ETH zürich

Analyse des Habitatpotenzials für die Waldschnepfe im Sihlwald



Jean-Lou Zimmermann

Bachelor-Arbeit (Naturwissenschaften)

Andenmatten Quentin (23-935-158)
Bachelor-Studiengang in Umweltnaturwissenschaften

Betreuungsperson: Monika Niederhuber, Samuel Küng
Institut für Terrestrische Ökosysteme, ETH Zürich

Coach: Ronald Schmidt
Projektleiter Forschung, Monitoring und GIS, Stiftung Wildnispark Zürich

10.08 2026

Inhaltverzeichnis

Zusammenfassung 3

Abbildungsverzeichnis 4

Tabellenverzeichnis 6

1. Einleitung 7

1.1 Relevanz und Kontext 7

1.2 Fragestellung, Methode und Gliederung der Arbeit 8

1.3 Untersuchungsgebiet 9

2. Theoretische Grundlagen 12

2.1 Verbreitung und Trends 12

2.2 Lebensraumansprüche der Waldschnepfe 15

3. Daten und Methoden 19

3.1 Datengrundlage 19

3.2 GIS-Workflow und Analyseparameter 22

3.3 Datenaufbereitung 22

3.4 Kriterienableitung und Habitatpotenzialanalyse 23

3.5 Bearbeitung der Ergebniskarte 33

3.6 Methodik der Geländebegehung 35

4. Resultate und Interpretation 37

4.1 Modellvariante 1: Literatur- und Internetrecherche 37

4.2 Modellvariante 2: Expertenmodell 42

4.3 Vergleich der Modellansätze 46

4.4 Verhältnis zum Raumbedarf der Waldschnepfe 47

5. Diskussion der Modellierung 48

5.1 Datenqualität und Limitationen 48

5.2 Kriterienwahl und Gewichtung 48

5.3 Methodische Bearbeitung der Resultate 49

5.4 Aussagekraft und Verlässlichkeit der Ergebnisse 50

5.5 Synthese und Beantwortung der Forschungsfrage 51

6. Geländebegehung 52

6.1 Ergebnisse 52

6.2 Methodische Limitationen 61

7. Visualisierung 62
8. Fazit und Ausblick 64
9. Literaturverzeichnis 66
Anhang 70
Eigenständigkeitserklärung und KI-Deklaration 79
Danksagung 81

Zusammenfassung

Die Verbreitung der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) hat sich in der Schweiz, insbesondere im Mittelland, in den vergangenen fünfzig Jahren deutlich verringert, weshalb die Identifikation potenzieller Bruthabitate eine hohe Relevanz besitzt. Durch die grossflächige, ungestörte Waldfläche sowie neue offene Waldstrukturen infolge des Fichtensterbens stellt sich im Sihlwald die Frage, ob das Gebiet ein ausreichendes Habitatpotenzial für die Art aufweist. Konkret wurde untersucht, wie hoch der Flächenanteil potenzieller Habitate ist und ob der biologische Raumbedarf gedeckt wird.

Dazu wurden zwei GIS-basierte Modellierungsansätze, ein Literaturmodell (V1) und ein Expertenmodell (V2), entwickelt. Die Habitatanalyse basiert auf einer gewichteten Verschneidung verschiedener ökologischer Lebensraumfaktoren (u. a. Waldstruktur und Hangneigung) mit Ausgabe in drei Eignungsklassen. Die Modellergebnisse wurden anschliessend im Rahmen einer Geländebegehung an 42 Aufnahmepunkten mit der Realität abgeglichen.

Die Modellierung weist 260 bis 340 ha (25 bis 35 % der Fläche) als geeignet aus, wovon 8 bis 15 % auf die hohe Eignungsklasse entfallen. Beide Varianten zeigen ähnliche räumliche Muster, wobei Variante 2 mehr Flächen hoher Eignung ausweist. Obwohl die geeigneten Flächen kleinflächig fragmentiert sind, entsprechen solche mosaikartigen Lebensräume der Ökologie der Waldschnepfe. Da sich die Balzreviere zudem stark überlappen und mehrfach genutzt werden, deckt das Raumangebot den biologischen Bedarf der Art weitgehend ab.

Die Geländebegehung bestätigte die gute Modellgenauigkeit: Bei der Hälfte der Punkte stimmten Realität und Modell exakt überein, während die übrigen Fälle eine Abweichung von maximal einer Eignungsklasse aufwiesen. Der Sihlwald weist somit ein signifikantes Potenzial zur Etablierung als Bruthabitat auf und erfüllt die räumlichen Mindestanforderungen für den langfristigen Erhalt der Art.

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Blick vom Aussichtsturm Albis-Hochwacht auf den Wildnispark Zürich (Sihlwald)..... 9
Abb. 2: Geografische Lage des Wildnisparks Zürich. 10
Abb. 3: Vergleich der Brutzeit-Verbreitung der Waldschnepfe in der Schweiz zur Zeit der Datenaufnahme des ersten (1972–76), zweiten (1993–1996) und den ersten beiden Jahren des dritten Brutvogelatlas (2013–2016)..... 13
Abb. 4: Links: Höhenverteilung (%) zur Brutzeit der Waldschnepfe im dritten Brutvogelatlas (2013–2016). Rechts: Veränderung der Höhenverteilung (%) zwischen den Zeiträumen 1993–1996 und 2013–2016 (Mollet, 2018). 14
Abb. 5: UML-Modell mit den Geodaten und den verwendeten Objektklassen und Attributen. 19
Abb. 6: Detaillierter GIS-Workflow der Modellierungsvariante 1 zur Extraktion der Eignungskriterien. 25
Abb. 7: Räumliche Begrenzung der Geodaten der Habitatkartierung (blaue Flächen).... 26
Abb. 8: Detaillierter GIS-Workflow der zweiten Modellierungsvariante zur Extraktion der Eignungskriterien. 31
Abb. 9: GIS-Workflow zur Nachbearbeitung und Filterung der Habitateignungsdaten. .. 33
Abb. 10: Schematische Darstellung der Funktionsweise des Werkzeugs Region Group. 34
Abb. 11: Vergleich des Habitateignungsindexes (HEI) und der finalen Eignungsklassen für die Modellvariante 1. 34
Abb. 12: Übersichtskarte der Habitateignung der Modellvariante 1 mit 3 Fokusperimetern (rote Kreise). 38
Abb. 13: Detailkarte des Perimeters 1 (Variante 1). 39
Abb. 14: Detailkarte des Perimeters 2 (Variante 1). 40
Abb. 15: Detailkarte des Perimeters 3 (Variante 1). 41
Abb. 16: Übersichtskarte der Habitateignung der Modellvariante 2 mit 2 Fokusperimetern (rote Kreise). 43
Abb. 17: Detailkarte des Perimeters 1 (Variante 2). 44
Abb. 18: Detailkarte des Perimeters 2 (Variante 2). 45
Abb. 19: Räumliche Verteilung der Aufnahmepunkte über den Habitateignungsklassen (Variante 1). 53
Abb. 20: Räumliche Verteilung der Aufnahmepunkte über den Habitateignungsklassen (Variante 2). 54
Abb. 21: Abgestorbener Fichtenbestand (links) und Brombeerfläche (rechts) (Aufnahmepunkt 24). 56
Abb. 22: Typischer Buchen-Dauerwald. Der Bestand weist alle Durchmesserklassen auf (Aufnahmepunkt 27). 57
Abb. 23: Gut ausgebildete Farn- und Hochstaudenvegetation (links, Aufnahmepunkt 9) und üppige und artenreiche Bodenvegetation (rechts, Aufnahmepunkt 14). 58

Abb. 24: Dreischichtiger, lockerer Bestand mit Bodenvegetation, die als mittlere Eignung im Gelände klassifiziert wurde (Aufnahmepunkt 18). 58
Abb. 25: Waldmatt ist ein geeignetes offenes Feuchtgebiet, von Sträuchern und Einzelbäumen durchsetzt (Aufnahmepunkt 25). 59
Abb. 26: Der Punkt wurde im Feld als mittel-geeignet klassifiziert, was der Modellvariante 1 entspricht (Aufnahmepunkt 30). 60
Abb. 27: Üppige Krautschicht mit Pestwurz und Bingelkraut (links). 61
Abb. 28: Konfiguration des Kachelungsschemas (Tiling Scheme) in ArcGIS Pro. 62
Abb. 29: Benutzeroberfläche der interaktiven Webkarte (ArcGIS Instant App)..... 63

Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Übersicht der verwendeten Geodatensätze mit Angaben zu Datenquelle, Erfassungsjahr und den extrahierten Merkmalen. 20
Tab. 2: Übersicht der berücksichtigten Kriterien in den beiden Modellvarianten. 23
Tab. 3: Schematische Darstellung der Entscheidungslogik zur Zusammenführung der Sukzessionsflächen und der Bestandeskarte. 28
Tab. 4: Gewichtungsfaktoren der Variante 1. 29
Tab. 5: Vergleichende Darstellung der Gewichtungsfaktoren für die Varianten 1 und 2. . 32
Tab. 6: Übersicht der im Feld gesammelten Feldattribute und Auswahlkategorien (Domains). 36
Tab. 7: Anzahl und Flächengrössen der Habitateignungsklassen pro Perimeter und im Gesamtgebiet (Variante 1). 42
Tab. 8: Anzahl und Flächengrössen der Habitateignungsklassen pro Perimeter und im Gesamtgebiet (Variante 2). 46
Tab. 9: Konfusionsmatrizen zum Vergleich der Habitateignungsklassen der GIS-Modellierung mit den Aufnahmepunkten der Geländebegehung (Variante 1). 55
Tab. 10: Konfusionsmatrizen zum Vergleich der Habitateignungsklassen der GIS-Modellierung mit den Aufnahmepunkten der Geländebegehung (Variante 2). 55

1. Einleitung

1.1 Relevanz und Kontext

Die Waldschnepfe ist die einzige rein im Wald lebende Limikolenart Europas (Glutz von Blotzheim, 1985). In der Schweiz hat sich das Verbreitungsgebiet der Waldschnepfe zur Brutzeit in den vergangenen fünfzig Jahren deutlich verringert. Die Vogelart ist fast vollständig aus den Wäldern des Mittellandes verschwunden (Mollet, 2015). Diese zeige eine strikte Bindung an bewaldete Lebensräume. Aufgrund ihrer spezifischen Habitatansprüche gilt sie als Indikatorart für feuchte, strukturreiche Wälder mit ausgeprägter Krautschicht (Glutz von Blotzheim, 1985). Zudem hängt die Verbreitung der Art eng mit dem Vorkommen von Regenwürmern, ihrer Hauptnahrungsquelle, zusammen (Hoodless & Hirons, 2007).

Die heimliche Lebensweise der Waldschnepfe, die oft unauffällig auf dem Boden lebt, schränkt direkte Beobachtungen sowie die Erhebung zuverlässiger Daten ein (Sládeček et al., 2023). Aus diesem Grund ist trotz ihrer naturschutzbiologischen Bedeutung unser Verständnis der Ökologie der Waldschnepfe begrenzt. Dementsprechend sind auch die Gründe für den Rückgang der Art meist unvollständig geklärt (Mollet, 2015).

Die Waldschnepfe ist eine von 50 Prioritätsarten für die nationale Artenförderung in der Schweiz (Knaus et al., 2025). Angesichts dieser hohen Priorisierung lancierte im Jahr 2020 das Bundesamt für Umwelt (BAFU) das „Nationale Waldschnepfenprojekt“, welches unter anderem das Ziel verfolgte, die von der Waldschnepfe bevorzugten Waldstrukturen vertieft zu verstehen (Bohnenstengel et al., 2021).

Als grösstes Naturwaldreservat des Mittellandes bietet der Wildnispark Zürich Sihlwald ein vermutlich günstiges Habitat für die Waldschnepfe. Dieses erfüllt zwei wesentliche Kriterien: Erstens ist es weitgehend ungestört und zweitens weist eine bedeutende zusammenhängende Fläche auf. Historisch wurde die Waldschnepfe im Sihlwald nachgewiesen. In letzter Zeit gab es eine einzelne Beobachtung von einem Ranger ausserhalb der Brutzeit, vermutlich handelte es sich um einen Durchzügler. Im Jahr 2011 wurde im Rahmen einer Semesterarbeit eine Basiserhebung durchgeführt, jedoch mit negativem Ergebnis (Antenen, 2011).

Dennoch verändern rezente Entwicklungen im Sihlwald diese Ausgangslage. Infolge des Absterbens vor allem von Fichtenbeständen sind neue offene Flächen im Sihlwald entstanden (Brändli et al., 2017). Diese sollten theoretisch einen geeigneten Lebensraum für die Waldschnepfe bieten. In diesem Kontext ist es relevant, potenzielle Lebensräume für die Waldschnepfe zu identifizieren.

Das Lebensraumpotenzial der Art war bereits Gegenstand verschiedener Untersuchungen. Strebel et al. (2018) kartierten die aktuelle Verbreitung im Rahmen des Schweizerischen Brutvogelatlas 2013–2016. Lanz (2008) untersuchte mittels eines

Expertenmodells das landschaftsökologische Potenzial in den nordöstlichen Voralpen. Ergänzend analysierten Bohnenstengel et al. (2021) die Habitatpräferenzen im Neuenburger Jura auf Basis diverser Umweltvariablen.

Modelle fokussieren primär auf die Westschweiz sowie den Jura, oder sie decken die gesamte Schweiz nur in einer groben räumlichen Auflösung ab. Eine hochaufgelöste, kleinräumige Analyse des Habitatpotenzials für den Sihlwald fehlt bislang und ist angesichts des ausgeprägten Forschungs- und Monitoringfokus des Parks von grossem Interesse (Ryffel et al., 2024). Aus diesen Gründen und der jüngsten Veränderungen im Sihlwald trägt die vorliegende Arbeit zur Verringerung der Wissenslücke bei.

1.2 Fragestellung, Methode und Gliederung der Arbeit

Im Rahmen der vorliegenden Bachelorarbeit verfolgt das Projekt das Ziel, eine GIS-basierte Eignungskarte für die Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) im Wildnispark Zürich Sihlwald zu erstellen. Daraus leitet sich die folgende zentrale Forschungsfrage ab:

Gibt es im Sihlwald ein Habitatpotenzial für die Waldschnepfe?

Um diese übergeordnete Fragestellung differenziert zu beantworten, wird sie in zwei spezifische Unterfragen unterteilt:

1) Wie gross ist der Anteil der potenziell geeigneten Habitate im Sihlwald und wie verteilt sich das Flächenangebot auf die verschiedenen Stufen der Habitateignung?

2) Weisen die modellierten Habitatflächen eine ausreichende zusammenhängende Grösse auf, um den biologischen Raumbedarf der Waldschnepfe zu decken?

Zur Beantwortung dieser Fragestellungen wurde zunächst eine umfassende Literaturrecherche zur Verbreitung und Ökologie der Waldschnepfe durchgeführt. Auf Basis der verfügbaren Daten und der theoretischen Grundlagen wurden anschliessend spezifische Analysekriterien hergeleitet. Diese flossen mit differenzierter Gewichtung in zwei verschiedene Modellierungsansätze ein, um eine möglichst realitätsnahe Habitatpotenzialanalyse zu gewährleisten. Zudem wurden im Gelände Aufnahmepunkte erfasst und mit den Ergebnissen der Modellierung verglichen. Abschliessend wurden die Ergebnisse in Karten anschaulich dargestellt und über eine Webkarte zugänglich gemacht.

Die Arbeit ist wie folgt ausgegliedert: Nach dieser Einleitung legt Kapitel 2 die theoretischen Grundlagen dar. Kapitel 3 beschreibt die methodische Vorgehensweise und die verwendeten Daten. In Kapitel 4 werden die Ergebnisse präsentiert, bevor diese in Kapitel 5 diskutiert werden. Darauffolgend wird in Kapitel 6 die Geländebegehung behandelt. Die Arbeit schliesst mit der Beschreibung der Visualisierung der Ergebnisse in Kapitel 7 und einem Fazit in Kapitel 8.

1.3 Untersuchungsgebiet

Der Wildnispark Zürich Sihlwald ist ein vom Bund anerkannter Park von nationaler Bedeutung und trägt das Label «Naturerlebnispark». Mit einer Fläche von knapp 1000 ha stellt er das grösste Naturwaldreservat im Schweizer Mittelland dar. Seit dem Jahr 2000 ist die forstliche Bewirtschaftung eingestellt, wodurch sich das Gebiet zunehmend entlang der natürlichen Dynamik entwickelt (Abb. 1). Der Sihlwald ist seit 2008 durch den Waldreservatsvertrag und durch die kantonale Schutzverordnung geschützt.



Abb. 1: Blick vom Aussichtsturm Albis-Hochwacht auf den Wildnispark Zürich (Sihlwald). Eigene Aufnahme.

Der grösste Teil besteht aus einem Buchenmischwald. Besonders prägend sind die grossen Totholzmengen und die daraus resultierende hohe Biodiversität, die spezialisierten Pilz-, Flechten-, Moos- und Käferarten als Habitat dient.

Bei der letzten Waldinventur im Jahre 2017 betrug das Totholzvolumen 49m^3/ha. Seitdem hat das Totholzvolumen weiter zugenommen. Insbesondere seit 2018 führten kumulierende Störungsereignisse wie Stürme, Hitze, Trockenheit und Borkenkäferbefall zu einer erhöhten Baummortalität, vor allem bei Fichten. Zudem trägt das durch einen Schadpilz verursachte Eschentriebsterben zur tiefgreifenden Veränderung der Waldstruktur bei (Brändli et al., 2017). Infolgedessen entstanden im Reservat neue offene Flächen.

Neben der Natur- und Prozessschutzfunktion erfüllt der Wildnispark Zürich Sihlwald eine bedeutende Bildungs- und Erholungsaufgabe. Der Park liegt in der Nähe von Zürich und Zug und bietet waldpädagogische Aktivitäten sowie Veranstaltungen an (Wildnispark Zürich, o. D.). Darüber hinaus besitzen die wissenschaftliche Forschung und das langfristige Umweltmonitoring einen hohen Stellenwert, was sich in diversen Projekten widerspiegelt (Ryffel et al., 2024).

Geografisch liegt der Sihlwald etwa 12 km südlich von Zürich zwischen Langnau am Albis und Sihlbrugg (Abb. 2). Topografisch erstreckt sich das Untersuchungsgebiet von der Sihl im Talboden (ca. 470 m ü. M.) bis zum Kamm der Albiskette (915 m ü. M.). Die durch Eiszeiten geformte Landschaft weist einen Untergrund aus Molasse- und Moränenmaterial auf (Zuan, 2008). Das lokale Klima zeichnet sich gemäss den Klimanormwerten 1991–2020 durch eine jährliche Niederschlagssumme von 1365 mm in Langnau am Albis aus (MeteoSchweiz, 2025b). Die Jahresmitteltemperatur beträgt an der nahegelegenen Messstation Wädenswil rund 9.8 °C (MeteoSchweiz, 2025a).



Abb. 2: Geografische Lage des Wildnisparks Zürich. Das Untersuchungsgebiet ist in Grün markiert (Swisstopo, 2026).

Für die vorliegende Arbeit wurde das Untersuchungsgebiet an den Grenzen des Wildnisparks Zürich Sihlwald abgegrenzt, wobei der Wildnispark Zürich Langenberg nicht betrachtet wird. Dieser kleinflächige Sektor steht unter starkem anthropogenem Einfluss durch die unmittelbare Nähe zur Siedlungsfläche von Langnau am Albis. Er stellt somit keinen geeigneten Lebensraum für die Waldschnepfe dar.

Die Parkgrenze deckt sich im Wesentlichen mit der aktuellen Waldgrenze. Auf der gegenüberliegenden Seite der Albiskette dominieren steile, südexponierte Hänge, welche für die Art ungeeignet sind. Der östlich an den Sihlwald angrenzende Wald „Landforst“ wurde nicht in die Analyse einbezogen, obwohl er aufgrund lokaler Feuchtgebiete ein potenziell günstiges Habitat aufweist. Dieser Ausschluss ist datentechnisch bedingt, da einige der erforderlichen Geodatensätze ausschliesslich für das Gebiet des Wildnisparks vorliegen.

2. Theoretische Grundlagen

Dieses Kapitel gibt zunächst einen Überblick über die aktuelle Verbreitung und den Status der Waldschnepfe. Anschliessend werden die wesentlichen ökologischen Lebensraumansprüche dieser Art detailliert erläutert.

2.1 Verbreitung und Trends

In Europa weist die Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) ein weites Verbreitungsgebiet auf, das sich in einem breiten Band von den atlantischen Inseln und grossen Teilen Grossbritanniens über Mittel- und Nordeuropa bis nach Osteuropa erstreckt. Die höchsten Populationsdichten sind in Skandinavien und dem Baltikum zu verzeichnen (Bokämper et al., 2024), während Russland die zahlenmässig grössten Populationen beherbergt. Die europaweite Gesamtpopulation wird auf 1,4 bis 2,9 Millionen Brutindividuen geschätzt, weist jedoch einen negativen Trend auf. Dennoch wird die Waldschnepfe gemäss den Kriterien der Weltnaturschutzunion (IUCN) auf der Globalen Roten Liste als „nicht gefährdet“ (*Least Concern*) eingestuft (BirdLife International, 2021).

In der Schweiz stellt sich die Situation, insbesondere im Mittelland, deutlich kritischer dar. Die Waldschnepfe gehört zu den 50 definierten Prioritätsarten für die Schweizer Artenförderung, weshalb deren langfristige Erhaltung im Fokus des nationalen Naturschutzes steht (Knaus et al., 2025). Das Brutverbreitungsgebiet hat sich seit dem ersten Schweizer Brutvogelatlas (1972–1976) verkleinert (Abb. 3). Heutzutage kommt die Art im westlichen Jura und entlang der nördlichen Voralpen noch konstant vor. Diese Regionen weisen auch die höchsten Besetzungsraten der Balzplätze auf. Ergänzend existieren vereinzelte Nachweise im zentralen Jura, in einigen inneralpinen Tälern sowie in den Südalpen (Auchli & Wechsler, 2022; Mollet, 2015).

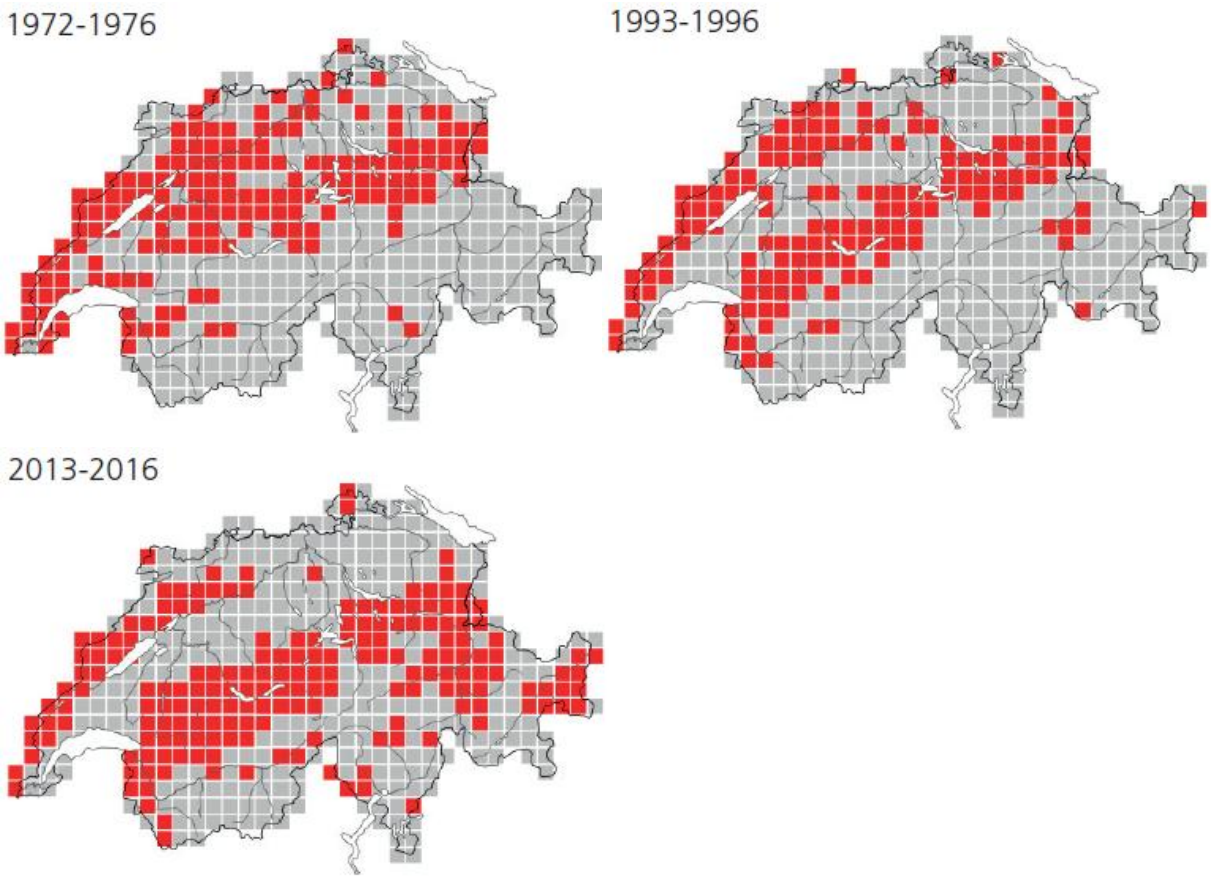


Abb. 3: Vergleich der Brutzeit-Verbreitung der Waldschnepfe in der Schweiz zur Zeit der Datenaufnahme des ersten (1972–76), zweiten (1993–1996) und den ersten beiden Jahren des dritten Brutvogelatlas (2013–2016). Auffallend ist das fast vollständige Verschwinden der Waldschnepfe aus dem Mittelland (Mollet, 2018).

