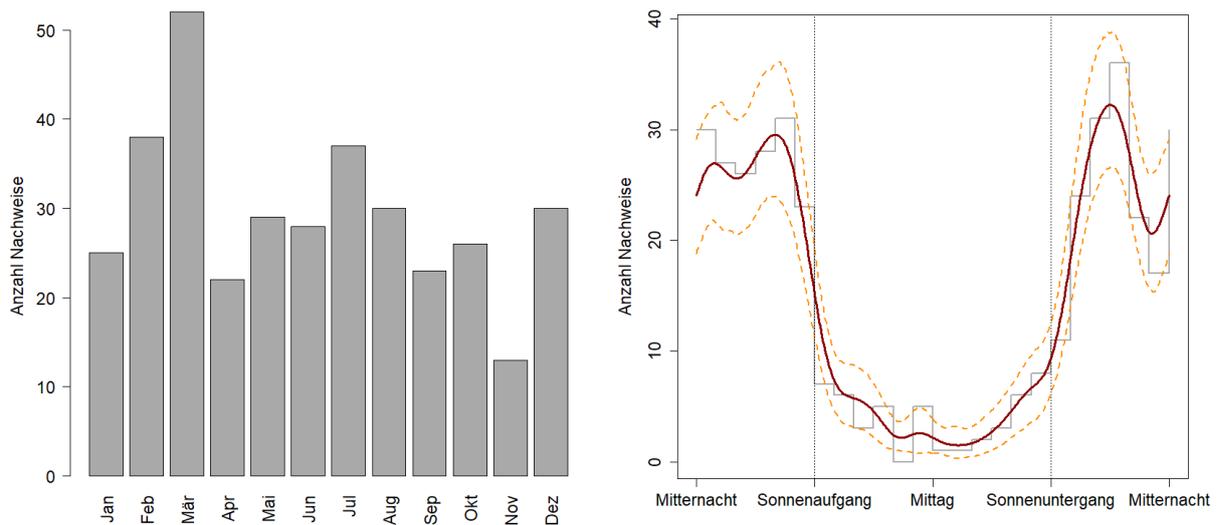


Abbildung 16: Aktivitätsmuster von Baum- und Steinmarder (*Martes martes/foina*), erfasst durch Fotofallen im Zeitraum Mai 2020 – April 2022. a) Häufigkeit der erfassten Marder (Bildsequenzen) pro Monat. b) Tagesaktivitätsmuster, dargestellt als Häufigkeiten der Bildsequenzen (graue Linien) und mit einer angepassten Kernel Verteilung (rote Linie) und ihres 95%-Konfidenzintervalls (orange Linien) nach Sonnenstand.



Abbildung 17: Oft ist die Unterscheidung der beiden Marderarten auf Fotofallenaufnahmen nicht möglich. Hier können die Bilder jedoch aufgrund der gut ersichtlichen Ohrenform eindeutig dem Baumwilder (links) und dem Steinwilder (rechts) zugeordnet werden.

3.6.3. Dachse (*Meles meles*)

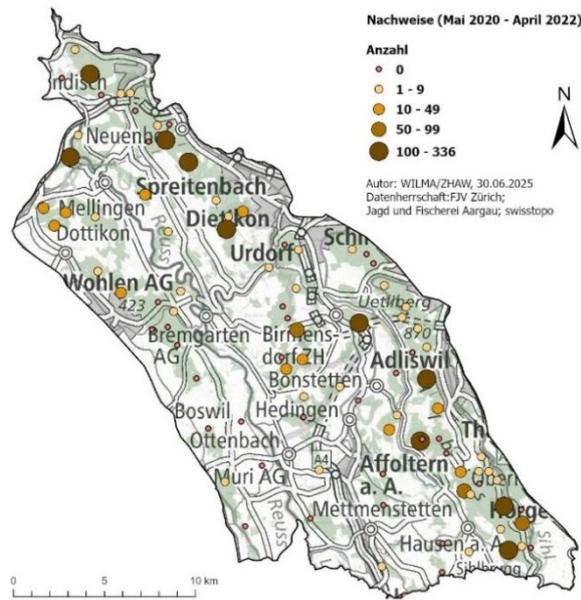


Abbildung 18: Anzahl Dachsnachweise (Bildsequenzen) pro Fotofallenstandort im Untersuchungsgebiet, im Zeitraum Mai 2020 – April 2022.

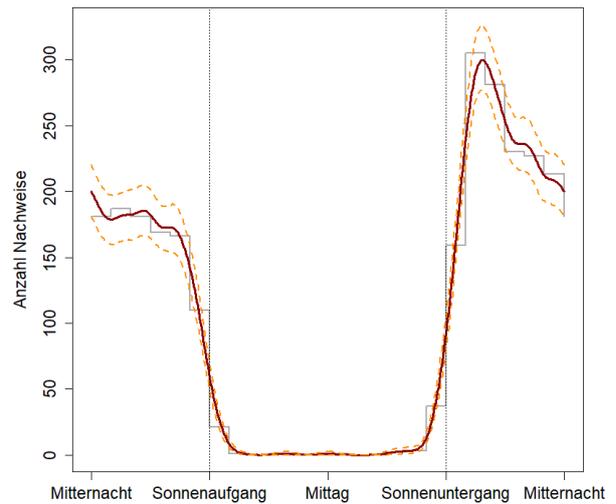
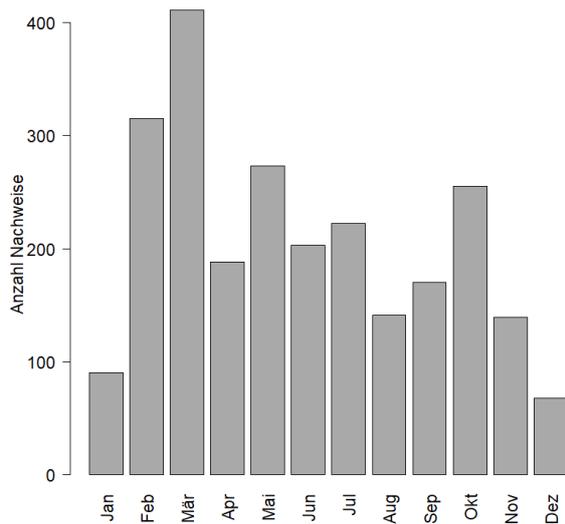


Abbildung 19: Aktivitätsmuster des Dachse (*Meles meles*), erfasst durch Fotofallen im Zeitraum Mai 2020 – April 2022. a) Häufigkeit der erfassten Dachse (Bildsequenzen) pro Monat. b) Tagesaktivitätsmuster, dargestellt als Häufigkeiten der Bildsequenzen (graue Stufen) und mit einer angepassten Kernel Verteilung (rote Linie) und ihres 95%-Konfidenzintervalls (orange Linien) nach Sonnenstand.



Abbildung 20: Dachse wurden in der Regel nachts und nur äusserst selten am Tag von den Fotofallen erfasst.

3.6.4. Rotfuchs (*Vulpes vulpes*)

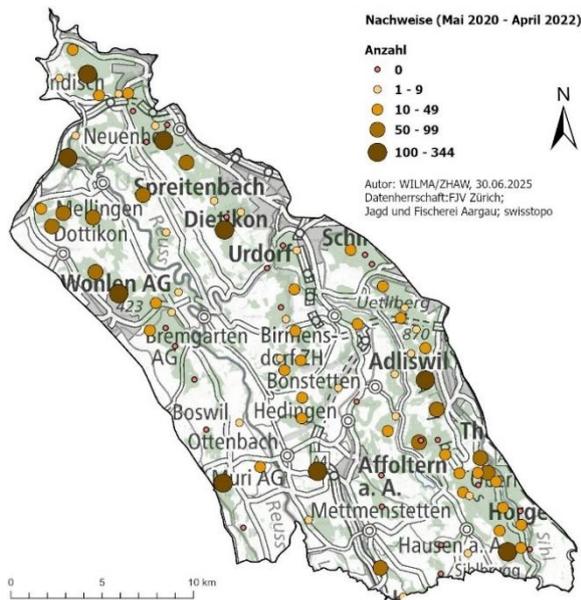


Abbildung 21: Anzahl Rotfuchsnachweise (Bildsequenzen) pro Fotofallenstandort im Untersuchungsgebiet im Zeitraum Mai 2020 – April 2022.

Der Rotfuchs konnte an den meisten Fotofallenstandorten nachgewiesen werden (Abbildung 21). Er zeigte ausgeprägte Aktivitätsspitzen um die Morgendämmerung und insbesondere um die Abenddämmerung sowie ein hohes Aktivitätsniveau während der Nacht (Abbildung 22b). Dies konnte auch in einer Studie in Deutschland gezeigt werden, unabhängig davon ob die Füchse bejagt wurden oder nicht (Kämmerle et al. 2020). Die Ranz findet von Dezember bis Februar statt (Gloor & Fischer 2021), was sich vermutlich in der erhöhten Anzahl Januarnachweise widerspiegelt (Abbildung 22a).

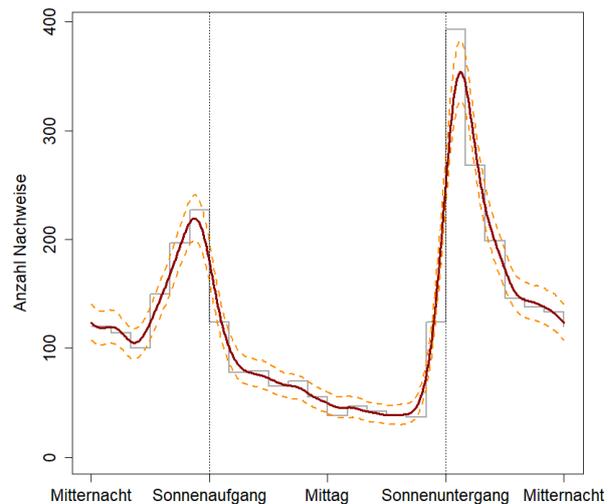
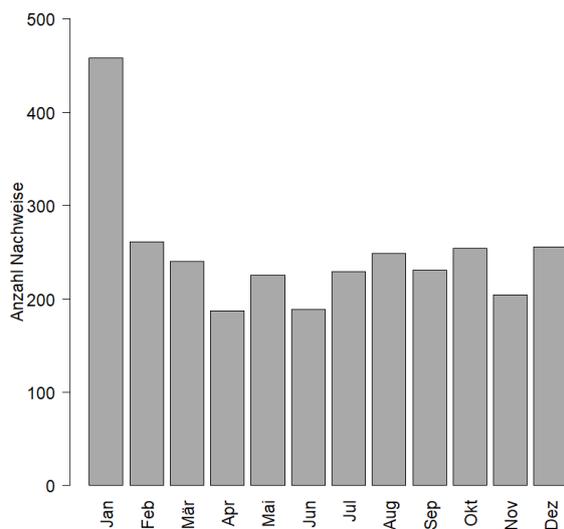


Abbildung 22: Aktivitätsmuster des Rotfuchses (*Vulpes vulpes*), erfasst durch Fotofallen im Zeitraum Mai 2020 – April 2022. a) Häufigkeit der erfassten Füchse (Bildsequenzen) pro Monat. b) Tagesaktivitätsmuster, dargestellt als Häufigkeiten der Bildsequenzen (graue Stufen) und mit einer angepassten Kernel Verteilung (rote Linie) und ihres 95%-Konfidenzintervalls (orange Linien) nach Sonnenstand.



Abbildung 23: Rotfüchse wurden insbesondere in der Dämmerung und nachts, teilweise jedoch auch tagsüber von den Fotofallen erfasst.

3.6.5. Reh (*Capreolus capreolus*)

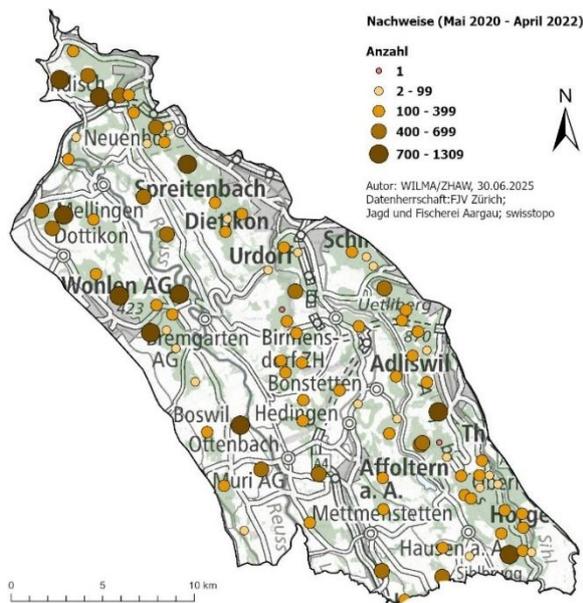


Abbildung 24: Anzahl Rehnachweise (Bildsequenzen) pro Fotofallenstandort im Untersuchungsgebiet im Zeitraum Mai 2020 – April 2022.

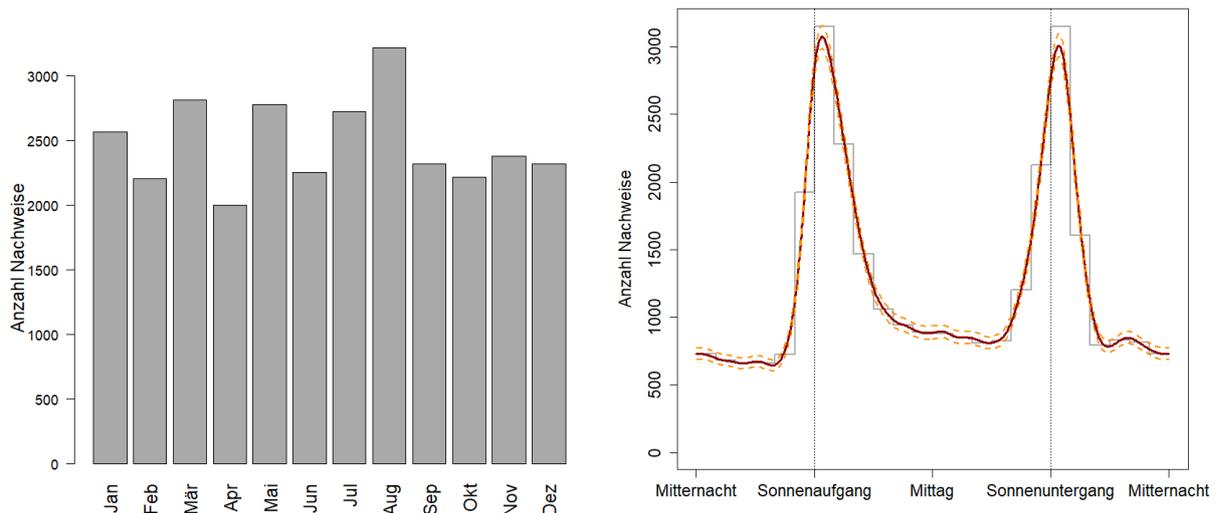


Abbildung 25: Aktivitätsmuster des Rehs (*Capreolus capreolus*), erfasst durch Fotofallen im Zeitraum Mai 2020 – April 2022. a) Häufigkeit der erfassten Rehe (Bildsequenzen) pro Monat. b) Tagesaktivitätsmuster, dargestellt als Häufigkeiten der Bildsequenzen (graue Stufen) und mit einer angepassten Kernel Verteilung (rote Linie) und ihres 95%-Konfidenzintervalls (orange Linien) nach Sonnenstand.



Abbildung 26: Rehe wurden insbesondere in der Dämmerung und nachts, teilweise jedoch auch tagsüber von den Fotofallen erfasst.

Das Reh wurde von allen Arten am häufigsten erfasst und konnte an allen Fotofallenstandorten nachgewiesen werden (Abbildung 24). Die Brunft findet von Juli bis August statt (Graf & Fischer 2021), was sich mit erhöhter Aktivität insbesondere im August zeigte (Abbildung 25a & 26). Rehe haben täglich bis zu 12 Äsungsperioden (Baumann et al. 2014). Im Rahmen des Fotofallenmonitorings konnten Rehe zu allen Tageszeiten nachgewiesen werden, waren jedoch klar in der Dämmerung am aktivsten (Abbildung 25b).

4. Erkenntnisse aus der Telemetriestudie

4.1. Allgemeine Betrachtungen

Insgesamt konnten wir in zwei Fangsaisons zwischen dem 31. Januar 2022 und dem 28. März 2023 in der näheren Umgebung des Sihlwalds sechs Rothirsche (drei weibliche und drei männliche Individuen) mit GPS-Halsbändern versehen (Tabelle 4). Die Grösse der Streifgebiete variierte zwischen den Individuen teils erheblich (Abbildung 27). Während sich einige Rothirsche ganzjährig innerhalb desselben Waldgebiets aufhielten, legten andere weiträumige Wanderungen zurück und überschritten dabei auch Kantonsgrenzen (Abbildung 28). In den Sommer- und Wintermonaten wiesen die Streifgebiete jeweils die geringste Ausdehnung auf (Tabelle 5). Die Aktivitätsdaten bestätigten überwiegend dämmerungs- und nachtaktive Verhaltensmuster, wobei die stark Sihlwald-bevorzugende Hirschkuh ID01 Amanda in den Sommermonaten auch am Tag besonders aktiv war (Abbildung 29).

Tabelle 4: Übersicht der Besenderungsdauer der Rothirsche. *Für Individuum ID06 Frieda liegt ein vollständiger Datensatz bis zum 15.08.2024 (505 Tage) vor, der anschliessende Zeitraum bis zum 16.12.2024 ist nur lückenhaft vorhanden.

Individuen ID	Datum Fang	Datum Halsband-ablösung	Dauer der Besenderung
ID01 Amanda	31.01.2022	19.12.2023	687 Tage
ID02 Beni	18.02.2022	26.05.2023	461 Tage
ID03 Christoph	04.03.2022	10.11.2022	250 Tage
ID04 Dario	28.03.2022	13.07.2023	470 Tage
ID05 Erika	21.01.2023	13.12.2024	691 Tage
ID06 Frieda	28.03.2023	27.02.2025	629 Tage*

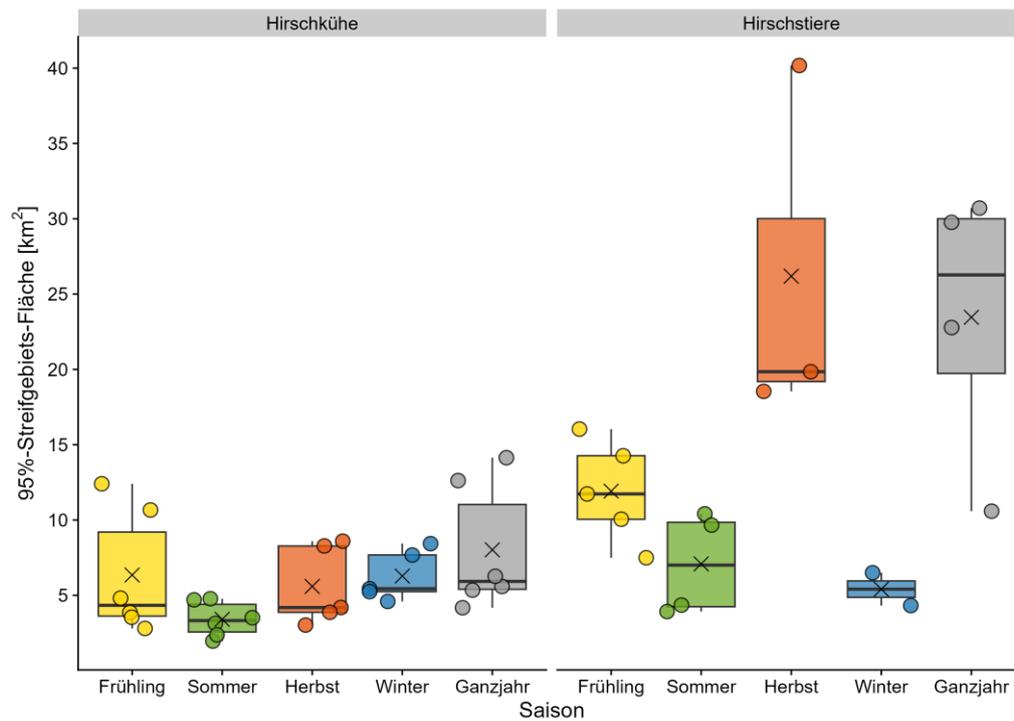


Abbildung 27: Geschlechtsspezifische 95%-Streifgebietsgrößen der drei besenderten Hirschkühe (links) und drei besenderten Hirschstiere (rechts) im saisonalen und ganzjährigen Vergleich.

Tabelle 5: Ganzjährige und saisonale 95%-BRBK-Streifgebietsgrößen pro Individuum (in km²).