Ein stark rückläufiger Trend ist im Mittelland und im östlichen Jura zu beobachten. Zwischen den 1970er- und 1990er-Jahren verwaiste ein Grossteil der traditionellen Brutplätze in den Wäldern des Mittellandes. Heute sind in dieser Region während der Brutzeit bis auf seltene Ausnahmen keine Waldschnepfen mehr nachzuweisen (Bohnenstengel et al., 2021; Mollet, 2015). Dies widerspiegelt sich in der Höhenverteilung zur Brutzeit (Abb. 4). Die sporadisch beobachteten Individuen zählen überwiegend zu den Durchzüglern und in geringerem Masse zu den Überwinterern (Auchli & Wechsler, 2022).

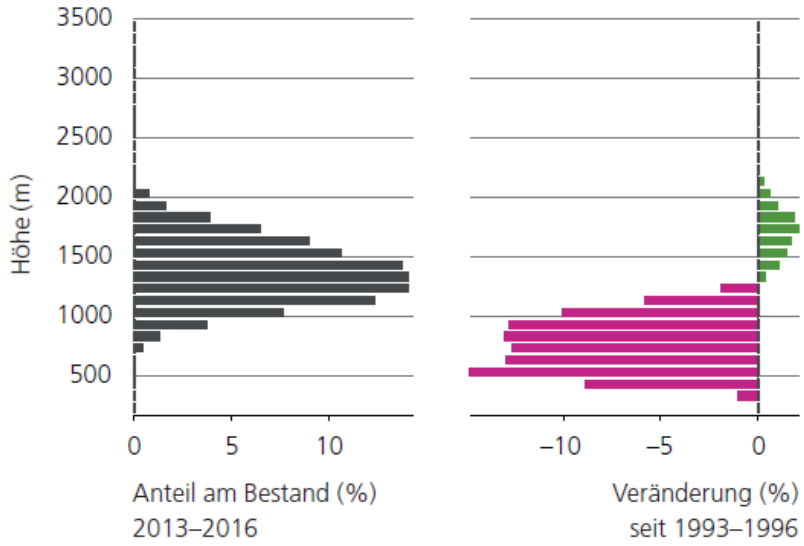


Abb. 4: Links: Höhenverteilung (%) zur Brutzeit der Waldschnepfe im dritten Brutvogelatlas (2013–2016). Rechts: Veränderung der Höhenverteilung (%) zwischen den Zeiträumen 1993–1996 und 2013–2016 (Mollet, 2018). Grüne Balken: Zunahme. Pinke Balken: Abnahme. Die Waldschnepfe brütet systematisch in höheren Lagen.

Für den Sihlwald dokumentiert der kantonale Brutvogelatlas den letzten Nachweis für das Jahr 1988, während Plattformdaten von *ornitho.ch* letztmals 1995 eine Beobachtung verzeichnen (Brüngger et al., 2007). Im Jahr 2011 wurde eine Basiserhebung im Sihlwald durchgeführt. Diese ergab einen negativen Befund (Antenen, 2011).

Obwohl der Populationsrückgang der letzten Jahrzehnte gut dokumentiert ist, sind die genauen Ursachen unvollständig geklärt. Mollet (2015, S. 3) formuliert hierzu folgende Hypothesen: „Negative Veränderungen der Wälder (Verdichtung durch Holzvorratszunahme und Bodenentwässerungen), Störung brütender und führender Weibchen durch Menschen, Prädation durch natürliche Feinde, additive Mortalität durch die Jagd sowie Abnahme der verfügbaren Nahrung (Regenwürmer) wegen Bodenversauerung durch Säureeinträge aus der Luft." Diese potenziellen Einflussfaktoren sind methodisch jedoch nur schwer empirisch zu untersuchen und zu validieren.

Auf dieser Grundlage wurde die Waldschnepfe auf der Roten Liste der Brutvögel der Schweiz als „verletzlich" eingestuft (Knaus et al., 2021). Daraus leitet sich ihre Platzierung auf der Liste der nationalen Prioritätsarten ab, für welche gezielte, artspezifische Massnahmen zur Bestandsförderung gefordert werden (Spaar et al., 2012). Das im Jahr 2021 im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU) publizierte „Nationale Waldschnepfenprojekt" (*Projet national sur la bécasse des bois*) verfolgte unter anderem das Ziel, die präferierten Waldstrukturen der Waldschnepfe besser zu verstehen (Bohnenstengel et al., 2021). Der erhebliche Ressourcenaufwand im Rahmen dieses Projekts unterstreicht nachdrücklich die hohe wissenschaftliche und naturschützerische Relevanz der Thematik.

2.2 Lebensraumansprüche der Waldschnepfe

Die Waldschnepfe besiedelt grossflächige, ungestörte Waldgebiete. Die präferierten Habitate zeichnen sich durch eine lockere, strukturreiche Waldstruktur aus, weisen frische bis feuchte Bodenverhältnisse auf und verfügen in der Regel über eine hohe Regenwurm-Biomasse. Im Folgenden werden die spezifischen Lebensraumansprüche der Art, aufbauend auf ihrer Ökologie, detailliert dargelegt.

2.2.1 Waldstruktur, Bodenvegetation und Baumartenzusammensetzung

Die vertikale und horizontale Waldstruktur ist für die Waldschnepfe von zentraler Bedeutung. Bevorzugt werden grossflächige, stark strukturierte und mehrstufige Waldbestände, deren Kronendeckung selten 75 % überschreitet (Bohnenstengel et al., 2021; Mollet, 2015). Durch den lichten Kronenschluss der Oberschicht gelangt ausreichend Licht in die unteren Bestandsschichten, was die Ausbildung einer dichten Strauch- und Krautschicht begünstigt. Diese Vegetationsstruktur bietet der Waldschnepfe effektiven Sichtschutz vor Prädatoren, insbesondere vor Greifvögeln, während das Habitat gleichzeitig gut durchgängig bleibt (Lanz, 2008).

Ein Deckungsgrad der Krautschicht von 50 bis 100 % gilt als optimal. Charakteristische Pflanzen dieser Habitate sind Hochstaudenfluren sowie Pestwurz- (*Petasites* sp.) und Bingelkrautarten (*Mercurialis* sp.) (Brüngger & Estoppey, 2008). Das Wald-Bingelkraut (*M. perennis*) fungiert hierbei als wichtiger Basenzeiger in Buchen- und Mischwäldern, während die Weisse Pestwurz (*P.* albus) vor allem feuchte Waldstandorte und Wegränder von der kollinen bis zur subalpinen Höhenstufe besiedelt (InfoFlora, 2026). Kleinräumige Bodenstrukturen wie Wurzelteller und liegendes Totholz bieten zusätzlichen Sichtschutz, sofern sie nicht zu dicht oder grossflächig auftreten und die Durchgängigkeit behindern. Insgesamt wird ihr Einfluss auf die Habitatwahl im Vergleich zur Krautschicht jedoch als sekundär eingestuft (Bohnenstengel et al., 2021; Lanz, 2008).

Für balzende Männchen sind zudem lichte Bereiche wie Windwurfflächen, Waldlichtungen, Schlag- und Verjüngungsflächen sowie aufgelockerte Altholzbestände vorteilhaft. Auch äussere und innere Waldränder sowie Waldwege tragen massgeblich zum charakteristischen Mosaikcharakter des Habitats bei (Bokämper et al., 2024; Lanz, 2008).

Die Baumartenzusammensetzung besitzt offensichtlich keine Rolle für das Vorkommen der Waldschnepfe oder eine untergeordnete Relevanz. Während einige Untersuchungen eine Präferenz für Nadelwälder andeuten (Brüngger & Estoppey, 2008; Lauer et al., 2006), weisen andere Studien keine eindeutigen Tendenzen auf (Andris & Westermann, 2002; Hirons & Johnson, 1986; Lanz, 2008). Zur Brutzeit besiedelt die Art schlussendlich sowohl Nadel- als auch Misch- und reine Laubwälder (Mollet, 2015; Sládeček et al., 2023).

Die wichtigste ökologische Voraussetzung bildet vielmehr das Vorhandensein frischer bis feuchter Standorte. Aus diesem Grund gelten Au- und Eichen-Hainbuchenwälder,

Erlenbrüche sowie teilentwässerte Hochmoore mit Birkenaufwuchs als ökologisch besonders wertvoll. In höheren Lagen werden zudem Fichten-Tannen-Mischwälder und reine Fichtenwälder genutzt (Bokämper et al., 2024; Brüngger & Estoppey, 2008). Dies verdeutlicht die hohe ökologische Anpassungsfähigkeit der Art hinsichtlich der besiedelbaren Waldtypen.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Waldschnepfe in reich strukturierten, grösseren Wäldern jeglicher Art mit ausgeprägter horizontaler und vertikaler Gliederung vorkommt, wobei eine heterogene Mischung unterschiedlicher Waldlebensräume mit temporär lichten und offenen Flächen bevorzugt wird (Bokämper et al., 2024). Hingegen werden mittelalte, dichte Bestände mit hohem Deckungsgrad konsequent gemieden (Lanz, 2008).

2.2.2 Ernährungsökologie und physikalische Bodeneigenschaften

Ein zentraler Aspekt der Ökologie der Waldschnepfe ist ihre spezialisierte Ernährungsweise. Laut einer umfassenden Literaturstudie von Bende & László (2022) besteht die Nahrung bis zu 85 % aus Regenwürmern. Die Art passt sich dabei flexibel an die jahreszeitlich schwankende Verfügbarkeit dieser Ressource an. Mit steigender Bodenaktivität im Frühjahr nimmt die Bedeutung von Regenwürmern im Nahrungsspektrum stetig zu. Vom Spätfrühling bis in den Herbst und somit während der gesamten Brutzeit bilden sie die essenzielle Nahrungsgrundlage.

Infolgedessen ist die Habitatpräferenz unmittelbar an spezifische Bodeneigenschaften wie den pH-Wert, die Bodendichte und den Wasserhaushalt gekoppelt, welche das Vorkommen und die Aktivität von Regenwürmern determinieren (Bende & László, 2022; Duriez, 2003). Für die Etablierung eines Aktionsraumes bevorzugt die Waldschnepfe lockere, meist lehmig-tonige Substrate mit hohem Humusanteil (Bokämper et al., 2024; Brüngger & Estoppey, 2008), wobei ein pH-Wert zwischen 5.5 und 6.0 als optimal gilt (Bohnenstengel et al., 2021).

Neben dem reinen Vorkommen der Beute ist die physische Beschaffenheit des Waldbodens entscheidend für deren Erreichbarkeit. Aufgrund ihres langen, spezialisierten Schnabels kann die Waldschnepfe Invertebraten lediglich in den obersten 10 cm des Substrats ertasten und erbeuten (Lanz, 2008). Entsprechend selektiert die Art weiche, feuchte Böden, die ein leichtes Stochern ermöglichen (Bokämper et al., 2024). Im Gegensatz dazu werden harte oder ausgetrocknete Waldböden konsequent gemieden, da die Regenwurm-Biomasse dort für den Vogel unzugänglich wird (Lanz, 2008).

2.2.3 Klima und Topografie

Klimatisch wird das Habitat durch niederschlagsreiche Bedingungen von idealerweise 1400 mm pro Jahr begünstigt, da so ein Austrocknen des Bodens verhindert wird (Bohnenstengel et al., 2021; Brüngger & Estoppey, 2008; Mulhauser, 2001). Diese

Austrocknung tritt verstärkt in den Sommermonaten auf. Moore und lokale Feuchtgebiete tragen zur Aufrechterhaltung einer ganzjährigen Bodenfeuchte bei, insbesondere wenn sie mosaikartig in die Waldbestände integriert sind (Glutz von Blotzheim, 1985; Lanz, 2008).

Im Herbst und Winter, verlagert sich diese klimatische Abhängigkeit ins Offenland. In dieser Zeit sind nährstoffreiche Feucht- und Nasswiesen sowie weiche, intensiv genutzte Rinderweiden von existenzieller Bedeutung (Mollet, 2015). Die Waldschnepfe nutzt diese offenen Grünländer den gesamten Winter über zur nächtlichen Nahrungssuche, wobei regenwurmreiche Flächen bis zu einem Kilometer ausserhalb des Waldes angeflogen werden (Duriez et al., 2005; Hirons & Johnson, 1986).

Aufgrund dieser Abhängigkeit von feuchten Mikrostandorten werden nordexponierte Wälder nachweislich bevorzugt (Mollet, 2015). Diese Standorte weisen im Vergleich zu süd- respektive sonnenexponierten Hängen eine geringere Evapotranspiration und entsprechend kühlere Temperaturen auf (Lanz, 2008). Diese Präferenz für Nordlagen wurde sowohl für balzende Männchen in den Schweizer Voralpen, und im Neuenburger Jura als auch in den südlichen französischen Alpen dokumentiert (Brüngger & Estoppey, 2008; Lauer et al., 2006; Mulhauser, 2001).

Gemäss den Untersuchungen von Bohnenstengel et al. (2021) brütet die Waldschnepfe in der Schweiz derzeit am häufigsten in Höhenlagen zwischen 1100 und 1600 m ü. M. Unterhalb von 900 m ü. M. konnten allerdings in den letzten Jahren keine besetzten Balzplätze mehr nachgewiesen werden (Auchli & Wechsler, 2022). Neben der Höhenstufe beeinflusst die topografische Neigung die Habitatpräferenz. Bevorzugt werden leicht bis mässig geneigte Hänge (Brüngger & Estoppey, 2008). Es wird vermutet, dass eine zu steile Hangneigung die Neststabilität beeinträchtigt und das Gelege gefährdet. Dies deckt sich mit den empirischen Daten aus dem Projekt, wonach sich im Neuenburger Jura der Grossteil der Aktionsräume und Nistplätze an Hängen mit einer mittleren Neigung von unter 40 % befindet.

2.2.4 Raumbedarf und Revierstrukturen

Hinsichtlich des Raumanspruchs besiedelt die Waldschnepfe nur grossflächige Waldgebiete ab einer Grösse von etwa 50 ha. Isolierte Waldfragmente unter 40 ha stellen während der Brutzeit kein geeignetes Habitat dar (Andris & Westermann, 2002). Balzreviere definieren den Luftraum, den das Männchen während seiner charakteristischen Balzflüge, dem sogenannten Schnepfenstrich, überfliegt. Die Flüge dienen primär der Partnerfindung sowie der Signalisierung der Anwesenheit gegenüber Konkurrenten (Bokämper et al., 2024). Die durchschnittliche Reviergrösse bewegt sich zwischen 125 und 175 ha. Bemerkenswert ist hierbei, dass sich die Balzreviere einzelner Männchen stark überlappen können und zudem mehrere Weibchen innerhalb eines Reviers leben (Bohnenstengel et al., 2021; Bokämper et al., 2024; Brüngger & Estoppey, 2008).

Der Aktionsraum ist das Aufenthaltsgebiet am Boden, welches die Vögel für ihre täglichen Bedürfnisse wie Nahrungssuche und Ruhepause nutzen. Diese Gebiete werden raumzeitlich unterschiedlich intensiv genutzt und weisen meist eine ausgeprägte Lebensraummosaikstruktur auf (Glutz von Blotzheim, 1985; Sládeček et al., 2023). Das im Aktionsraum integrierte Nahrungshabitat ist wesentlich kleinräumiger und umfasst im Durchschnitt 25 bis 50 ha. Die tägliche Nahrungssuche konzentriert sich dabei oft auf eine Kernfläche von lediglich etwa 1 ha, auf welcher Regenwürmer intensiv gesucht werden (Bokämper et al., 2024; Hoodless & Hirons, 2007).

Der Aktionsraum ist mehrheitlich im Balzrevier inbegriffen, weist jedoch eine erhebliche regionale Variabilität auf und kann in Extremfällen bis zu mehrere hundert Hektar umfassen (Bohnenstengel et al., 2021; Sládeček et al., 2023).

Für eine langfristig überlebensfähige Population ist ein zusammenhängendes Waldgebiet von mindestens 800 ha erforderlich, um die sich überschneidenden Reviere mehrerer Männchen und die Bedürfnisse der Weibchen abzudecken (Brüngger & Estoppey, 2008).

2.2.5 Anthropogene Störfaktoren und Lichtemissionen

Neben natürlichen Umweltfaktoren werden die Populationen der Waldschnepfe zunehmend durch menschliche Aktivitäten in ihren Habitaten beeinträchtigt. Ein besonders kritischer anthropogener Störfaktor sind hierbei künstliche Lichtemissionen. Als dämmerungs- und nachtaktive Art ist die Waldschnepfe auf anhaltende Dunkelheit angewiesen. Bohnenstengel et al. (2021) weisen darauf hin, dass künstliche Beleuchtung den Biorhythmus der Vögel stört und sowohl ihre visuelle Wahrnehmung als auch die nächtliche Orientierung beeinträchtigt. Zudem korrelieren diese Lichtemissionen sowohl im Bereich der Balzplätze als auch der Aktionsräume negativ mit dem Vorkommen der Art. Auf regionaler Skala betrifft diese Entwertung vor allem urbane Räume und Siedlungsgebiete, während sich auf lokaler Ebene insbesondere eine intensive Strassenbeleuchtung negativ auswirkt. Zusammenfassend führen die stetig zunehmenden Lichtemissionen, vor allem im Schweizer Mittelland, zu einer massiven Minderung der Habitatqualität.

3. Daten und Methoden

In diesem Kapitel werden die Datengrundlage und deren Aufbereitung dargelegt. Darauf aufbauend werden die gewählten Kriterien abgeleitet, begründet und gewichtet, bevor abschliessend die Durchführung der räumlichen Analyse erläutert wird. Schliesslich wird die Methodik der Geländebegehung präsentiert.

3.1 Datengrundlage

Im Folgenden werden die für die Habitatpotenzialanlayse verwendeten Geodaten sowie die zugrundeliegende Datenstruktur vorgestellt.

Für die Modellierung wurde ein konzeptionelles Datenmodell mittels der *Unified Modeling Language* (UML) entwickelt (Abb. 5). Diese Modellierungssprache erlaubt es, die Systemarchitektur der Geodatenbank noch vor der technischen Umsetzung präzise zu planen (Bill, 2016). Die grafische Darstellung verdeutlicht die verwendeten Objektklassen, Attribute, Datentypen sowie deren Kardinalitäten. Die technische Umsetzung des systemunabhängigen Modells erfolgte in der Software ArcGIS Pro.

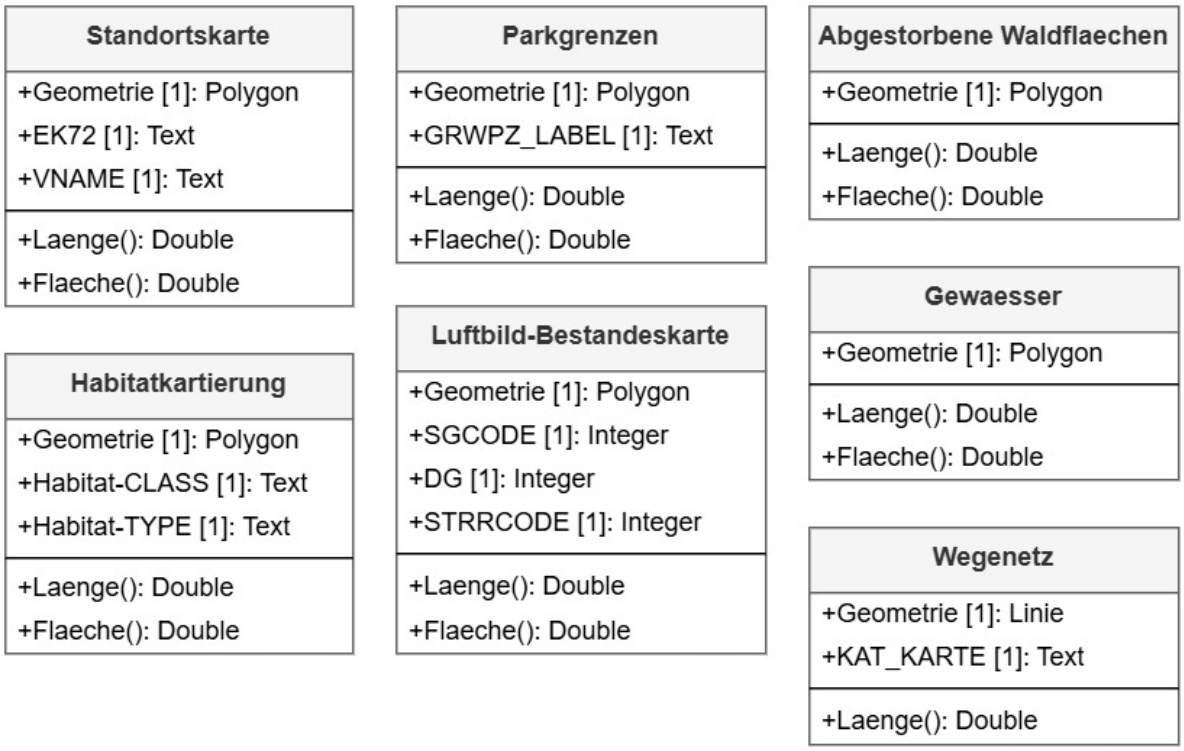


Abb. 5: UML-Modell mit den Geodaten und den verwendeten Objektklassen und Attributen. Das digitale Geländemodell als Rasterdatensatz erschien hier nicht.

Sämtliche Datensätze liegen im Schweizer Koordinatenreferenzsystem CH1903+_LV95 vor. Mit Ausnahme des digitalen Raster-Geländemodells handelt es sich ausschliesslich um Vektordaten im Format von *File Geodatabase Feature Classes*. Die folgende Tabelle 1 fasst die wichtigsten Eigenschaften der verwendeten Datensätze zusammen. Zudem sind ausführliche Informationen zu den Geodaten im Anhang A (Tab. A. 1) zu finden.

Tab. 1: Übersicht der verwendeten Geodatensätze mit Angaben zu Datenquelle, Erfassungsjahr und den extrahierten Merkmalen.

Datensatz	Datenquelle/Urheber	Erfassungsjahr	Merkmal
Grenzen und Zonen des Wildnisparks Zürich	GIS Wildnispark Zürich	2021	Untersuchungsgebiet
Wegenetz des Wildnisparks Zürich	GIS Wildnispark Zürich	2009, Stand 2021	Hauptstrasse
Habitatkartierung Sihlwald	GIS Wildnispark Zürich	2005	Grünland, Moor/Sumpf
Gewässer	GIS Wildnispark Zürich	2005	Teich/Sumpf
Abgestorbene Waldflächen im Sihlwald	Fritsche Liv/GIS Wildnispark Zürich	2018-2025	Vegetation
Luftbild-Bestandeskarte Kanton Zürich	Kanton Zürich (Geoinformation)	2014-2015	Vegetation
Vegetationskundliche Kartierung der Wälder	Kanton Zürich (Geoinformation)	1982-1986	Vegetation
Digitales Geländemodell swissALTI3D	Swisstopo	2019-2020	Topografie

Vom Wildnispark Zürich wurden insgesamt vier Datensätze bezogen. Der Datensatz *Grenzen und Zonen* enthält den Parkperimeter sowie die detaillierte Zonierung inklusive der Kern- und Übergangszone (Wildnispark Zürich, 2021a). Er diente zur präzisen Eingrenzung des Untersuchungsgebietes.

Des Weiteren umfasst das *Wegenetz* Polylinien von Wanderwegen, Waldstrassen und befahrbaren Verkehrswegen (Wildnispark Zürich, 2021b). Aus diesen Daten wurden die Hauptstrassen im Sihltal sowie der Albispass extrahiert. Diese Bereiche werden aufgrund der dort auftretenden anthropogenen Störungen in der Analyse separat bewertet.

Als weitere Grundlage diente die *Habitatkartierung Sihlwald*. Daraus wurden spezifische Habitatklassen und -typen abgeleitet (Wildnispark Zürich, 2005b). Für die vorliegende Arbeit sind insbesondere die Grünlandtypen sowie die Moor- und Sumpfklassen von Bedeutung. Sie weisen auf potenzielle Nahrungshabitate hin und bilden das Vorkommen feuchter bis nasser Waldstandorte ab. Schliesslich wurde das *Gewässernetz* des Wildnisparks als Ergänzung herangezogen, um bestehende Teich- und Sumpfflächen vollständig abzubilden (Wildnispark Zürich, 2005a).

Ergänzt werden diese parkinternen Geodaten durch einen fernerkundungsbasierten Algorithmus, den Fritsche (2021) im Rahmen einer Masterarbeit für den Sihlwald entwickelte. Die Methode dient der automatischen Detektion von abgestorbenen Waldflächen. Auf Basis von Sentinel-2-Satellitendaten und dem *Normalized Difference Water Index* (NDWI) können gesunde von abgestorbenen Beständen unterschieden und der Zeitpunkt des Absterbens der Bäume bestimmt werden. Durch das grossflächige Absterben der Bäume entstehen *abgestorbene Waldflächen* mit dynamischen Sukzessionsflächen, die sowohl in Nadel- als auch in Laubholzbeständen auftreten. Sie weisen auf lokale Störflächen und Lücken im Kronenschluss hin, welche der Habitatpräferenz der Waldschnepfe entsprechen. Der vektorisierte Rasterdatensatz deckt den Zeitraum von 2018 bis 2025 ab und besitzt eine räumliche Auflösung von 10x10 m.

Als weitere zentrale Datenquelle wurden amtliche Geoinformationsdaten des Kantons Zürich herangezogen, welche wesentliche Merkmale des Waldes und der Vegetation abbilden.

Die *Luftbild-Bestandeskarte* basiert auf Infrarot-Luftbildern und kartiert die gesamten Waldflächen des Kantons Zürich. Sie unterteilt die bewaldeten Flächen in homogene Bestände und beschreibt qualitative Merkmale wie Entwicklungsstufen, Baumartenzusammensetzung, Struktur, Schlussgrad, Deckungsgrad sowie den Nadel- und Laubholzanteil (Kanton Zürich, 2015). Für das vorliegende Modell wurden Variablen extrahiert, die das Erscheinungsbild des Waldes beschreiben und direkt mit den Habitatansprüchen der Waldschnepfe verknüpft werden können.

Ergänzend dazu ordnet die *Vegetationskundliche Kartierung der Wälder* die Waldflächen Standortstypen nach Ellenberg, Klötzli und der NAIS-Klassifizierung des Bundes zu. Diese Waldstandortskarte ist wertvoll, da sie als Indikator für lokale Standorteigenschaften dient und theoretische Rückschlüsse auf die reale Waldvegetation, die Bodeneigenschaften sowie auf Hangneigung und Exposition erlaubt. Kartiert wurde in den Jahren 1982–1986 (Kanton Zürich, 2022).

Hinsichtlich ihrer ökologischen Perspektive besteht zwischen der Bestandeskarte und der Vegetationskarte jedoch ein fundamentaler konzeptioneller Unterschied. Während die Bestandeskarte den realen, bewirtschafteten Zustand zum Zeitpunkt der Aufnahme abbildet, beschreibt die Vegetationskarte die potenzielle natürliche Vegetation. Letztere ist rein standortbedingt und schliesst anthropogene Einflüsse oder forstliche Bewirtschaftung aus (Kanton Zürich, 2022). Folglich unterscheiden sich die Flächenaufteilungen beider Datensätze stark und liefern komplementäre Informationen für die Habitatpotenzialanalyse.

Zuletzt wurde zur Erfassung der topografischen Variablen das *digitale Geländemodell* swissALTI3D von Swisstopo verwendet. Das Höhenmodell beschreibt die Erdoberfläche ohne Bewuchs und Bebauung. Im Untersuchungsgebiet stammen die Daten aus der Laserscanning-Messkampagne (*Airborne Laserscanning*) der Jahre 2019–2020. Die Daten wurden kachelweise als CSV-Dateien bezogen. Das Raster weist eine Maschenweite von 2 m bei einer vertikalen Genauigkeit 0.5 m auf (Swisstopo, 2020). Hochpräzise Datensätze mit 0.5 m Maschenweite liegen zwar vor, wurden jedoch nicht berücksichtigt, da sie für die Analyse keinen zusätzlichen Mehrwert liefern und mit einer erheblichen Datenmenge verbunden sind.

Weiterhin wurden im Rahmen der Datenrecherche weitere Geodaten auf ihre Eignung geprüft, jedoch für die Analyse verworfen. Die *Geomorphologische Karte* von Zuan (2008) bildet unter anderem Mulden, Weiher und Riede ab. Einige dieser Elemente überschneiden sich mit den Objekten der stehenden Gewässer in der Habitatkartierung Sihlwald, jedoch nicht alle. Insbesondere die grossflächige Ausdehnung der Riede erschien anfänglich vielversprechend. In der GIS-Analyse zeigten sich jedoch räumliche Überlagerungen, durch die bestimmte Flächen simultan als Feuchtgebiet und als Grünland klassifiziert worden wären. Solche logischen Widersprüche im Datenmodell

bergen das Risiko von Ergebnisverfälschungen, weshalb auf die Berücksichtigung dieser Karte verzichtet wurde.

Ebenfalls geprüft wurde die *Modellierung des Regenwurmvorkommens* im Sihlwald (Nabulon, 1998), welche ursprünglich für eine Untersuchung zum Dachs entwickelt wurde. Neben der problematischen Annahme einer zeitlich konstanten Biomasse seit der damaligen Datenerhebung, basiert dieses Regenwurm-Modell auf rudimentären Variablen wie der Waldmischungsform, dem pH-Wert, der Hangneigung und der Mächtigkeit des Oberbodens. Diese Lebensraumfaktoren sind in der vorliegenden Arbeit bereits durch aktuellere und verlässlichere Geodaten abgedeckt. Obwohl Regenwürmer die primäre Nahrungsgrundlage der Waldschnepfe darstellen, liefert diese Modellierung somit keine guten Daten für die Habitatpotenzialanalyse und wurde nicht integriert.

3.2 GIS-Workflow und Analyseparameter

Im Rahmen dieser Arbeit erfolgt die Habitatpotenzialanalyse für die Waldschnepfe mithilfe der Software ArcGIS Pro (Version 3.5.5) von ESRI. Um sämtliche Abfragen und Verarbeitungsschritte systematisch zu steuern, wurde der ModelBuilder eingesetzt. Dies gewährleistet eine durchgehende Übersichtlichkeit, die präzise Nachvollziehbarkeit des Datenflusses sowie die vollständige Reproduzierbarkeit der Methodik. Die Modellierung basiert auf einer gewichteten Verschneidung verschiedener Lebensraumfaktoren in einer Rasterauflösung von 10 × 10 m. Entsprechend wurden die Umgebungseinstellungen (*Environments*) bezüglich der Zellgrösse (*Cell Size*) auf 10 m und das Fang-Raster (*Snap Raster*) auf den Layer des *resampelten* digitalen Geländemodells festgelegt. Die räumliche Ausdehnung der Analyse beschränkt sich konsequent auf das in Kapitel 1.3 definierte Untersuchungsgebiet.

3.3 Datenaufbereitung

In einem ersten Arbeitsschritt wurden alle Datensätze gesichert und strukturell aufbereitet. Bei der Mehrheit der vorliegenden Geodaten beschränkte sich diese Bearbeitung auf eine Bereinigung der Attributtabellen, um ausschliesslich die gemäss dem konzeptionellen UML-Modell (Kap. 3.1) erforderlichen Attribute beizubehalten. Dieser Schritt betrifft alle oben genannten Vektordaten und wurde über das Werkzeug *Export Features* realisiert. Zudem wurde der Layer der *Parkgrenzen* räumlich angepasst, indem mittels *Export Features* gezielt der Teilbereich Sihlwald extrahiert und das Gebiet Langenberg ausgeschlossen wurde. Analog dazu wurden aus dem Wegenetz mit demselben Werkzeug ausschliesslich die Hauptstrassen herausfiltriert. Ergänzend wurde die Vegetationskundliche Kartierung der Wälder auf das relevante Untersuchungsgebiet zugeschnitten.

Erheblich arbeitsintensiver gestaltete sich die Aufbereitung des digitalen Geländemodells, welches ursprünglich im CSV-Format vorlag. Diese Daten wurden zunächst über die Windows PowerShell in das GeoTIFF-Format konvertiert, woraus 88

einzelne Rasterkacheln resultierten. Zur Zusammenführung und geometrischen Anpassung wurden anschliessend sequenziell die Werkzeuge *Create Mosaic Dataset*, *Mosaic To New Raster* und *Resample* angewendet. Das Ergebnis ist ein einheitlicher Rasterdatensatz mit einer Zellgrösse von 10 m. Aus diesem wurden schliesslich die topografischen Produkte Exposition (über das Werkzeug *Aspect*) und Hangneigung (über *Slope*) abgeleitet.

3.4 Kriterienableitung und Habitatpotenzialanalyse

In diesem Teil werden Kriterien zur Habitatpräferenz der Waldschnepfe mit genauen Schwellenwerten abgeleitet und gewichtet, bevor abschliessend die Durchführung der räumlichen Analyse erläutert wird.

Ein wesentlicher Meilenstein im Verlauf dieser Arbeit bestand darin, die fachliche Validität der gewählten Kriterien zu überprüfen. Zu diesem Zweck erfolgte ein Austausch mit Pierre Mollet von der Schweizerischen Vogelwarte in Sempach. Als Verantwortlicher für das schweizweite Monitoring der Waldschnepfe wies er auf zentrale ökologische Aspekte hin, die wesentliche Anpassungen der ursprünglichen Kriterien erforderten (P. Mollet, persönliche Mitteilung, 31 März 2026). Da die Habitatmodellierung zu diesem Zeitpunkt bereits fortgeschritten war, wurde die Durchführung zweier unabhängiger Analysen beschlossen.

Die erste Modellierung (Modellvariante 1) basiert konsequent auf den Kriterien der theoretischen Grundlage, während die zweite Variante (Modellvariante 2) die Hinweise von Pierre Mollet integriert. Dieser methodische Ansatz spiegelt sich entsprechend in der weiteren Gliederung der Arbeit wider. Eine Übersicht der berücksichtigten Kriterien findet sich in Tabelle 2. Zudem verdeutlicht Tabelle A.2 im Anhang B für jede Modellvariante den direkten Zusammenhang zwischen den Ausgangsdaten, den Analysekriterien und den entsprechenden Ergebniskarten.

Tab. 2: Übersicht der berücksichtigten Kriterien in den beiden Modellvarianten. Ein Häkchen (✓) kennzeichnet die Berücksichtigung, ein Gedankenstrich (–) den Ausschluss im jeweiligen Modell.

Kriterium	Variante 1: Literaturrecherche	Variante 2: Expertenmodell
Waldstruktur	✓	✓
Hangneigung	✓	✓
Hauptstrassen	✓	✓
Exposition	✓	-
Grünland	✓	-
Feucht-/Nassgebiete	✓	-
Standortskarte	-	✓

Zur Kriterienableitung wurden wiederkehrend folgende Werkzeuge eingesetzt:

– *Export Features* mit Attributabfrage: Selektion relevanter Objekte mittels Filterfunktionen.
– *Buffer/Multiple Ring Buffer*: Generierung von Pufferzonen um ein Objekt.
– *Polygon to Raster*: Überführung von Vektordaten in eine Rasterformat.
– *Raster Calculator/Calculate Field*: Zuweisung eines Eignungswert.

Dieser Eignungswert dient der internen Gewichtung eines Datensatzes und ermöglicht die anschliessende Verschneidung zwischen den unterschiedlichen Kriterien. Die Standardisierung der Lebensraumfaktoren erfolgt mit 3 Eignungswerten: 0, 0.5 und 1. Dabei repräsentiert der Wert 0 eine ungeeignete, der Wert 0.5 eine mässig geeignete und der Wert 1 eine optimal geeignete Habitatanspruch.

3.4.1 Modellvariante 1: Literatur- und Internetrecherche

In dieser ersten Modellierungsvariante wurden die Kriterien Grünland, Feucht- und Nassgebiete, Exposition, Hangneigung, Sukzessionsflächen, Waldstruktur sowie die Distanz zur Hauptstrasse berücksichtigt.

Der genaue methodische Ablauf unterscheidet sich zwischen den einzelnen Kriterien. Dieser wird im Detail unter Angabe der jeweiligen Schwellen- und Eignungswerte dargelegt und in Abbildung 6 veranschaulicht. Der vollständige GIS-Workflow im ModelBuilder einschliesslich aller Parameterkonfigurationen ist in Anhang B (Abb. A. 1) dokumentiert.

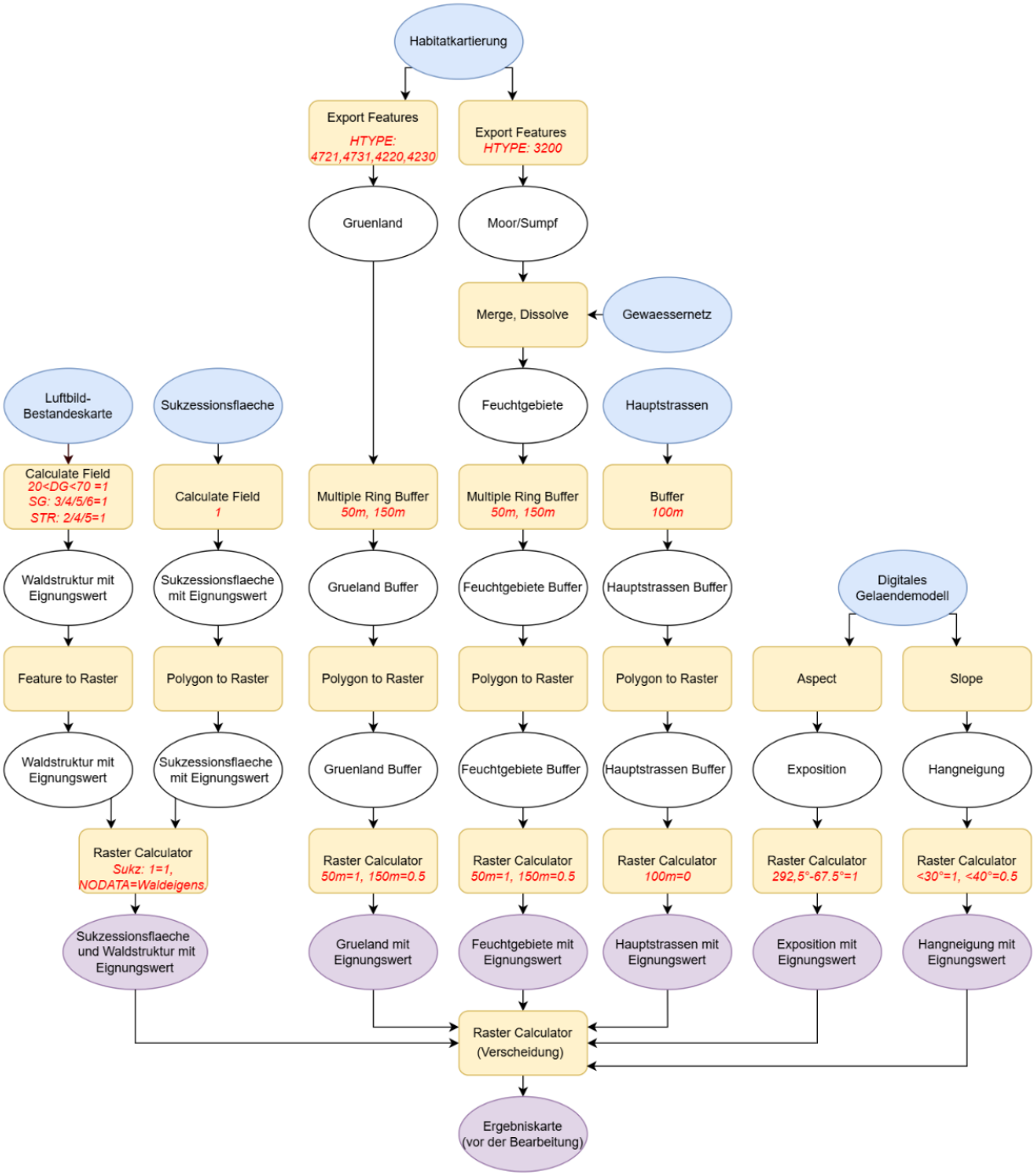


Abb. 6: Detaillierter GIS-Workflow der Modellierungsvariante 1 zur Extraktion der Eignungskriterien. Schematische Darstellung aller methodischen Einzelschritte und Parameterkonfigurationen (in Rot) im ModelBuilder. Wenn keine Parameter angegeben sind, bedeutet dies einen Eignungswert von 0. Die gelben Rechtecke sind die angewendeten Werkzeuge (Tools). Die blaue/weisse/violette Ellipsen: Eingangs-, Zwischen- und Ausgangsdaten. DG = Deckungsgrad, SG = Schlussgrad, STR = Struktur/Schichtung, HTYPE = Habitat Type, Sukz = Sukzessionsfläche.

Im Rahmen der Habitatkartierung wurden vier spezifische Habitattypen als günstig für die Waldschnepfe definiert (*Export Features*): Grünland mittleren Feuchtegrades (Nr. 4220), Feucht- und Nassgrünland (Nr. 4230) sowie mittelfeuchte (Nr. 4721) und nasse (Nr. 4731) halbruderale Säume. Diese Flächen liegen sowohl innerhalb der Parkgrenze als auch in deren unmittelbarer Umgebung. Die Berücksichtigung von Wiesenflächen lässt sich

ökologisch damit begründen, dass die Waldschnepfe im Herbst und Winter solche Flächen als Nahrungshabitat intensiv nutzt (Kap. 2.2.3).

Der Datensatz der Habitatkartierung wurde auf zwei unterschiedliche Weisen genutzt. Neben der Selektion verschiedener Wiesenflächen, wurden mit demselben Werkzeug die Habitattypen (Nr. 3200) Flachmoor, Anmoor und Sumpf selektiert. In einem zweiten Schritt wurden zudem alle stehenden Gewässer, primär Weiher, integriert. Um räumliche Überlagerungen zu bereinigen und überschneidende Polygone zu verschmelzen, wurden die Werkzeuge *Merge* und *Dissolve* angewendet. Da bestimmte Flächen nur in jeweils einem der Datensätze erfasst sind, ergänzen sich beide Layer komplementär. Wie bereits in Kapitel 2.2.3 erwähnt, betonen Bohnenstengel et al. (2021), dass der Anteil an Feuchtflächen auf lokaler Ebene hochsignifikant für die Etablierung eines Aktionsraumes ist. Somit spiegelt dieses Kriterium die Präferenz der Art für ein feuchtes Mikroklima wider. Da für das Untersuchungsgebiet keine verlässlichen Bodendaten vorlagen, fungieren diese Feuchtelemente als Proxy für geeignete Bodenverhältnisse.

Zur Modellierung der räumlichen Ausdehnung wurden sowohl für das Grünland als auch für die Feuchtgebiete Pufferzonen von 50 m und 150 m um die extrahierten Polygone generiert (*Multiple Ring Buffer*). Diese Einflussbereiche repräsentieren Zonen mit starkem (Eignungswert 1) bzw. mittlerem (Eignungswert 0.5) Habitatpotenzial bezüglich dieser Kriterien für die Waldschnepfe (*Raster Calculator*). Der maximale Radius von 150 m war durch die räumliche Begrenzung der Daten auf die Parkgrenze bedingt. Grössere Radien hätten folglich zu Datenlücken geführt (Abb. 7). Zudem sind sehr kleinflächige Feuchtgebiete vorhanden, deren ökologischer Einflussradius vermutlich limitiert ist.

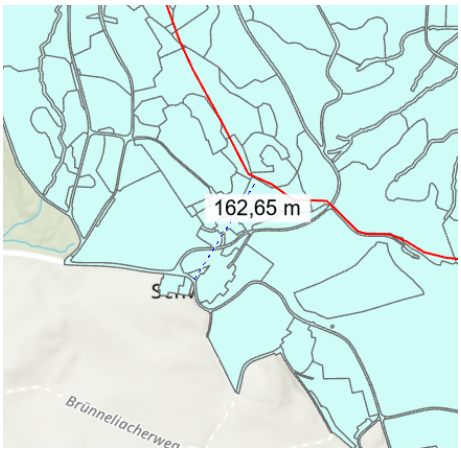


Abb. 7: Räumliche Begrenzung der Geodaten der Habitatkartierung (blaue Flächen). Der maximale Radius von 150 m war durch die Begrenzung der Datengrundlage auf den Parkperimeter (rote Linie) bedingt; grössere Einflussbereiche hätten dazu geführt, dass bestimmte relevante Feuchtgebiete in der Analyse nicht berücksichtigt worden wären. Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich.

Ergänzend zur Feuchtedynamik stellen eine nördliche Exposition sowie geringe bis mässige Hangneigungen fundamentale Lebensraumansprüche der Waldschnepfe dar (Kap.2.2.3). In vorherigen Habitatmodellierungen erwiesen sich diese topografischen

Variablen bereits als signifikante Prädiktoren (Lanz, 2008; Strebel et al., 2018). Die vorliegenden Rasterdaten zu Exposition und Hangneigung wurden für die Habitatpotenzialanalyse reklassifiziert. Mittels des *Raster Calculator* wurde der Neigung von unter 30° der Eignungswert 1 zugewiesen, während Neigungen zwischen 30° und 40° mit dem Wert 0.5 bewertet wurden. Steilere Hänge über 40° erhielten den Eignungswert 0. Expositionen im Sektor zwischen West-Nordwest (292.5°) und Ost Nordost (67.5°) über Norden wurden als optimal geeignet (Wert 1) eingestuft, wohingegen alle übrigen Ausrichtungen den Eignungswert 0 erhielten.

Dem Layer der abgestorbenen Waldflächen wurde über das Werkzeug *Calculate Field* ein neues Attribut mit dem Eignungswert 1 zugewiesen. Dieses Attribut diente anschliessend als Basis für die Konvertierung des Vektordatensatzes in ein Rasterformat (*Polygon to Raster*). Hierbei war die Definition des Fang-Rasters (*Snap Raster*) in den Umgebungseinstellungen (*Environments*) von zentraler Bedeutung, da die ursprünglichen Daten eine leicht abweichende räumliche Anordnung aufwiesen.

Die Luftbild-Bestandeskarte liefert im Wesentlichen drei Strukturmerkmale: die Schichtung, den Deckungsgrad und den Schlussgrad. Diese wurden herangezogen, um geeignete Flächen für die Waldschnepfe zu identifizieren. Mittels *Calculate Field* erfolgte die entsprechende Wertzuweisung. Bestände mit einem Deckungsgrad (DG) zwischen 20 % und 70 % sowie einem räumigen/lockeren oder normalen Schlussgrad (SG) für die Oberschicht erhielten den Eignungswert 1. Ebenso wurde eine günstige vertikale Schichtung (STR), bestehend aus Unter-, Mittel- und Oberschicht oder einer Kombination aus Unter- und Oberschicht, mit dem Wert 1 klassiert. Dies spiegelt die in Kapitel 2.2 erläuterten Lebensraumansprüche der Waldschnepfe wider.

Konkret wies jeder Waldbestand in der Attributtabelle drei separate Spalten für die jeweiligen Strukturmerkmale auf, welche Werte von 0 oder 1 annehmen konnten. Diese Einzelwerte wurden anschliessend zu einem Gesamteignungswert aggregiert. Erfüllte eine Fläche kein oder nur ein Kriterium, wurde sie mit dem Eignungswert 0 (ungeeignet) bewertet. Bei der Erfüllung von zwei Kriterien erhielt die Fläche den Wert 0.5, was einem mittleren Habitatpotenzial entspricht. Der optimale Eignungswert 1 wurde nur dann vergeben, wenn alle drei Strukturelemente als günstig klassifiziert wurden.

Wie in Kapitel 3.1 zur Datengrundlage dargelegt, wurde die Luftbild-Bestandeskarte in den Jahren 2014 und 2015 erhoben. Der Datensatz der Sukzessionsflächen umfasst hingegen alle abgestorbenen Waldflächen im Zeitraum von 2018 bis 2025. Aufgrund dieser zeitlichen Versetzung wurde eine temporale Hierarchie etabliert. Auf Flächen, in denen ab 2018 Bäume abgestorben sind, verlieren die Waldstrukturdaten ihre Gültigkeit. Die aktuelle Information der Sukzessionsflächen überschreibt in diesen Fällen den älteren Layer. Ökologische Begründung hierfür ist, dass neu entstandene Lichtungen und Öffnungen günstige Habitatansprüche für die Waldschnepfe sind.

GIS-technisch wurde es wie folgt umgesetzt: Weist eine Fläche den Eignungswert 1 der Sukzessionsfläche auf (*Calculate Field*), wird dieser direkt übernommen, unabhängig von den ursprünglichen Merkmalen der Waldstruktur. Nur in Gebieten, wo keine Sukzession detektiert wurde, bleibt der Wert der Bestandeskarte erhalten (Tab. 3). So wird sichergestellt, dass die Analyse auf dem aktuell verfügbaren Waldzustand basiert. Nur abgestorbene Bäume, während des Zeitfensters 2015–2017 sind nicht in der Analyse berücksichtigt.