Individuum	Geschlecht	Ganzjahr	Frühling	Sommer	Herbst	Winter
ID01 Amanda	W	5.46	4.34	4.11	4.03	5.02
ID02 Beni	M	22.78	13.00	10.41	18.54	6.50
ID03 Christoph	M	30.71	7.50	4.35	40.18	NA
ID04 Dario	M	20.18	13.04	6.80	19.85	4.32
ID05 Erika	W	13.38	11.54	3.95	8.44	6.84
ID06 Frieda	W	5.22	3.17	2.17	3.02	7.68

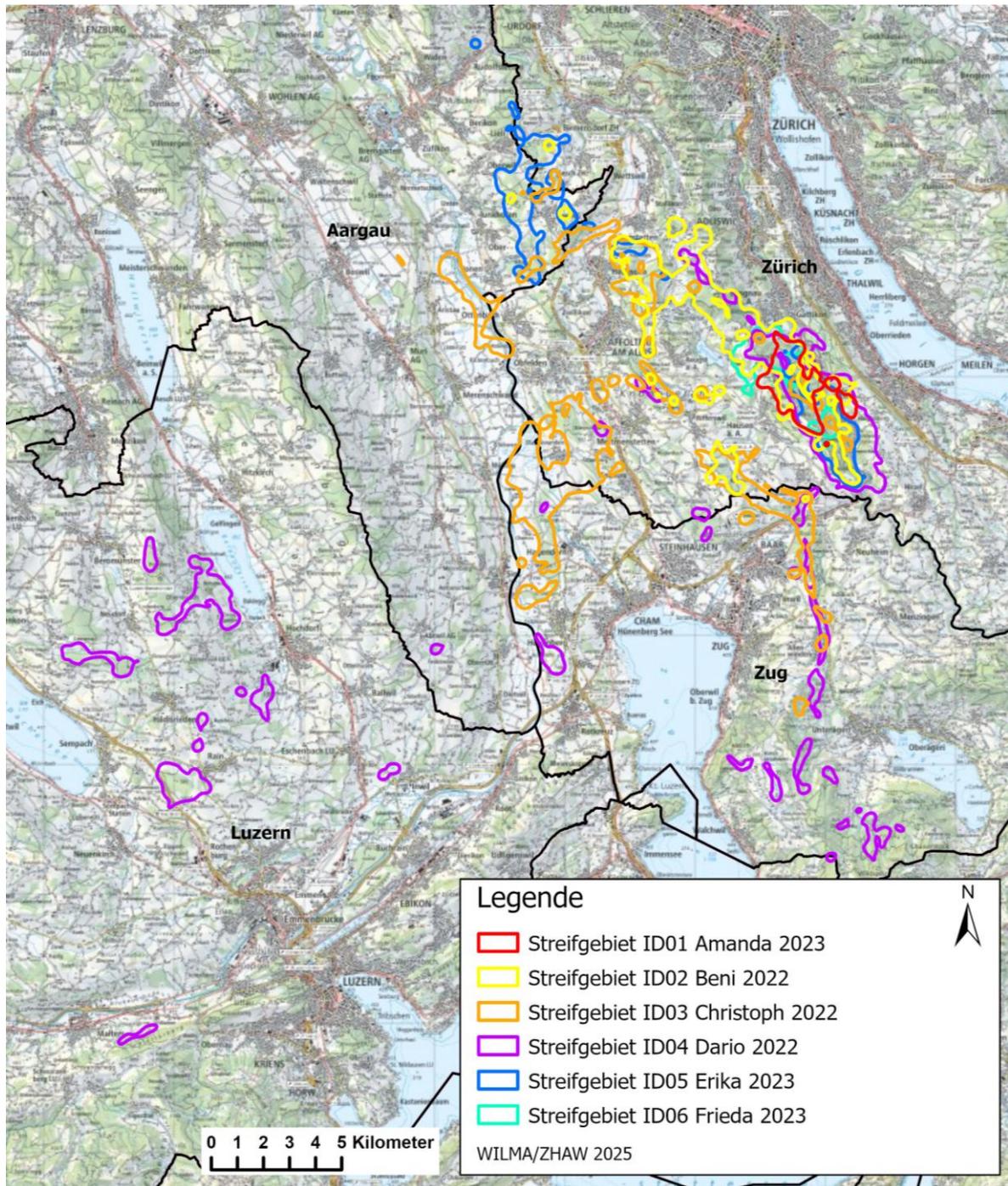
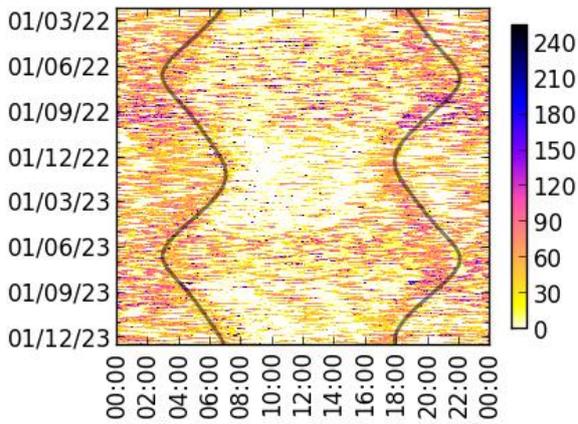
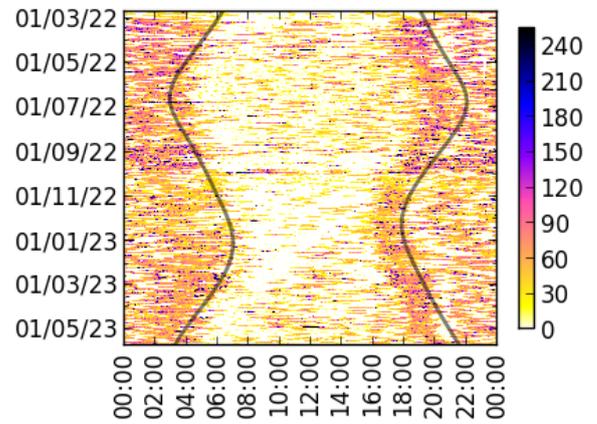


Abbildung 28: Ganzjahres-Streifgebiete der besenderten Rothirsche.

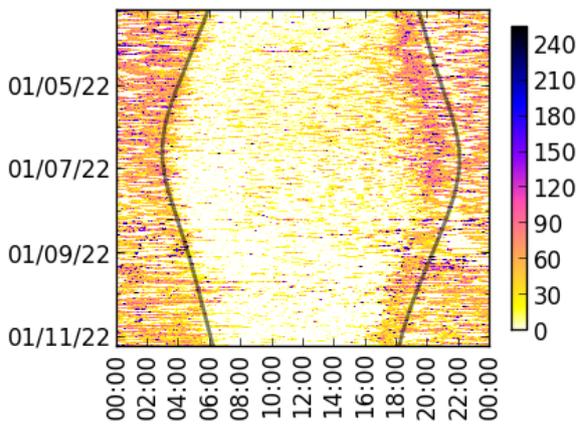
ID01 Amanda:



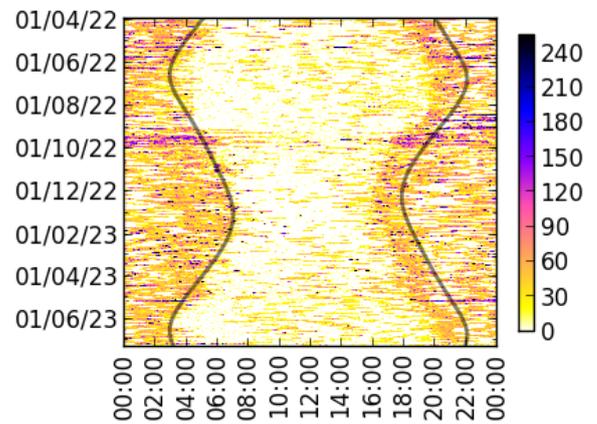
ID02 Beni:



ID03 Christoph:



ID04 Dario:



ID05 Erika:

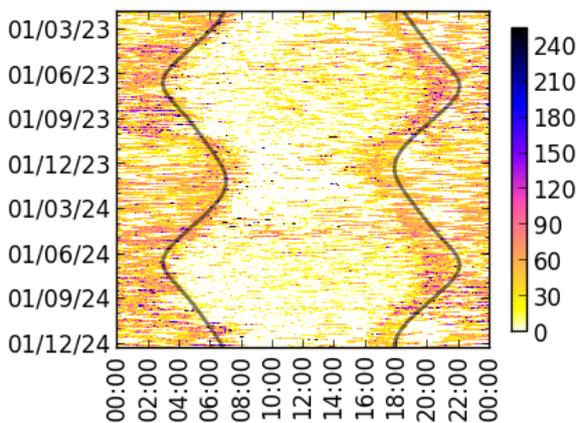


Abbildung 29: Aktogramme von 5 besenderten Rothirsch-Individuen. Die einzelnen Aktivitätswerte (5-Minuten-Mittelwerte) sind farbig auf einer wertefreien Skala von 0–240 dargestellt, wobei der Wert 240 maximale Aktivität kennzeichnet. Die schwarzen Linien geben den saisonal variierenden Zeitpunkt des Sonnenaufgangs und –untergangs im Untersuchungsgebiet an. Es zeigt sich, dass alle Individuen vorwiegend nacht- und dämmerungsaktiv sind. Hirschkuh ID01 Amanda, welche fast ausschliesslich bewaldete Gebiete im und um den Wildnispark Zürich nutzte, wies in den Sommermonaten deutlich die höchste Tagaktivität auf.

ID01 Amanda

Die Hirschkuh ID01 Amanda (Abbildung 32) hielt sich im Zeitraum zwischen ihrer Besenderung am 31.01.2022 und dem Ablösen des Halsbands am 19.12.2023 insbesondere im Sihlwald und teilweise im angrenzenden Offenland auf. Dabei nutzte sie Waldgebiete sowohl innerhalb wie auch ausserhalb des Wildnisparks Zürich. Das Offenland wurde überwiegend nachts und vereinzelt in der Abenddämmerung aufgesucht. Beim Austritt ins Offenland nutzte sie regelmässig die Wiesen bis an den Siedlungsrand von Langnau a.A. (Abbildung 30).

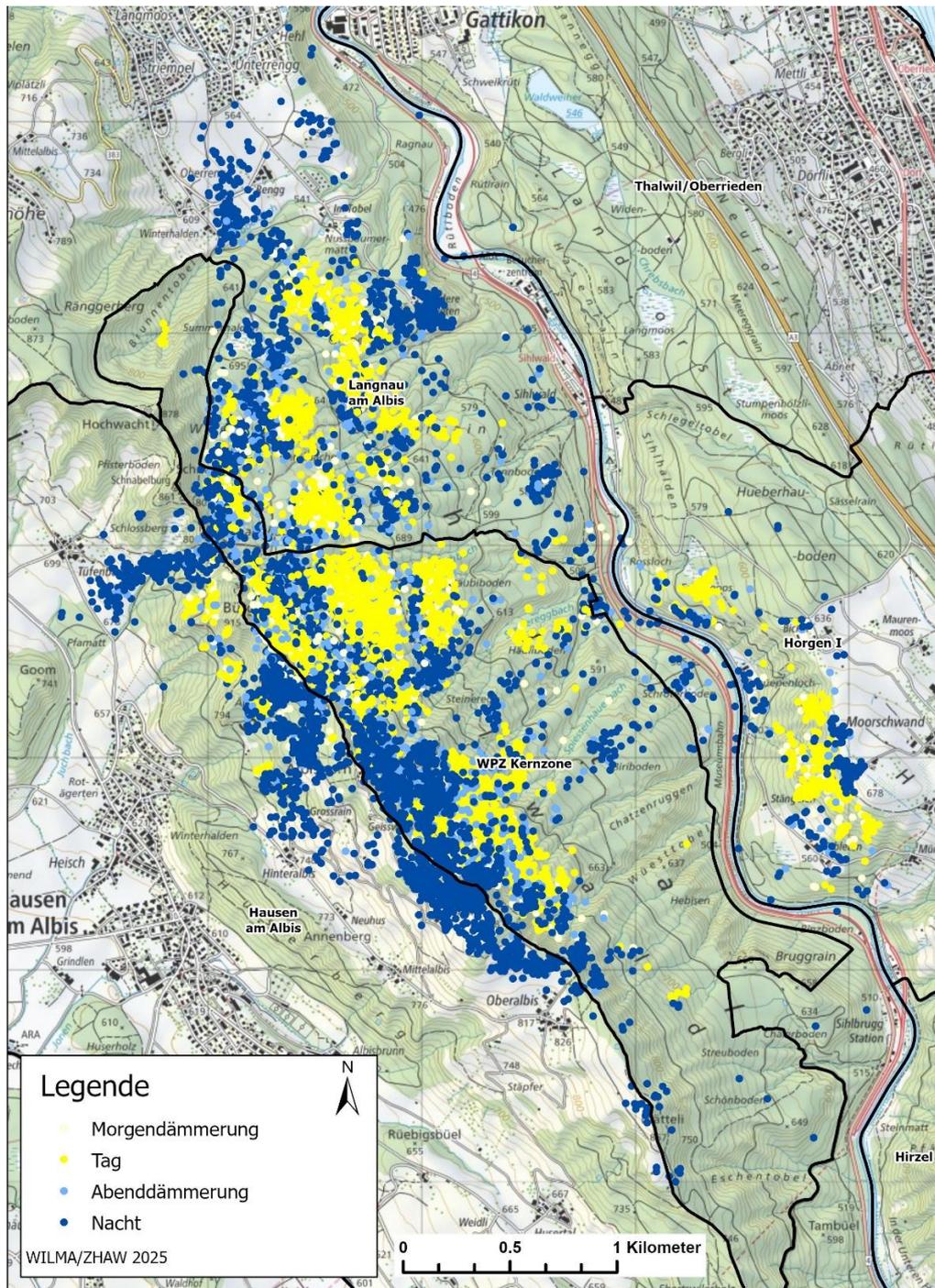


Abbildung 30: GPS-Positionen von ID01 Amanda im Zeitraum 31.01.2022 – 19.12.2023. Die Tageszeit ist in vier Phasen unterteilt; die Morgen- und Abenddämmerung umfasst zwei Stunden um die bürgerliche Dämmerung, die Nacht reicht von einer Stunde nach der Abenddämmerung bis eine Stunde vor der Morgendämmerung und der Tag zwischen einer Stunde nach der Morgendämmerung und einer Stunde vor der Abenddämmerung.

Direktbeobachtungen sowie Fotofallennachweise belegen, dass ID01 Amanda im gesamten Zeitraum der Besenderung jeweils ein Kalb führte. Am 27.11.2023 wurde ihr Kalb oder ein Kalb aus ihrem Rudel im Rahmen einer Gemeinschaftsjagd erlegt. In der Folge zeigte die Hirschkuh eine Flucht in die Kernzone des Wildnisparcs, nach Einbruch der Dunkelheit kehrte sie zum Abschussort zurück (Abbildung 31). Erst am 03.12.2023 verliess sie das Gebiet Bürglen/Albishorn in Richtung Summerhalden/Risleten in Langnau a.A.

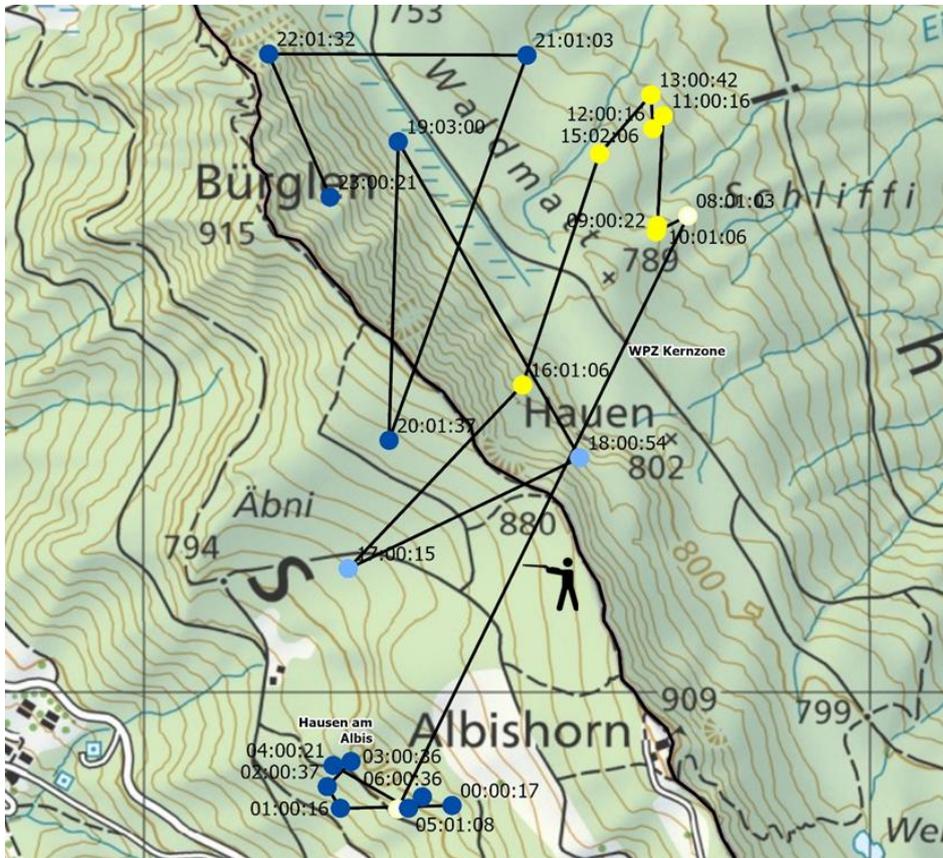


Abbildung 31: GPS-Positionen der Hirschkuh ID 01 Amanda nach dem Abschuss ihres Kalbes, resp. eines Kalbes aus ihrem Rudel. Der Abschuss des Kalbs am 27.11.2023 erfolgte auf Höhe des Jäger-Piktogramms. Die Zeitangaben sind in UTC (08:00 UTC entspricht 09:00 Uhr MEZ). Gelbe Punkte kennzeichnen GPS-Positionen am Tag, blaue Punkte in der Nacht und hellblaue Punkte in der Dämmerung.



Abbildung 32: ID01 Amanda mit Kalb an einer Suhle im Jagdrevier Horgen am 26.03.2022. (Foto: S. Spörrli)

ID02 Beni

ID02 Beni wurde als Spiesser am 18.02.2022 ebenfalls im nördlichen Bereich des Sihlwalds besendet. Am 26.05.2023 haben wir das Halsband nach 15 Monaten Laufzeit abgelöst, da der Halsumfang des mittlerweile jungen Stiers bis dahin deutlich zugenommen hatte. Der Sitz des Halsbands wurde anhand von Fotofallaufnahmen überprüft. ID02 Beni zeigte ein ausgedehntes Raumnutzungsverhalten. Während der Frühjahrs- und Sommermonate hielt er sich überwiegend in Waldgebieten im Knonaueramt, Bezirk Affoltern bis in den Kanton Aargau auf. Im Herbst und Winter bevorzugte er den Sihlwald und dessen Umgebung (Abbildung 33).

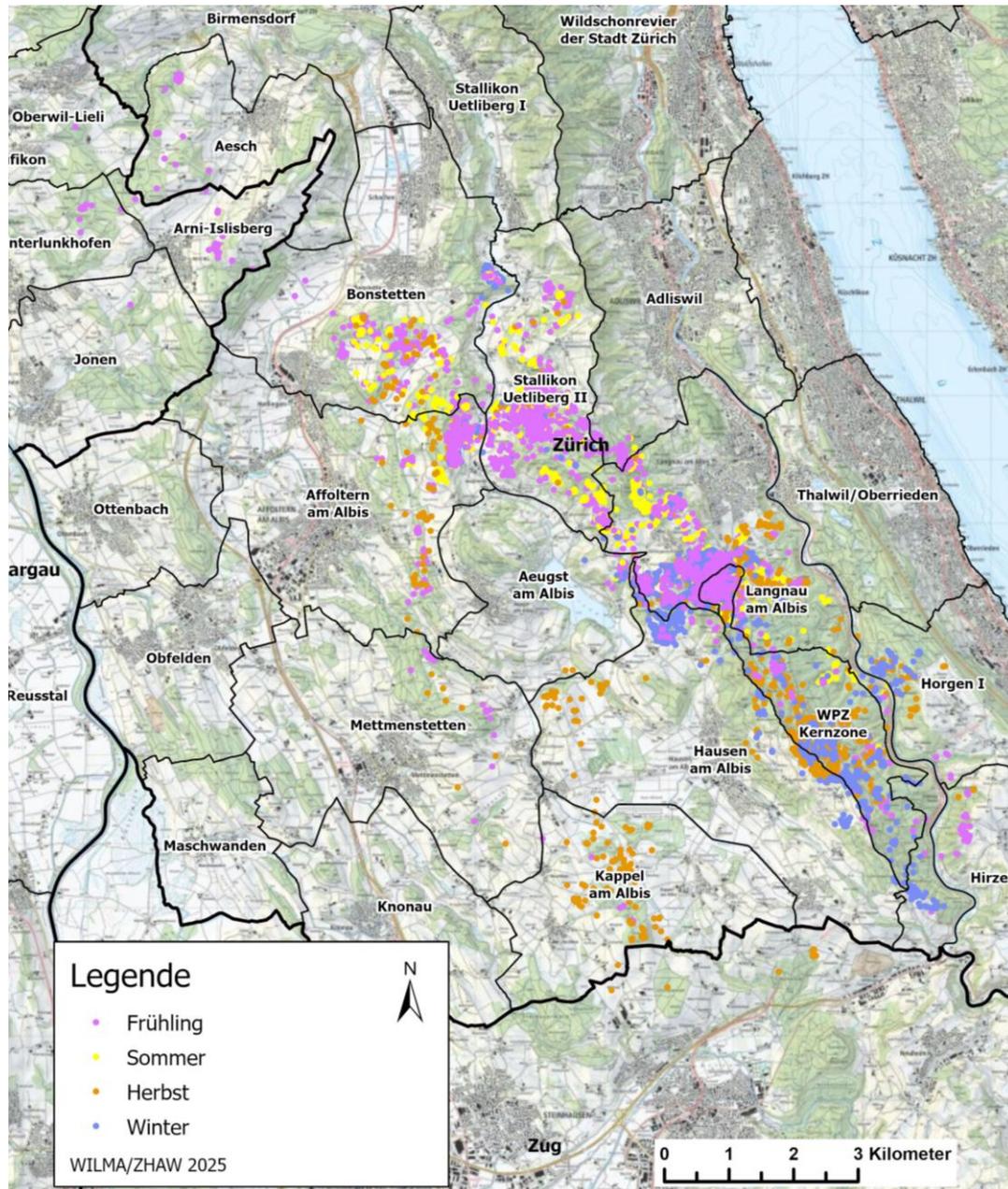


Abbildung 33: GPS-Positionen von ID02 Beni im Zeitraum 18.02.2022 – 26.05.2023. Die Jahreszeiten wurden wie folgt definiert: Frühling (März–Mai), Sommer (Juni–August), Herbst (September–November) und Winter (Dezember–Februar).

Der junge Stier hielt sich tagsüber häufig auf sehr kleiner Fläche auf, ohne grössere Ortsveränderungen vorzunehmen (Abbildung 34). Die durchschnittliche Fläche, basierend auf vier Tagespositionen im Sommer mit einer maximalen Ausdehnung von 20 m, betrug lediglich 173 m². Auffällig ist, dass bestimmte Tageseinstände nach mehreren Tagen bis hin zu mehreren Monaten erneut genutzt wurden.