Tab. 3: Schematische Darstellung der Entscheidungslogik zur Zusammenführung der Sukzessionsflächen und der Bestandeskarte. X= irgendein Code.

	Code Sukzessionsfläche	Code Bestandeskarte	Code Output
Fall 1	1	X	1
Fall 2	NoData	X	X

Abschliessend wurde ein Pufferbereich von 100 m um die Hauptstrassen generiert, da diese Zonen aufgrund erheblicher anthropogener Störungen prinzipiell kein Habitatpotenzial für die Waldschnepfe aufweisen (*Buffer*). Zu den primären Störfaktoren zählen direkte menschliche Beeinträchtigungen wie das Verkehrsaufkommen, Lärmemissionen sowie die künstliche Strassenbeleuchtung. Für Strassen mit einem Verkehrsaufkommen von weniger als 10 000 Fahrzeugen pro Tag wird die maximale Reichweite dieses negativ messbaren Einflusses auf die Waldschnepfe in der Literatur mit 100 m beziffert. Darüber hinaus gilt der Effekt als vernachlässigbar (Garniel et al., 2010). Nach der Rasterkonvertierung wurde diesem Pufferbereich folglich der Eignungswert 0 zugewiesen.

Nach diesen Arbeitsschritten liegen sechs Rasterlayer bereit für die finale Habitatmodellierung. Wie eingangs erwähnt, erfolgt die Habitatpotenzialanalyse in Form einer gewichteten Verschneidung der verschiedenen Kriterien. Diese wurde über das Werkzeug *Raster Calculator* umgesetzt, indem die einzelnen Kriterien mit ihrem jeweiligen Gewichtungsfaktor multipliziert und anschliessend kumuliert wurden. Daraus ergibt sich ein Habitateignungsindex (HEI: engl. *Habitat Suitability Index*, HSI). Die Summe aller Gewichtungen beträgt exakt 1.0, wodurch der resultierende Index Werte in einem Bereich von 0 bis 1 annehmen kann. Je höher dieser Wert ausfällt, desto höher ist die Habitateignung für die Waldschnepfe. Die mathematische Umsetzung dieses Ansatzes wird durch die allgemeine Definition des Index beschrieben:

$$HEI = \sum_{i=1}^{n} (Raster_i \times Gewichtung_i)$$

Die nachfolgende Tabelle 4 zeigt die Verteilung der Gewichtungsfaktoren für die einzelnen Kriterien. Den höchsten Stellenwert nehmen die Waldstruktur (0.45) sowie die Hangneigung (0.25) ein, während die Exposition, die Grünlandflächen und die

Feuchtgebiete mit einer Gewichtung von je 0.1 eine untergeordnete Rolle einnehmen. Hinter dieser Gewichtung steht die ökologische Überlegung, dass Waldstruktur und Topografie von existenzieller Bedeutung für die Waldschnepfe anzusehen sind. Sind diese zentralen Kriterien nicht erfüllt, weist eine Fläche unabhängig von anderen Faktoren kein Habitatpotenzial auf. Treffen diese Anforderungen jedoch zu, dienen die verbleibenden drei Variablen dazu, das Habitatpotenzial feiner zu differenzieren und zwischen mittlerer und hoher Eignung abzustufen. Fehlt beispielsweise die geeignete Waldstruktur vollkommen, ist das Vorkommen der Art ausgeschlossen, selbst wenn eine günstige Nordexposition oder nahegelegene Feuchtgebiete und Grünland vorhanden sind.

Tab. 4: Gewichtungsfaktoren der Variante 1. Die Hauptstrassen gelten als absolutes Ausschlusskriterium. Aus diesem Grund ist sie mit einem Stern (*) symbolisiert. Die Kriterien summieren sich auf 1 und sind absteigend klassifiziert.

Kriterium	Gewichtung V1
Waldstruktur	0.45
Hangneigung	0.25
Exposition	0.1
Grünland	0.1
Feucht-/Nassgebiete	0.1
Hauptstrassen	*

Ergänzend wurde die Pufferzone der Hauptstrassen als absolutes Ausschlusskriterium integriert, indem der finale Eignungsindex in diesem Bereich strikt auf 0 gesetzt wurde. Dieses Vorgehen ist begründet durch das hohe Störungspotenzial. Dementsprechend lautet die spezifische Gleichung für die Modellvariante 1:

$$HEI_{V1} = [(Waldstruktur \times 0.45) + (Hangneigung \times 0.25) + (Exposition \times 0.1) + (Grünland \times 0.1) + (Feuchtgebiete \times 0.1)] \times Hauptstrassen$$

Abschliessend wurde das finale Modell über das Werkzeug *Extract by Mask* auf den definierten Untersuchungsperimeter zugeschnitten.

3.4.2 Modellvariante 2: Expertenmodell

Für die Modellvariante 2, die im Anschluss an einen fachlichen Austausch mit Pierre Mollet entwickelt wurde, wurden die Kriterien Waldstruktur, Hangneigung, Waldstandortstypen sowie die Distanz zum Hauptstrassennetz berücksichtigt (P. Mollet, persönliche Mitteilung, 31 März 2026).

Im Vergleich zur ersten Variante wurde die Waldstandortskartierung neu integriert, wohingegen die Kriterien Exposition, Grünland und Feuchtgebiete ausgeschlossen wurden. Der Grund dafür ist, dass der Sihlwald aufgrund seiner Lage nahe der Standortsregion „Nördlichen Randalpen“ ohnehin grossflächig feucht genug ist. Das wird auch durch die Klimadaten bestätigt (Kap.1.3). Der entscheidende Faktor für die Habitateignung liegt gemäss dieser Einschätzung vielmehr in der Waldstruktur und den vorhandenen Waldöffnungen.

Die grundlegenden methodischen Analyseschritte sowie die Kriterienableitung für die Waldstruktur und die Hangneigung entsprechen dem Vorgehen aus der Variante 1 und sind im vorangegangenen Abschnitt 3.4.1 detailliert beschrieben. Die Abbildung 8 zeigt den methodischen Ablauf für die einzelnen Kriterien der Variante 2. Der vollständige ModelBuilder ist in Anhang B (Abb. A. 3) hinterlegt.

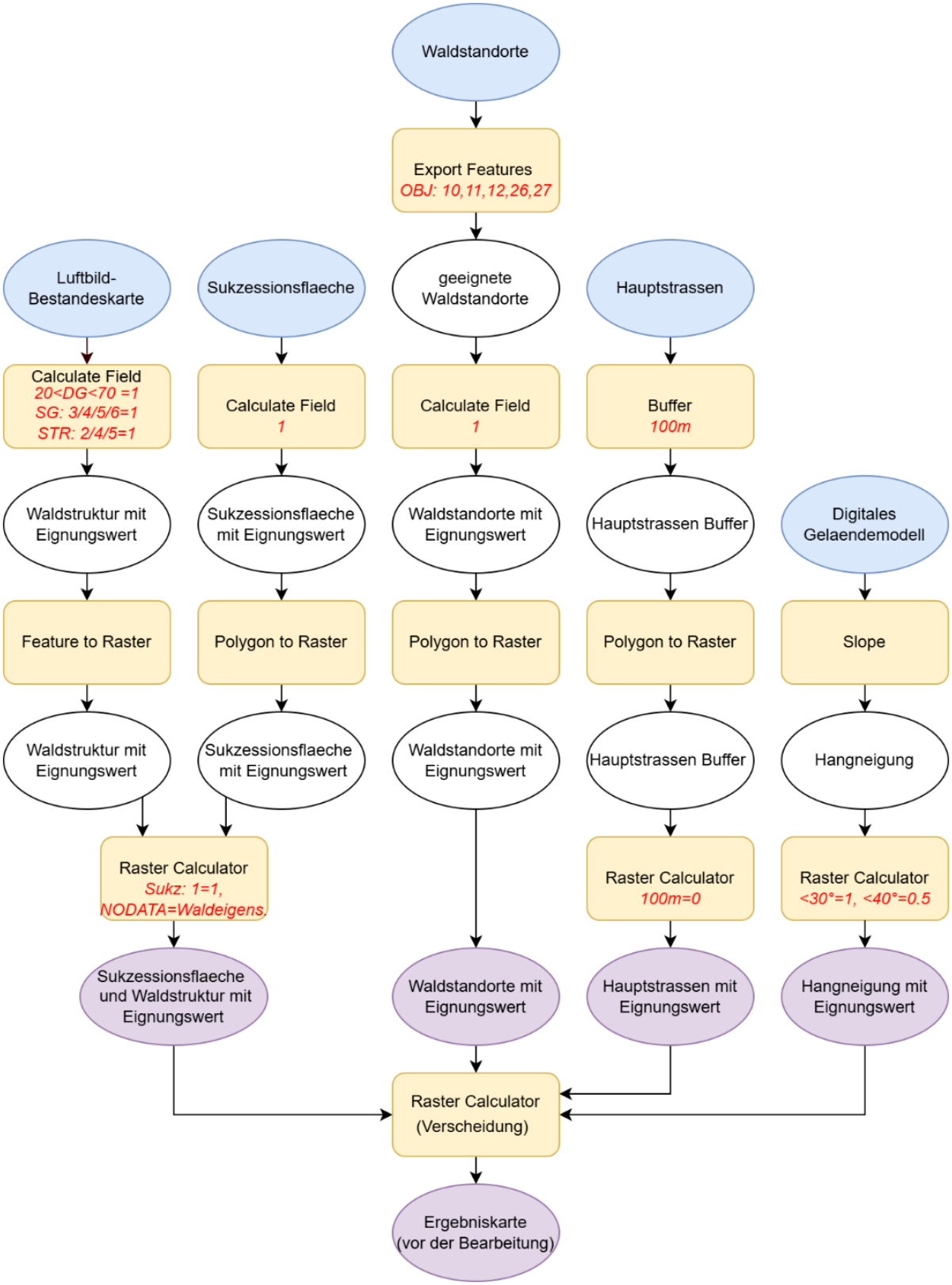


Abb. 8: Detaillierter GIS-Workflow der zweiten Modellierungsvariante zur Extraktion der Eignungskriterien. Schematische Darstellung aller methodischen Einzelschritte und Parameterkonfigurationen (in Rot) im ModelBuilder. Wenn keine Parameter angegeben sind, bedeutet dies einen Eignungswert von 0. DG = Deckungsgrad, SG = Schlussgrad, STR = Struktur/Schichtung, Sukz = Sukzessionsfläche, OBJ = Standortstypnummer.

Die vegetationskundliche Waldkartierung wird nur in Variante 2 einbezogen. Ziel dieser Modifikation ist es, den Fokus verstärkt auf die spezifischen Wald- und Standorteigenschaften zu richten. Hierfür wurden die Hauptstandortstypen 10 (Lungenkraut-Buchenwald mit Immenblatt), 11 (Aronstab-Buchenwald), 12 (Typischer Zahnwurz-Buchenwald), 26 (Ahorn-Eschenwald) und 27 (Seggen-Bacheschenwald) einschliesslich aller Untervarianten nach Ellenberg und Klötzli (1972) für die Waldschnepfe als ökologisch geeignet klassifiziert und mit *Export Features* extrahiert. Die ausgewählten Standortstypen zeichnen sich unter anderem dadurch aus, dass sie potenziell eine üppige Bodenvegetation, feuchte Bedingungen sowie eine gute Nährstoffversorgung (mässig saurer pH-Wert) aufweisen, was die biologische Aktivität von Regenwürmern begünstigt. Bei der anschliessenden Rasterkonvertierung erhielten diese Zielflächen den Eignungswert 1, während allen übrigen Rasterzellen der Wert 0 zugewiesen wurde (*Calculate Field*).

Nach der Aufbereitung dieser vier finalen Rasterlayer wurde die Habitatpotenzialanalyse analog zur ersten Variante durchgeführt. Dabei wurden die Waldstruktur mit 0.5 und die Hangneigung mit 0.3 gewichtet. Um eine Gesamtsumme der Gewichtungsfaktoren von 1.0 zu erzielen, resultierte für die Waldstandortskarte eine Gewichtung von 0.2. Analog zur Variante 1 wurde die Pufferzone um die Hauptstrassen ganz ausgeschlossen.

Tabelle 5 ermöglicht den direkten Vergleich der Gewichtungen beider Varianten. Die mathematische Umsetzung des Habitateignungsindexes für die Variante 2 stellt sich wie folgt dar:

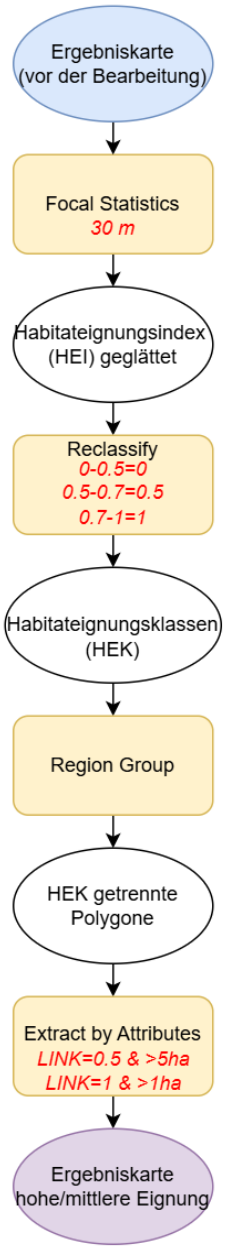
$$HEI_{V2} = [(Waldstruktur \times 0.5) + (Hangneigung \times 0.3) + (Standortskarte \times 0.2)] \times Hauptstrassen$$

Tab. 5: Vergleichende Darstellung der Gewichtungsfaktoren für die Varianten 1 und 2. Die Hauptstrassen gelten als absolutes Ausschlusskriterium. Aus diesem Grund ist sie mit einem Stern (*) symbolisiert. Die Kriterien summieren sich auf 1 und sind absteigend.

Kriterium	Gewichtung V1	Gewichtung V2
Waldstruktur	0.45	0.5
Hangneigung	0.25	0.3
Exposition	0.1	-
Grünland	0.1	-
Feucht-/Nassgebiete	0.1	-
Standortskarte	-	0.2
Hauptstrassen	*	*

Im Gegensatz zur ersten Variante stehen nun waldcharakterisierende Eigenschaften stark im Vordergrund, während Faktoren bezüglich der Feuchtigkeit und eines kühlen Mikroklimas entfallen. Diese systematische Anpassung der Kriterien ist beim späteren Vergleich der Ergebnisse (Kap. 4.3) essenziell zu berücksichtigen.

3.5 Bearbeitung der Ergebniskarte



Zur Optimierung der visuellen Übersichtlichkeit und der Aussagekraft wurden die unbearbeiteten Ergebniskarten mittels Nachbarschaftsanalysen (*Focal Statistics*) prozessiert (Abb. 9 und ModelBuilder im Anhang B, Abb. A. 2,4). Das GIS-Werkzeug berechnet für jede Rasterzelle einen neuen Mittelwert auf Basis eines Radius von 30 m. Aus ökologischer Sicht ist für die Waldschnepfe nicht ein einzelner, isolierter Punkt entscheidend, sondern die Strukturqualität der umgebenden Matrix. Nach vergleichenden Tests mit Radien von 20 m, 30 m und 50 m erwies sich der 30-m-Radius als optimaler Kompromiss: Er reduziert störendes Rauschen effektiv und dämpft isolierte Pixel, ohne eine zu übermässige Homogenisierung der Modelldaten zu verursachen.

Zunächst wurde der kontinuierliche Habitateignungsindex in drei diskrete Habitateignungsklassen überführt:

0–0.5 (einschliesslich) definieren ein ungeeignetes Habitat.
0.5–0.7 (einschliesslich) definieren eine mittlere Eignung.
0.7–1 kennzeichnen eine hohe Habitateignung kennzeichnen.

Um ökologisch fundierte Habitateignungsklassen zu sichern, wurden verschiedene Kombinationsmöglichkeiten geprüft und mit den theoretischen Grundlagen abgeglichen.

Anschliessend gilt es, ausreichend grosse, zusammenhängende geeignete Flächen zu identifizieren. Da das Raster primär nur drei zusammenfassende Habitateignungsklassen aufweist, ist eine weitere Differenzierung notwendig. Aus diesem Grund ist die Abgrenzung räumlich isolierter Polygone innerhalb derselben Habitateignungskategorie erforderlich. Diese Segmentierung wurde in ArcGIS mittels des Werkzeugs *Region Group* umgesetzt.

Abb. 9: GIS-Workflow zur Nachbearbeitung und Filterung der Habitateignungsdaten. Schematischer Ablauf aller methodischen Einzelschritte und Parameterkonfigurationen (in Rot) im ModelBuilder.

Dabei ermittelt der Algorithmus für jede Rasterzelle die Zugehörigkeit zu einer räumlich kontinuierlichen Region (Abb. 10). Jeder dieser isolierten Flächen wird eine eindeutige Identifikationsnummer zugewiesen. Über das automatisch generierte Attributfeld *LINK* in der Attributtabelle des Ausgabe-Rasters bleibt der ursprüngliche Eignungswert erhalten. Dies ermöglicht es, die Herkunft der neu definierten Flächen lückenlos zurückzuverfolgen und die Daten für weiterführende Analysen zu nutzen (ESRI, 2026).

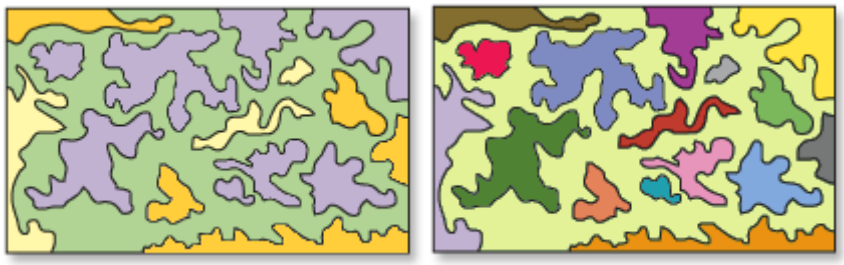


Abb. 10: Schematische Darstellung der Funktionsweise des Werkzeugs Region Group. Links (vorher): Getrennte Flächen derselben Eignungsklasse (gleiche Farbe). Rechts (nachher): Eindeutige ID und Farbe pro isolierte Fläche; Eignungswert bleibt im Attributfeld LINK erhalten (ESRI, 2026).

Für die weiterführende Analyse wurde eine Selektion nach einer Mindestflächengrösse durchgeführt. Hierzu kam das Werkzeug *Extract by Attributes* zum Einsatz. Die Schwellenwerte wurden auf eine zusammenhängende Mindestfläche von mindestens 1 ha für Gebiete hoher Eignung und 5 ha für Gebiete mittlerer Eignung festgelegt. Diese Flächenfilterung steigert die visuelle Übersichtlichkeit der Resultate signifikant und die kleineren Flächen sind vernachlässigbar. Abbildung 11 veranschaulicht den direkten Vergleich der Datensätze vor und nach der Bearbeitung der Ergebniskarte für die Modellvariante 1. Die entsprechende Darstellung für die Variante 2 befindet sich im Anhang C (Abb. A. 5).

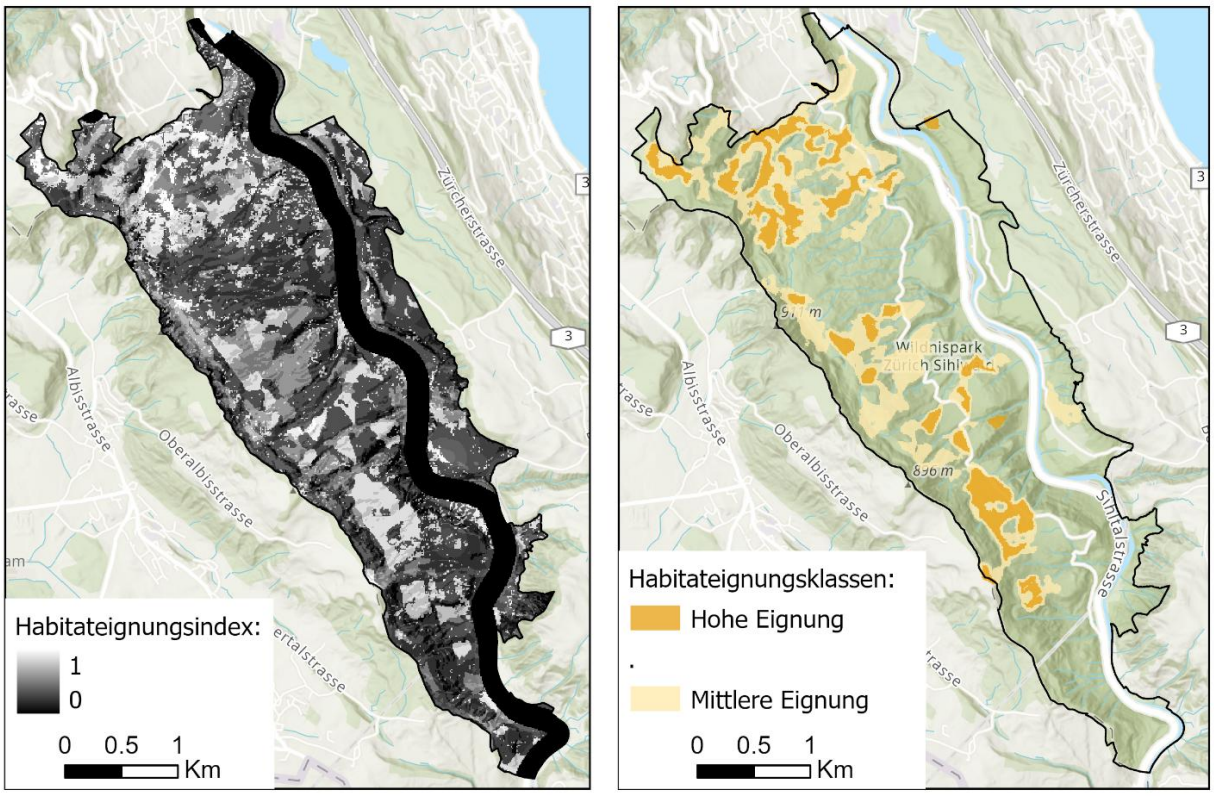


Abb. 11: Vergleich des Habitateignungsindexes (HEI) und der finalen Eignungsklassen für die Modellvariante 1. Gegenüberstellung der Modellergebnisse vor (links: ungeglätteter, kontinuierlicher Indexwert von 0 bis 1) und nach der Nachbearbeitung (rechts: klassierte, geglättete und flächengefilterte Endergebnisse unterteilt in 3 Klassen). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

3.6 Methodik der Geländebegehung

Zur Validierung der Ergebnisse der Habitatpotenzialanalyse wurde eine ergänzende, qualitative Geländebegehung im Sihlwald durchgeführt. Diese empirische Datenaufnahme ermöglicht einen direkten Vergleich zwischen dem modellierten Lebensraumpotenzial der Waldschnepfe und den realen Verhältnissen vor Ort, was der fundierten Abschätzung der Modellgüte dient. Neben dieser wissenschaftlichen Überprüfung verfolgte der methodische Ansatz im Rahmen dieser Bachelorarbeit auch ein didaktisches Ziel: das praktische Durchspielen einer mobilen GIS-Datenerfassung. Diese Erfahrung stärkt das methodische Verständnis für zukünftige Projekte und sensibilisiert für kritische Aspekte sowie Fehlerquellen, die bei realen Feldaufnahmen auftreten können. Zudem diente die Begehung dazu, visuelle Eindrücke des Untersuchungsgebiets mittels Fotodokumentation festzuhalten.

Bei der Geländebegehung handelt es sich um eine primär qualitative Aufnahme, da zeitliche Rahmenbedingungen eine flächendeckende quantitative Modellüberprüfung einschränkten. Der Aufwand für ein vollständiges Stichproben-Design und die systematische Erfassung von Bodeneigenschaften, Bodenvegetation und Kleinstrukturen hätte den Rahmen dieser Arbeit überstiegen. Zudem gilt im Sihlwald ein striktes Wegegebot, weshalb die Datenaufnahme ausschliesslich entlang bestehender Wege erfolgte. Die Aufnahmepunkte sind folglich nicht vollends repräsentativ für das gesamte Untersuchungsgebiet.

Dementsprechend wurden die Aufnahmepunkte entlang des Wegenetzes über den gesamten Sihlwald verteilt. Die Auswahl fokussierte vorwiegend auf Flächen, in denen die GIS-Analyse eine Habitateignung für die Waldschnepfe identifizierte. Zu Kontrollzwecken wurden jedoch auch als ungeeignet klassifizierte Flächen beprobt. Besondere Relevanz kam jenen Sektoren zu, in denen Unterschiede zwischen den beiden Modellvarianten bestanden. Dieses gezielte Vorgehen erlaubt es, eine möglichst grosse Bandbreite der im GIS modellierten Strukturkombinationen im Gelände zu überprüfen.