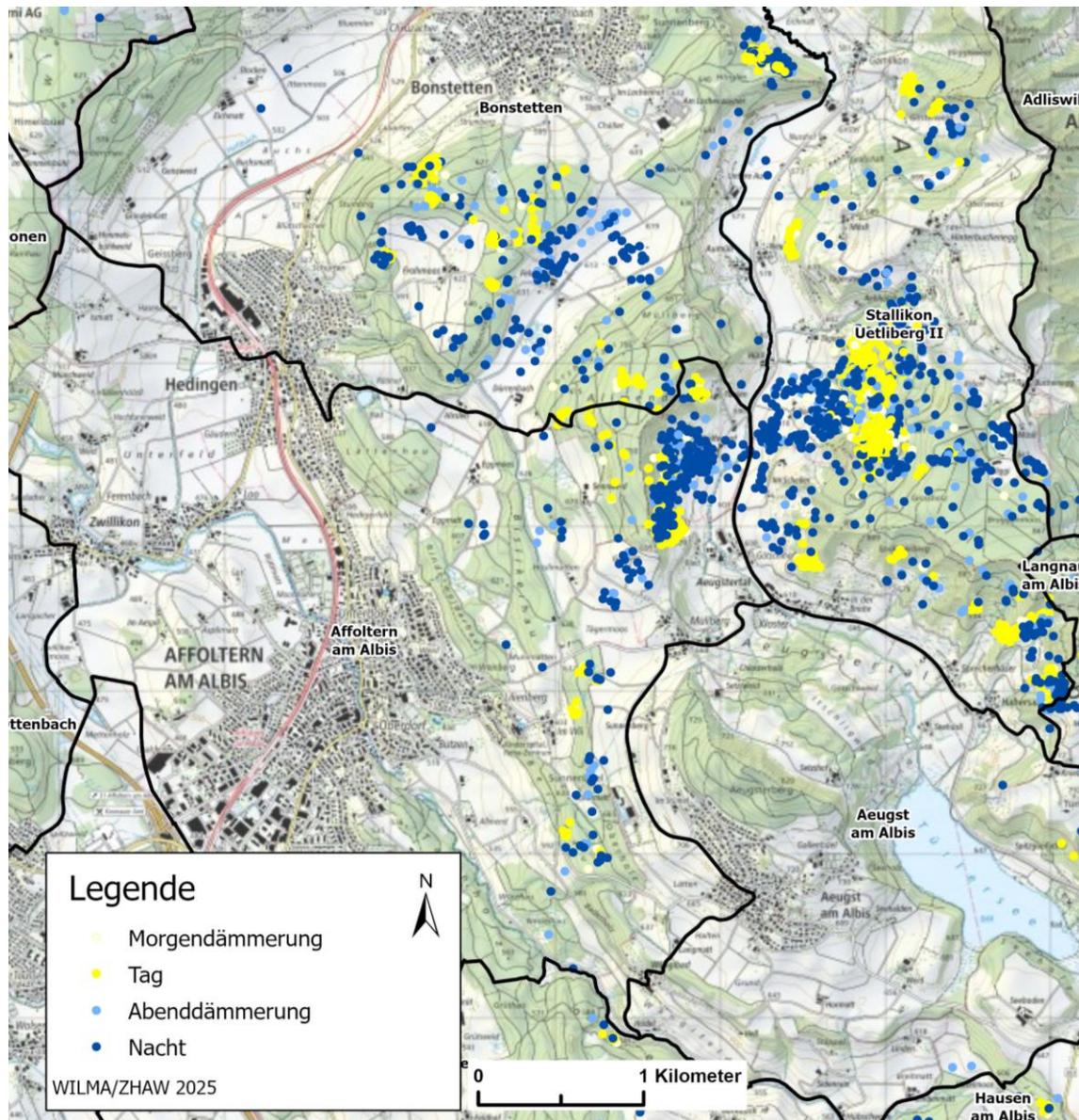


Abbildung 34: Tageszeitliche Nutzung des Waldes und des Offenlands durch ID02 Beni, exemplarisch in drei Jagdrevieren des Knonauer Amtes.

ID03 Christoph

ID03 Christoph (Abbildung 35) wurde am 04.03.2022 als junger Stier mit einem GPS-Halsband ausgestattet. In den darauffolgenden Monaten bewegte er sich über ein vergleichsweise grosses Areal in den Grenzregionen der Kantone Zürich, Zug und Aargau (Abbildung 37). Aufgrund eines ausserordentlich starken Wachstums musste das Halsband bereits nach acht Monaten, am 10.11.2022, abgelöst werden. Im Gegensatz zu den anderen besenderten Individuen nutzte ID03 Christoph nicht ausschliesslich Waldflächen als Tageseinstand. Er hielt sich regelmässig auch in Naturschutzgebieten sowie auf landwirtschaftlich genutzten Flächen auf. Besonders auffällig war die intensive Nutzung von Maisfeldern während der Monate Juli und August (Abbildung 36), was vermutlich zu seinem ausgeprägten Körperwachstum beigetragen hat.



Abbildung 35: ID03 Christoph im Jagdrevier Affoltern am Albis (Foto: WILMA/ZHAW)

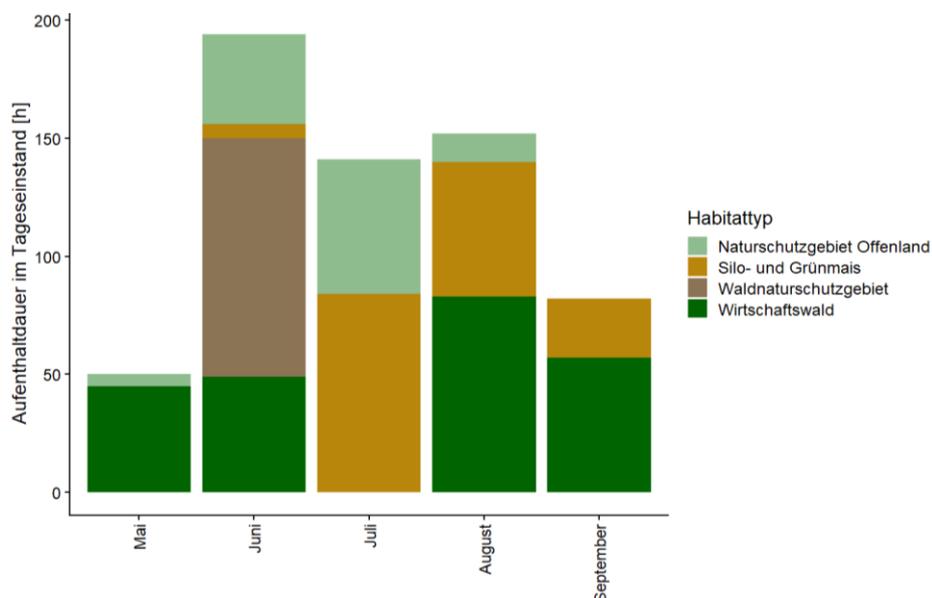


Abbildung 36: Aufenthaltsdauer in Stunden von ID03 Christoph in Sommertageseinständen, aufgeteilt nach Habitattyp pro Monat. Mai (ab 16.5.) und September (bis 15.9.) umfassen jeweils nur Daten eines halben Monats. (Abbildung angepasst nach Arnaldi 2023)

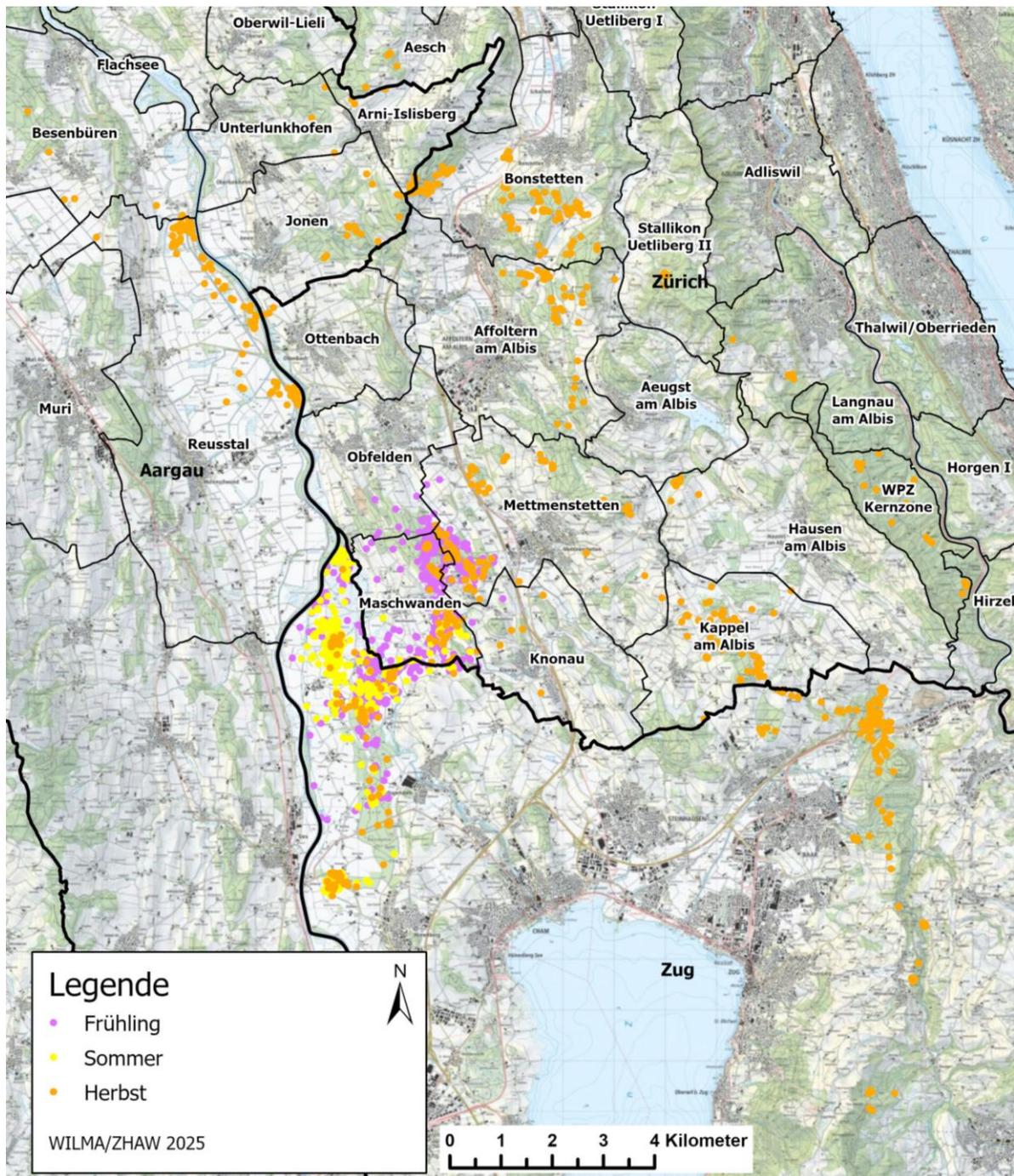


Abbildung 37: GPS-Positionen von ID03 Christoph im Zeitraum 04.03.2022 – 10.11.2022. Die Jahreszeiten wurden wie folgt definiert: Frühling (März–Mai), Sommer (Juni–August), Herbst (September–November) und Winter (Dezember–Februar).

ID04 Dario

Der Stier ID04 Dario (Abbildung 38) wurde am 28.03.2022 im südlichen Bereich des Sihlwalds besendert. Er wanderte am 23.05.2022 innerhalb von nur etwa zwei Tagen von der Albiskette ins Gebiet zwischen Baldeggersee und Sempachersee (Abbildung 39). Im Juli wechselte er in einen Einstand östlich der A2 nahe Neuenkirch und überquerte dort die erst im Frühling 2022 eröffnete Wildtierbrücke in der Nacht vom 15.–16.08.2022. Daraufhin zog er am 16.08.2022 einige Kilometer weit südwärts in Richtung Pilatus, kehrte jedoch gleichentags wieder zurück und passierte auf dem Rückweg in der Nacht vom 16.–17.08.2022 erneut die Wildtierbrücke über die A2 (Abbildung 40). Die weiträumigen Wanderungen erfolgten häufig entlang der überregionalen Wildtierkorridore (Abbildung 39).

Die Luftliniendistanz zwischen Sihlwald und den Positionen nördlich des Pilatus beträgt etwa 35 km. Besonders erwähnenswert in diesem Zusammenhang ist, dass die durch die HAFL im Zentralen Schweizer Mittelland bei Balzenwil besenderte Hirschkuh "Sala" (siehe Fischer et al. 2024) einige Monate später in dasselbe Gebiet wie ID04 Dario gewandert ist. Dies belegt, dass Rothirsche aus der Albiskette und solche aus dem Zentralen Schweizer Mittelland zumindest teilweise dieselben Gebiete nutzen.

Anfang September 2022 migrierte ID04 Dario vom Kanton Luzern in den Sihlwald zurück und unternahm von dort aus während der Brunftzeit (14.–29.9.2022) nochmals zwei ausgedehnte Wanderungen bis an die Kantonsgrenze Zug–Schwyz im Bereich zwischen Ägerisee und Zugersee (Abbildung 39). Zwischen Oktober 2022 und Anfang Mai 2023 hielt er sich dann praktisch ausschliesslich im Sihlwald und dessen unmittelbarer Umgebung auf. Im Zeitraum 06.–08.05.2023 migrierte er sehr rasch und weitestgehend entlang der Route vom Vorjahr wiederum in die Waldgebiete westlich des Baldeggersees. Ende Juni 2023 wechselte er von dort, wie im Jahr zuvor, in den "Chüserainwald" östlich der A2 bei der Wildtierbrücke Neuenkirch. Leider mussten wir dort einige Wochen später seinen Tod feststellen, weil er sich mit dem Geweih in einem Zaun verfangen und unüberwindbar an Bäumen verwickelt hatte. Aufgrund der Aktivitätsdaten konnten wir den 13.07.2023 als Todeszeitpunkt eruieren.



Abbildung 38: ID04 Dario im Jagdrevier Hirzel (Foto: WILMA/ZHAW).

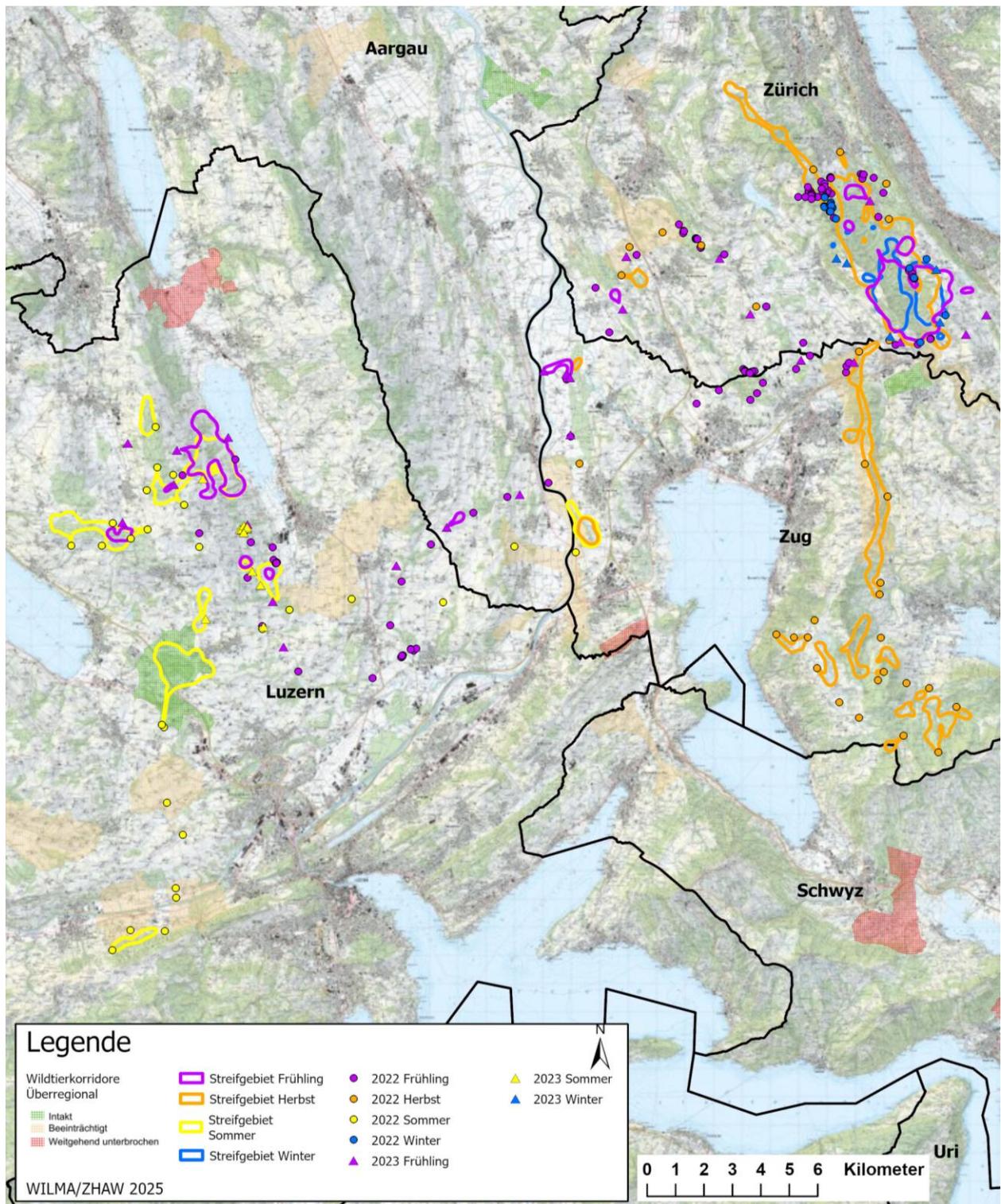


Abbildung 39: Saisonale Streifgebiete und GPS-Positionen von ID04 Dario im Zeitraum 28.03.2022 – 13.07.2023. Die Positionen ausserhalb der Streifgebiete sind als Symbole dargestellt. Die weiträumigen Wanderungen führten meist entlang der überregionalen Wildtierkorridore (farblich hinterlegt). Die Jahreszeiten wurden wie folgt definiert: Frühling (März–Mai), Sommer (Juni–August), Herbst (September–November) und Winter (Dezember–Februar).

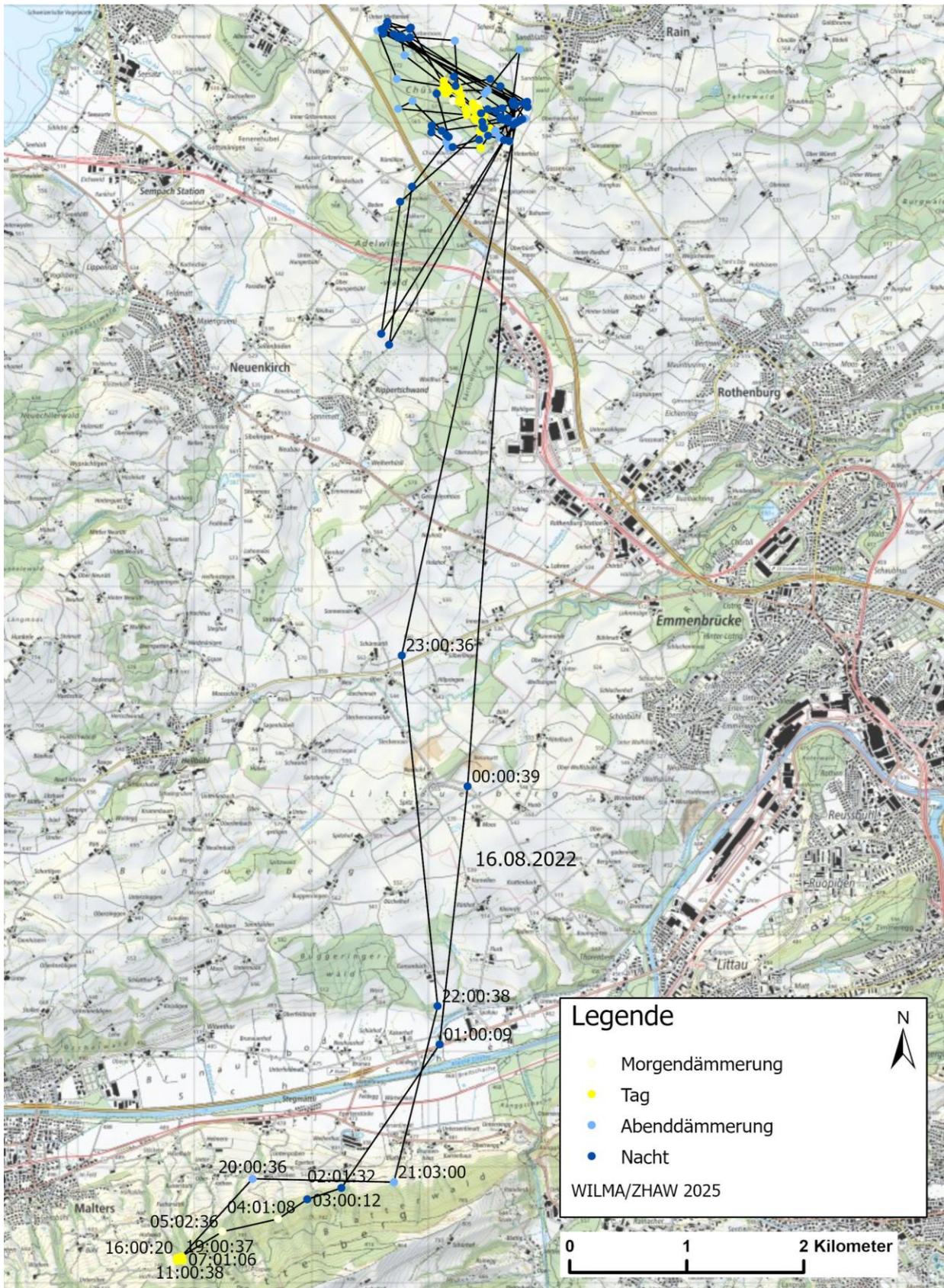


Abbildung 40: Positionen von ID04 Dario vom 13.–19.8.2022. In der Nacht vom 15.–16.08.2022 überquerte ID04 Dario die im Frühjahr 2022 bei Neuenkirch neu eröffnete Wildtierbrücke über die A2. Den Tageseinstand am 16.08.2022 wählte er im Gebiet Blatterberg bei Malterts, kehrte jedoch bereits in der Nacht vom 16.–17.08.2022 in den Chuserainwald bei Rain zurück.

ID05 Erika

Die Hirschkuh ID05 Erika (Abbildung 41) war im Zeitraum 21.01.2023 – 13.12.2024 mit einem GPS-Sender ausgestattet. Während der Sommermonate hielt sie sich jeweils im Kanton Aargau auf, insbesondere im Gebiet zwischen Jonen und Oberwil-Lieli (Abbildung 42). Am 14.08.2023 wanderte sie bis nach Spreitenbach, kehrte jedoch bereits am 15.08.2023 in die Waldgebiete südlich von Oberwil-Lieli zurück.

Während der Wintermonate hielt sich ID05 Erika überwiegend im Sihlwald auf, wobei sie hauptsächlich die Kernzone des Wildnisparks Zürich mit Schwerpunkt im südlichen Bereich im Wüesttobel nutzte (Abbildung 42). Eine Ausnahme stellte der Zeitraum 17.– 21.02.2024 dar, in welchem sie kurzfristig in ihren Sommerlebensraum wechselte und danach wieder in den Sihlwald zurückkehrte. Im Frühling verliess sie den Sihlwald jeweils am 02.04.2023 bzw. am 08.04.2024 (wobei sie am 11.04.2024 nochmals in den Sihlwald zurückkehrte, bevor sie diesen am 03.05.2024 endgültig verliess und sich in ihren Sommereinstand begab). Im Herbst erfolgte die Rückkehr in den Sihlwald am 03.10.2023 bzw. 19.10.2024. Die weiträumigen Wanderungen erfolgten jeweils auf denselben Routen (siehe exemplarisch Abbildung 43). ID05 Erika führte in beiden Jahren nachweislich ein Kalb.