Die Geländebegehung wurde an einem Tag, dem 21.04.2026, realisiert. Im Vorfeld wurde eine digitale Erfassungskarte in *ArcGIS Field Maps* konfiguriert, die alle relevanten Geodaten enthielt, einschliesslich der Ergebnisse beider Modellvarianten, des Wegenetzes und der Parkgrenzen. Für die strukturierte Datenaufnahme wurde eine *Feature Class* erstellt, deren Attributtabelle über vordefinierte Wertebereiche (*Domains*) gesteuert wurde. Dies garantierte einen effizienten, standardisierten Erfassungsprozess im Gelände. Über die Aktivierung von Dateianhängen (*Attachments*) wurden die aufgenommenen Fotos direkt mit den georeferenzierten Geometrien verknüpft und für die anschliessende Visualisierung in ArcGIS Pro und auf einer Webkarte bereitgestellt (Anhang D, Abb. A. 6-7).

Das zentral festgehaltene Attribut bildet die empirische Habitateignung vor Ort. Diese gibt Aufschluss über das reale Habitatpotenzial für die Waldschnepfe ein. Analog zur GIS-

Modellierung wurde eine Klassierung in drei Kategorien vorgenommen: hohe Eignung, mittlere Eignung und ungeeignetes Gebiet. Diese Einschätzung stützt sich auf die weiteren erfassten Parameter, welche eine evidenzbasierte Ableitung der Eignungsstufen unterstützen. Dennoch basiert die finale Eignungsstufe auf einer subjektiven visuellen Beurteilung vor Ort, die nicht rein mathematisch aus der Kombination der anderen Kriterien berechnet werden kann. Die nachstehende Tabelle 6 fasst die im Feld gesammelten Attribute zusammen.

Tab. 6: Übersicht der im Feld gesammelten Feldattribute und Auswahlkategorien (Domains).

Feldattribut	Habitateignung	Bemerkung	Krautschicht	Schichtung	Deckungsgrad	Schlussgrad
Auswahl Kategorien (Domain)	Hohe Eignung	*Offenes Textfeld*	vorhanden	ein-/zweischitig mit Mittelschicht	0-20%	gedrängt
	Mittlere Eignung		teilweise vorhanden	zweischichtig mit Unterschicht	20-70%	normal
	Ungeeignet		nicht vorhanden	3 Schichten vorhanden	70-100%	locker/räumig
	Other		-	-	-	unbestimmt

Besondere Relevanz besass die Erfassung der Krautschicht, deren reale Ausprägung über die GIS-Analyse nur schwer direkt überprüfbar war. Mittels drei grober Stufen (nicht vorhanden, teilweise vorhanden, vorhanden) lieferte diese schnelle Ansprache wichtige ökologische Erkenntnisse, da eine üppige Krautschicht für die Waldschnepfe von zentraler Bedeutung ist (Kap. 2.2.1). Ergänzend wurden drei Kriterien zur Waldstruktur festgehalten, die zügig erfassbar sind und in der GIS-Analyse stark gewichtet wurden. Deren Kategorisierung orientierte sich eng an den Eignungswerten, wie sie in Kapitel 3.4 erläutert werden, um eine optimale Vergleichbarkeit zwischen Feld- und Modelldaten zu gewährleisten.

Das Feld „Bemerkung“ bot Raum für Freitexteingaben, um qualitative Beobachtungen und spezifische Standorteindrücke festzuhalten. In gleicher Weise diente die Fotodokumentation entweder der Übersicht des Aufnahmepunktes oder der Detailaufnahme charakteristischer Elemente. Weitere potenziell relevante Parameter wie die Regenwurmdichte oder die exakte Bodenfeuchtigkeit wurden aufgrund des hohen Erhebungsaufwands ausgeschlossen. Topografische Variablen wie Hangneigung und Exposition wurden direkt dem hochaufgelösten digitalen Höhenmodell entnommen und bedurften keiner terrestrischen Verifizierung im Feld.

4. Resultate und Interpretation

Dieses Kapitel präsentiert die Ergebnisse der Habitatpotenzialanalyse der beiden Modellvarianten, interpretiert deren ökologische Bedeutung und stellt die beiden Ansätze vergleichend gegenüber.

4.1 Modellvariante 1: Literatur- und Internetrecherche

Die untenstehende Karte zeigt die Ergebnisse der Modellvariante 1 (Abb. 12). Aus diesen resultieren 23 Gebiete hoher Eignung mit einer Mindestfläche von jeweils 1 ha, was einer Gesamtfläche von 80 ha entspricht. Die durchschnittliche Grösse dieser Flächen beläuft sich auf knapp 3.5 ha, während der Median bei rund 2 ha liegt. Die beiden grössten Teilflächen hoher Eignung umfassen 18 beziehungsweise 10 ha. Demgegenüber stehen 10 Gebiete mittlerer Eignung mit einer Einzelfläche von über 5 ha. Diese sind im Vergleich deutlich grossflächiger und summieren sich auf insgesamt 180 ha. Von diesen 10 Flächen mittlerer Eignung überschneiden sich 7 davon mit einer oder mehreren Gebieten hoher Eignung. Für die weitere Analyse wurden ausschliesslich diese 7 Flächen als raumrelevant eingestuft. Basierend auf der räumlichen Verteilung lassen sich drei prioritäre Perimeter isolieren. Diese umfassen jeweils mehrere geeignete Flächen, die nahe beieinander liegen.

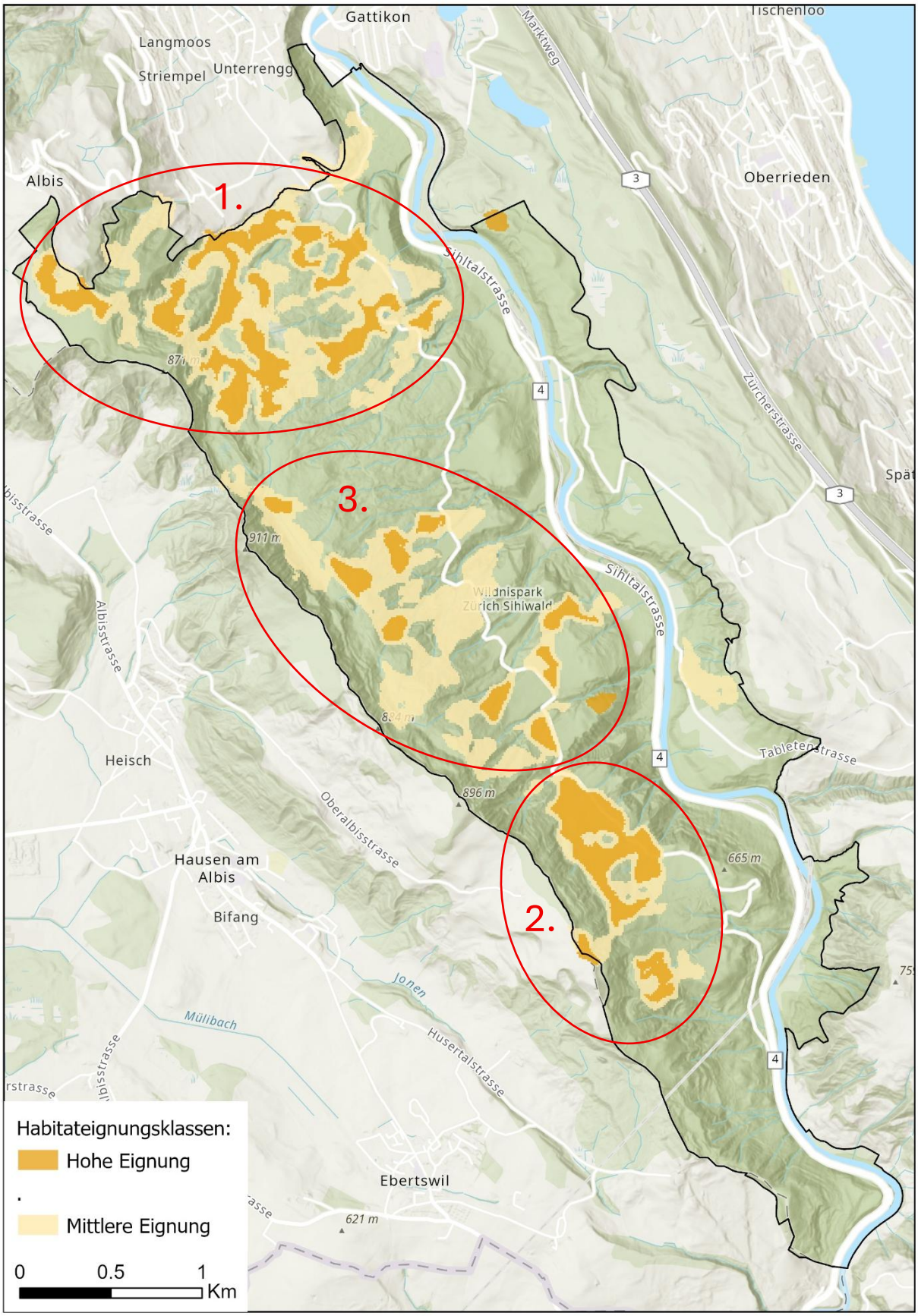


Abb. 12: Übersichtskarte der Habitateignung der Modellvariante 1 mit 3 Fokusperimetern (rote Kreise). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Perimeter 1 (Sektor Nord: Vordere Risleten – Summerhalden, Abb. 13):

Dieser erste Fokusraum befindet sich im nördlichen Teil des Sihlwalds zwischen den Fluren Vordere Risleten, Im Tobel und Weid und schliesst unter anderem das Gebiet Summerhalden ein. Dieser Bereich liegt primär in der Parkübergangszone, weist jedoch marginale Anteile der Park-Kernzone auf. Strukturell setzt sich dieser Perimeter aus einem Mosaik von neun Teilgebieten hoher Eignung (kumuliert 41 ha) zusammen. Diese sind in ein ausgedehntes, zusammenhängendes Areal mittlerer Eignung von insgesamt 84 ha eingebettet. Dieser Perimeter ist relativ kompakt und die mosaikartige Struktur entspricht präzise den Habitatansprüchen der Waldschnepfe.

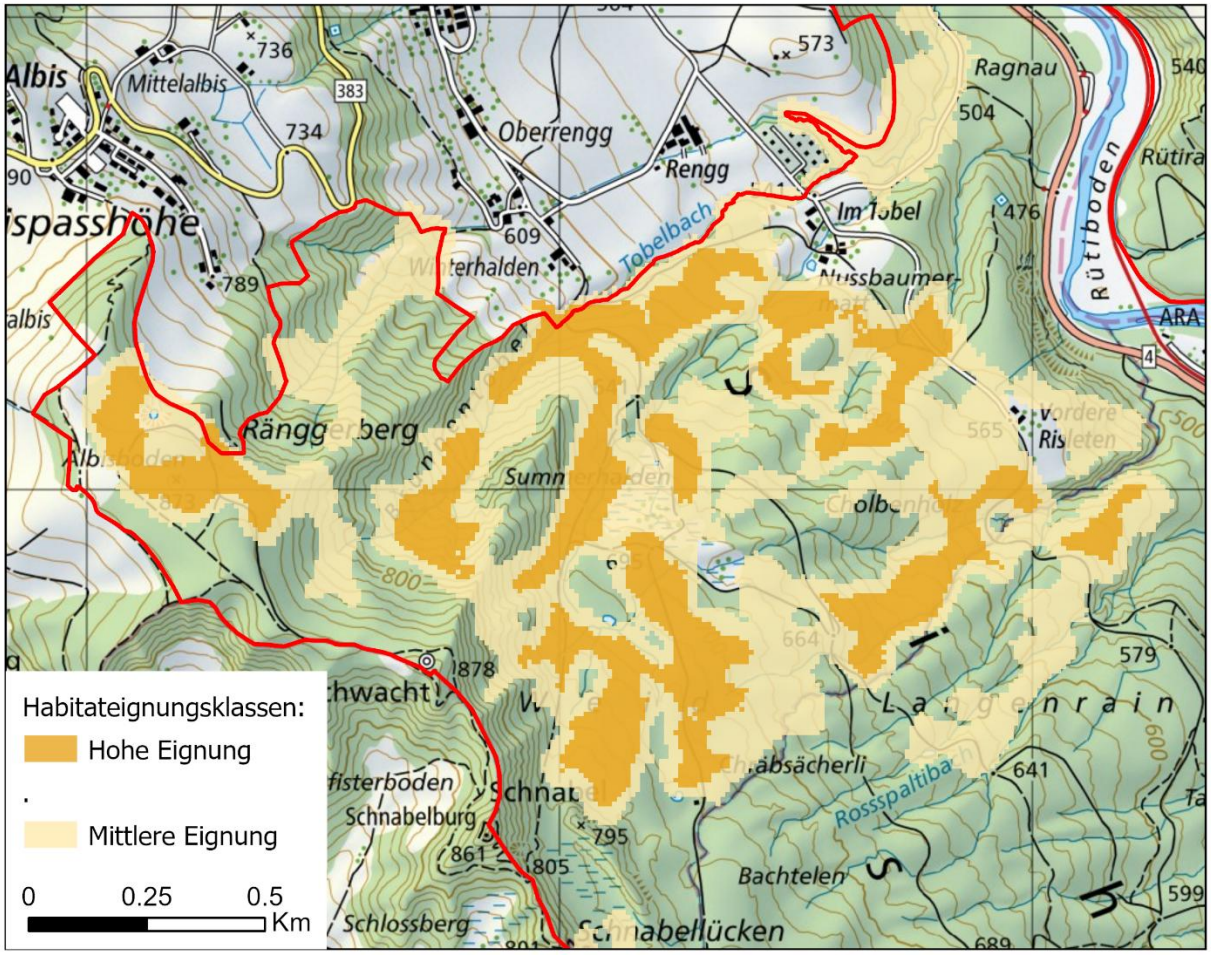


Abb. 13: Detailkarte des Perimeters 1 (Variante 1). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Perimeter 2 (Sektor Süd: Kernzone – Wüesttobel, Abb. 14):

Ein zweiter raumrelevanter Schwerpunkt zeichnet sich in der Park-Kernzone des Sihlwalds ab. Der Perimeter liegt südlich des Wüesttobels in einem topografisch flacheren Bereich auf mittlerer Hanghöhe. Er beinhaltet das grösste und zusammenhängende Gebiet hoher Eignung mit einer kompakten Fläche von 18 ha sowie zwei kleineren Satellitenflächen von 3 ha und 1 ha. Flankiert wird dieses Kerngebiet von lediglich 20 ha mittlerer Eignung.

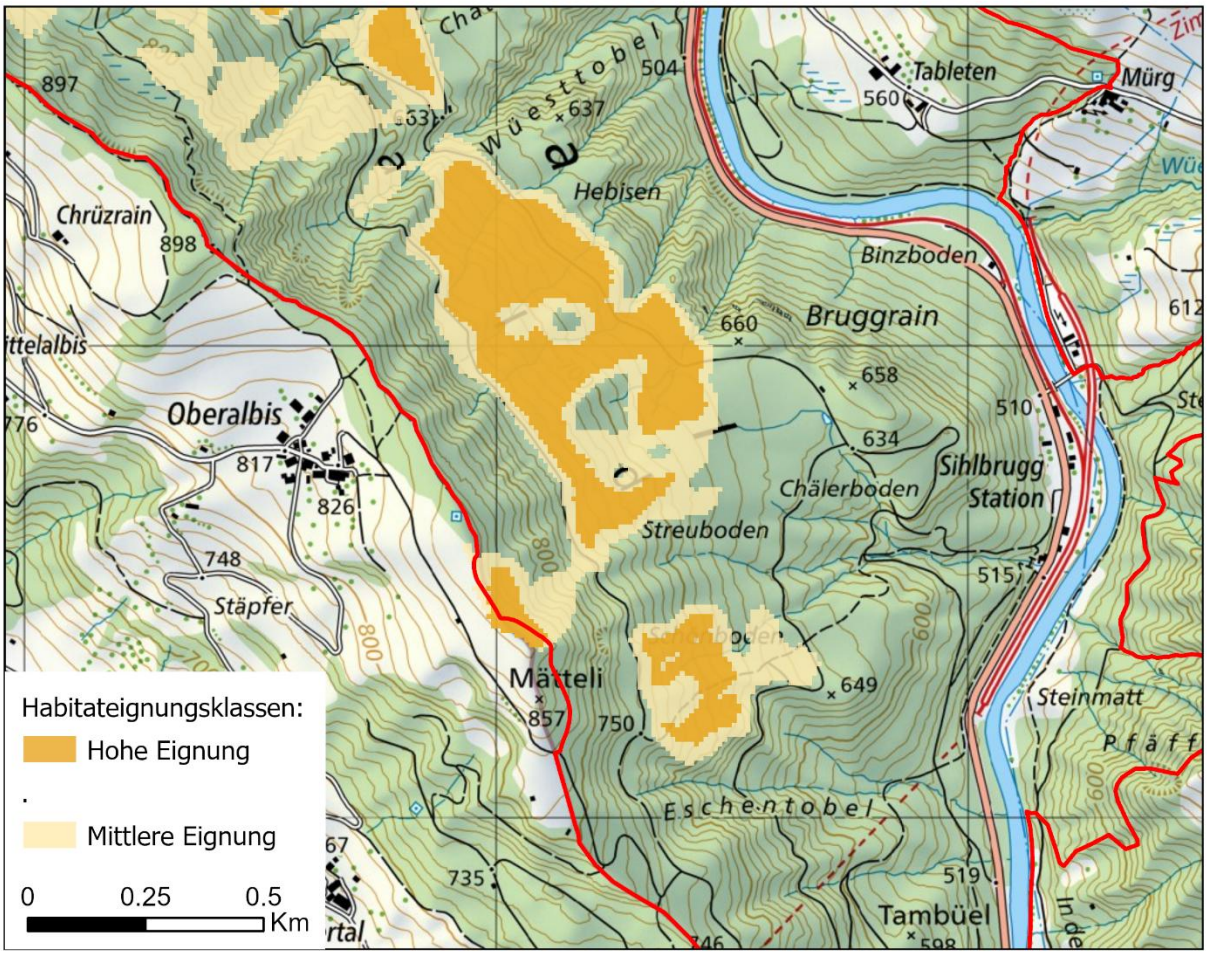


Abb. 14: Detailkarte des Perimeters 2 (Variante 1). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Perimeter 3 (Sektor Zentrum: Weienbrunnen – Waldmatt, Abb. 15):

Dieser dritte relevante Perimeter befindet sich ausschliesslich innerhalb der Wildnispark-Kernzone. Geografisch liegt dieser Sektor im Zentrum des Sihlwald, räumlich eingebettet zwischen den beiden zuvor beschriebenen Perimetern. Er umfasst die Fluren Weienbrunnen und Waldmatt, welche im späteren Kapitel zur Geländebegehung detailliert analysiert werden. Charakteristisch für diesen Sektor sind kleinflächige, jedoch zahlreiche Habitatinseln hoher Eignung von insgesamt 16 ha, beinhaltet den Perimeter zudem ein grossflächiges Gebiet mittlerer Eignung von 44 ha. Die Habitatinseln hoher Eignung sind hierbei leicht räumlich isoliert und sind untereinander schlecht vernetzt.

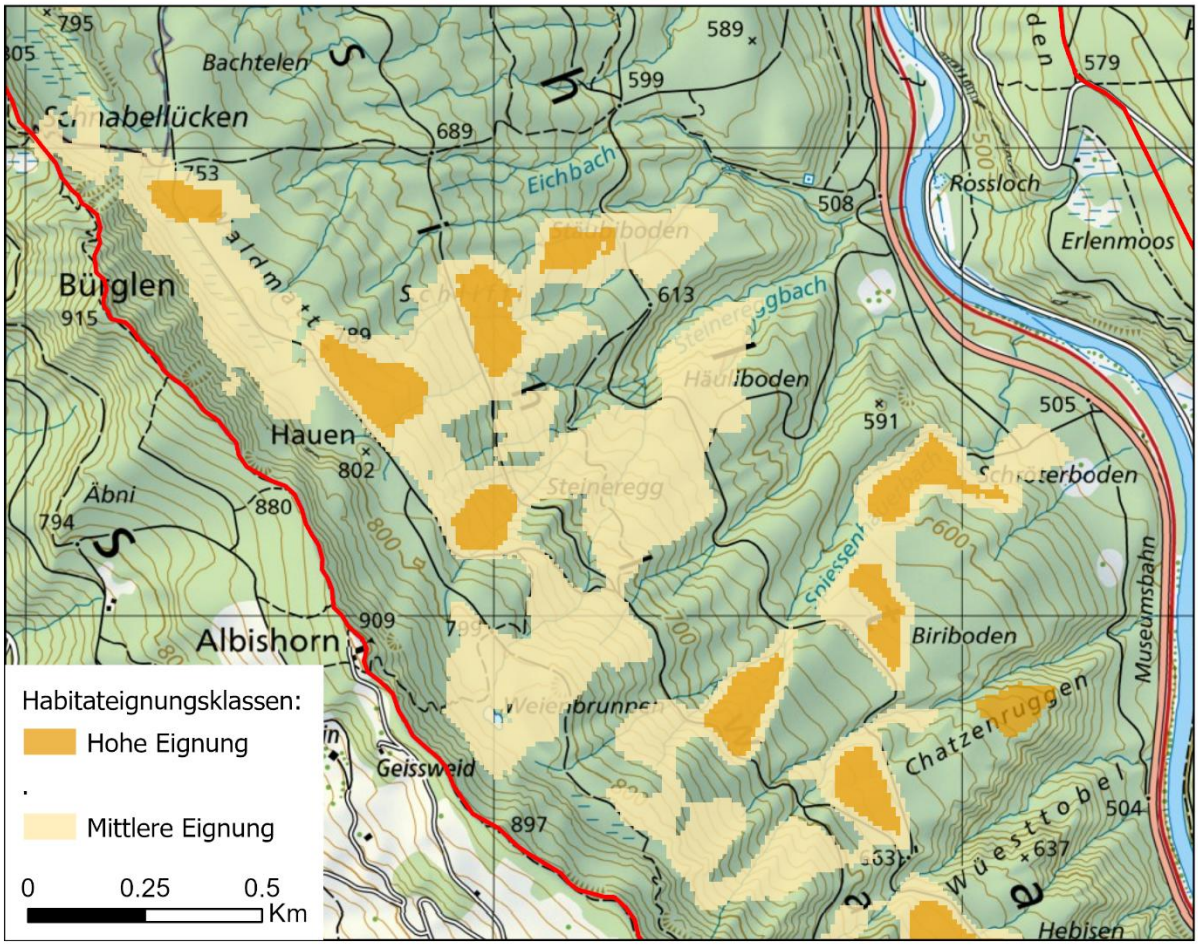


Abb. 15: Detailkarte des Perimeters 3 (Variante 1). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Wie die Übersichtskarte verdeutlicht, grenzt dieser zentrale Perimeter unmittelbar an den zuvor beschriebenen Sektor Wüesttobel an. Diese räumliche Nähe verdeutlicht, dass die festgelegten Perimeter nicht als starre oder impermeable Barrieren verstanden werden dürfen. In der Realität beanspruchen Waldschnepfen grossräumige Balzreviere und können problemlos zwischen diesen Perimetern fliegen. Die hier vorgenommene Segmentierung dient folglich als Strukturierungshilfe, um die Interpretation der Modellierungsergebnisse zu erleichtern.

Die nachstehende Tabelle 7 zeigt zusammenfassend die Anzahl der Gebiete sowie die Flächengrössen pro Perimeter und im Gesamtergebnis.

Tab. 7: Anzahl und Flächengrössen der Habitateignungsklassen pro Perimeter und im Gesamtgebiet (Variante 1). Die Summe der Perimeter entspricht nicht dem Total des Gesamtgebiets, da einige Flächen nicht in den Perimetern enthalten sind.

	Hohe Eignung		Mittlere Eignung		Total	
	Anzahl	Fläche (ha)	Anzahl	Fläche (ha)	Anzahl	Fläche (ha)
Gesamtgebiet	23	80	10	180	33	260
Perimeter 1	9	41	1	84	10	125
Perimeter 2	3	22	2	20	5	42
Perimeter 3	10	16	1	44	11	60

Bezüglich der Verteilung des Lebensraumpotenzials lassen sich abschliessend folgende allgemeine Trends über Ausschlusszonen ableiten: Steile Hanglagen, insbesondere unterhalb der Albiskette, sowie die Talsohle entlang der Sihl und der begleitenden Hauptverkehrsachse weisen kein geeignetes Habitatpotenzial für die Waldschnepfe auf. Ebenso erweisen sich der äusserste Süden des Parks sowie ein durchgehender Streifen zwischen der Schnabellücken und dem Bahnhof Sihlwald (entlang des Spinnerwegs) als ungeeignet.

4.2 Modellvariante 2: Expertenmodell

Die zweite Modellierungsvariante führt zu veränderten Ergebnissen, vornehmlich hinsichtlich der quantitativen Flächengrössen. Die räumlichen Verteilungsmuster weisen jedoch eine hohe Ähnlichkeit zur ersten Variante auf (Abb. 12, 16).