Abbildung 41: ID05 Erika mit ihrem Kalb am 05.06.2023 am Bachlauf im Bärhau östlich von Unterlunkhofen. (Foto: WILMA/ZHAW)

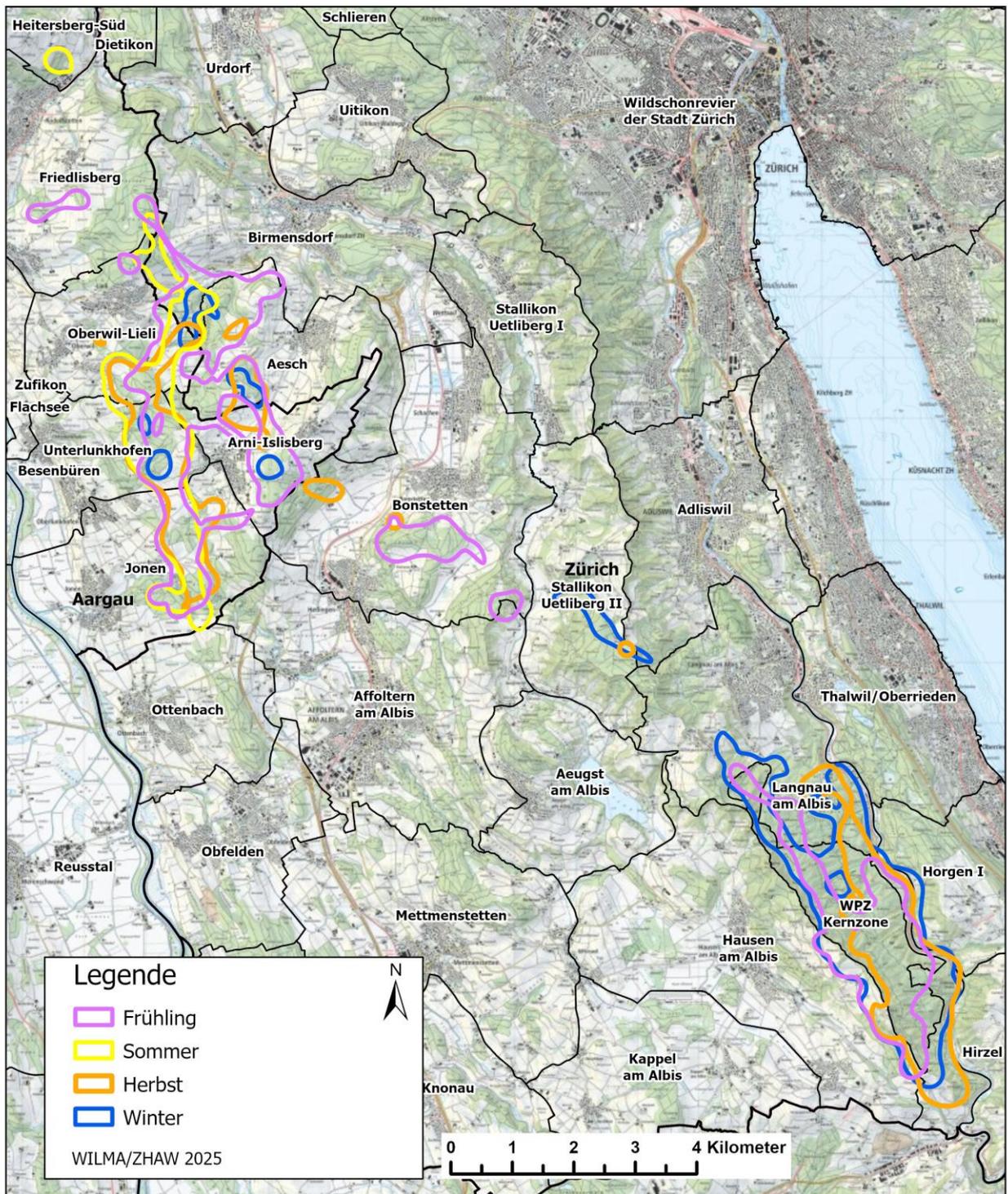


Abbildung 42: Saisonale Streifgebiete von ID05 Erika von Frühling 2023 bis Winter 2024. Die Jahreszeiten wurden wie folgt definiert: Frühling (März–Mai), Sommer (Juni–August), Herbst (September–November) und Winter (Dezember–Februar).

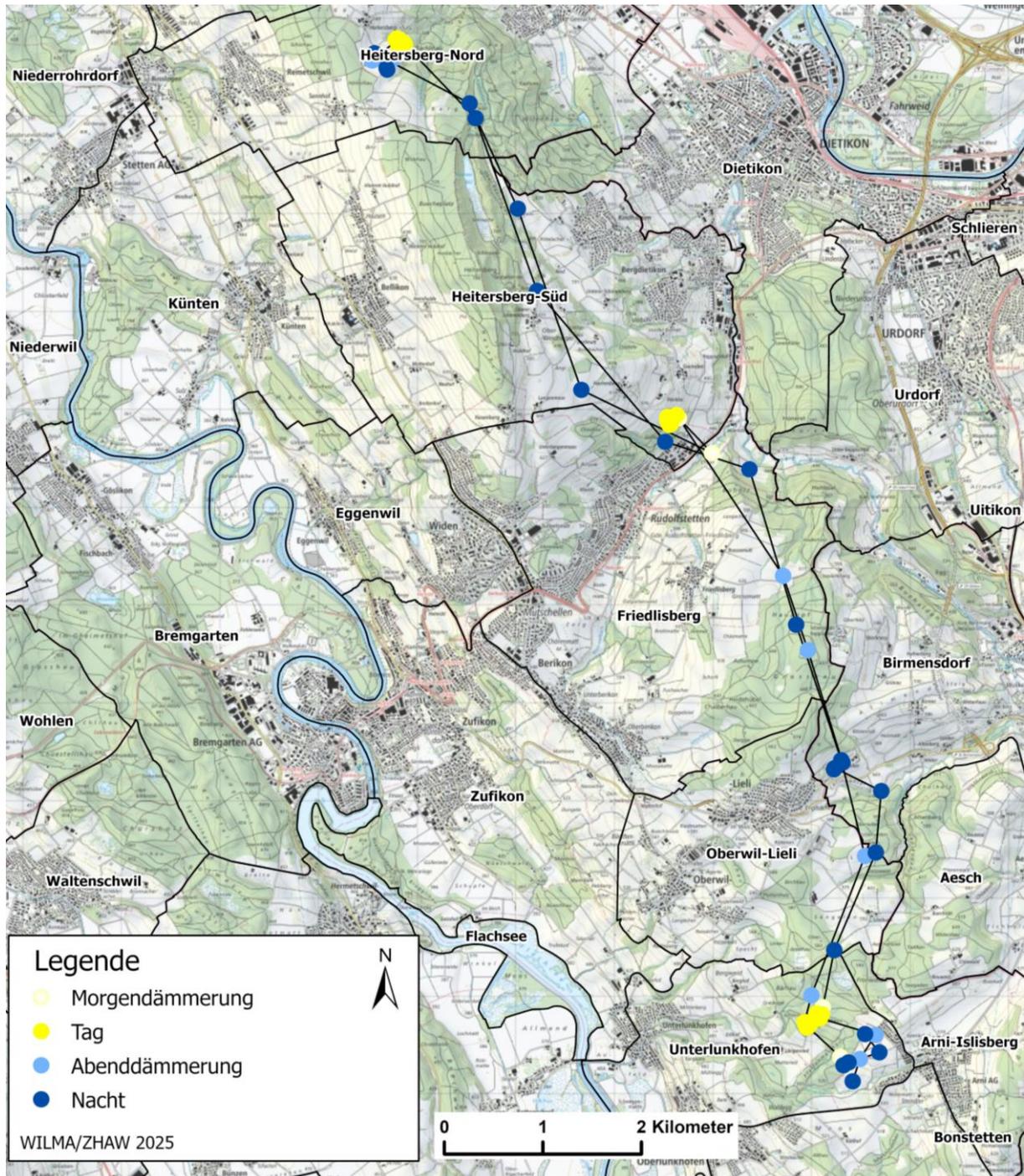


Abbildung 43: GPS-Positionen von ID05 Erika, exemplarisch für die weiträumige Wanderung im Zeitraum 13.–16.08.2023. In der Nacht vom 13.–14.08.2023 wanderte sie von Unterlunkhofen bis in das Waldgebiet westlich von Spreitenbach, verbrachte den anschließenden Tag in einem steilen Waldhang beim Heitersberg und kehrte in den beiden darauffolgenden Nächten wieder in ihren Sommereinstand bei Unterlunkhofen zurück.

ID06 Frieda

Die Hirschkuh ID06 Frieda wurde am 28.03.2023 mit einem GPS-Halsbandsender ausgestattet. Der automatische Drop-Off-Mechanismus des Halsbandes löste sich planmässig nach 100 Wochen am 27.02.2025. Vom Halsband liegen GPS-Positionsdaten bis zum 16.12.2024 vor, bis zum Projektabschluss konnte das Halsband jedoch noch nicht lokalisiert werden. ID06 Frieda nutzte schwerpunktmässig den nördlichen Teil des Sihlwalds (Ränggerberg) sowie die angrenzenden Bereiche Huebersberg und Rietmatt im Jagdrevier Hausen a.A. (Abbildung 44). Nur vereinzelt unternahm sie Tages- oder Zweitagesausflüge in die benachbarten Jagdreviere. Damit wies sie das kleinste Streifgebiet aller besenderten Individuen auf. ID06 Frieda nutzte tagsüber den Wald und suchte ab der Abenddämmerung regelmässig das angrenzende Offenland auf. In beiden Beobachtungsjahren führte sie jeweils ein Kalb. Das Kalb aus dem Jahr 2023 wurde am 08.12.2023 im Rahmen der revierübergreifenden Rothirschjagd erlegt (Abbildung 45; siehe auch Kapitel 4.2).

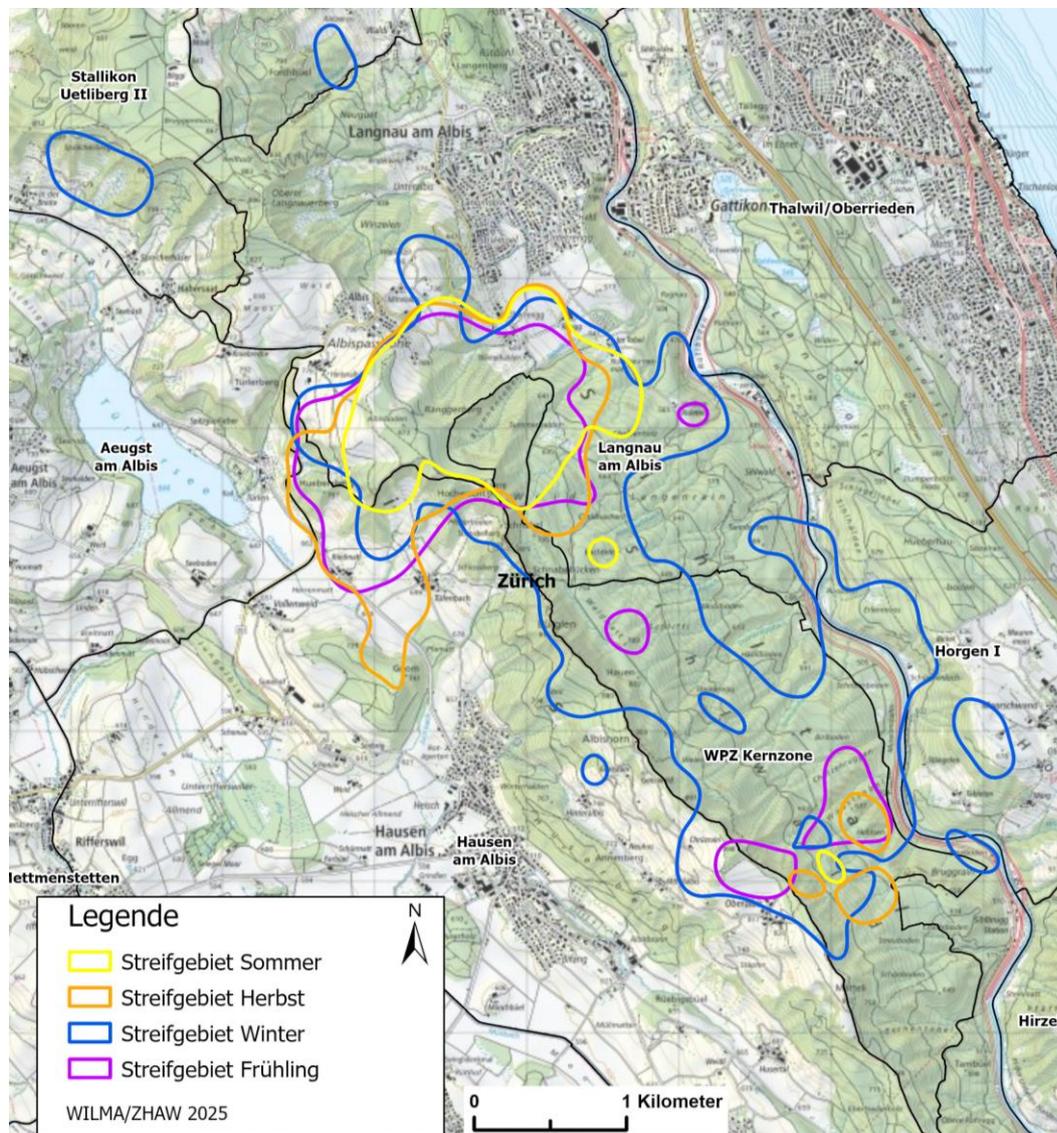


Abbildung 44: Saisonale Streifgebiete von ID06 Frieda von Sommer 2023 bis Frühling 2024. Die Jahreszeiten wurden wie folgt definiert: Frühling (März–Mai), Sommer (Juni–August), Herbst (September–November) und Winter (Dezember–Februar).

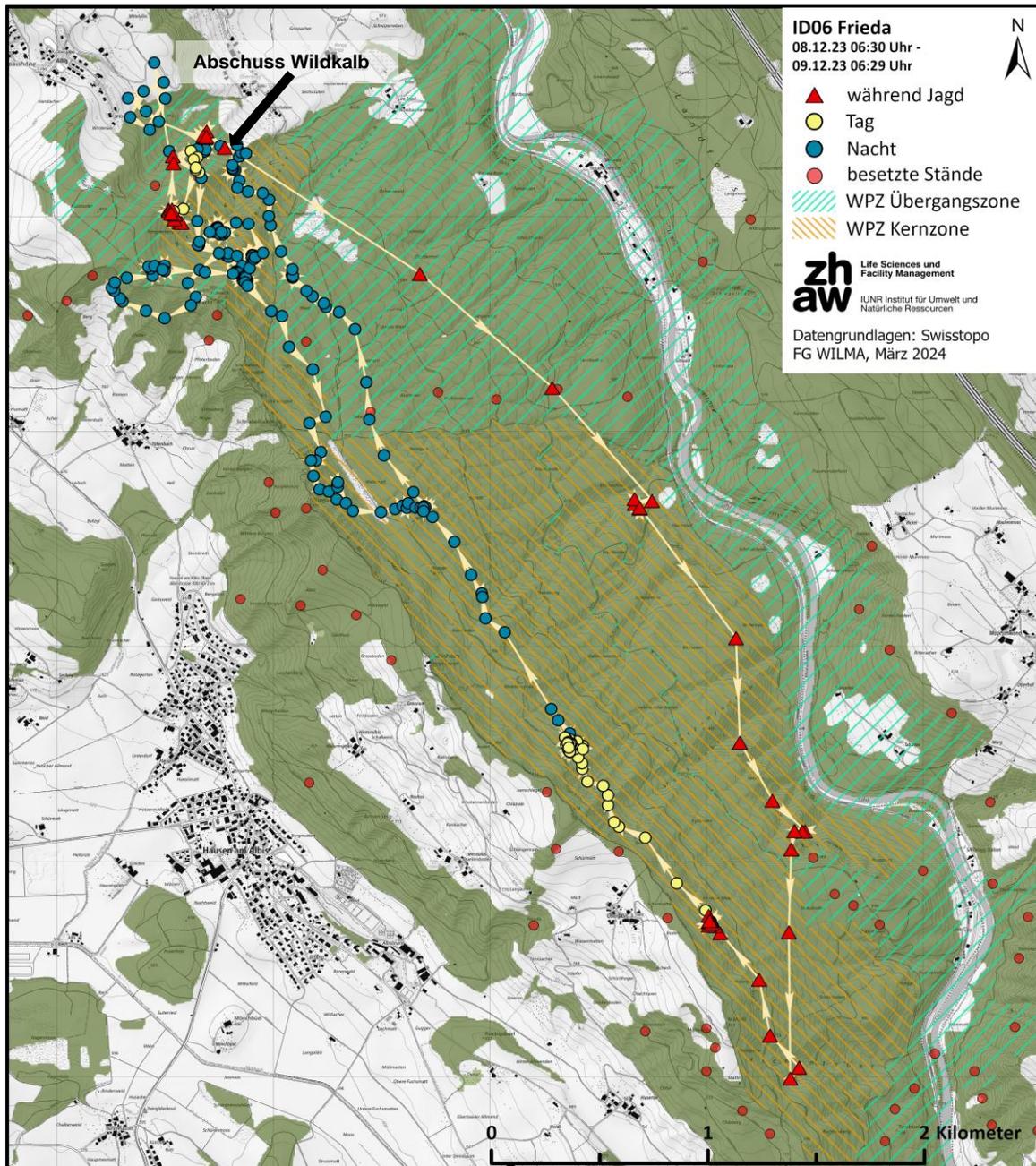


Abbildung 45: GPS-Positionen von ID06 Frieda im 5-Minuten-Intervall im Zeitraum 08.12.2023 06:30 Uhr – 09.12.2023 06:29 Uhr, eingeteilt in Tag- (gelbe Punkte; nach Sonnenaufgang) und Nachtpositionen (blaue Punkte; nach Sonnenuntergang), sowie Positionen während der Rothirschjagd am 08.12.2023 zwischen 09:00 – 13:00 Uhr (rote Dreiecke). Der Kalbabschuss um 10:30 Uhr ist mittels Pfeil gekennzeichnet.

4.2. Revierübergreifende Rothirschjagd

Zum Zeitpunkt der revierübergreifenden Rothirschjagd vom 08.12.2023 befanden sich drei mit einem GPS-Halsband besenderte weibliche Rothirsche im Perimeter des Wildnisparks Zürich Sihlwald. Während der Rothirschjagd kam es wiederholt zu Interaktionen zwischen den Jagdteilnehmenden und den besenderten Rothirschen (Abbildung 46). Weitere Details sind dem Bericht zur wissenschaftlichen Begleitung der revierübergreifenden Rothirschjagd zu entnehmen (Reifler-Bächtiger et al. 2024).

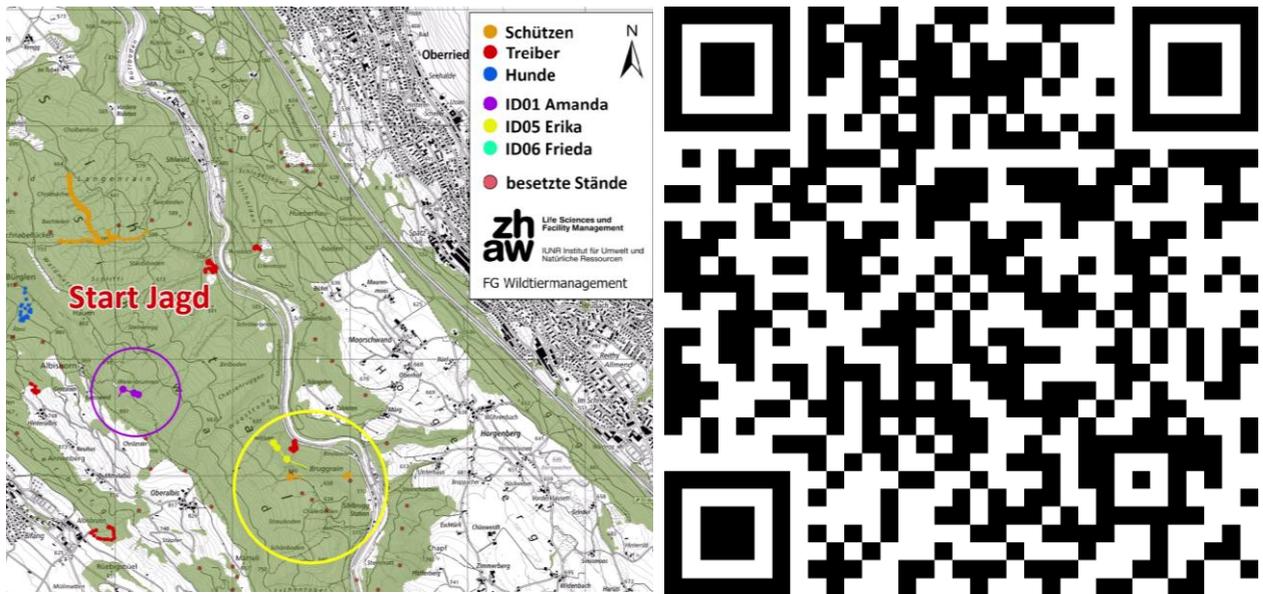


Abbildung 46: Animierte Karte der revierübergreifenden Rothirschjagd vom 08.12.2023. Durch Anklicken der Karte (links: Ctrl+linke Maustaste) resp. Scannen des QR-Codes (rechts) wird eine Onlineanimation des Jagdverlaufs angezeigt. Die Peilrate der Rothirsche wurde am Jagdtag auf 5 Minuten erhöht.

4.3. Ressourcenselektionsmodelle anhand von Telemetriedaten

Da sich die Raumnutzung der Rothirsche zwischen Winter- und Sommersituation unterscheidet, wurden für die Ressourcenselektionsmodelle saisonal getrennte Analysen durchgeführt. Die saisonalen Modelle wurden jeweils kombiniert für Tag und Nacht berechnet.

4.3.1. Winter

In der Wintersituation (Abbildung 48) selektierten Rothirsche sowohl innerhalb des Waldes als auch im Offenland vor allem für Bereiche weiter weg von Strassen und Wegen – je grösser die Distanz zu Strassen und Wegen, desto stärker wird eine Fläche bevorzugt (Abbildung 47b). Die Strassenkategorie und die damit verbundene Störungsintensität wurden in den Analysen nicht berücksichtigt, weshalb der Störungseinfluss in Abhängigkeit der Nutzungsintensität nicht quantifiziert werden kann. Die Distanz zu Gebäuden zeigte ebenfalls eine Bevorzugung von Bereichen weiter weg von solchen (Abbildung 47d). Flächen mit einem höheren Anteil Wald im näheren Umkreis (200 m) wurden stärker selektiert – im Offenland sind dies Bereiche in Waldnähe und innerhalb des Waldes sind dies Flächen im Waldinnern (Abbildung 47c). Für den Austritt ins Offenland wählten die Rothirsche im Winter ausserdem Flächen mit einer hohen Sonneneinstrahlung (Abbildung 47e) sowie Standorte mit wenig Hecken, Einzelbäumen oder Feldgehölzen (Abbildung 47a).

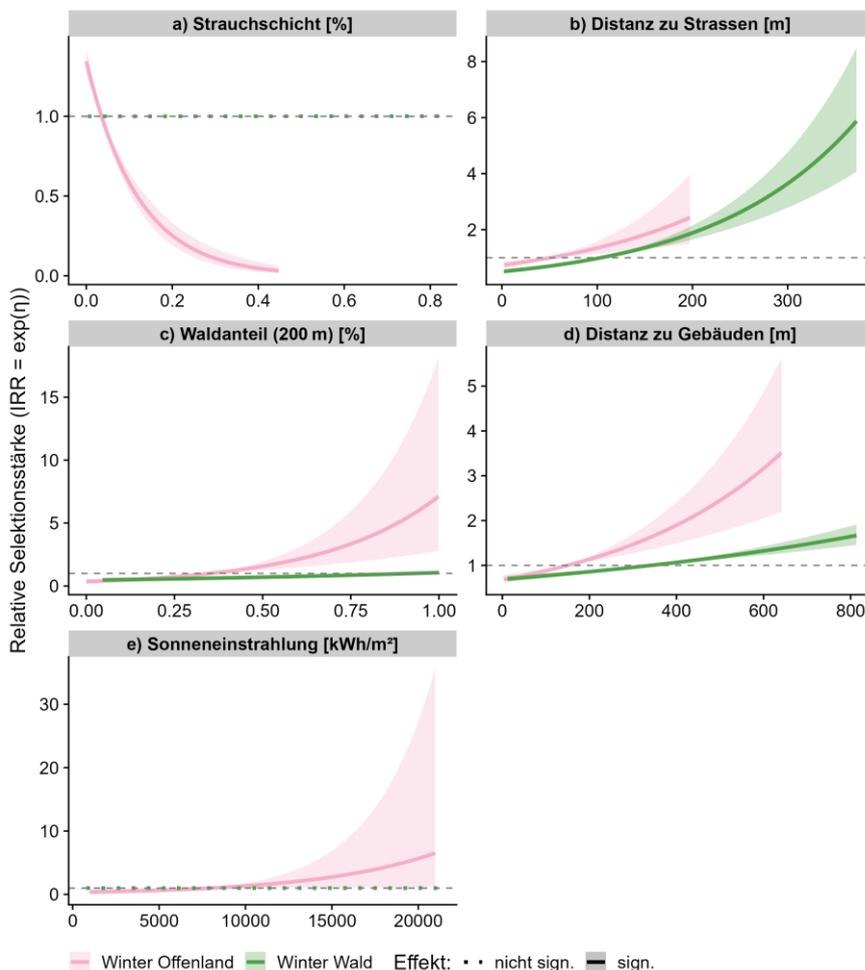


Abbildung 47: Modellerte relative Selektionsstärke von Flächen, die durch Rothirsche im Winter in Abhängigkeit der statistisch relevanten Umweltfaktoren genutzt werden (inklusive 95% Konfidenzintervall). Werte unter 1 (grau gestrichelte horizontale Linie) zeigen eine Meidung und Werte über 1 eine Bevorzugung an. Die Modelle wurden getrennt für Offenland (pink) und Wald (grün) berechnet, wobei signifikante Zusammenhänge mit ausgezogener Linie und nicht signifikante Zusammenhänge mit gestrichelter Linie dargestellt sind.

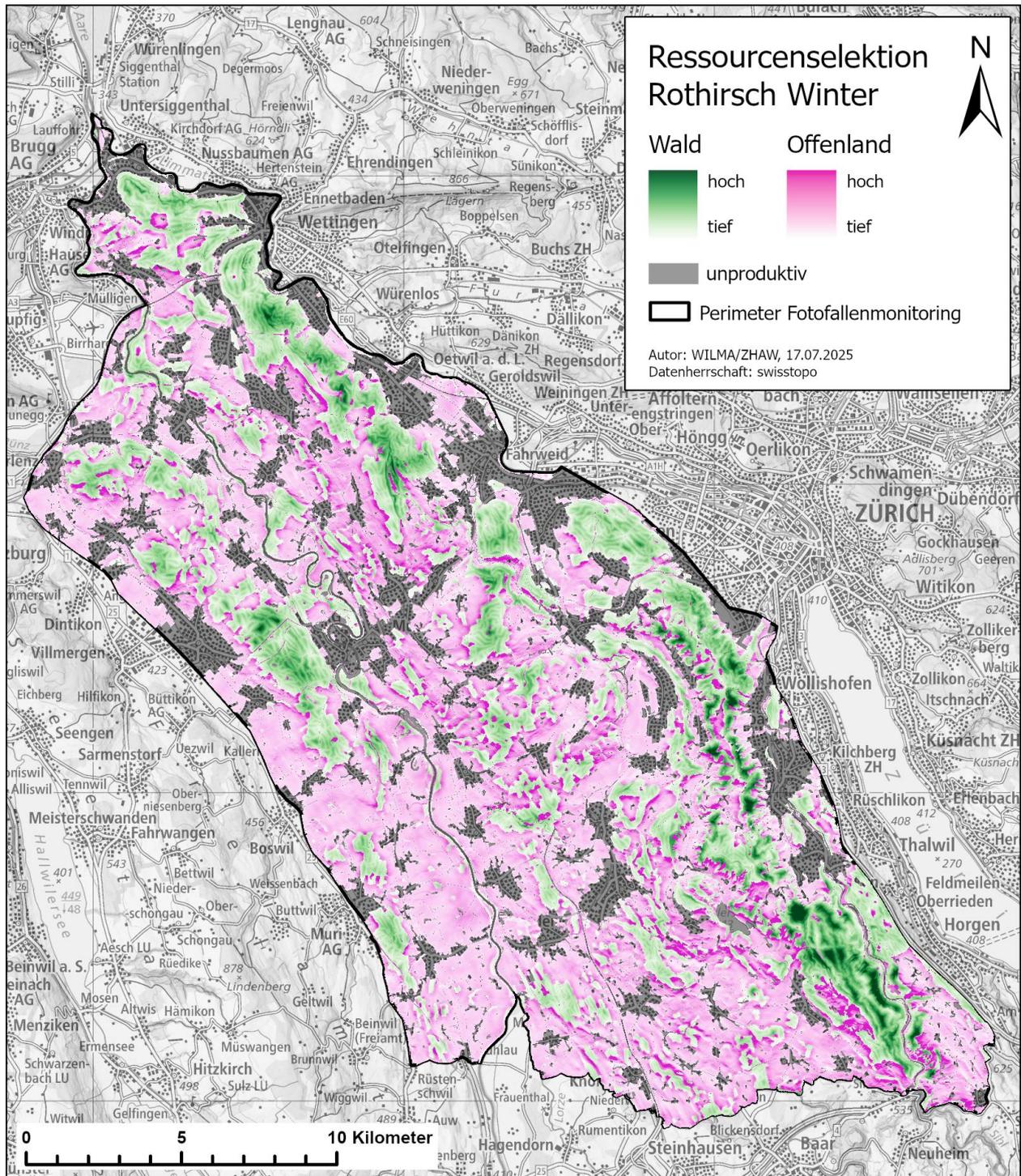


Abbildung 48: Räumlich explizites Ressourcenselektionsmodell für den Rothirsch in der Wintersituation. Farbgradienten geben die Selektionsstärke der entsprechenden Rasterzelle im Wald (weiss – grün) und im Offenland (weiss – violett) an. Unproduktive Flächen (Siedlungen, Geröllhalden, Fels) sind grau hinterlegt.

4.3.2. Sommer

In der Sommersituation bevorzugten die Rothirsche ebenfalls strassenferne Flächen (Abbildung 49d) und solche, die einen höheren Waldanteil im näheren Umkreis (200 m) aufweisen (Abbildung 49e). Hinsichtlich der Distanz zu Gebäuden wurden im Sommer im Offenland klar Flächen bevorzugt, die weiter weg liegen, im Wald hingegen wurden auch Flächen genutzt, die näher an Gebäuden liegen (Abbildung 49f). Wie im Winter wurden auch im Sommer Flächen mit einer hohen Sonneneinstrahlung bevorzugt (Abbildung 49g). Bezüglich des Einflusses der Strauchschicht zeigt sich ein differenziertes Bild gegenüber der Wintersituation; im Offenland und insbesondere im Wald wurden Flächen bevorzugt, welche einen höheren Deckungsgrad in der Strauchschicht aufweisen (Abbildung 49b). Im Offenland wurden ausserdem Flächen bevorzugt, die relativ flach sind (Abbildung 49a). Schliesslich hatte im Sommer auch die Distanz zum Waldrand im Offenland einen klaren Einfluss; Bereiche in einer Entfernung von mehr als ca. 150 Meter von Waldrändern wurden gemieden (Abbildung 49c).

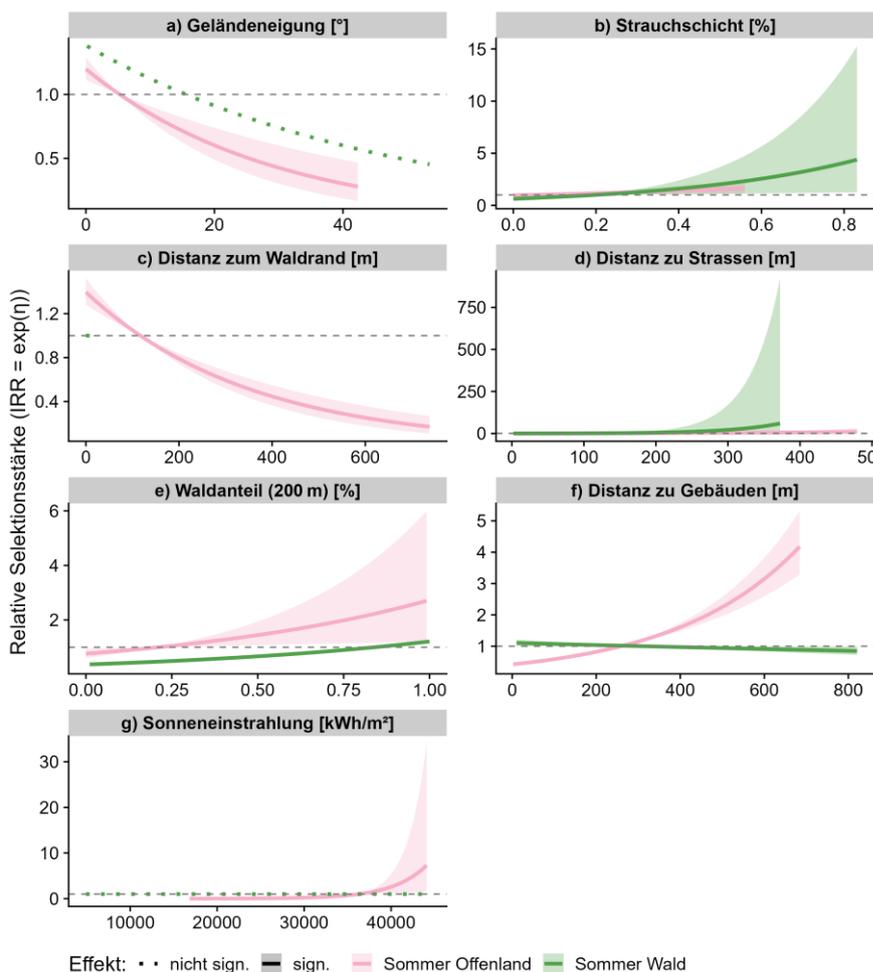


Abbildung 49: Modellerte relative Selektionsstärke von Flächen, die durch Rothirsche im Sommer in Abhängigkeit der statistisch relevanten Umweltfaktoren genutzt werden (inklusive 95% Konfidenzintervall). Werte unter 1 (grau gestrichelte horizontale Linie) zeigen eine Meidung und Werte über 1 eine Bevorzugung an. Die Modelle wurden getrennt für Offenland (pink) und Wald (grün) berechnet, wobei signifikante Zusammenhänge mit ausgezogener Linie und nicht signifikante Zusammenhänge mit gestrichelter Linie dargestellt sind.

4.4. Tageseinstände Rothirsch

Zur kleinräumigen Untersuchung der Rothirsch-Tageseinstände wurden im Projektgebiet im Rahmen verschiedener studentischer Arbeiten (Kagerer 2024, Muggli 2024, Stickel 2025) insgesamt 355 Plots begangen; 178 Präsenzplots (effektive Tageseinstände) sowie 177 dazugehörige Referenzplots (1 Referenzplot konnte nicht erhoben werden, da dieser in der vordefinierten Entfernung von 80 m zum Präsenzplot stets ausserhalb des Waldes zu liegen kam). In 45 der 177 Referenzplots wurden im Rahmen der Felderhebungen Zeichen von Rothirschpräsenz wie Trittsiegel, Losung oder Schälungen festgestellt oder es sind Direktbeobachtungen erfolgt.

Mit einem multivariaten Modell (GLMM) analysierten wir, ob und wie sich die von den Rothirschen gewählten Tageseinstände von zufällig gewählten Referenzplots unterscheiden. Hierfür verwendeten wir nur die Referenzplots, welche keine sichtbaren Zeichen von Rothirschpräsenz aufwiesen. Da Präsenzplots und Referenzplots jeweils paarweise in die Modellierung einfließen, ergab sich ein Datensatz von 86 (43/43) Wintertageseinständen und 176 (88/88) Sommertageseinständen, die in den saisonalen Modellen berücksichtigt wurden.

Die Sichtbarkeit von Wegen und Strassen hat in beiden Jahreszeiten einen hochsignifikanten Einfluss auf die Wahrscheinlichkeit, ob eine Untersuchungsfläche als Tageseinstand diente oder nicht. Dabei galt: je grösser die Sichtbarkeit von Wegen und Strassen, desto unwahrscheinlicher wurde die Fläche als Tageseinstand genutzt (Abbildung 50a, Anhang Tabellen A2 & A3). Im Winter waren ausserdem der Anteil an Nadelholz in der Baumschicht (Abbildung 50f) und das Mikrorelief (Abbildung 50h) signifikante Einflussgrössen. Je höher der Anteil Nadelholz in der Baumschicht (>3 m) und je flacher in steilem Gelände (das heisst kleinräumig ebene Flächen in grossräumig steilen Flächen), desto wahrscheinlicher diente ein Untersuchungspunkt als Wintertageseinstand. Im Sommer waren diese Umweltfaktoren für die Nutzung der Tageseinstände hingegen nicht von signifikanter Bedeutung.

Im Sommer hatten die mittlere Sichtdistanz auf den Untersuchungsplot (Mittelwert der Sichtdistanz über alle vier Himmelsrichtungen, Abbildung 50b), der Deckungsgrad der Strauchschicht (Abbildung 50c) und der Anteil Nadelholz in der Krautschicht (Abbildung 50d) einen signifikanten Einfluss auf die Tageseinstände. Je grösser die mittlere Sichtdistanz auf einen Untersuchungsplot und je höher der Anteil Nadelholz in der Krautschicht, desto unwahrscheinlicher war die Nutzung als Tageseinstand. Dagegen hat ein hoher Deckungsgrad in der Krautschicht dazu geführt, dass eine Fläche mit grösserer Wahrscheinlichkeit als Tageseinstand genutzt wurde. Im Sommer führten tendenziell auch ein höherer Anteil Nadelholz in der Strauchschicht (Abbildung 50e) und eine grössere Hangneigung (Abbildung 50g) dazu, dass eine Fläche wahrscheinlicher als Tageseinstand genutzt wurde.

Hingegen waren der Deckungsgrad der Krautschicht und die Distanz zum nächstgelegenen Weg oder zur nächstgelegenen Strasse weder im Sommer noch im Winter relevant für die Auftretenswahrscheinlichkeit von Tageseinständen. Deshalb wurden diese Umweltfaktoren im Prozess der Modellselektion als relevante Einflussgrössen nicht weiter berücksichtigt.

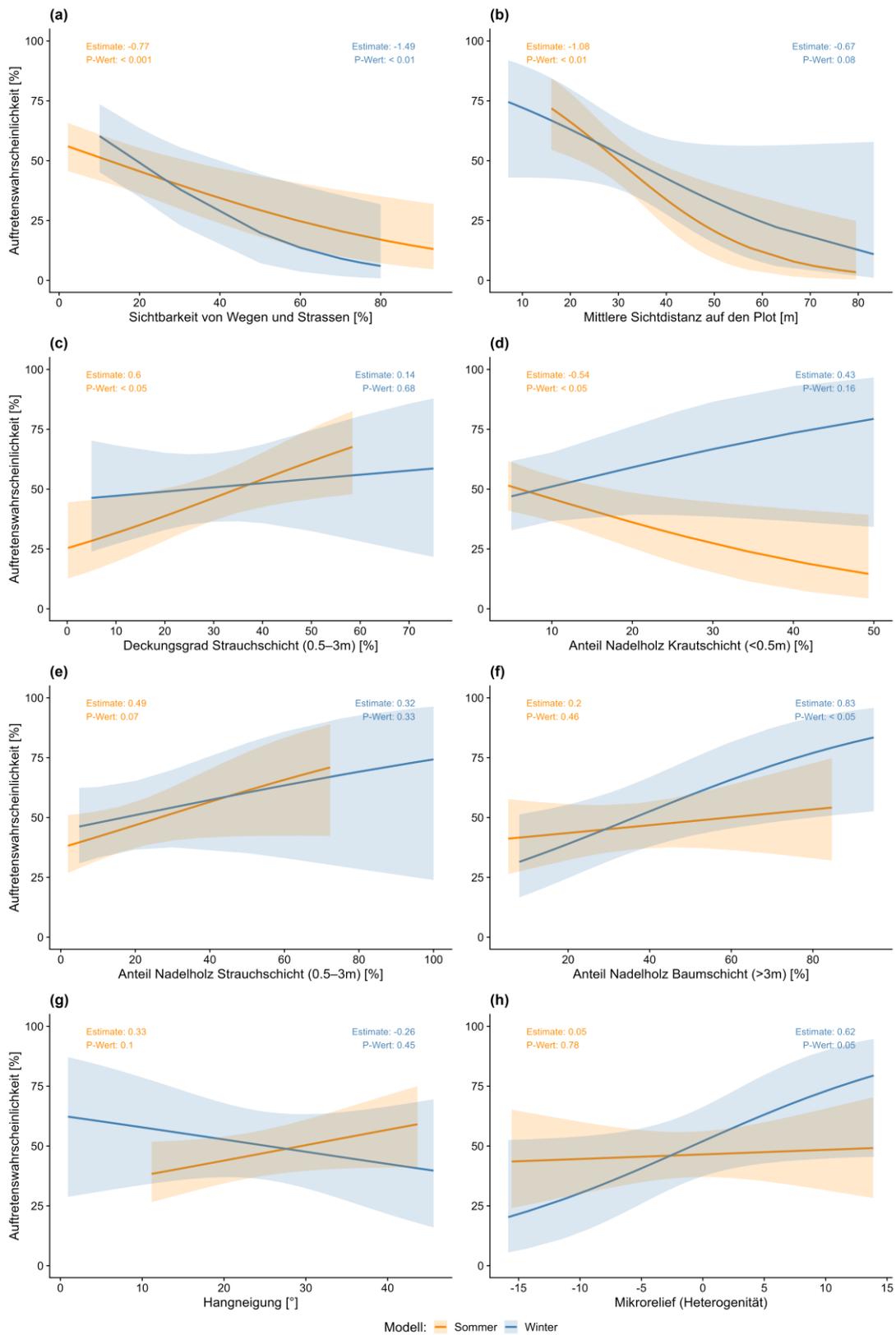


Abbildung 50: Saisonal (Sommer = orange, Winter = blau) modellierte Auftretenswahrscheinlichkeit von Rothsch-Tageseinständen in Abhängigkeit der statistisch relevanten Umweltfaktoren (jeweils inklusive 95% Konfidenzintervalle und P-Werte).

Mittels eines weiteren Modells haben wir untersucht, ob sich die relevanten Umweltfaktoren entsprechend der Zonierung des Wildnisparcs Zürich Sihlwald unterscheiden. Hierfür haben wir Tageseinstände in der Kernzone des Wildnisparcs Zürich Sihlwald verglichen mit Tageseinständen in den umliegenden Gebieten ausserhalb der Kernzone. Die Kernzone des Wildnisparcs unterscheidet sich von den umliegenden Gebieten insbesondere hinsichtlich Besucherlenkung (Weggebot) und Bewirtschaftung (minimale forstliche Eingriffe, Jagdverbot). Aufgrund einer sehr kleiner Stichprobengrösse an Sommertageeinständen (n=3) innerhalb der Kernzone wurden in diesem Modell nur die Wintertageeinstände (17 Tageseinstände in der Kernzone, 26 Tageseinstände ausserhalb) berücksichtigt. Dabei hat sich gezeigt, dass sich der Einfluss des Mikroreliefs als einziger Umweltfaktor tendenziell zwischen innerhalb und ausserhalb der Kernzone unterscheidet. Das Mikrorelief hat innerhalb der Kernzone keinen Einfluss auf die Auftretenswahrscheinlichkeit eines Tageseinstands, ausserhalb hingegen steigt die Wahrscheinlichkeit der Nutzung bei kleinräumig ebenen Flächen in grossräumig steilen Flächen (Abbildung 51). Alle anderen Umweltfaktoren (mittlere Sichtdistanz auf den Plot, Sichtbarkeit von Wegen und Strasse, Anteil Nadelholz in der Baumschicht und Geländeneigung festgestellt) wiesen hinsichtlich der Zonierung keine signifikanten Unterschiede auf.

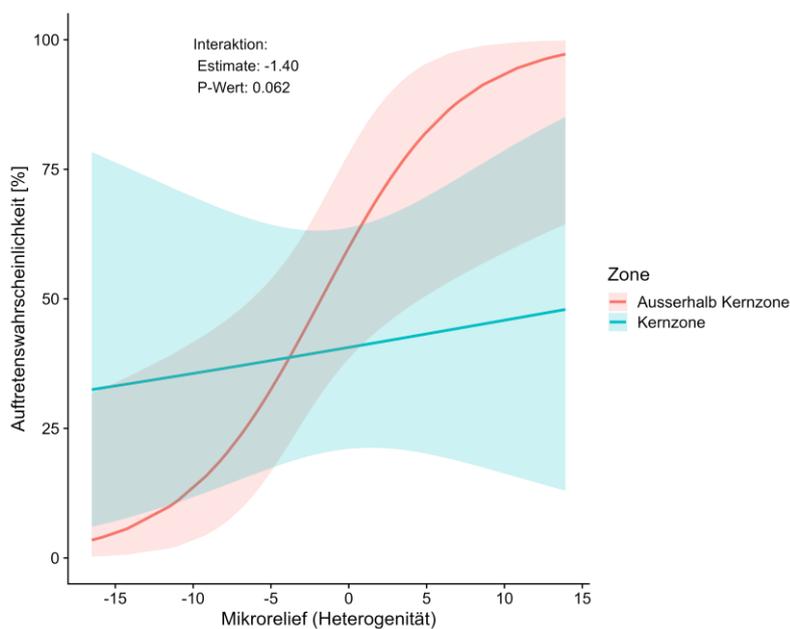


Abbildung 51: Modellierte Auftretenswahrscheinlichkeit von Wintertageeinständen des Rothirsches in Abhängigkeit des Mikroreliefs (negative Werte bedeuten kleinräumig steile Flächen in grossräumig ebenen Flächen und positive Werte kleinräumig ebene Flächen in grossräumig steilen Flächen), unterteilt nach Untersuchungsflächen innerhalb Kernzone Wildnispark Zürich (blau) und ausserhalb Kernzone (rot).