Aus dieser Modellierung resultieren 28 Kerngebiete hoher Eignung mit einer Mindestfläche von jeweils 1 ha. Diese summieren sich auf eine Gesamtfläche von 150 ha. Die durchschnittliche Flächengrösse beläuft sich auf knapp 5.5 ha, während der Median bei 2.1 ha liegt. Darunter befinden sich drei grossflächige Gebiete von jeweils über 20 ha. Demgegenüber stehen sieben Flächen mittlerer Eignung (Einzelfläche > 5 ha) mit einer Gesamtfläche von 190 ha. Sämtliche Flächen mittlerer Eignung weisen eine räumliche Überschneidung mit mindestens einem Gebiet hoher Eignung auf und werden daher in den weiteren Analyseschritten berücksichtigt.

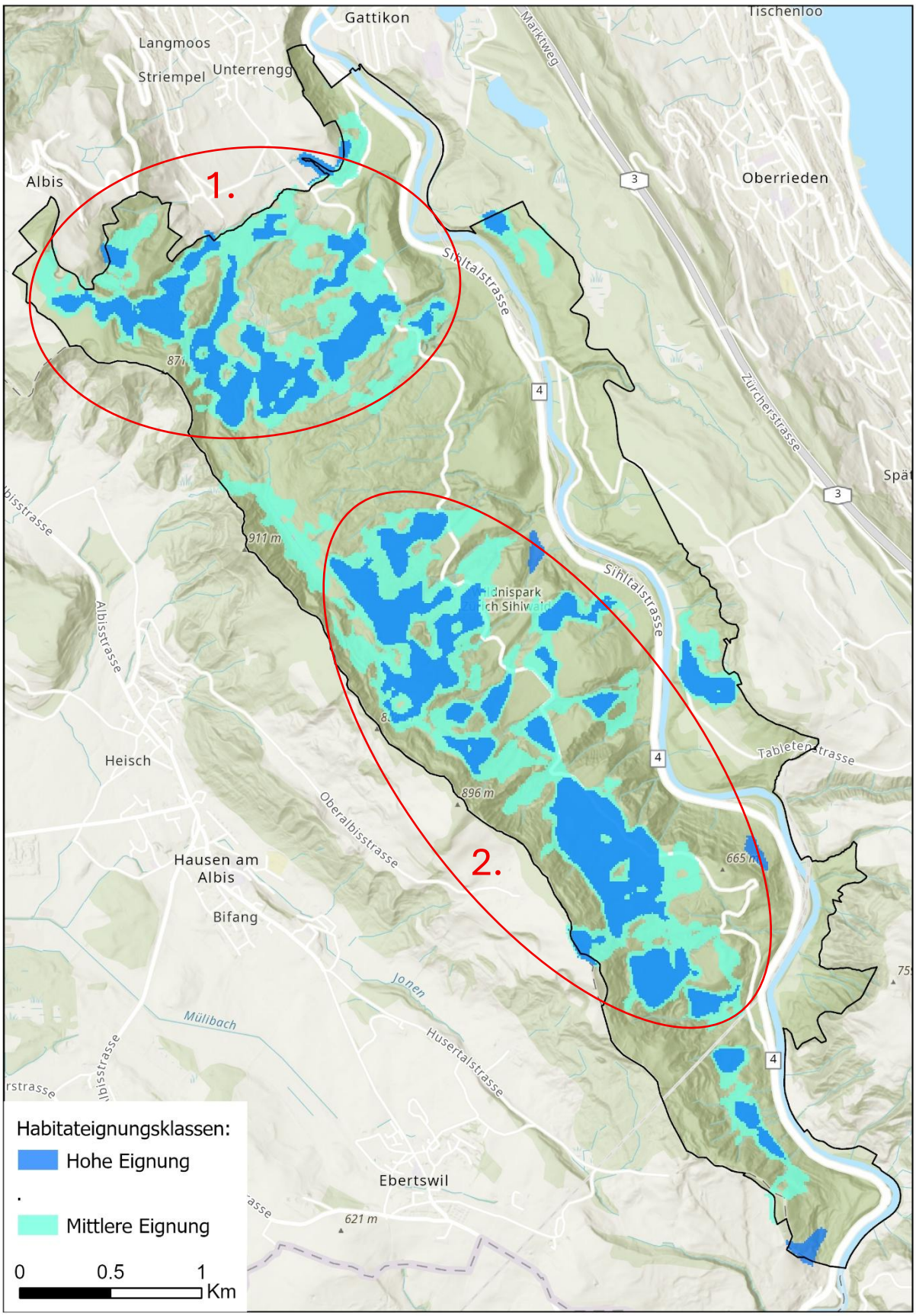


Abb. 16: Übersichtskarte der Habitateignung der Modellvariante 2 mit 2 Fokusperimetern (rote Kreise). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Basierend auf der räumlichen Verteilung wurden zwei Fokusperimeter definiert:

Perimeter 1 (Sektor Nord: Vordere Risleten – Summerhalden, Abb. 17):

Dieser Sektor entspricht geografisch weitgehend dem Sektor Nord aus der ersten Analysevariante. Er umfasst sieben Teilgebiete hoher Eignung mit einer Gesamtfläche von 48 ha, die in insgesamt 65 ha mittlerer Eignung eingebettet sind. Der Sektor weist, analog zu Perimeter 1 der ersten Variante, eine mosaikartige Struktur auf.

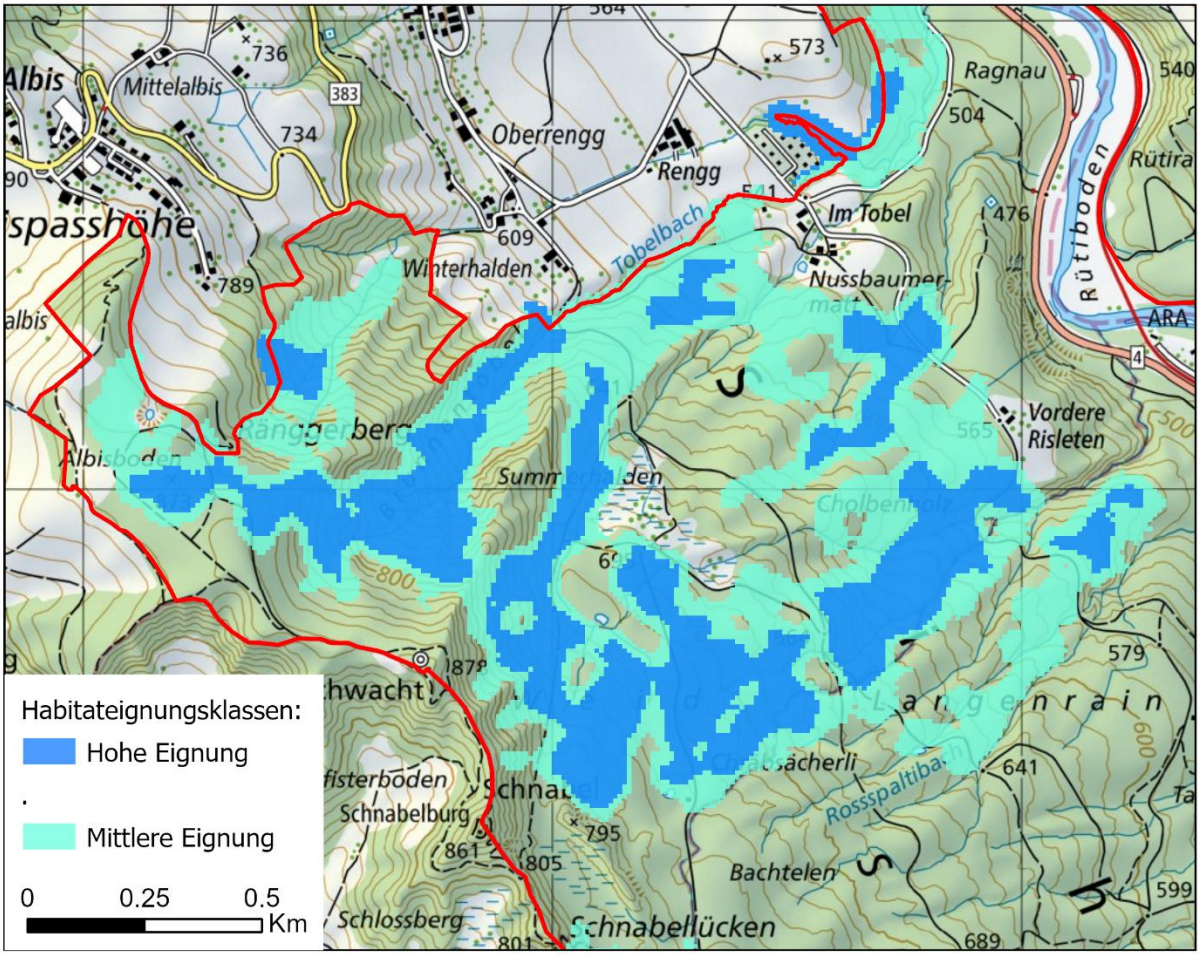


Abb. 17: Detailkarte des Perimeters 1 (Variante 2). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Perimeter 2 (Sektor Zentrum-Süd: Kernzone – Wüesttobel-Waldmatt, Abb. 18):

Im Vergleich zur ersten Modellvariante sind die Zentrums- und Südsektoren nun räumlich miteinander vernetzt und werden als ein gemeinsamer Perimeter aggregiert. Dieser Perimeter wird durch einen ausgedehnten, zusammenhängenden Sektor mittlerer Eignung von 106 ha definiert, welcher sich kontinuierlich von der Schnabellücken bis zum Eschentobel erstreckt. Dieser Bereich ist von 14 Kerngebieten hoher Eignung unterschiedlicher Grösse durchsetzt, die zusammen 85 ha umfassen. Der relevante Perimeter befindet sich innerhalb der Wildnispark-Kernzone.

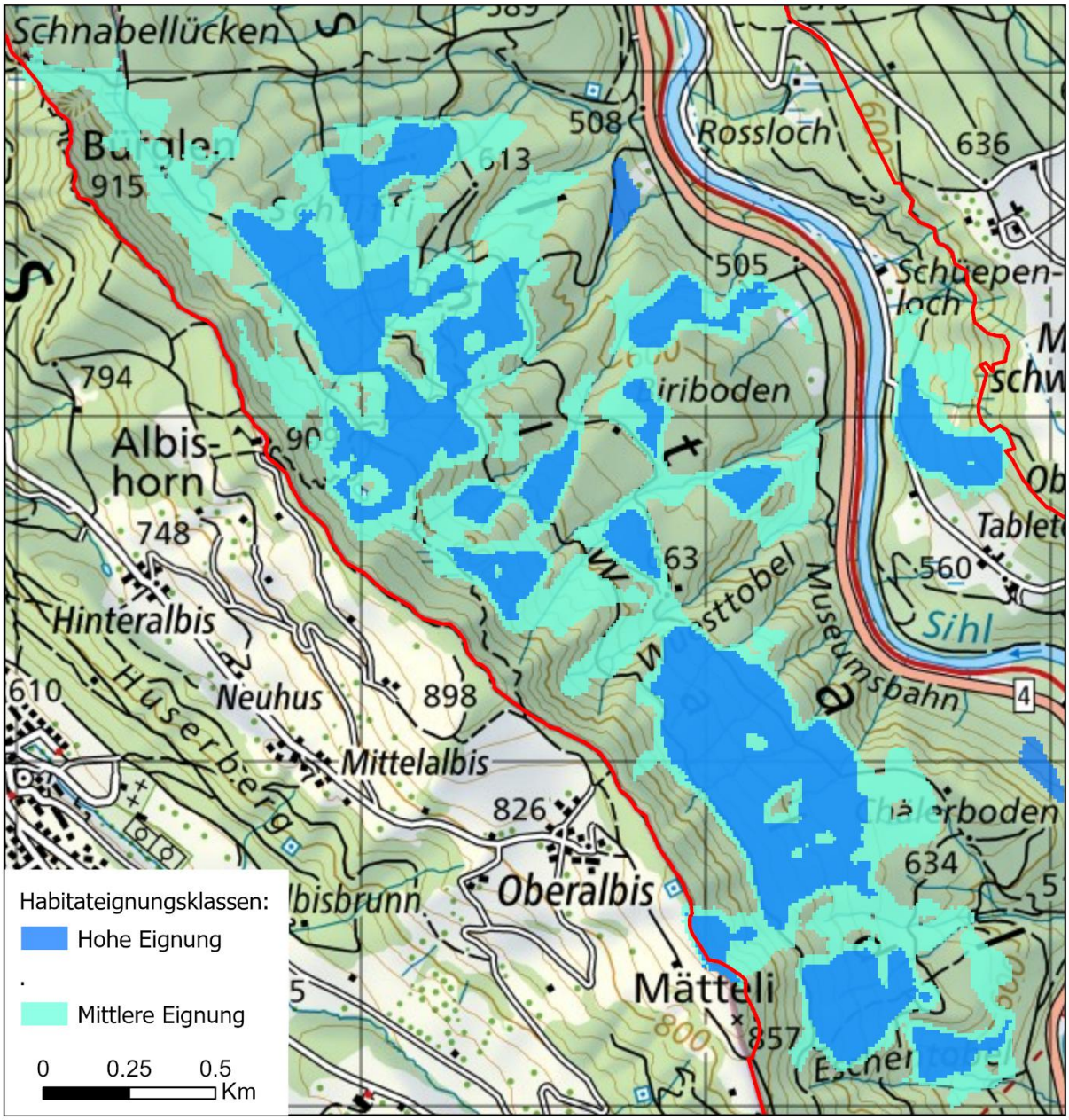


Abb. 18: Detailkarte des Perimeters 2 (Variante 2). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Im Gegensatz zu Variante 1 wurden hier lediglich zwei Perimeter definiert. Der Grund hierfür liegt in der grossen zusammenhängenden Fläche mittlerer Eignung, die sich sowohl über das Zentrum des Parks als auch über den südlichen Sektor erstreckt. Folglich verschmelzen zwei der separaten Perimeter aus Variante 1 in Variante 2 zu einem einzigen Perimeter.

Die untenstehende Tabelle 8 fasst die Anzahl Gebiete sowie die jeweiligen Flächenanteile pro Perimeter und für den Gesamtraum der zweiten Variante zusammen.

Tab. 8: Anzahl und Flächengrössen der Habitateignungsklassen pro Perimeter und im Gesamtgebiet (Variante 2). Die Summe der Perimeter entspricht nicht dem Total des Gesamtgebiets, da einige Flächen nicht in den Perimetern enthalten sind.

	Hohe Eignung		Mittlere Eignung		Total	
	Anzahl	Fläche (ha)	Anzahl	Fläche (ha)	Anzahl	Fläche (ha)
Gesamtgebiet	28	150	7	190	33	340
Perimeter 1	7	48	3	72	10	120
Perimeter 2	14	85	1	106	15	191

Im äussersten Süden des Sihlwalds zeichnen sich vereinzelte neue Eignungsflächen ab. Diese weisen jedoch eine zu geringe Flächengrösse auf, um als eigenständige Fokusperimeter klassifiziert zu werden.

Gebiete mit unzureichender Lebensraumqualität verbleiben weiterhin in den Steilhängen unterhalb der Albiskette, auf der Talsohle sowie innerhalb des durchgehenden Streifens zwischen den Schnabellücken und dem Bahnhof Sihlwald (entlang des Spinnerwegs).

4.3 Vergleich der Modellansätze

Wie der Vergleich der beiden Übersichtskarten (Abb. 12,16) zeigt, weisen die allgemeinen räumlichen Verteilungsmuster zwischen den beiden Modellierungsansätzen eine hohe Ähnlichkeit auf. Dies lässt sich durch die bedeutendsten Kriterien erklären, welche in beiden Varianten ähnlich sind. Wie aus den Tabellen 7 und 8 hervorgeht, unterscheidet sich jedoch die quantitative Flächenausdehnung der modellierten Gebiete.

Im Gegensatz zur ersten Variante, bei welcher der Anteil mittlerer Eignung den der hohen Eignung übertrifft, zeigt der zweite Ansatz ein nahezu ausgewogenes Verhältnis zwischen den beiden Habitateigungsklassen. Es lässt sich somit feststellen, dass die vergrösserte Fläche hoher Eignung in der zweiten Variante zulasten der mittleren Eignungsflächen geht. Es findet folglich eine Verschiebung von mittlerer zu hoher Eignung statt. Diese lässt sich direkt auf die veränderten Kriterien der beiden Ansätze zurückführen.

Bezüglich der Auswahl der wichtigsten Kriterien und deren Gewichtungsfaktoren ist der Unterschied dabei gering. Die beiden einflussreichsten Faktoren, die Waldstruktur und die Hangneigung, weisen in ihrer Gewichtung lediglich eine minimale Abweichung von 0,05 (5 %) auf. Die übrigen Kriterien sind hingegen strukturell verschieden. In Variante 1 sind hohe Eignungswerte schwerer zu erzielen, da sich die Kriterien für Grünland und

Feuchtgebiete auf punktuelle Objekte und deren unmittelbare Umgebung in Form von Pufferzonen beziehen. Da diese Strukturelemente im Sihlwald relativ selten vorkommen, können sie räumlich nicht flächendeckend wirksam werden.

Im Gegensatz dazu erlaubt es die zweite Variante, günstige Waldstandorte grossflächig zu erfassen. Zudem fliessen in diese Version insgesamt weniger Kriterien ein, wodurch jedes einzelne Kriterium ein höheres mathematisches Gewichtprozent erhält. Dieses Phänomen lässt sich anhand eines Beispiels verdeutlichen. Unter der Annahme, dass Waldstruktur und Hangneigung eine identische Gewichtung aufweisen, ergibt sich folgende Dynamik. Damit eine Rasterzelle mehrere Kriterien erfüllt und somit einen höheren Habitateignungsindex erzielt, muss eine der beiden folgenden Bedingungen zutreffen: Entweder entspricht die Zelle einem der begünstigten Waldstandortstypen (Alternative A) oder sie weist eine Nordexposition auf und liegt gleichzeitig in unmittelbarer Nähe zu Grünland- und Feuchtgebieten (Alternative B).

Da die räumlichen Bedingungen für Alternative A im Untersuchungsgebiet flächendeckend weitaus häufiger erfüllt sind als die spezifischen der Alternative B, tritt dieser Fall wesentlich öfter ein. Aus dieser logischen Konsequenz wird ersichtlich, warum die zweite Modellvariante dem Sihlwald insgesamt eine höhere Habitateignung für die Waldschnepfe attestiert.

4.4 Verhältnis zum Raumbedarf der Waldschnepfe

Setzt man die erzielten Ergebnisse in Relation zu dem Raumbedarf der Waldschnepfe von rund 125 ha pro Balzrevier (Kap. 2.2.4), zeigt sich Folgendes: Einige der definierten Perimeter weisen eine ausreichende Flächenausdehnung auf, sofern die Gebiete mittlerer und hoher Habitateignung kumuliert betrachtet werden (Spalte *Total* in den Tabellen 7 und 8). Dies trifft auf den Perimeter 1 der Modellvariante 1 sowie auf die beiden Perimeter 1 und 2 der Variante 2 zu. Lediglich die Perimeter 2 und 3 der ersten Modellvariante erweisen sich als zu klein.

Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass sich die einzelnen Perimeter in erreichbarer Nähe zueinander befinden, sich die Balzreviere der Männchen stark überlappen können und der Aktionsraum ein unterschiedlich intensiv genutztes Habitatmosaik darstellt, ist das Potenzial für ein Brutgebiet der Waldschnepfe im Sihlwald definitiv gegeben.

5. Diskussion der Modellierung

Dieses Kapitel evaluiert die Datenqualität, die Kriterienwahl sowie die festgelegten Gewichtungsfaktoren. Zudem wird die methodische Bearbeitung der Resultate kritisch reflektiert. Nach einer Beurteilung der Aussagekraft und Verlässlichkeit der Ergebnisse schliesst der Abschnitt mit einer Synthese sowie einem Ausblick ab.

5.1 Datenqualität und Limitationen

Die für die Modellierung verwendeten Datensätze zeichnen sich grundsätzlich durch eine hohe Qualität sowie eine präzise Erfassung aus. Ein Grossteil der Daten wurde mittels Fernerkundung erhoben und anschliessend durch Fachpersonal evaluiert. Bei den älteren Datenkomponenten handelt es sich vorwiegend um Landschaftsmerkmale mit hoher zeitlicher Stabilität, wie etwa das Gewässernetz oder die Habitatkartierung. Da ökologische Prozesse in Waldökosystemen vergleichsweise langsam ablaufen, besitzt auch die Bestandeskarte aus dem Jahr 2014 weiterhin eine hinreichende Aktualität. Geringfügige Veränderungen der Bestandesdichte oder der Baumhöhen seit der Datenerhebung sind für die Aussagekraft der vorliegenden Analyse vernachlässigbar. Die massgeblichen Veränderungen, namentlich das Auftreten abgestorbener Bäume, sind mit Ausnahme der Jahre 2014 bis 2017 in den Daten zu den Sukzessionsflächen enthalten. Da in dieser dreijährigen Phase jedoch keine nennenswerten, störungsbedingten Mortalitätsereignisse auftraten, ist diese temporäre Datenlücke methodisch vertretbar.

5.2 Kriterienwahl und Gewichtung

Im Folgenden wird die Relevanz spezifischer Kriterien kritisch beleuchtet, um anschliessend zu beurteilen, wie präzise das Modell die ökologischen Ansprüche der Waldschnepfe abbildet.

Die Ableitung der Exposition in einer räumlichen Auflösung von 10 × 10 m auf Basis des digitalen Geländemodells ist kritisch zu hinterfragen. Obwohl das generierte Produkt die topografischen Gegebenheiten im Sihlwald präzise abbildet, besitzt es für die Waldschnepfe nur eine geringe ökologische Relevanz. Die festgelegte Bevorzugung nordexponierter Wälder ist primär auf einer regionalen Skala biologisch begründet, weniger auf der hier gewählten lokalen Ebene. Da der gesamte Sihlwald tendenziell einen nordostexponierten Hang darstellt, führen kleinräumige Schwankungen der Mikrotopografie zu vermeintlich ungünstigen Expositionen im Modell. Für das lokale Vorkommen der Waldschnepfe ist dies weitgehend unerheblich. Ein relevanter Einfluss ergibt sich hypothetisch erst dann, wenn der Boden im Sommer anfällig für Austrocknung ist. Da das Kriterium in der ersten Modellvariante lediglich mit einer Gewichtung von 0.1 einfliesst, ist dessen Einfluss auf das Gesamtergebnis jedoch marginal.

Die Waldstandortskarte des Kantons Zürich liefert fundamentale ökologische Basisdaten, die anderweitig flächendeckend nicht verfügbar wären. Sie aggregiert das

Zusammenspiel von Waldvegetation, Bodeneigenschaften und Topografie zu einem abstrahierten Standortstyp. Ein methodischer Nachteil besteht jedoch darin, dass die einzelnen Umweltfaktoren nicht separat isoliert und gewichtet werden können. Zudem weisen vegetationskundliche Kartierungen inhärente Unschärfen auf und können per se keine absolute mathematische Exaktheit beanspruchen. Bei der initialen Klassifikation der günstigen Standortstypen für die Waldschnepfe zeigte sich nachträglich eine Limitation: Der Waldstandortstyp 9 (typischer Lungenkraut-Buchenwald) ist potenziell als Habitat geeignet, wurde in der Analyse jedoch fälschlicherweise als ungeeignet eingestuft.

Für die Habitatpotenzialanalyse des Sihlwalds war es essenziell, dass die gewählten Kriterien das gesamte Spektrum der literaturbasierten Habitatansprüche (Kap. 2.2) abdecken. Entsprechend wurden signifikante Variablen aus Vorstudien unterschiedlicher geografischer Skalen berücksichtigt. Während auf regionaler Ebene meist Faktoren wie die Waldstruktur, Lichtverschmutzung und der Laubholzanteil dominieren, rücken auf lokaler Ebene spezifischere Parameter in den Fokus. So heben Bohnenstengel et al. (2021) den pH-Wert, das Vorkommen von Zeigerpflanzen (z. B. *Petasites* sp.) und den Deckungsgrad der Bodenvegetation hervor. Lanz (2008) betont ergänzend die Relevanz der Regenwurm-Biomasse sowie der Bodenfestigkeit.

Zusammenfassend kombiniert die erste Modellvariante Kriterien wie die Waldstruktur, anthropogene Störfaktoren (Strassennetz) sowie Feuchtigkeitsindikatoren. In der zweiten Modellvariante fungiert die Waldstandortskarte zudem als indirekter Indikator für die bodenbedingten Eigenschaften. Kriterien, die in der Literatur als essenziell eingestuft werden, erfuhren im Modell folglich eine höhere Gewichtung. Eine solch starke Gewichtung setzt jedoch hochgradig valide Eingangsdaten voraus, da Datenungenauigkeiten andernfalls das Gesamtergebnis erheblich verzerren.