In einem weiteren Modell (GLMM), in welches nur die effektiv genutzten Tageseinstände eingeflossen sind (178 Präsenzplots), haben wir untersucht, welche Umweltfaktoren einen Effekt auf die Aufenthaltsdauer in einem Tageseinstand haben. Dafür wurde die Anzahl GPS-Lokalisationen als abhängige Variable in das Modell integriert. Dabei erwies sich die Geländeneigung als einziger Faktor mit signifikantem Einfluss auf die Aufenthaltsdauer in einem Tageseinstand; je flacher das Gelände war, desto höher die Anzahl GPS-Lokalisationen und entsprechend länger die Aufenthaltsdauer (Abbildung 52).

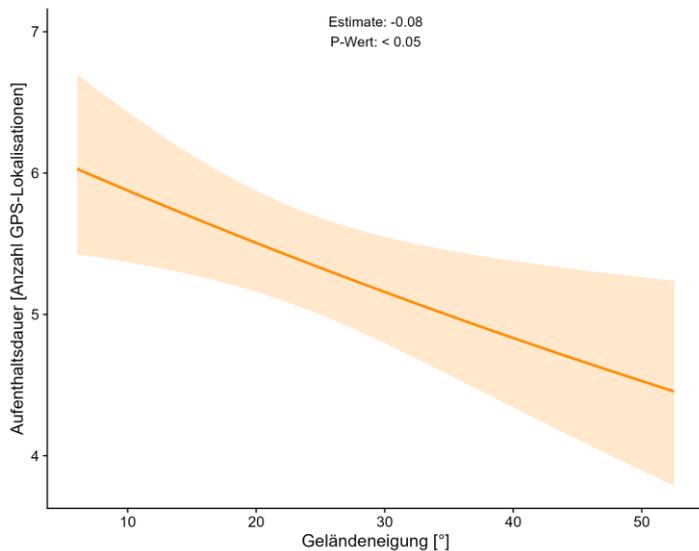


Abbildung 52: Modellierte Aufenthaltsdauer von Rothirschen in Tageseinständen in Abhängigkeit der Geländeneigung (4 GPS-Lokalisierungen entsprechen beispielsweise einer Aufenthaltsdauer von 3 Stunden).

4.5. Einfluss der Mondhelligkeit auf das Bewegungs- und Austrittsverhalten

Im Rahmen einer studentischen Arbeit wurde mittels generalisierter linearer gemischter Modelle (GLMM) der Einfluss der Mondhelligkeit auf das Bewegungs- und Austrittsverhalten der besenderten Rothirsche genauer untersucht (Möri 2024). Dabei hat sich gezeigt, dass die Rothirsche in helleren Nächten größere Distanzen pro Stunde zurücklegen und sich ausserhalb des Waldes in geringerer Distanz zum Waldrand aufhalten. Nächtliche Tiefstwerte der Mondhelligkeit hatten einen negativen Einfluss auf die zurückgelegten Distanzen pro Stunde. Ausserdem konnte festgestellt werden, dass die Rothirsche nach Sonnenuntergang bei grösserer Mondhelligkeit länger warten mit dem Austritt ins Offenland.

4.6. Übereinstimmung mit dem Prioritätsmodell

Im Rahmen des übergeordneten Forschungsprogramms «Rothirsch im Mittelland» wurde durch die Hepia Genf ein sogenanntes Prioritätsmodell erstellt (siehe Fischer et al. 2024). Dieses Prioritätsmodell ist ein Produkt aus dem «Least Cost Corridor Model», welches die Durchlässigkeit der Landschaft für Rothirsche zwischen Kerngebieten modelliert, und dem «Circuitscape Model», welches auf einer Widerstandskartebasiert und den Bewegungsfluss zwischen Kerngebieten modelliert. Das «Circuitscape Model» berücksichtigt insbesondere auch Engpässe und Korridore, für die keine alternativen Routen in der Umgebung bestehen. Das resultierende Prioritätsmodell gibt somit an, welches die vorrangigen Korridore sind: i) Korridore, die mit hoher Wahrscheinlichkeit von den Rothirschen genutzt werden und ii) Korridore, für welche nur wenige alternative Routen vorhanden sind.

In einer visuellen Beurteilung zeigt sich eine relative gute Übereinstimmung zwischen den Bewegungen der besenderten Rothirsche und dem Prioritätsmodell. Dies trifft insbesondere bei weiträumigen Bewegungen der Rothirsche zu (Abbildung 53a&b). Bei kleinräumigeren Bewegungen und in Habitaten, wie beispielsweise Naturschutzflächen mit grösseren Schilfbeständen, welche vor allem saisonal gute Deckung bieten, ist die Übereinstimmung weniger offensichtlich (Abbildung 53c). Zudem sind es vornehmlich residente Individuen, die kleinräumigere Bewegungen machen und diese können sich aufgrund der guten Gebietskenntnisse möglicherweise auch eher in suboptimalen Bereichen aufhalten.

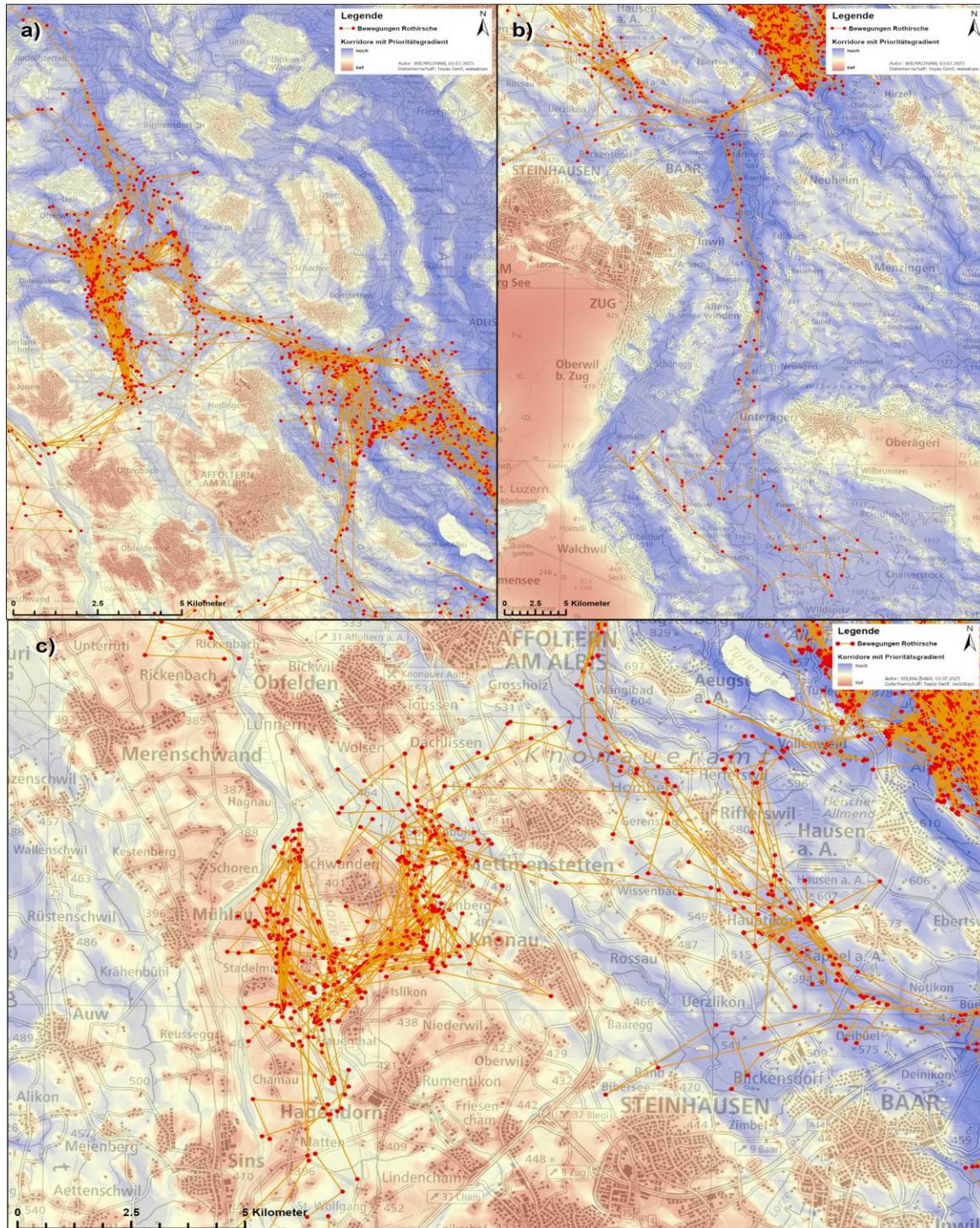


Abbildung 53: Exemplarische Ausschnitte des Prioritätsmodells (Fischer et al. 2024) überlagert mit Rothirschbewegungen aus dem vorliegenden Telemetrieprojekt: a) und b) Beispiele für weiträumige Bewegungen, c) Beispiel für kleinräumigere Bewegungen (ID03 Christoph während seinem Aufenthalt in Feuchtgebieten und Landwirtschaftsflächen im Sommer 2022).

5. Diskussion

Das Fotofallenmonitoring ermöglichte eine grossräumige Dokumentation der Rothirschvorkommen in der Region Albiskette – Reusstal. Trotz der geringen Dichte des Rothirschs im Untersuchungsgebiet konnten im Raum Sihlwald in zwei Fangsaisons sechs Individuen erfolgreich mit GPS-Halsbandsendern ausgestattet werden. Die daraus gewonnenen Telemetriedaten lieferten detaillierte Einblicke in die Raumnutzung und das Verhalten dieser Tierart in der anthropogen stark geprägten Kulturlandschaft des Schweizer Mittellandes.

5.1. Verbreitung

Das vierjährige Fotofallenmonitoring (2020–2024) in der Region Albiskette/Reusstal zeigt Verbreitungsschwerpunkte des Rothirsches entlang der Albiskette, im Knonaueramt (ZH) sowie im Kelleramt (AG). Besonders hervorzuheben ist der Sihlwald, der als ganzjährig genutztes Rückzugsgebiet dient und vor allem in den Wintermonaten an Bedeutung gewinnt. Dies ist vermutlich auf die Funktion des Gebietes als grossflächig zusammenhängendes Waldgebiet zurückzuführen, das durch das in der Kernzone geltende Weggebot sowie die ganzjährige Leinenpflicht für Hunde weitgehend störungsarm bleibt. Grossräumige, konsequent eingehaltene Wildruhezonen können wesentlich zur Reduktion anthropogener Störung beitragen und insbesondere im Winter die Stressbelastung und Energieverluste deutlich verringern (Coppes et al. 2017, Vanderlocht et al. 2025).

Demgegenüber konnten in stadtnahen Räumen, wie dem Wildschonrevier der Stadt Zürich und dem Limmattal, nur vereinzelt Rothirsch-Nachweise erbracht werden. Neben der stärkeren Fragmentierung und Erholungsnutzung könnte hier auch die Lichtverschmutzung eine Rolle spielen. Künstliches Licht kann die Aktivitäts- und Raumnutzungsmuster von Wildtieren beeinflussen, etwa durch eingeschränkte Raumnutzung oder die Vermeidung beleuchteter Flächen (Gaston et al. 2013, Hopkins et al. 2018, Longcore & Rich 2004). Dass Rothirsche siedlungsnahen Lebensräume grundsätzlich nicht meiden, zeigt ein Fotofallenstandort bei Langnau am Albis. Nur rund 300 m vom Siedlungsrand entfernt, wurde dort über vier Jahre hinweg während der Brunftzeit ein signifikanter Anstieg von Nachweisen beider Geschlechter verzeichnet. Die wiederholte Präsenz mehrerer Hirschstiere und Hirschkühe könnte für die Etablierung eines Brunftplatzes in der Umgebung sprechen, trotz relativer Nähe zur Siedlung.

Die geschlechtsspezifische Verteilung der Rothirschnachweise veränderte sich im Verlauf des Untersuchungszeitraums. In den ersten beiden Jahren wurden vorwiegend männliche Individuen nachgewiesen, während in späteren Jahren, insbesondere im Winter, vermehrt weibliche Individuen auftraten, vor allem im Gebiet des Sihlwalds. Eine mögliche Erklärung liegt in der Ausbreitungsdynamik einer wachsenden Population. In frühen Besiedlungsphasen sind meist mehr männliche Individuen präsent, da sie grössere Distanzen zurücklegen und neue Lebensräume erschliessen. Mit zunehmender Populationsdichte im Ursprungsgebiet steigt die Wahrscheinlichkeit, dass Hirschstiere abwandern (Loe et al. 2009). Weibliche Rothirsche zeigen dagegen eine höhere Standorttreue und besiedeln neue Gebiete zeitlich verzögert. Sie bevorzugen strukturreiche, geschützte Habitate (Clutton-Brock et al. 2002).

5.2. Bestandsschätzungen und Bestandsentwicklung

Die geschätzten Gesamtbestände in den vier Geweihzyklen liegen in einem Bereich, der für das Untersuchungsgebiet plausibel scheint. Ausgehend von der Annahme, dass der Populationszuwachs jeweils durch die Jagd abgeschöpft wird und die Zuwachsraten im Bereich von 20 % liegen (Borowik et al. 2016), kann aufgrund des jährlichen Abgangs von rund 20 Individuen ein Mindestbestand von 100 Rothirschen angenommen werden. Die systematischen terrestrischen Rothirschtaxationen durch die Jagdgesellschaften ergaben für den Zürcher Teil des Untersuchungsgebiets jeweils im Frühling durchschnittlich 32 (2023) resp. 21 (2024) Rothirsche. Rechnet man noch weitere Individuen für den Aargau hinzu und geht von einer Dunkelziffer von 30–50 % aus, ergeben sich ähnliche Grössenordnungen. Aufgrund der Erkenntnisse aus der räumlichen Verteilung der Rothirschnachweise ist allerdings erst in einem Teil unseres Untersuchungsgebiets von etablierten Rothirschvorkommen auszugehen, während sich ein Grossteil des Untersuchungsgebiets noch in initialen Phasen der Besiedlung befindet resp. von den Rothirschen eher gemieden wird (z.B. Stadtnähe Zürich).

Basierend auf der Entwicklung der geschätzten Anzahl Rothirsche ist im Untersuchungsgebiet von einer Zunahme der Populationsgrösse im Laufe der vier Untersuchungsjahre auszugehen. Anhand der Bestandsschätzungen wird sichtbar, dass im Geweihzyklus 2021/22 der mit 29 Rothirschen verhältnismässig hohe jagdliche Abgang eine direkte Auswirkung auf den Bestand im darauffolgenden Geweihzyklus 2022/23 hatte, in welchem rund 20 Individuen weniger geschätzt wurden. Während in den drei Jagdjahren 2021/22 – 2023/24 der Abgang an männlichen Rothirschen mit jeweils 14–16 Individuen relativ konstant blieb, ist der Abgang an weiblichen Rothirschen von 15 Individuen im Jagdjahr 2021/22 auf 8 resp. 6 weibliche Individuen in den beiden Folgejahren zurückgegangen. Dies könnte sich in der insgesamt geschätzten Anzahl Rothirsche im Geweihzyklus 2023/24 niedergeschlagen haben, die deutlich höher war als in den Vorjahren, insbesondere gegenüber dem 2022/23. Gesamthaft entfiel in den vier Untersuchungsjahren ein beträchtlicher Anteil der Abschüsse auf männliche Individuen, auch in den Jahren, in welchen durch das Fotofallenmonitoring mehr weibliche Rothirsche nachgewiesen wurden. Die Überlebensraten sowie eine hohe Fruchtbarkeit der weiblichen Individuen bestimmen jedoch massgeblich die Populationsentwicklung (Clutton-Brock et al. 1982, Milner et al. 2007, Borowik et al. 2016). Daher sind für eine kontrollierte Entwicklung der Rothirschbestände insbesondere Eingriffe in den weiblichen Bestand notwendig (Milner et al. 2006, Bundesamt für Umwelt BAFU 2010).

5.3. Raumnutzung und Verhalten

Rothirsche sind für ihr teilweise weiträumiges Raumnutzungsverhalten bekannt (Clutton-Brock et al. 1982, Bonenfant et al. 2004, Jarnemo et al. 2023). Dies konnte anhand der Geweihfotos an unterschiedlichen Fotofallenstandorten sowie anhand der Telemetriedaten für unser Untersuchungsgebiet bestätigt werden.

Tageszeitliche Phänomene

In nahezu allen Untersuchungsjahren und -jahreszeiten waren die Nachweishäufigkeit auf den Fotofallenbildern sowie die Aktivitätsdaten der besenderten Rothirsche in den Phasen der Morgen- und Abenddämmerung am höchsten. Dieses dämmerungsaktive Verhalten ist für Hirschartige gut dokumentiert und wird häufig als adaptive Reaktion auf menschliche Störung interpretiert (Coppes et al. 2017; Oberosler et al. 2017). Verschiedene Studien belegen, dass Rothirsche vor allem in der Nacht Offenflächen wie Mähwiesen zur Äsung nutzen und dies tagsüber aufgrund des Störungsdrucks nicht tun (Jeppesen 1987, Georgii 1981, Godvik et al. 2009, Rempfler et al. 2025). Die Hirschkuh ID01 Amanda, welche sich ganzjährig im Sihlwald aufhielt, zeigte während der Sommermonate im Vergleich zu den anderen besenderten Individuen eine erhöhte Tagesaktivität. Dieses Verhalten könnte durch die geringere anthropogene Störungintensität im Gebiet erklärt werden, insbesondere aufgrund des Weggebots in der Kernzone des Wildnis-parks Zürich Sihlwald. So konnten auch Untersuchungen mit besenderten Rothirschen im Kanton Wallis zeigen, dass die Bewegungsaktivität innerhalb von Schutzgebieten tagsüber deutlich höher ist als ausserhalb, was darauf hindeutet, dass Rothirsche in Schutzgebieten vermehrt tagaktiv leben können, was auch eher ihrem natürlichen Aktivitätsrhythmus entspricht (Signer et al. 2022). Auch die kürzlich erschiene Publikation von Rempfler et al. (2025) gibt Hinweise auf eine weniger eingeschränkte Habitatwahl innerhalb von Schutzgebieten sowie auf eine verstärkte kompensatorische Nachtaktivität in Gebieten mit stärkerer anthropogener Störung.

Tageseinstände

Die Analyse der Tageseinstände hat gezeigt, dass die Rothirsche im Untersuchungsgebiet sowohl im Sommer als auch im Winter Rückzugs- und Ruheorte mit gutem Sichtschutz deutlich bevorzugen. Dies drückt sich einerseits in der schlechten Sichtbarkeit der Tageseinstände von Wegen und Strassen aus und vor allem im Sommer auch in geringeren Sichtdistanzen und einem hohen Deckungsgrad in der Strauchschicht. Die vorliegenden Ergebnisse decken sich diesbezüglich mit den Erkenntnissen aus anderen Studien (Adrados et al. 2008, Godvik et al. 2009, Hummel et al. 2014). Eine weitere Einflussgrösse, die je nach Saison relevant war, ist der Anteil an Nadelholz. Im Winter hat der Nadelholzanteil in der Baumschicht einen positiven Einfluss, was möglicherweise einen Zusammenhang mit besseren mikroklimatischen Bedingungen für Huftiere (Schutz vor Wind und Niederschlag) in diesen Habitaten hat (Mysterud & Østbye 1999, Ewald et al. 2014). Die Resultate zeigen auch einen gewissen Einfluss von topografischen Umweltvariablen. So spielte ein günstiges Mikrorelief insbesondere im Winter und ausserhalb der Kernzone des Wildnis-parks Zürich eine Rolle bei der Nutzung der Tageseinstände. Auch hier könnte ein möglicher Zusammenhang mit gutem Sichtschutz (und genereller Ungestörtheit in steilem Gelände) und günstigen mikroklimatischen Bedingungen bestehen. Hinsichtlich der Topografie hat sich ausserdem gezeigt, dass die Rothirsche in einem Tageseinstand länger verweilen, wenn dieser in flachem Gelände lag. Keinen Einfluss auf die Wahl der Tageseinstände scheint dagegen der Deckungsgrad der Krautschicht und damit das vorhandene Äsungsangebot zu haben. Dies deckt sich mit Untersuchungen aus anderen Gebieten der Schweiz, wonach Rothirsche bei der Wahl der Tageseinstände die Deckung höher gewichteten als das Äsungsangebot (Signer et al. 2022, Thiel et al. 2018). Andere Studien zeigen zudem, dass die Aktionsräume resp. die Bewegungsaktivität der Rothirsche in Lebensräumen mit hohen menschlichen Nutzungsintensitäten tagsüber klein sind (Náhlik et al. 2009, Boehme et al. 2025).

Saisonale Phänomene

Die besenderten Rothirsche zeigten ein breites Spektrum an Raumnutzungsmustern. Einige Individuen wiesen eine ausgeprägte Standorttreue auf und hielten sich ganzjährig in stabilen Streifgebieten von rund 5 km² auf, während andere weiträumige saisonale Wanderungen durchführten und Streifgebietsgrößen von 20–30 km² nutzten. Im Sommer und Winter waren die Streifgebiete jeweils am kleinsten. Im Sommer ist dies vermutlich auf das hohe Nahrungsangebot und die gute Habitatqualität zurückzuführen. Im Winter wiederum verringern Rothirsche ihre Aktivität deutlich, um Energie zu sparen (Arnold et al. 2004), und verbleiben bevorzugt in störungsarmen Wintereinständen (Godvik et al. 2009, Szemthy 2003). Im Winter konnten daher besonders viele Rothirschnachweise im Sihlwald erbracht werden und die besenderten Individuen hielten sich bevorzugt in diesem vergleichsweise störungsarmen Gebiet auf. Ein besonders eindrückliches Beispiel für die flexible Habitatwahl bietet Hirschstier ID03 Christoph. Den ganzen Juli nutzte er ausschliesslich Offenlandstrukturen – eine Maiskultur und ein angrenzendes Naturschutzgebiet – als Tageseinstand. Die gezielte Nutzung landwirtschaftlicher Flächen zeigte sich auch bei besenderten Rothirschen im Berner und Solothurner Mittelland (Hummel 2014, Willisch 2019).

Zur Brunftzeit im Herbst migrierten zwei von uns besenderte mehrjährige Stiere an den Zugerberg. Brunftwanderungen sind für männliche Rothirsche während der Fortpflanzungszeit typisch, da sie gezielt Gebiete mit hoher Weibchendichte aufsuchen. Solche Brunftwanderungen konnten auch im Rothirschprojekt Ostschweiz (Thiel et al. 2018) und im Rothirschprojekt Aletsch-Goms (Signer et al. 2022) dokumentiert werden.

Ressourcenselektion

Das Ressourcen-Selektionsmodell zeigte eine deutliche Bevorzugung von Flächen, die in ungestörten Bereichen liegen. Die Nähe zu Strukturen mit menschlicher Präsenz (Strassen, Wege, Gebäude) wird sowohl im Wald als auch im Offenland im Sommer wie im Winter gemieden. Innerhalb des Waldes werden Flächen, die nicht im Einflussbereich des Waldrandes liegen, bevorzugt und im Offenland beeinflusst die Nähe von Deckungs- und Rückzugsmöglichkeiten (Waldrand und im Sommer auch Hecken und Feldgehölze) die Nutzung der Austrittsflächen. Obschon diese Analysen nur auf einer Stichprobe von 6 Individuen basiert, sind die Resultate in Bezug auf das Sicherheitsbedürfnis der Rothirsche vergleichbar mit ähnlichen Untersuchungen (Fischer et al. 2024, Rempfler et al. 2024, Rempfler et al. 2025, Signer et al. 2022, Sigrist et al. 2022). Aufgrund dieses ausgeprägten Sicherheitsbedürfnisses folgt die Unterscheidung zwischen Wald und Offenland in groben Zügen wohl auch dem tageszeitlichen Nutzungsmuster der Rothirsche, nämlich, dass sich die Tageseinstände im Wald befinden und der Austritt ins Offenland besonders zur Nachtzeit stattfindet (Rempfler et al. 2025). Interessanterweise zeigt sich im Offenland die Sonneneinstrahlung auch im Flachland als relevante Einflussgrösse. So wurden im Sommer wie auch im Winter Flächen mit einer hohen Sonneneinstrahlung bevorzugt. Anders als in alpinen Lebensräumen gegen Ende des Winters (Signer et al. 2022, Sigrist et al. 2022) hat dies wohl weniger mit einer früher einsetzenden Vegetationsentwicklung auf schneefreien Flächen zu tun, sondern möglicherweise mit einer höheren Grünland-Produktivität auf südexponierten Offenflächen mit viel Sonneneinstrahlung (Gilmanov et al. 2007, De Pue et al. 2023), welche von den Rothirschen für die Äsung gezielt aufgesucht werden.

Management-Implikationen

Die Erkenntnisse zur Raumnutzung und zum Verhalten zeigen, dass der Rothirsch dank seiner Lern- und Anpassungsfähigkeit im Untersuchungsgebiet und generell im Mittelland geeignete Lebensräume findet. Trotz dieser Verhaltensplastizität sind insbesondere in Flachlandhabitaten ungestörte Rückzugsräume und Austrittsmöglichkeiten wichtig. Anders als im Gebirge nutzen Rothirsche im Mittelland offensichtlich auch ungestörte kleinräumige Strukturen wie Dickichte oder Verjüngungsflächen in der Nähe von Wegen, Strassen und Siedlungen als Tageseinstände. Zudem können sie ihre Rückzugsräume saisonal in landwirtschaftliche Kulturen oder Naturschutzflächen verlegen, sofern diese genügend Sichtschutz bieten. Diese Erkenntnisse sind sowohl in Bezug auf das jagdliche Management als auch hinsichtlich der waldbaulichen Planung zu berücksichtigen. Neben dem grundsätzlichen Sicherheitsbedürfnis (Distanz zu menschlichen Infrastrukturen; natürliches und wahrscheinlich auch künstliches Licht) werden die Austrittsmöglichkeiten wohl massgeblich durch die Nahrungsqualität und -quantität beeinflusst. Durch mildere Winter und länger werdende Vegetationsphasen verbessert sich das Nahrungsangebot grundsätzlich und durch die vielerorts stattfindende regelmässige Düngung wird die Grünland-Produktivität zusätzlich angekurbelt. Inwieweit dies das Austrittsverhalten und über ein hohes Nahrungsangebot auch die Bestandsentwicklung von Rothirschpopulationen fördert, ist bislang jedoch unklar und bedarf weiterer Untersuchungen.

Bezüglich der Migrationsbewegungen hat sich eindrücklich gezeigt, dass die Rothirschpopulation der Region Albiskette – Reusstal nicht nur mit anderen Populationen im Mittelland, sondern auch mit den ursprünglichen Quellpopulationen in den Voralpen verbunden sind. Diese Wanderbewegungen sind sowohl hinsichtlich der Verkehrssicherheit als auch für den Austausch zwischen den Populationen wichtig. Diesbezüglich gilt es, die ökologische Infrastruktur weiter zu verbessern, die Durchlässigkeit der Landschaft für Wildtiere zu erhöhen und dabei die Gefahr von Verkehrsunfällen mit Wildtieren zu minimieren.

5.4. Personen abseits der Wege

Im Jahr 2021 wurden überdurchschnittlich viele Personen abseits von Wegen registriert, insbesondere solche in Begleitung eines Hundes, was möglicherweise auf pandemiebedingte Veränderungen im Freizeitverhalten zurückzuführen ist. Die COVID-19-Pandemie führte in vielen Regionen, auch in der Schweiz, zu einer verstärkten Nutzung von Naherholungsgebieten, insbesondere von Wäldern (Wunderlich et al. 2021). Erhöhte menschliche Präsenz kann bei Wildtieren zu verstärktem Störungsdruck führen und Verhaltensanpassungen wie eine Zunahme der Nachtaktivität oder die Meidung bestimmter Lebensräume auslösen (Oberosler et al. 2017).

Als besonders kritisch zu betrachten sind in diesem Zusammenhang freilaufende Hunde, welche vor allem im Kanton Zürich im Frühjahr 2021 abseits der Wege in grosser Zahl registriert wurden. Rothirsche und andere Huftiere reagieren mit erhöhter Wachsamkeit und Ausweichverhalten auf freilaufende Hunde (Jayakody et al. 2008, Duarte et al. 2016). Begegnungen mit freilaufenden Hunden können auch tödliche Folgen haben, insbesondere für weibliche Rothirsche und Kälber sowie für Rehe (Duarte et al. 2016, Djordjević et al. 2022). Daher sind Leinengebote im Wald und in Waldnähe sehr wichtige Instrumente, um den Schutz der Wildtiere zu gewährleisten, so wie dies im Kanton Aargau seit vielen Jahren und im Kan-

ton Zürich seit der Revision der Jagdverordnung (01.01.2023) wenigstens für die sensible Setz- und Aufzuchtzeit bestehen.

5.5. Ausblick

Nach jahrhundertelanger Abwesenheit ist der Rothirsch in sein einstiges Verbreitungsgebiet im Schweizer Mittelland zurückgekehrt und findet sich dort nun in einer ausgeprägten Kulturlandschaft wieder. Manigfaltige, oftmals intensive Nutzungen und eine starke Lebensraumfragmentierung prägen heute das Landschaftsbild in weiten Teilen des Mittellands. Unsere Forschungsarbeit zeigt, wie der Rothirsch als grundsätzlich störungsempfindliche, aber auch intelligente und mobile Wildtierart mit diesen Gegebenheiten umgeht. Dank seiner Anpassungsfähigkeit erschliesst er sich Teile des ansonsten stark vom Menschen beanspruchten Lebensraums. Für die weitere Ausbreitung des Rothirschs im Mittelland und den Austausch zwischen etablierten Vorkommen spielen Wildtierkorridore und geeignete Vernetzungsstrukturen eine zentrale Rolle. Gleichzeitig müssen geeignete Rückzugsgebiete in ausreichender Qualität und Quantität zur Verfügung stehen, so dass beispielsweise die Brunft möglichst ungestört ablaufen kann. In diesem Sinne empfehlen wir auch für das Schweizer Mittelland zukünftig einen verstärkten Fokus auf die Schaffung von Wildruhezonen und allenfalls Jagdschutzgebieten (siehe Fischer et al. 2024). Mit einem geschickten und ganzheitlichen Lebensraummanagement können Rothirsche im Raum effektiv gelenkt und bestehende Konflikte reduziert werden (siehe auch Rempfler et al. 2025).

6. Dank

Wir bedanken uns herzlich bei unseren Auftraggebern BAFU, Fischerei- und Jagdverwaltung Zürich, Abteilung Wald Zürich, Sektion Jagd und Fischerei Aargau und Stiftung Wildnispark Zürich für die grosszügige Projektunterstützung. Danken möchten wir auch den lokalen JägerInnen und Jagdgesellschaften für die wertvolle Unterstützung bei der Aufgleisung des Fotofallenmonitorings und den Beteiligten bei den Rothirsch-Besenderungen. Ebenfalls danken möchten wir unseren Forschungspartnern an der HEPIA Genf und HAFL Zollikofen für die fachliche Zusammenarbeit und dem Tierspital Zürich für die Unterstützung im veterinärmedizinischen Bereich. Vielen Dank auch an die Studierenden, welche im Rahmen ihrer Arbeiten wesentliche Analysen und Erkenntnisse für das Projekt erbracht haben.

7. Verzeichnis studentischer Arbeiten

Arnaldi, V. (2023). Untersuchung der Rothirschtageseinstände während des Sommers im Mittelland. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Bär, O. (2023). Einfluss der Standortbedingungen auf die Eiben-Schälbelastung im Albisgebiet. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.

Kagerer, L. (2024). Untersuchung der Winter-Tageseinstände von besenderten Rothirschen (*Cervus elaphus*) in der Albiskette. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.

Keiser, P. (2024). Strassenquerungen von Rothirschen – Analyse von Telemetrie-Daten aus dem Projekt Rothirsch im Mittelland. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Keiser, P. (2025). Bedeutung von Gewässern für die Raumnutzung von Rothirschen im Schweizer Mittelland. Masterarbeit, ZHAW Wädenswil.

Keller, R.E. (2022). Saisonale Nutzung des Lebensraums durch den Rothirsch in den Kantonen ZH/AG. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.

Lieuwen, T. (2025). Bestandsschätzung von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) anhand individueller Bestimmung der Geweihmorphologie mit Fotofallen. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.

Möri, A. (2024). Einfluss von Mondphasen und -helligkeit auf das Raumverhalten von Rothirschen (*Cervus elaphus*) im Schweizer Mittelland. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Muggli, M. (2024). Vergleich der Sommer-Tageseinstände von mit GPS-Halsbändern besenderten Rothirschen (*Cervus elaphus*), innerhalb und ausserhalb der Kernzone des „Naturparks Sihlwald“ und Präsenz- vs. Referenz-Plots, basierend auf Felderhebungen aus dem Sommer 2023. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Nauser, G. (2022). Analyse zum saisonalen Raumverhalten von Rothirschstieren im Schweizer Mittelland anhand von Fotofallennachweisen. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Nauser, G. (2022). Individualnachweis von Rothirschen (*Cervus elaphus*) und Rehen (*Capreolus capreolus*) im Rahmen des Fotofallenmonitorings „Rothirsch Mittelland“. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.

Oldorf, M. (2022). Bestandsschätzung und raum-zeitliche Darstellung von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) anhand individueller Fotofallen-Nachweise des Fotofallenmonitoring-Projekts „Rothirsch im Schweizer Mittelland“. Masterarbeit, ZHAW Wädenswil.

Pinana, G. (2022). Lebensraumnutzung verschiedener Rothirsch-Sozialklassen in der Albiskette / Reusstal. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Stickel, T. (2025). Untersuchung der Sommertageseinstände von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) im Schweizer Mittelland. Masterarbeit, BOKU Wien.

8. Quellenverzeichnis

Adrados, C., Baltzinger, C., Janeau, G. & Pépin, D. (2008). Red deer (*Cervus elaphus*) resting place characteristics obtained from differential GPS data in a forest habitat. *European Journal of Wildlife Research*, 54(3), 487–494. <https://doi.org/10.1007/s10344-008-0174-y>

Arnaldi, V. (2023). Untersuchung der Rothirschtageseinstände während des Sommers im Mittelland. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Arnold, W., Ruf, T., Reimoser, S., Tataruch, F., Ondersheka, K. & Schober, F. (2004). Nocturnal hypometabolism as an overwintering strategy of red deer (*Cervus elaphus*). *American Journal of Physiology–Regulatory, Integrative and Comparative Physiology*, 286(1), R174–R181. <https://doi.org/10.1152/ajpregu.00593.2002>

Baumann, M., Muggli, J., Thiel, D., Thiel-Egenter, C., Thürig, M., Volery, P., Widmer, P.A. & Zimmermann, U. (2014). *Jagen in der Schweiz: Auf dem Weg zur Jagdprüfung*. Hep Verlag AG, Bern.

Benhamou, S. (2011). Dynamic Approach to Space and Habitat Use Based on Biased Random Bridges. *PLOS ONE*, 6(1), e14592. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0014592>

Boehme, B., Peters, A., Mitterwallner, V., Sommer, F., Heurich, M. & Hertel, A.G. (2025). Red deer individual landscapes of fear in response to human recreation. [Preprint]. bioRxiv. <https://doi.org/10.1101/2024.06.20.599860>

Bonenfant, C., Gaillard, J.-M., Dray, S., Loison, A., Royer, M. & Chessel, D. (2004). Multiple causes of sexual segregation in European red deer: enlightenments from varying breeding phenology at high and low latitude. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 271(1545), 883–892. <https://doi.org/10.1098/rspb.2003.2661>

Borchers, D. L. & Efford, M. G. (2008). Spatially explicit maximum likelihood methods for capture–recapture studies. *Biometrics*, 64(2), 377–385. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2007.00927.x>

Borowik, T., Wawrzyniak, P. & Jędrzejewska, B. (2016). Red deer (*Cervus elaphus*) fertility and survival of young in a low-density population subject to predation and hunting. *Journal of Mammalogy*, 97(6), 1671–1681. <https://doi.org/10.1093/jmammal/gyw133>

Bundesamt für Umwelt BAFU (2010). *Wald und Wild – Grundlagen für die Praxis. Wissenschaftliche und methodische Grundlagen zum integralen Management von Reh, Gämse, Rothirsch und ihrem Lebensraum*. Umwelt-Wissen Nr. 1013, Bern.

Clutton-Brock, T.H., Guinness, F.E. & Albon, S.D. (1982). *Red deer: Behavior and ecology of two sexes*. University of Chicago Press.

Clutton-Brock, T.H., Coulson, T.N., Milner-Gulland, E.J., Thomson, D. & Armstrong, H.M. (2002). Sex differences in emigration and mortality affect optimal management of deer populations. *Nature*, 415(6872), 633–637. <https://doi.org/10.1038/415633a>

Coppes, J., Burghardt, F., Hagen, R., Suchant, R. & Braunisch, V. (2017). Human recreation affects spatio-temporal habitat use patterns in red deer (*Cervus elaphus*). *PLOS ONE*, 12(5), e0175134. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0175134>

De Pue, J., D'haeyer, S., Van der Velde, H., Moureaux, C., Aubinet, M. & Paquay, M. (2023). Evaluation of light use efficiency and process-based GPP models at European grassland eddy covariance sites. *Biogeosciences*, 20(6), 1245–1263. <https://doi.org/10.5194/bg-20-1245-2023>

Djordjević, M.M., Nenadović, K.M. & Vučinić, M.M. (2022). Initial study on free-roaming dogs in Serbian hunting grounds. *Journal of Veterinary Behavior*, Volume 57, 67–73. <https://doi.org/10.1016/j.jveb.2022.09.007>

Duarte, J., García, F. J. & Fa, J. E. (2016). Depredatory impact of free-roaming domestic dogs on Mediterranean deer in southern Spain: Implications for human–wolf conflict. *Folia Zoologica*, 65(2), 135–141. <https://doi.org/10.25225/fozo.v65.i2.a8.2016>

Esri. (2024). ArcGIS Pro (Version 3.3.1) [Computer software]. Environmental Systems Research Institute. <https://www.esri.com>

Ewald, M., Dupke, C., Heurich, M., Müller, J. & Reineking, B. (2014). LiDAR remote sensing of forest structure and GPS telemetry data provide insights on winter habitat selection of European roe deer. *For-ests*, 5(6), 1374–1390. <https://doi.org/10.3390/f5061374>

Fischer, C. & Do Linh San, E. (2021). Dachs. In: Graf, R.F. & Fischer, C. (eds.) *Atlas der Säugetiere – Schweiz und Liechtenstein*, pp. 262-265. SGW, Haupt Verlag

Fischer, C., Signer, C., Willisch, C., Urbina, L., Huber, L., Villard, L., Golay, L., Thiébaud, A., Sigrist, B., Reifler-Bächtiger, M., Suter, S., Jakob, M., Bar-Gera, B., Marreros, N., Grüter, M., Lichtenberg, C. & Marti, I. (2024). *Forschungsprogramm Rothirsch im Schweizer Mittelland – Abschlussbericht*. Erstellt im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU. HEPIA Jussy, ZHAW Wädenswil & HAFL Zollikofen.

Fischerei- und Jagdverwaltung FJV Kanton Zürich. (2025). *Abgangsdaten Rothirsch* [Unveröffentlichter Datensatz].

Gaston, K. J., Visser, M. E. & Hölker, F. (2015). The biological impacts of artificial light at night: The research challenge. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 370(1667), 20140133. <https://doi.org/10.1098/rstb.2014.0133>

Georgii, B. (1981). Activity patterns of female red deer (*Cervus elaphus* L.) in the Alps. *Oecologia*, 49, 127–136. <https://doi.org/10.1007/BF00376910>

Gilmanov, T. G., Soussana, J.-F., Aires, L. M. I., Allard, V., Ammann, C., Balzarolo, M., Barcza, Z., Bernhofer, C., Campbell, C. L., Cernusca, A., Cescatti, A., Clifton-Brown, J., Dirks, B. O. M., Dore, S., Eugster, W., Fuhrer, J., Gimeno, C., Gruenwald, T., Haszpra, L., Hensen, A., Ibrom, A., Jacobs, A. F. G., Jones, M. B., Lanigan, G., Laurila, T., Lohila, A., Manca, G., Marcolla, B., Nagy, Z., Pilegaard, K., Pinter, K., Pio, C., Raschi, A., Rogiers, N., Sanz, M. J., Stefani, P., Sutton, M., Tuba, Z., Valentini, R., Williams, M. L., & Wohlfahrt, G. (2007). Partitioning European grassland net ecosystem CO₂ exchange into gross primary productivity and ecosystem respiration using light response function analysis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 121(1–2), 93–120. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.12.008>

Gloor, S. & Fischer, C. (2021). Rotfuchs. In: Graf, R.F. & Fischer, C. (eds.) *Atlas der Säugetiere – Schweiz und Liechtenstein*, pp. 234-237. SGW, Haupt Verlag

Godvik, I. M. R., Loe, L. E., Vik, J. O., Veiberg, V., Langvatn, R. & Mysterud, A. (2009). Temporal scales, trade-offs, and functional responses in red deer habitat selection. *Ecology*, 90(3), 699–710. <https://doi.org/10.1890/08-0576.1>

Graf, R.F. & Fischer, C. (2021). Europäisches Reh. In: Graf, R.F. & Fischer, C. (eds.) *Atlas der Säugetiere – Schweiz und Liechtenstein*, pp. 302-305. SGW, Haupt Verlag

Hewison, A.J.M. & Gaillard, J.M. (1999). Successful sons or advantaged daughters? The Trivers–Willard model and sex-biased maternal investment in ungulates. *Trends in Ecology & Evolution*, 14(6), 229–234. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01592-X](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01592-X)

Hopkins, G.R., Gaston, K.J. & Visser, M.E. (2018). Artificial light at night as a driver of ecological change: emerging issues and future perspectives. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 285(1883), 20172717. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2717>

Hummel, S., Boldt, A., Bieri Willisch, K. & Willisch, C. (2014). Der Rothirsch kehrt ins Mittelland zurück – Charakterisierung von Tageslagern im Sommereinstandsgebiet. *Mitteilungen Naturforschende Gesellschaft Bern*, 71(13), 147–169.

Jakob, M., Sigrist, B. & Signer, C. (2024). Hauskatzen in Zürcher Wäldern – Quantifizierung von Hauskatzen nachweisen anhand von Wildtierkamerabildern in den Regionen Albiskette und Tössbergland. Projektbericht, erstellt im Auftrag des Veterinäramts Kanton Zürich. Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW, Forschungsgruppe Wildtiermanagement WILMA, Wädenswil.

Jarnemo, A., Nilsson, L. & Wikenros, C. (2023). Home range sizes of red deer in relation to habitat composition: a review and implications for management in Sweden. *European Journal of Wildlife Research* 69, 92. <https://doi.org/10.1007/s10344-023-01719-6>

Jayakody, S., Sibbald, A. M., Gordon, I. J. & Lambin, X. (2008). Red deer *Cervus elephus* vigilance behaviour differs with habitat and type of human disturbance. *Wildlife Biology*, 14(1), 81–91. [https://doi.org/10.2981/0909-6396\(2008\)14\[81:RDCEVB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.2981/0909-6396(2008)14[81:RDCEVB]2.0.CO;2)

- Jeppesen, J. L. (1987). Impact of human disturbance on home range, movements and activity of red deer (*Cervus elaphus*) in a Danish environment. *Danish Review of Game Biology*, 13, 1–38.
- Kagerer, L. (2024). Untersuchung der Winter-Tageseinstände von besenderten Rothirschen (*Cervus elaphus*) in der Albiskette. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.
- Kämmerle, J. L., Rondeaux, S. & Storch, I. (2020). Circadian activity patterns of red foxes (*Vulpes vulpes*) in montane forests under different culling regimes. *Mammal Research*, 65(3), 615–619.
<https://doi.org/10.1007/s13364-020-00496-w>
- Keller, R.E. (2022). Saisonale Nutzung des Lebensraums durch den Rothirsch in den Kantonen ZH/AG. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.
- Lieuwen, T. (2025). Bestandsschätzung von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) anhand individueller Bestimmung der Geweihmorphologie mit Fotofallen. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.
- Loe, L. E., Myrsterud, A., Veiberg, V., & Langvatn, R. (2009). Negative density-dependent emigration of males in an increasing red deer population. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1667), 2581–2587. <https://doi.org/10.1098/rspb.2009.0224>
- Longcore, T. & Rich, C. (2004). Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(4), pp.191–198. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2004\)002\[0191:ELP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2004)002[0191:ELP]2.0.CO;2)
- Milner, J.M., Bonenfant, C., Myrsterud, A., Gaillard, J.-M., Csányi, S. & Stenseth, N.C. (2006). Temporal and spatial development of red deer harvesting in Europe: biological and cultural factors. *Journal of Applied Ecology*, 43, 721–734. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01183.x>
- Milner, J. M., Nilsen, E. B. & Andreassen, H. P. (2007). Demographic side effects of selective hunting in ungulates and carnivores. *Conservation Biology*, 21(1), 36–47. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00591.x>
- Möri, A. (2024). Einfluss von Mondphasen und -helligkeit auf das Raumverhalten von Rothirschen (*Cervus elaphus*) im Schweizer Mittelland. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.
- Muggli, M. (2024). Vergleich der Sommer-Tageseinstände von mit GPS-Halsbändern besenderten Rothirschen (*Cervus elaphus*), innerhalb und ausserhalb der Kernzone des «Naturparks Sihlwald» und Präsenz- vs. Referenz-Plots, basierend auf Felderhebungen aus dem Sommer 2023. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.
- Myrsterud, A. & Østbye, E. (1999). Cover as a habitat element for temperate ungulates: effects on habitat selection and demography. *Wildlife Society Bulletin*, 27(2), 385–394.
- Náhlík, A., Sándor, G., Tari, T. & Király, G. (2009). Space use and activity patterns of red deer in a highly forested and in a patchy forest-agricultural habitat. *Acta Silvatica & Lignaria Hungarica*, 5(1), 109–118.
<https://doi.org/10.37045/aslh-2009-0008>

Nauser, G. (2022). Individualnachweis von Rothirschen (*Cervus elaphus*) und Rehen (*Capreolus capreolus*) im Rahmen des Fotofallenmonitorings „Rothirsch Mittelland“. Bachelorarbeit, ZHAW Wädenswil.