5.3 Methodische Bearbeitung der Resultate

Wie in Kapitel 3.5 erläutert, erfolgen nach der gewichteten Verschneidung spezifische Bearbeitungsschritte auf der Ergebniskarte. Dieses Vorgehen birgt sowohl methodische Vorteile als auch inhärente Limitationen. Einerseits ist die Transformation notwendig, um aus dem kontinuierlichen Habitateignungsindex übersichtliche Karten mit diskreten Habitateignungklassen zu generieren. Andererseits führt diese Klassierung dazu, dass Rasterzellen mit minimalen Wertunterschieden in verschiedene Kategorien eingestuft werden können. Obwohl eine hohe räumliche Auflösung und der Einsatz von Nachbarschaftsanalysen (*Focal Statistics*) diesen Schwellenwerteffekt minimieren, lässt er sich nicht vollständig eliminieren. Trotz der in Kapitel 3.5 dargelegten Begründung basiert die Festlegung der Klassengrenzen letztlich bis zu einem gewissen Grad auf einer heuristischen Setzung. Dennoch bleibt gewährleistet, dass das modellierte Habitatpotenzial einer hohen Eignung mathematisch immer über demjenigen einer mittleren respektive niedrigen Eignung liegt.

Die Ausscheidung von Flächen mit einer Mindestgrösse von 1 ha bei hoher Eignung respektive 5 ha bei mittlerer Eignung ist methodisch gerechtfertigt. Setzt man diese Dimensionen in Relation zum realen Raumbedarf der Waldschnepfe (Kapitel 2.2.4), erweisen sich isolierte Kleinstflächen als ökologisch irrelevant. Zudem besteht bei derart kleinen Fragmenten ein erhöhtes Risiko für Modellartefakte oder fehlerhafte Klassifikationen.

5.4 Aussagekraft und Verlässlichkeit der Ergebnisse

Aufgrund der aktuellen Abwesenheit der Waldschnepfe als Brutvogel im Sihlwald ist die Validität der Ergebnisse nicht direkt empirisch zu überprüfen. Läge eine ausreichende Anzahl an aktuellen Beobachtungen vor, hätte die Modellierung im Sinne einer klassischen Validierung mit der Realität abgeglichen werden können. Da zudem die verwendeten Geodaten spezifisch auf den Sihlwald oder den Kanton Zürich zugeschnitten sind, ist eine direkte Übertragung des Modells auf andere Gebiete nicht möglich. Aus diesen Gründen handelt es sich bei der vorliegenden Arbeit um eine reine Potenzialanalyse. Eine erste Begegnung mit der Realität vor Ort ermöglicht die anschliessende Kartierung im Gelände (Kap. 6).

Trotzdem besitzt das modellierte Habitatpotenzial eine gute Aussagekraft und Verlässlichkeit. Dies ergibt sich logisch aus der Verzahnung der drei vorherigen Arbeitsschritte. Die Geodaten weisen eine hohe Qualität und Aktualität auf (Kap. 5.1). Die Kriterien decken die Literaturansprüche der Art ab (Kap. 5.2). Die Bearbeitung der Resultate ist möglichst nah an der biologischen Realität gehalten und darauf ausgelegt, modellbedingte Fehler zu minimieren (Kap. 5.3).

Ergänzend ist zu berücksichtigen, dass die Waldschnepfe in der Schweiz während der Brutzeit gegenwärtig fast ausschliesslich mittlere und hohe Lagen besiedelt. Das Untersuchungsgebiet des Sihlwalds befindet sich auf einer Höhenstufe zwischen etwa 500 und 900 m ü. M. und liegt damit tiefer als die aktuell dokumentierten Schweizer Brutgebiete (Auchli & Wechsler, 2022). Da die Art historisch jedoch auch im Schweizer Mittelland verbreitet war und in anderen europäischen Regionen wie Deutschland oder Grossbritannien erfolgreich in tieferen Lagen brütet, besitzt der Wildnispark Zürich Sihlwald ein Habitatpotenzial (Bokämper et al., 2024). Die Ursachen für den Populationsrückgang im Mittelland sind wissenschaftlich noch unzureichend geklärt (Mollet, 2015). Sie lassen sich jedoch offensichtlich nicht auf ein mangelndes ökologisches Potenzial der dortigen Wälder zurückführen. Die vorliegende Habitatpotenzialanalyse behält daher trotz der aktuellen Höhenverbreitung der Art eine hohe wissenschaftliche Relevanz.

Zusammenfassend kann man davon ausgehen, dass die Karte des Habitatpotenzials für die Waldschnepfe im Sihlwald aussagekräftig und verlässlich ist, obwohl sie definitionsgemäss ein rein prädiktives Modell darstellt.

5.5 Synthese und Beantwortung der Forschungsfrage

Gemäss der Habitatmodellierung beläuft sich die potenziell geeignete Waldfläche für die Waldschnepfe auf 260 bis 340 ha, was einem Anteil von 25 % bis 35 % des Sihlwalds entspricht. Davon weisen 8 % bis 15 % eine hohe Eignung auf. Die restriktiven Schwellenwerte und die Selektivität der gewählten Kriterien gewährleisten, dass diese hoch geeignete Fläche optimalen Habitatansprüchen entspricht. Die Kategorie der mittleren Eignung basiert auf weniger restriktiven Parametern, prognostiziert jedoch weiterhin adäquates Habitatpotenzial. Während die Modellvariante 1 einen doppelt so grossen Anteil an mittlerer im Vergleich zu hoher Eignung aufweist, sind diese Eignungsklassen in der zweiten Variante in einer ähnlichen Grössenordnung repräsentiert. Dies resultiert aus den dort leichter zu erfüllenden ökologischen Kriterien (Kap. 4.3).

Räumlich betrachtet sind die ausgewiesenen Flächen primär kleinflächig und fragmentiert. Dies gilt, obwohl im methodischen Ansatz nur zusammenhängende Gebiete mit einer Mindestgrösse von 1 ha (hohe Eignung) respektive 5 ha (mittlere Eignung) berücksichtigt wurden. Trotz dieser Isolation weisen die einzelnen Flächen jedoch eine hohe räumliche Nähe zueinander auf. Diese ausgeprägte Patch-Struktur stellt jedoch gemäss der Ökologie der Zielart kein Hindernis dar. Die Waldschnepfe ist an mosaikartige Waldstrukturen angepasst, nutzt diese differenziert und überbrückt Distanzen aufgrund ihrer ausgeprägten Flugmobilität problemlos. Grossflächige, zusammenhängende Habitate wurden zwar identifiziert, stellen jedoch die Minderheit dar.

Für die raumökologische Analyse wurden die Eignungsflächen in Perimetern (geografische Sektoren) gruppiert. Unter Berücksichtigung der kumulierten Flächen mittlerer und hoher Eignung erfüllt die Mehrheit dieser Sektoren die Mindestflächenansprüche für ein solitäres Balzrevier der Männchen. Da sich diese Reviere in der Realität stark überlappen und von mehreren Weibchen gleichzeitig genutzt werden können, deckt das Raumangebot den biologischen Raumbedarf der Art gut ab. Folglich besitzt der Sihlwald ein signifikantes Potenzial für die Etablierung von Waldschnepfenbruthabitaten.

Auf übergeordneter Ebene erfüllt der gesamte Wildnispark Zürich Sihlwald mit seiner zusammenhängenden Waldfläche von rund 1000 ha zudem die theoretische Mindestgrösse von 800 ha, die für das langfristige Überleben einer lebensfähigen Population erforderlich ist.

Trotz der hohen Aussagekraft und Zuverlässigkeit der Habitatpotenzialanalyse muss berücksichtigt werden, dass alle Modelle methodische Grenzen aufweisen. Letztlich handelt es sich bei einer solchen Modellierung stets um eine wissenschaftlich fundierte Abstraktion und Vereinfachung der Realität.

6. Geländebegehung

6.1 Ergebnisse

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Geländebegehung (Methodik in Kap. 3.6) präsentiert und den beiden Modellvarianten gegenübergestellt. Dieser empirische Abgleich zwischen dem modellierten Lebensraumpotenzial der Waldschnepfe und den realen Verhältnissen vor Ort dient der fundierten Abschätzung der Modellgüte sowie der Identifikation von Abweichungen.

Insgesamt wurden im Untersuchungsgebiet 42 Aufnahmepunkte erfasst. Die nachfolgenden Karten (Abb.19–20) veranschaulichen die Aufnahmepunkte der Feldbegehung, die nummeriert und beschriftet sind. Bei zwölf Punkten wurde das Habitat als hoch geeignet (hohe Eignung) eingestuft, während 16 Punkte eine mittlere Eignung aufwiesen. Die verbleibenden 14 Punkte besassen kein Habitatpotenzial und wurden als ungeeignet klassifiziert. Die Verteilung der Aufnahmepunkte über die Eignungskategorien ist somit relativ ausgewogen.

Eine Krautschicht konnte an rund 70 % der untersuchten Punkte dokumentiert werden (vorhanden). Eine vertikale Schichtung aus Ober-, Mittel- und Unterschicht war bei 60 % der Aufnahmen nachweisbar, während fünf Punkte keine ausgeprägte Unterschicht aufwiesen. Der Schlussgrad der Oberschicht wurde lediglich dreimal als gedrängt klassifiziert. Ansonsten verteilten sich die Bestände relativ gleichmässig auf normale (19 Punkte) und lockere bzw. räumige Schlussgrade (15 Punkte). Der gemessene Deckungsgrad deutet hingegen auf eine potenziell limitierte Eignung für die Waldschnepfe hin: Bei mehr als 40 % der Aufnahmepunkte lag der Deckungsgrad über 70 %, was für die Habitatansprüche der Art eine zu hohe Dichte darstellt.

Die räumliche Verteilung der Aufnahmepunkte in Bezug auf ihre Habitateignung lässt kein prägnantes Muster erkennen. Geografisch nah beieinanderliegende Punkte wiesen teilweise identische, teilweise jedoch auch vollkommen gegensätzliche Eignungsstufen auf.

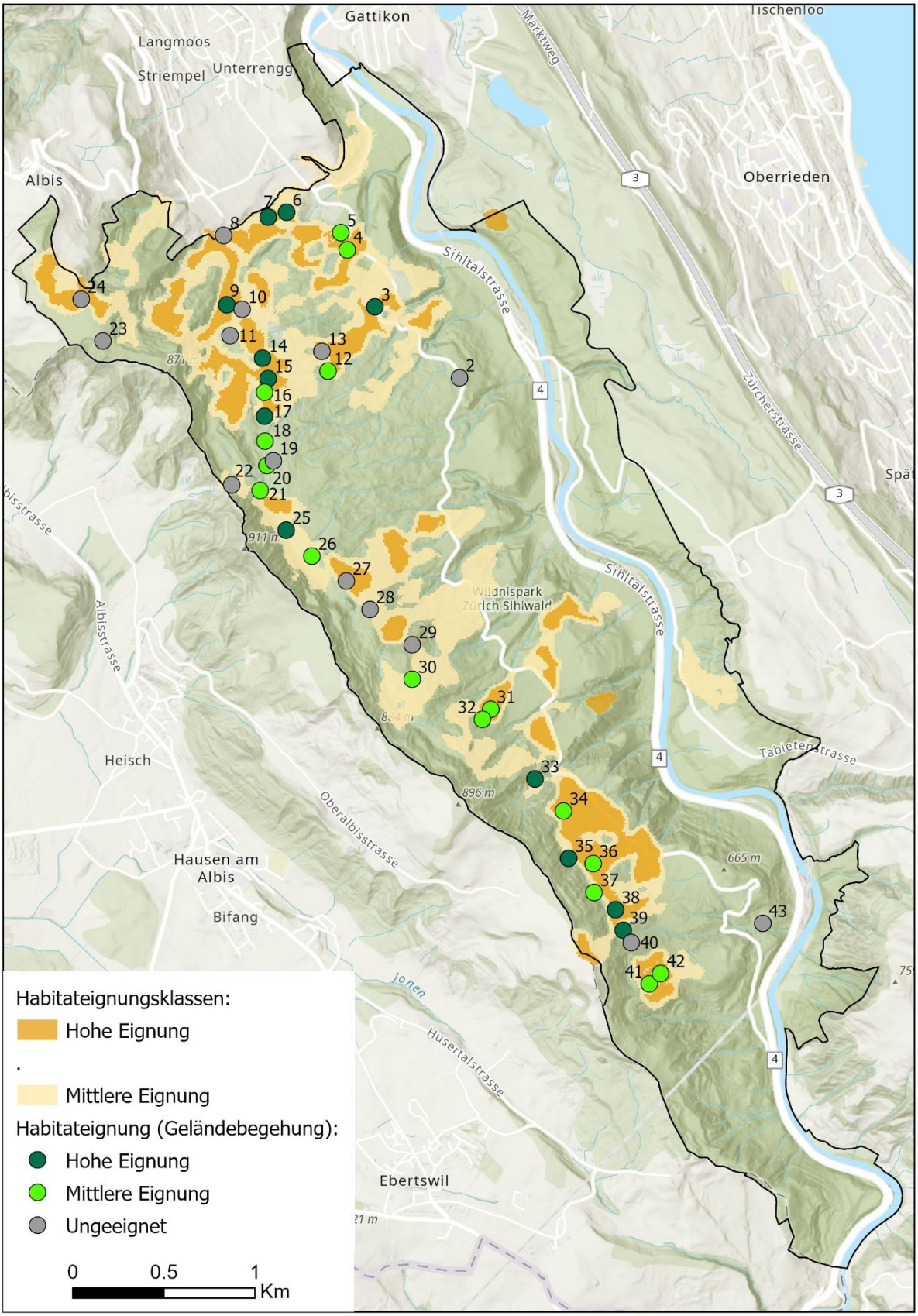


Abb. 19: Räumliche Verteilung der Aufnahmepunkte über den Habitateignungsklassen (Variante 1). Flächen (GIS-Modell): Klassierung in hohe und mittlere Habitateignung. Punkte (Geländebegehung): nummerierte Aufnahmepunkte (2–43) mit der Eignung vor Ort. Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: Q. Andenmatten, GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

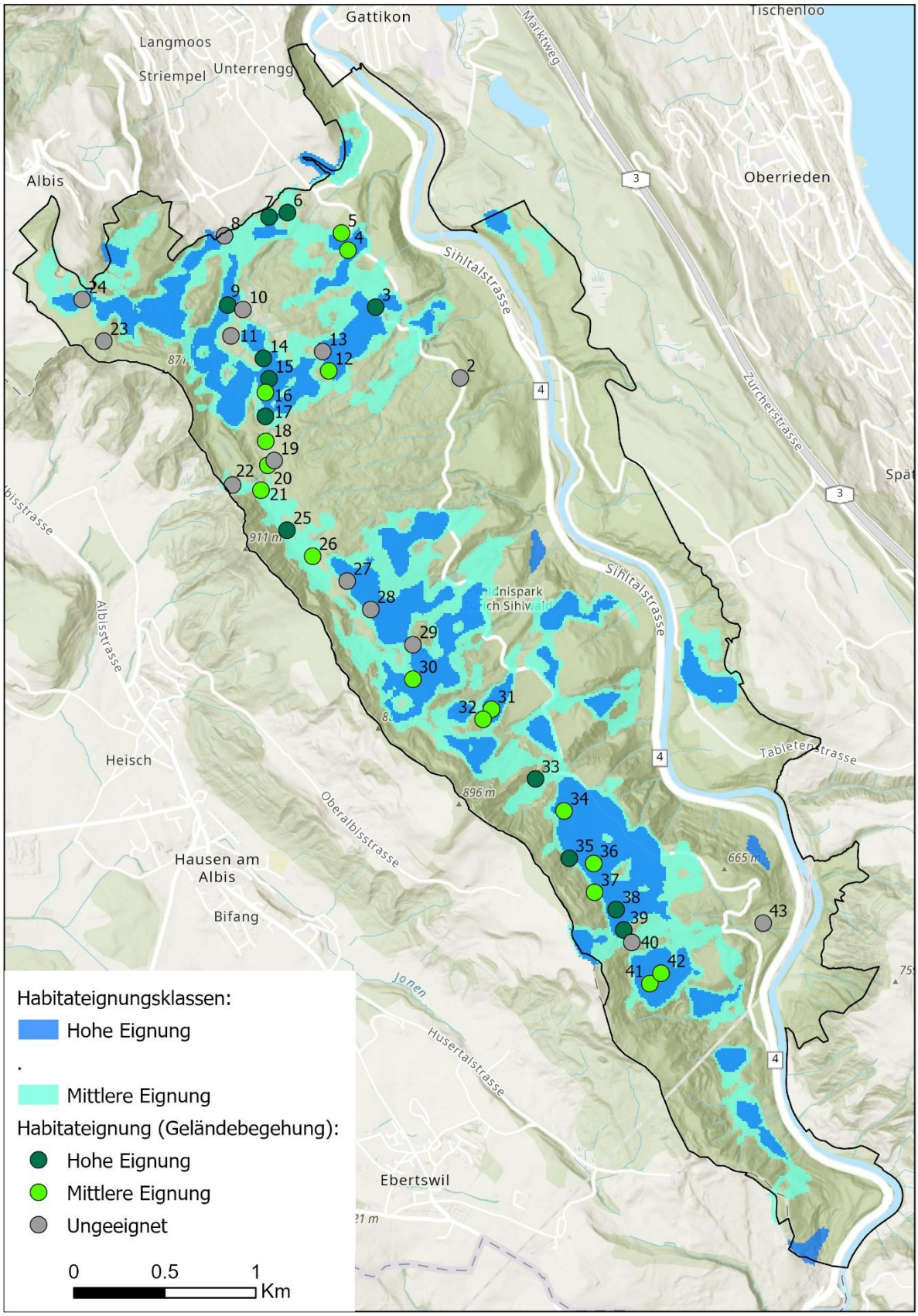


Abb. 20: Räumliche Verteilung der Aufnahmepunkte über den Habitateignungsklassen (Variante 2). Flächen (GIS-Modell): Klassierung in hohe und mittlere Habitateignung. Punkte (Geländebegehung): nummerierte Aufnahmepunkte (2–43) mit der Eignung vor Ort. Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: Q. Andenmatten, GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

6.1.1 Modellierung und Geländebegehung im Abgleich

Die Habitatpotenzialanalyse stimmt teilweise mit den Ergebnissen der Geländebegehung überein. In beiden Modellvarianten liegt die prognostizierte Habitateignung in der weitaus überwiegenden Mehrheit der Fälle sehr nah an den Werten der Realität, mit einer Abweichung von maximal einer Eignungsklasse zwischen der Geländebegehung und dem Modell. Bei der Hälfte der Punkte ist das Ergebnis sogar identisch. Die nachstehenden Tabellen zeigen diesen quantitativen Vergleich für beide Varianten (Tab. 9–10) und die Karten (Abb. 19–20) die Aufnahmen mit den Resultaten der GIS-Modellierung. Diese Ergebnisse sowie die Modelllimitierungen werden nachfolgend anhand spezifischer Fallbeispiele und Feldbeobachtungen erörtert.

Tab. 9: Konfusionsmatrizen zum Vergleich der Habitateignungsklassen der GIS-Modellierung mit den Aufnahmepunkten der Geländebegehung (Variante 1). Grün (Hauptdiagonale): Exakte Übereinstimmung der Eignungsstufe. Gelb: Unterschätzung einer Eignungsstufe. Orange: Überschätzung einer Eignungsstufe. Rot: Kritische Fehlklassifikation mit maximaler Abweichung (Kombination aus „hohe Eignung“ und „ungeeignet“).

		GIS-Analyse Variante 1		
		Hohe Eignung	Mittlere Eignung	Ungeeinget
Feldkartierung	Hohe Eignung	8	4	0
	Mittlere Eignung	6	6	4
	Ungeeinget	3	5	6

Exakte Übereinstimmung: 48%
Vom Modell unterschätzt: 26%
Vom Modell überschätzt: 19%
Kritische Fehlklassifikationsrate: 7%

Tab. 10: Konfusionsmatrizen zum Vergleich der Habitateignungsklassen der GIS-Modellierung mit den Aufnahmepunkten der Geländebegehung (Variante 2). Grün (Hauptdiagonale): Exakte Übereinstimmung der Eignungsstufe. Gelb: Unterschätzung einer Eignungsstufe. Orange: Überschätzung einer Eignungsstufe. Rot: Kritische Fehlklassifikation mit maximaler Abweichung (Kombination aus „hohe Eignung“ und „ungeeignet“).

		GIS-Analyse Variante 2		
		Hohe Eignung	Mittlere Eignung	Ungeeinget
Feldkartierung	Hohe Eignung	9	3	0
	Mittlere Eignung	9	4	3
	Ungeeinget	4	3	7

Exakte Übereinstimmung: 48%
Vom Modell unterschätzt: 29%
Vom Modell überschätzt: 14%
Kritische Fehlklassifikationsrate: 9%

Drei beziehungsweise vier Aufnahmen, je nach Variante, fallen in gegensätzliche Bewertungskategorien. In diesen Fällen prognostizierte das Modell ein ungeeignetes Habitat, während die Geländebegehung eine hohe Eignung attestierte. Ein wesentlicher Grund für diese Abweichungen liegt in der Dynamik von Sukzessionsflächen. Im Gelände

wurde festgelegt, dass abgestorbene Fichtenbestände nicht systematisch ein optimales Habitatpotenzial für die Waldschnepfe aufweisen. Häufig präsentieren sich diese Flächen strukturgestört und chaotisch, wobei kaum lebendige Biomasse vorhanden ist (Abb. 21). Ein dicker, hoher Brombeerbewuchs schränkt zudem die Begehbarkeit der Fläche stark ein. Zudem reduziert die saure Nadelstreu das Vorkommen von Regenwürmern als essenzielle Nahrungsgrundlage (Kap. 2.2.2). Da Sukzessionsflächen im GIS-Modell jedoch als stark begünstigender Faktor gewichtet wurden, verbleibt hier eine methodische Unsicherheit bezüglich der realen Habitateignung solcher Standorte.



Abb. 21: Abgestorbener Fichtenbestand (links) und Brombeerfläche (rechts) (Aufnahmepunkt 24).

Ein limitierender Faktor des Modells ist das Fehlen eines direkten Parameters zur Bodenvegetation. Dieses Defizit offenbarte sich auch im Gelände als Schwachstelle, die zu massgeblichen Abweichungen zwischen Modell und Geländebegehung führen kann. Ein repräsentatives Beispiel hierfür bildet ein typischer Buchen-Dauerwald mit einer relativ guten Struktur (Abb. 22). Während die vertikale Schichtung und der Schlussgrad der Oberschicht als adäquat eingestuft wurden, erwies sich der Deckungsgrad trotz vereinzelten Lichteinfalls mit 70–100 % als zu hoch. Da auf dieser Fläche die für die Waldschnepfe essenzielle Deckung durch die Bodenvegetation fast vollständig fehlt, kommt es zu einem klaren Unterschied zwischen der Modellvorhersage und der realen Eignung vor Ort.



Abb. 22: Typischer Buchen-Dauerwald. Der Bestand weist alle Durchmesserklassen auf (Aufnahmepunkt 27).

Wie bereits dargelegt, stimmt rund die Hälfte der Aufnahmepunkte mit der Modellierung überein. Zur Veranschaulichung eignen sich Aufnahmen aus Gebieten hoher Habitateignung, auf denen eine üppige und diverse Bodenvegetation dokumentiert wurde. Der mässige Schlussgrad der Oberschicht begünstigt den Lichteinfall am Waldboden (Abb. 23).

Hinsichtlich der Bodenvegetation im Allgemeinen zeigt sich an verschiedenen Standorten eine gut entwickelte Krautschicht. Diese entspricht mit einem Deckungsgrad von 50–100 % den optimalen Bedingungen für die Waldschnepfe und weist charakteristische Zeigerpflanzen wie Pestwurz und Bingelkraut auf (Kap. 2.2.1). Es handelt sich hierbei jedoch selten um ausgeprägte Hochstaudenfluren, wie sie primär in höheren Lagen üppig vorkommen. Folglich bleibt es schwierig, präzise zu beurteilen, in welchem Masse die Bodenvegetation im Sihlwald den spezifischen Habitatansprüchen der Waldschnepfe gesamthaft entspricht.



Abb. 23: Gut ausgebildete Farn- und Hochstaudenvegetation (links, Aufnahmepunkt 9) und üppige und artenreiche Bodenvegetation (rechts, Aufnahmepunkt 14).

Gegensätzlich dazu existieren Flächen, die modellseitig als ungeeignet eingestuft, im Feld jedoch als mittel geeignet bewertet wurden. Abbildung 24 zeigt einen gut strukturierten Bestand mit einer ausgewogenen Verteilung aller Durchmesserklassen und moderater Stammzahldichte. Die Bodenvegetation ist üppig ausgebildet und wird von Bärlauch, Gräsern sowie verschiedenen Krautpflanzen dominiert. Zudem ist ein adäquater Totholzanteil vorhanden. Diese Diskrepanz wird durch die Bestandeskarte des Kantons Zürich verursacht. Im Modell resultiert daraus für das Kriterium Waldstruktur ein Eignungswert von 0. Ein solches Beispiel verdeutlicht typischerweise die informationstechnischen Grenzen der grossräumigen Basisdaten.