Oberosler, V., Groff, C., Iemma, A., Pedrini, P. & Rovero, F. (2017). The influence of human disturbance on occupancy and activity patterns of mammals in the Italian Alps from systematic camera trapping. *Mammalian Biology*, 87, 50–61. <https://doi.org/10.1016/j.mambio.2017.05.005>

Oldorf, M. (2022). Bestandsschätzung und raum-zeitliche Darstellung von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) anhand individueller Fotofallen-Nachweise des Fotofallenmonitoring-Projekts „Rothirsch im Schweizer Mittelland“. Masterarbeit, ZHAW Wädenswil.

Pinana, G. (2022). Lebensraumnutzung verschiedener Rothirsch-Sozialklassen in der Albiskette / Reusstal. Projektarbeit, ZHAW Wädenswil.

Posit Team. (2024). RStudio: Integrated Development Environment for R (Version 2024.09.1+394) [Computer software]. Posit Software, PBC. <http://www.posit.co/>

R Core Team. (2024). R: A language and environment for statistical computing (Version 4.3.3) [Computer software]. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Reifler-Bächtiger, M., Sigrist, B. & Bar-Gera, B. (2024). Wissenschaftliche Begleitung der revierübergreifenden Rothirschjagd im Gebiet des Wildnisparks Zürich. Projektbericht der Forschungsgruppe Wildtiermanagement der ZHAW Wädenswil. Wädenswil / Lindau / Zürich / Sihlwald.

Rempfler, T., Peters, W., Signer, C., Filli, F., Jenny, H., Hackländer, K., Buchmann, S. & Anderwald, P. (2025). Contrasting daytime habitat selection in wild red deer within and outside hunting ban areas emphasises importance of small-scale refuges from humans. *Ecology and Evolution*, 15(8), e71407. <https://doi.org/10.1002/ece3.71407>

Rempfler, T., Rossi, C., Schweizer, J., Peters, W., Signer, C., Filli, F., Jenny, H., Hackländer, K., Buchmann, S. & Anderwald, P. (2024). Remote sensing reveals the role of forage quality and quantity for summer habitat use in red deer. *Movement Ecology*, 12:80, 1-15. <https://doi.org/10.1186/s40462-024-00521-6>

Sektion Jagd und Fischerei Kanton Aargau. (2025). *Abgangsdaten Rothirsch* [Unveröffentlichter Datensatz].

Signer, C., Fischer, C. & Willisch, C. (2019). Rothirsch im Schweizer Mittelland – Vorstudie zur Aufgleisung eines umfassenden Forschungsprogramms. Erstellt im Auftrag des Bundesamts für Umwelt BAFU.

Signer, C. & Willisch, C. (2021). Rothirsch. In: Graf, R.F. & Fischer, C. (eds.) *Atlas der Säugetiere – Schweiz und Liechtenstein*, pp. 306–309. SGW, Haupt Verlag.

Signer, C., Wirthner, S., Sigrist, B., Wellig, S.D., Kämpfer, D., Albrecht, L. & Graf, R.F. (2022). Rothirschprojekt Aletsch-Goms – Abschlussbericht zum Forschungs- und Managementprojekt 2017–2021. ZHAW Wädenswil, Kanton Wallis & Pro Natura.

Sigrist, B., Signer, C., Wellig, S. D., Ozigul, A., Filli, F., Jenny, H., Thiel, D., Wirthner, S. & Graf, R. F. (2022). Green-up selection by red deer in heterogeneous, human-dominated landscapes of Central Europe. *Ecology and Evolution*, 12(7), e9048. <https://doi.org/10.1002/ece3.9048>

Stickel, T. (2025). Untersuchung der Sommertageseinstände von Rothirschen (*Cervus elaphus* L.) im Schweizer Mittelland. Masterarbeit, BOKU Wien.

Thiel, D., Signer, C., Graf, R.F., Wellig, S., Nef, U., Nigg, H., Elmiger, A. & Ammann, A. (2018). Rothirsch in der Ostschweiz. Abschlussbericht des interkantonalen Forschungsprojekts in der Ostschweiz der Jahre 2014–2017.

Vanderlocht, C., Robira, B., Corradini, A., Dal Farra, S., Ossi, F., Righetti, D., Hauffe, H. C., Pedrotti, L. & Cagnacci, F. (2025). Proactive and reactive movement behaviours shape the antipredator sequence in a large herbivore. *Movement Ecology*, 13, 57. <https://doi.org/10.1186/s40462-025-00584-z>

Vogel, C. & Weber, J. (2021a). Baumarder. In: Graf, R.F. & Fischer, C. (eds.) *Atlas der Säugetiere – Schweiz und Liechtenstein*, pp. 258–261. SGW, Haupt Verlag.

Vogel, C. & Weber, J. (2021b). Steinarder. In: Graf, R.F. & Fischer, C. (eds.) *Atlas der Säugetiere – Schweiz und Liechtenstein*, pp. 254–257. SGW, Haupt Verlag.

Anhang

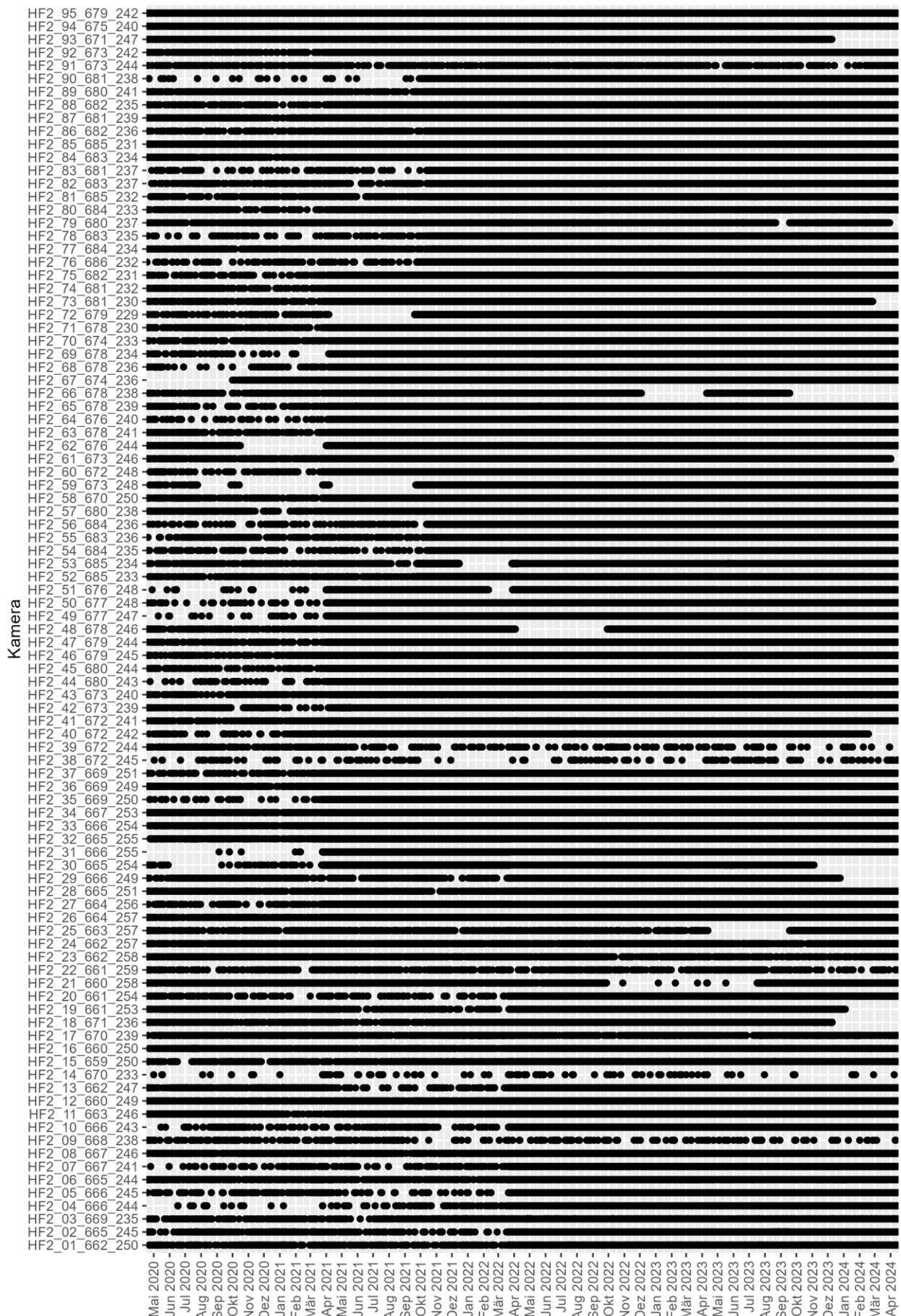


Abbildung A1: Übersicht über die Laufzeit resp. die Auslösungen pro Kamera über die gesamte Untersuchungsdauer.

Tabelle A1: Mit dem systematischen Fotofallenmonitoring während vier Untersuchungsjahre erbrachte Rothirschnachweise, gegliedert nach Jagdrevier und Wildtierkamera, mit der Anzahl daraus erbrachter Bildsequenzen und Individualnachweise.

Jagdrevier	Kamera	2020 / 2021		2021 / 2022		2022 / 2023		2023 / 2024	
		Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise	Bildsequenzen	Individualnachweise
Adliswil	HF2_89	6	11	1	1	1	1	12	12
Adliswil	HF2_87	3	3	2	3	1	1	13	14
Adliswil	HF2_90	13	14	2	2	8	10	2	2
Aesch	HF2_92	2	2	1	1	0	0	0	0
Affoltern a.A.	HF2_66	22	33	35	49	2	2	5	6
Affoltern a.A.	HF2_68	1	1	3	6	3	6	0	0
Baden-Nord	HF2_25	1	1	1	3	0	0	0	0
Baden-Süd	HF2_26	1	1	1	2	0	0	6	6
Baden-Süd	HF2_27	12	16	11	23	1	1	4	5
Birmensdorf	HF2_61	4	4	14	14	0	0	0	0
Birmensdorf	HF2_91	1	1	2	3	7	8	6	7
Birmenstorf	HF2_21	0	0	1	1	0	0	0	0
Birmenstorf	HF2_20	0	0	1	2	0	0	0	0
Bonstetten	HF2_94	4	8	17	24	2	2	4	7
Bonstetten	HF2_64	1	1	12	18	0	0	0	0
Bonstetten	HF2_63	8	10	3	3	6	6	0	0
Bonstetten	HF2_65	3	5	10	20	10	12	6	7
Bremgarten	HF2_05	0	0	0	0	0	0	1	1
Bremgarten	HF2_08	0	0	0	0	0	0	2	2
Dietikon	HF2_60	0	0	5	5	0	0	0	0
Fislisbach	HF2_30	2	2	6	11	9	15	0	0
Friedlisberg	HF2_93	3	3	2	2	2	3	8	10
Friedlisberg	HF2_38	8	10	0	0	3	3	12	12
Gebenstorf-Turgi	HF2_22	0	0	0	0	0	0	4	4
Gebenstorf-Turgi	HF2_23	0	0	0	0	0	0	6	10
Hägglingen-T.	HF2_01	2	2	3	3	1	1	1	1
Hausen a.A.	HF2_88	21	21	4	5	9	11	4	7
Hausen a.A.	HF2_84	39	63	33	40	52	83	61	91
Hausen a.A.	HF2_85	1	5	45	68	32	57	41	50
Heitersberg-Süd	HF2_35	0	0	0	0	0	0	1	1
Heitersberg-Süd	HF2_36	0	0	2	2	0	0	3	3
Hirzel	HF2_76	41	63	41	55	21	32	23	37
Horgen	HF2_53	119	166	36	109	60	113	140	271
Horgen	HF2_52	10	15	13	22	8	11	9	17
Jonen	HF2_43	7	9	13	13	4	5	0	0
Jonen	HF2_42	74	99	25	27	3	6	9	14
Kappel am Albis	HF2_74	11	24	17	28	12	18	5	11
Kappel am Albis	HF2_73	22	33	12	13	41	61	13	23
Kappel am Albis	HF2_75	0	0	0	0	0	0	1	2
Knonau	HF2_71	0	0	0	0	1	1	0	0
Knonau	HF2_72	0	0	0	0	0	0	1	1
Langnau a.A.	HF2_83	28	31	16	17	7	10	12	13
Langnau a.A.	HF2_86	79	133	57	66	50	90	56	79
Langnau a.A.	HF2_82	126	252	114	181	173	265	176	273
Langnau a.A.	HF2_55	42	69	17	25	37	59	35	59
Langnau a.A.	HF2_78	50	88	40	65	25	57	62	103
Langnau a.A.	HF2_56	34	68	25	45	54	110	36	73
Langnau a.A.	HF2_54	4	4	10	25	13	20	3	5
Maiengrün	HF2_16	1	1	0	0	0	0	0	0
Mettmenstetten	HF2_69	15	16	26	56	17	29	18	27
Muri	HF2_09	26	43	5	8	52	105	11	20
Neuenhof	HF2_32	0	0	1	2	0	0	0	0
Niederrohrdorf	HF2_28	2	2	5	9	12	22	9	19
Oberwil-Lieli	HF2_39	14	16	3	3	2	3	2	2
Oberwil-Lieli	HF2_40	7	9	51	58	15	21	5	6
Ottenbach	HF2_67	0	0	1	1	0	0	0	0
Reusstal	HF2_17	27	43	11	21	19	44	16	36
Reusstal	HF2_18	15	23	6	8	2	8	2	3
Stallikon I	HF2_47	0	0	1	1	0	0	1	1
Stallikon I	HF2_95	14	14	8	9	9	10	5	5
Stallikon II	HF2_57	34	48	27	41	9	17	8	9
Stallikon II	HF2_79	2	3	10	12	5	5	5	6
Unterlunkhofen	HF2_41	17	31	19	31	6	7	33	49
Urdorf	HF2_59	1	2	0	0	0	0	0	0
Waltenschwil	HF2_06	1	1	0	0	0	0	0	0
Wohlen	HF2_13	1	2	1	2	14	15	13	20
Wohlenschwil	HF2_19	0	0	0	0	0	0	1	1
WPZ Kernzone	HF2_77	55	81	31	58	42	82	53	94
WPZ Kernzone	HF2_80	63	95	108	182	121	227	59	102
WPZ Kernzone	HF2_81	17	29	42	65	21	28	36	66
WSR Stadt Zürich	HF2_46	0	0	0	0	0	0	1	1

Modellresultate SSA

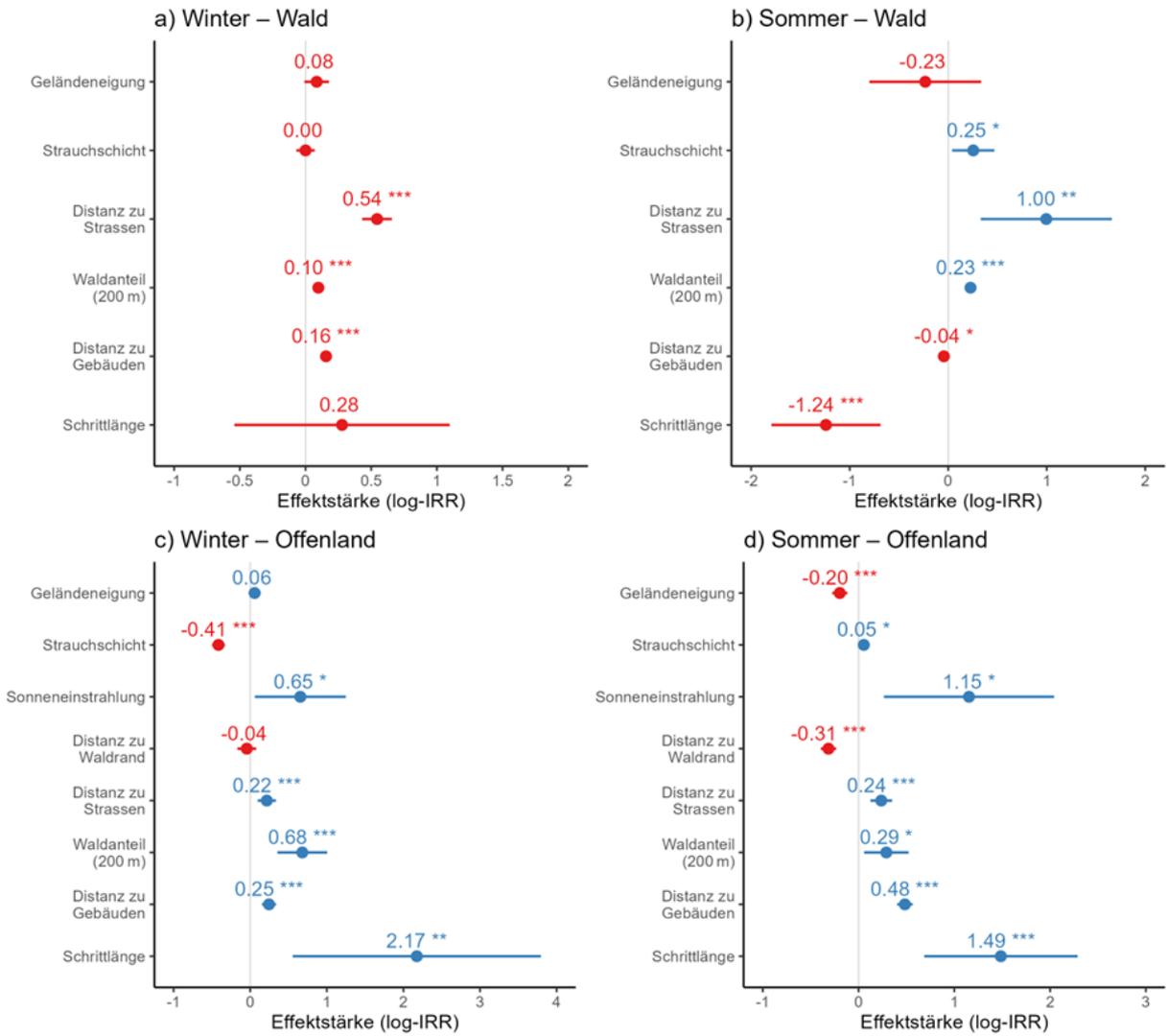


Abbildung A2: Modellerte Effektstärke des Einflusses von Umweltvariablen auf die Ressourcenselektion im Wald und im Offenland im Winter und im Sommer. Variablen mit negativen Einflüssen auf die Selektion befinden sich im negativen Bereich und sind rot dargestellt, positive Einflüsse sind in blau dargestellt. Signifikante Effekte sind mit Sternen entsprechend dem Signifikanzniveau gekennzeichnet (* = $p < 0.05$ / ** = $p < 0.01$ / *** = $p < 0.001$).

Tabelle A2: Modellerggebnisse SSA Winter Wald und Offenland

Erklärende Variablen	Winter Wald			Winter Offenland		
	Schätzer	CI	p	Schätzer	CI	p
(Intercept)	-3.69	-22.76 – 15.39	0.705	-3.42	-50.88 – 44.05	0.888
Geländeneigung	0.08	-0.01 – 0.18	0.075	0.06	-0.02 – 0.14	0.145
Deckungsgrad Strauchschicht	0.00	-0.07 – 0.07	0.997	-0.41	-0.50 – -0.33	<0.001
Distanz zu Strassen und Wegen	0.54	0.43 – 0.66	<0.001	0.22	0.10 – 0.34	<0.001

Anteil Wald im Umkreis 200m	0.10	0.06 – 0.13	<0.001	0.68	0.36 – 1.00	<0.001
Distanz zu Gebäuden	0.16	0.11 – 0.20	<0.001	0.25	0.15 – 0.34	<0.001
Schrittlänge	0.28	-0.54 – 1.10	0.506	2.17	0.56 – 3.79	0.008
Sonneneinstrahlung				0.65	0.06 – 1.25	0.031
Distanz zum Waldrand				-0.04	-0.17 – 0.08	0.473
Anzahl Schritte	10557			1705		
Anzahl Tiere	5			5		
Anzahl Punkte	249214			22938		

Tabelle A3: Modellergebnisse SSA Sommer Wald und Offenland

Erklärende Variablen	Sommer Wald			Sommer Offenland		
	Schätzer	CI	p	Schätzer	CI	p
(Intercept)	-3.42	-19.51 – 12.68	0.677	-3.64	-33.61 – 26.32	0.812
Geländeneigung	-0.23	-0.80 – 0.33	0.420	-0.20	-0.27 – -0.12	<0.001
Deckungsgrad Strauchschicht	0.25	0.04 – 0.47	0.021	0.05	0.01 – 0.10	0.012
Distanz zu Strassen und Wegen	1.00	0.33 – 1.66	0.003	0.24	0.12 – 0.35	<0.001
Anteil Wald im Umkreis 200m	0.23	0.18 – 0.27	<0.001	0.29	0.06 – 0.52	0.015
Distanz zu Gebäuden	-0.04	-0.09 – -0.00	0.039	0.48	0.40 – 0.56	<0.001
Schrittlänge	-1.24	-1.79 – -0.69	<0.001	1.49	0.69 – 2.29	<0.001
Sonneneinstrahlung				1.15	0.26 – 2.04	0.011
Distanz zum Waldrand				-0.31	-0.39 – -0.23	<0.001
Anzahl Schritte	14828			4279		
Anzahl Tiere	6			6		
Anzahl Punkte	315621			74283		