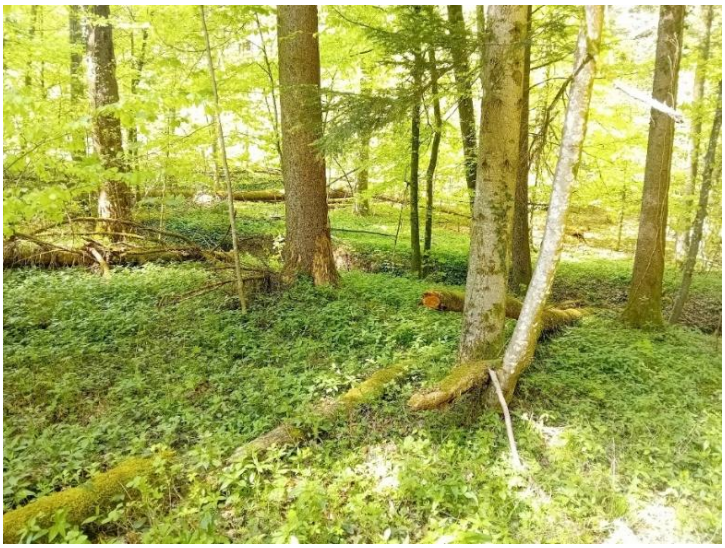


Abb. 24: Dreischichtiger, lockerer Bestand mit Bodenvegetation, die als mittlere Eignung im Gelände klassifiziert wurde (Aufnahmepunkt 18).

Bereits in einer frühen Phase der Arbeit wurde vermutet, dass das Gebiet „Waldmatt“ unterhalb der Steilhänge des Bürglen als Habitat geeignet sein könnte. Es handelt sich um ein offenes Feuchtgebiet, das von Sträuchern und Einzelbäumen durchsetzt ist (Abb. 25). Im Feld wurde diese Fläche folgerichtig als Habitat hoher Eignung dokumentiert, vom Modell jedoch nur als mittelmässig geeignet eingestuft. Eine Vermutung wäre, dass die Fläche aufgrund der geringen Bestockung in der Bestandeskarte nicht als Wald klassifiziert wurde. Folglich kann sie weder eine günstige Waldstruktur noch einen hohen Habitatwert besitzen. Diese Hypothese erwies sich jedoch nach einer Überprüfung als falsch.

Tatsächlich weist das Kriterium Waldstruktur einen Eignungswert von 0.5 auf, da zwei der drei Bedingungen erfüllt sind. Je nach exakter Lokalisation ist entweder die Schichtung (einschichtig) oder der Schlussgrad (gedrängt) nicht gegeben. Folglich weist das Raster vor der Bearbeitung einen Habitateignungsindex von 0.675 (Variante 1) auf. Dieser Wert liegt sehr nahe am Schwellenwert von 0.7 für die Einstufung als Lebensraum mit hoher Eignung, erreicht diesen jedoch nicht.



Abb. 25: Waldmatt ist ein geeignetes offenes Feuchtgebiet, von Sträuchern und Einzelbäumen durchsetzt (Aufnahmepunkt 25).

6.1.2 Beide Modellvarianten im Kontrast zur Geländebegehung

Einige Aufnahmepunkte liegen in Gebieten, in denen sich die Ergebnisse der beiden Modellversionen voneinander unterscheiden. Primär betrifft dies Fälle, in denen ein Punkt in Variante 1 als mittel und in Variante 2 als hoch geeignet klassifiziert wurde. Wie in Kapitel 4.3 dargelegt, weist die zweite Variante flächenmässig grössere Gebiete mit hoher Eignung aus.

Die Analyse von Aufnahmepunkt 30 (im Feld als mittel geeignet eingestuft) liefert hierzu wichtige Erkenntnisse (Abb. 26). Der Bestand weist zwar eine Krautschicht, alle drei Bestandesschichten und einen Deckungsgrad von 60–70 % auf. Der normale Schlussgrad der Oberschicht und eine dominante Ausprägung von Frühjahrsgeophyten (Bärlauch oder

grasige Vegetation, auf den Abbildungen nicht sichtbar) bieten jedoch keine optimalen Eigenschaften für die Waldschnepfe. In diesem Fall bildet die Klassierung der ersten Variante (mittlere Eignung) die Realität präziser ab.





Abb. 26: Der Punkt wurde im Feld als mittel-geeignet klassifiziert, was der Modellvariante 1 entspricht (Aufnahmepunkt 30).

Anders verhält es sich bei Aufnahmepunkt 39, welcher sowohl im Feld als auch in Variante 2 als Habitat hoher Eignung identifiziert wurde, in Variante 1 jedoch nur eine mittlere Eignung aufwies (Abb. 27). Hier begünstigt ein durch das Eschensterben aufgelockerter Kronenschluss den Lichteinfall, was zu einer üppigen Krautschicht aus weisser Pestwurz und Bingelkraut führt, beides von der Waldschnepfe bevorzugte Habitatstrukturen (Kap.2.2.1).

Da die meisten Fälle dem Beispiel von Punkt 30 ähneln, lässt sich folgende These aufstellen: Die grösseren Flächen mit hoher Eignung in Variante 2 verbessern die tatsächliche Modellgenauigkeit im Vergleich zu den Felddaten nicht wesentlich.



Abb. 27: Üppige Krautschicht mit Pestwurz und Bingelkraut (links). Die Fläche wurde als hoch geeignet klassifiziert, was der Modellvariante 2 entspricht (Aufnahmepunkt 39).

6.2 Methodische Limitationen

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass die Geländebegehung die Validität der Resultate untermauert. Das Gesamtmodell erweist sich als robust und spiegelt die realen ökologischen Verhältnisse weitgehend korrekt wider. Auch wenn die exakte punktuelle Übereinstimmung mathematisch auf einem moderaten Niveau liegt, ist die räumliche Validität höher einzustufen, weil viele der abweichenden Punkte in unmittelbarer Nähe zu den Grenzen der eigentlich korrekt modellierten Habitateignungsklassen liegen.

Methodisch muss kritisch reflektiert werden, dass bei der Datenerfassung ein potenzieller Bestätigungsfehler nicht gänzlich ausgeschlossen werden kann. Da die modellierten Habitatpotenziale in *ArcGIS Field Maps* zur Orientierung sichtbar waren, bestand bei der visuellen Ansprache ein unbewusstes Risiko zu einer modellkonformen Beurteilung. Zudem ist es äusserst anspruchsvoll, einen Bestand richtig zu beurteilen und sich für die fachlich richtige Habitateignungsklasse zu entscheiden, und die Einschätzung bleibt subjektiv. Die fundierte Einschätzung, ob ein Standort beispielsweise die für die Waldschnepfe notwendige Bodenfeuchte oder Frische aufweist, ist rein visuell schwer zu quantifizieren. Schliesslich limitierten das strikte forstliche Wegegebot und das Fehlen eines vollständig randomisierten Stichproben-Designs die statistische Repräsentativität der Ergebnisse.

7. Visualisierung

Neben der Durchführung der raumbezogen GIS-Analyse bestand ein Ziel dieser Arbeit darin, die Ergebnisse in einer interaktiven Webkarte anschaulich zu visualisieren. Die verwendeten Kartenlayer wurden hierzu aus ArcGIS Pro über die Funktion *Share As Web Layer* auf *ArcGIS Online* publiziert. Zu den exportierten Datensätzen gehören die Ergebnisse der Modellierung, die Aufnahmepunkte der Geländebegehung (Liste der Geodaten in Anhang E, Tab. A. 3) sowie zusätzliche Referenzdaten zur allgemeinen Orientierung und für das Kontextverständnis.

Als Layertyp wurde je nach Datenstruktur entweder ein *Feature Layer* für die Vektordaten oder ein *Tile Layer* für die Rasterdaten der Modellierung definiert. Für die Rasterdaten kam das standardisierte Kachelungsschema (*Tiling Scheme*) von ArcGIS zum Einsatz, wobei der Detaillierungsgrad entsprechend angepasst wurde (Abb. 28).

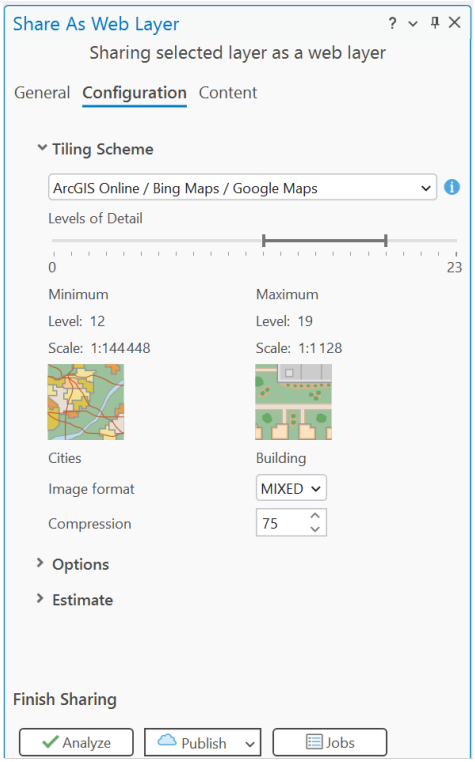


Abb. 28: Konfiguration des Kachelungsschemas (Tiling Scheme) in ArcGIS Pro. Einstellungen für das Publizieren der Rasterdaten als Web Tile Layer mit dem Schema für ArcGIS Online und angepasstem Detaillierungsgrad (Level 12 bis 19).

Auf der Plattform *ArcGIS Online* stehen verschiedene Web-Apps von Esri zur Verfügung. Zur primären Konfiguration der Ergebnisse wurde der *Map Viewer* genutzt. Diese Anwendung ermöglicht es, eine interaktive Karte mit gewünschtem Hintergrund zu erstellen und verschiedene Elemente zu gestalten. Im *Map Viewer* wurden die Layer thematisch gruppiert, einheitlich benannt und bezüglich ihrer initialen Sichtbarkeit gesteuert. Zudem wurden die Legenden optimiert und informative Pop-ups für ausgewählte Datensätze konfiguriert. Obwohl der *Map Viewer* eine eher geringere

Flexibilität aufweist, zeichnet er sich durch eine effiziente und unkomplizierte Implementierung aus.

Basierend auf dieser Webkarte wurde anschliessend eine *Instant App* erstellt, die erweiterte Interaktionsmöglichkeiten bietet (online unter: *https://www.parcs.ch /wpz/mmd_fullentry.php?docu_id=56743*). Im Rahmen dieser Arbeit wurde das standardisierte Layout *Sidebar* gewählt, welches den Fokus auf die zentrierte Kartendarstellung legt. Durch direktes Anklicken der Schaltflächen auf der Karte wird die Anwendung besonders benutzerfreundlich und intuitiv bedienbar. Eine integrierte Seitenleiste stellt dem Benutzer zusätzliche Daten und weiterführende Informationen zur Verfügung (Abb. 29). Dadurch sind sämtliche Ergebnisse der Habitateignungsanalyse sowie der Geländebegehung für die Nutzenden direkt zugänglich, übersichtlich aufbereitet und interaktiv explorierbar.

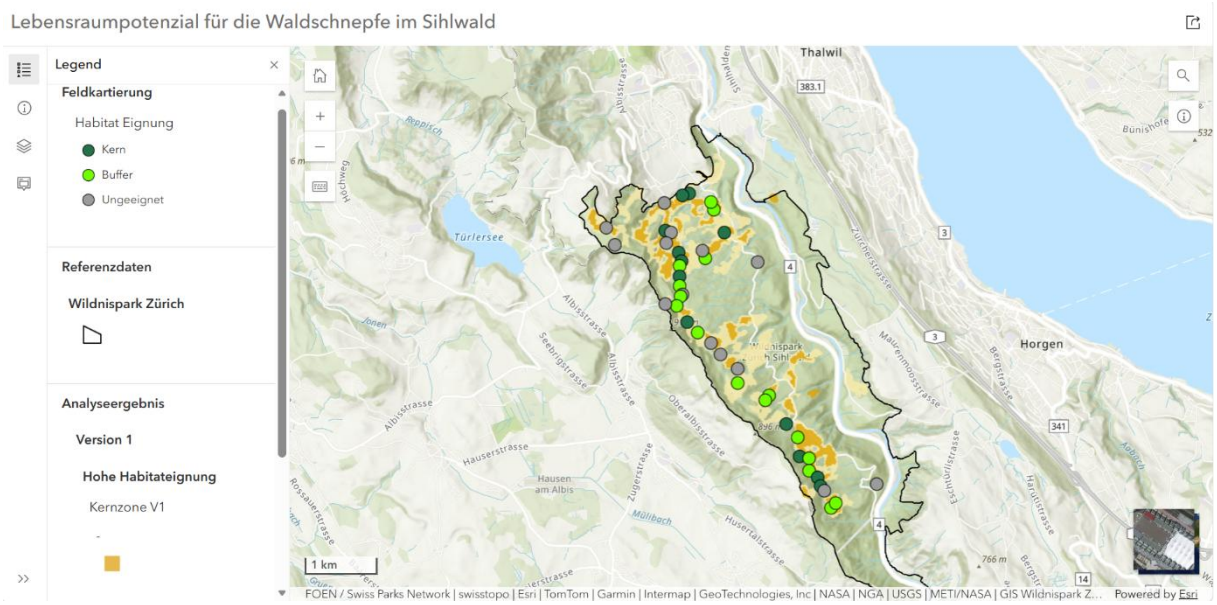


Abb. 29: Benutzeroberfläche der interaktiven Webkarte (ArcGIS Instant App). Ansicht der Resultate im Sidebar-Layout zur interaktiven Exploration der Projektdaten. Zentrale Karte: Fokus auf die räumliche Darstellung des Sihlwalds mit den überlagerten Ebenen der Modellierung und Geländebegehung. Seitenleiste (links): Übersichtliche Darstellung der interaktiven Legende, Layersteuerung und ergänzender Projektinformationen. Bedienung: Intuitive Abfrage von Attributdaten und Eignungsstufen direkt per Mausklick in der Karte. Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: Q. Andenmatten, GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

8. Fazit und Ausblick

Im Rahmen der vorliegenden Bachelorarbeit wurde das Habitatpotenzial der Waldschnepfe (*Scolopax rusticola*) im Wildnispark Zürich Sihlwald untersucht. Die in Kapitel 1.2 aufgeworfene Forschungsfrage, inwiefern der Sihlwald als Lebensraum für die Waldschnepfe geeignet ist, kann gemäss den Ergebnissen dieser Arbeit grundsätzlich positiv beantwortet werden. Die Modellierung weist einen deutlichen Anteil geeigneter Gebiete auf, die mehr als ein Viertel der Gesamtparkfläche ausmachen. Davon sind Flächen hoher Eignung in beträchtlichem Ausmass vertreten und stellen einen signifikanten Anteil dar. Somit ist der raumökologische Bedarf der Waldschnepfe für ein Bruthabitat gedeckt. Die räumlichen Muster, charakterisiert durch kleinflächige und fragmentierte, aber dennoch nah beieinander liegende Patches, entsprechen der Ökologie dieser Vogelart.

Der kombinierte Ansatz aus GIS-basierter Analyse und empirischer Datenaufnahme hat eine fundierte Abschätzung der Modellgüte geliefert. Die nur teilweise Übereinstimmung zwischen den modellierten Daten und der Geländebegehung verdeutlicht, dass die realen Verhältnisse vor Ort nicht immer exakt mit der digitalen Datengrundlage übereinstimmen. Diese Abweichungen sind auf die unvollständige Korrespondenz zwischen den Modell- und Felddaten sowie auf die unvermeidbare Generalisierung grossräumiger Geodaten zurückzuführen. Beide Modellvarianten liessen sich somit auch im Hinblick auf die Geländebegehung analysieren. Ein Vergleich zeigt, dass die zweite Variante mit grösseren Flächen hoher Eignung die Modellgenauigkeit nicht systematisch verbessert. Allgemein erweist sich die Modellierung jedoch als robust und spiegelt die realen ökologischen Verhältnisse weitgehend korrekt wider. Viele der abweichenden Aufnahmepunkte liegen zudem in unmittelbarer Nähe zu den Grenzen der eigentlich korrekt modellierten Eignungsklassen.

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass der Sihlwald ein signifikantes Potenzial für die Etablierung von Waldschnepfenbruthabitaten besitzt. Die langfristige Zukunft der Schweizer Wälder steht jedoch angesichts des Klimawandels vor grossen Unsicherheiten (BAFU & WSL, 2025). Da der Sihlwald seit dem Jahr 2000 nicht mehr bewirtschaftet wird, unterscheidet sich seine Ausgangslage grundlegend von den meisten Wirtschaftswäldern der Schweiz. Dieser Sonderstatus als Naturwaldreservat schliesst Störungen durch forstliche Eingriffe während der sensiblen Fortpflanzungsperiode aus, wie beispielsweise unbeabsichtigte Zerstörung von Gelegen (Bokämper et al., 2024).

In einem Naturwaldreservat bildet stattdessen das natürliche Störungsregime (darunter Windwurf, Trockenheit oder Borkenkäferbefall) den primären Treiber der Waldentwicklung. Für die kommenden Jahrzehnte ist es daher von wissenschaftlichem Interesse, die Dynamik der Sukzessionsflächen zu verfolgen. Zu untersuchen ist insbesondere, ob grossflächige Öffnungen im Kronendach und dauerhafte Lichtungen entstehen, welche die Kraut- und Strauchschicht begünstigen (Bokämper et al., 2024).

In diesem Kontext bleiben wesentliche Forschungsfragen offen. Es gilt zu klären, welche Flächenanteile des Reservats langfristig in der dichten Optimalphase verbleiben und welche Flächen in die Absterbe- sowie anschliessende Verjüngungsphase übergehen. Zudem ist ungewiss, ob sich langfristig ein stabiles, dynamisches Gleichgewicht zwischen diesen Waldentwicklungsphasen einstellt. Wie sich dieses räumliche Mosaik letztlich auf das tatsächliche Lebensraumpotenzial der Waldschnepfe auswirkt, stellt einen zentralen Gegenstand zukünftiger Untersuchungen im Sihlwald dar.

Ein weiterer Aspekt, der infolge des Klimawandels an Relevanz gewinnt, ist das Auftreten von Trockenperioden bereits früh in der Saison. Unter diesen veränderten Bedingungen ist anzunehmen, dass feuchte Habitate sowie schattige Nordhänge als Habitat für die Walschnepfe noch an Bedeutung gewinnen. In dieser Hinsicht könnte die erste Modellvariante eine höhere prognostische Relevanz erlangen.

Die vorliegende Arbeit liefert fundierte Erkenntnisse zur Habitateignung der Waldschnepfe im Sihlwald. Für ein tieferes Verständnis sind jedoch weiterführende Forschungsarbeiten erforderlich. Eine systematische Feldarbeit zur Erfassung von Bodeneigenschaften, Bodenvegetation und Kleinstrukturen würde dazu beitragen, die Habitatansprüche präziser abzubilden. Dies würde die bestehenden Modellierungen optimal ergänzen. Eine zentrale ungeklärte Frage betrifft zudem die Konnektivität und potenzielle Migrationsbarrieren. Zukünftige Studien sollten analysieren, wie stark der Sihlwald mit bestehenden Vorkommen vernetzt ist und ob topografische oder anthropogene Barrieren eine natürliche Wiederbesiedlung einschränken.

Schliesslich erscheint es fachlich sinnvoll, das östlich an den Sihlwald angrenzende Waldgebiet „Landforst“ in zukünftige Analysen einzubeziehen. Dieses Areal umfasst wertvolle Feuchtgebiete, die ein erhebliches Potenzial als Habitat für die Waldschnepfe aufweisen könnten.

9. Literaturverzeichnis

Andris, K., & Westermann, K. (2002). Brutverbreitung, Brutbestand und Aktionsraum-Größe der Waldschnepfe (Scolopax rusticola) in der südbadischen Oberrheinebene. *Naturschutz südl. Oberrhein 3*, *3*, 113–128.

Antenen, N. (2011). *Basiserhebung der Waldschnepfe im Wildnispark Zürich* [Semesterarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW]. parcs.ch. https://proclim4dwebssl.scnat.ch/4dcgi/parkforschung/de/Detail_Project?ch-4559

Auchli, N., & Wechsler, S. (2022). *Monitoring national de la Bécasse des bois – Saison de terrain 2022*. Schweizerische Vogelwarte. https://www.vogelwarte.ch/wp-content/uploads/2024/10/Auchli_Wechsler-2022-Monitoring-national-de-la-Becasse-des-bois-Saison-de-terrain-2022.pdf

BAFU & WSL. (2025). *Waldbericht 2025. Entwicklung, Zustand und Nutzung des Schweizer Waldes* (BAFU & WSL, Hrsg.). BAFU/WSL. https://doi.org/10.55419/wsl:37780

Bende, A., & László, R. (2022). Spectrum of animal and plant in the diet of Woodcock (Scolopax rusticola L.) based on literature data. *Ornis Hungarica*, *30*(2), 188–194. https://doi.org/10.2478/orhu-2022-0029

Bill, R. (2016). *Grundlagen der Geo-Informationssysteme* (6. Aufl.). Wichmann.

BirdLife International. (2021). *European Red List of Birds*. Publications Office of the European Union. https://doi.org/10.2779/959320

Bohnenstengel, T., Rocheteau, V., Delmas, M., Vial, N., Rey, E., Homberger, B., & Gonseth, Y. (2021). *Projet national sur la Bécasse des bois: Rapport final*. Info fauna. https://www.bafu.admin.ch/dam/en/sd-web/BCYnDmTZRvDG/projet-national-sur-la-becasse-des-bois-rapport-final.pdf

Bokämper, M., Engler, J., Stübing, S., & Kreuziger, J. (2024). *Artenhilfskonzept Waldschnepfe (Scolopax rusticola)*. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie. https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/naturschutz/artenschutz/steckbriefe/Voegel/Artenhilfskonzepte/Artenhilfskonzept_2024_Waldschnepfe_Scolopax-rusticola_opt.pdf

Brändli, K., Stillhard, J., Hobi, M., & Brang, P. (2017). *Waldinventur 2017 im Naturerlebnispark Sihlwald*. WSL. https://www.dora.lib4ri.ch/wsl/dload/wsl:23695/PDF/Br%c3%a4ndli-2020-Waldinventur_2017_im_Naturerlebnispark_Sihlwald-(published_version).pdf

Brüngger, M., & Estoppey, F. (2008). Exigences écologiques de la bécasse des bois Scolopax rusticola dans les Préalpes de Suisse occidentale. *Nos Oiseaux*, *55*, 3–22.

Brüngger, M., Estoppey, F., Mollet, P., Gerber, A., & Spaar, R. (2007). *La Bécasse des bois sur le Plateau suisse—Une dispariton documentée.* Schweizerische Vogelwarte.

Duriez, O. (2003). *Stratégies individuelles d'hivernage chez la bécasse des bois (Scolopax rusticola): Compromis énergétiques pour la sélection de l'habitat* [Doktorarbeit, Université Pierre et Marie Curie - Paris VI]. HAL. https://theses.hal.science/tel-00003509

Duriez, O., Ferrand, Y., Binet, F., Corda, E., Gossmann, F., & Fritz, H. (2005). Habitat selection of the Eurasian woodcock in winter in relation to earthworms availability. *Biological Conservation*, *122*(3), 479–490. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.08.011

Ellenberg, H., & Klötzli, F. (1972). *Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz*. Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen.

ESRI. (2026). *Gruppierung zu Regionen (Spatial Analyst)—ArcGIS Pro | Dokumentation*. ArcGIS Pro-Toolreferenz. https://pro.arcgis.com/de/pro-app/3.5/tool-reference/spatial-analyst/region-group.htm

Fritsche, L. (2021). *Remote Sensing Analysis of the Impact of Spruce Bark Beetle (Ips typographus) on Forest Health in the Wildnispark Zürich* [File Geodatabase Feature Class]. https://www.parcs.ch/wpz/mmd_fullentry.php?docu_id=42645

Garniel, A., Mierwald, U., & Ojowski, U. (2010). *Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr*. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung. https://www.bmv.de/SharedDocs/DE/Anlage/StB/arbeitshilfe-voegel-und-strassenverkehr.html

Glutz von Blotzheim, U. N. (1985). Waldschnepfe—Scolopax rusticola. In U. N. Glutz von Blotzheim, K. N. Bauer, & E. Bezzel (Hrsg.), *Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Band 7 (Charadriiformes 2. Teil)* (S. 122–174). Aula.

Hirons, G., & Johnson, T. H. (1986). A quantitative analysis of habitat preferences of Woodcock Scolopax rusticola in the breeding season. *Ibis*, *129*(2), 371–381. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1987.tb03181.x

Hoodless, A. N., & Hirons, G. J. M. (2007). Habitat selection and foraging behaviour of breeding Eurasian Woodcock Scolopax rusticola: A comparison between contrasting landscapes. *Ibis*, *149*(s2), 234–249. https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2007.00725.x

InfoFlora. (2026). *Mercurialis perennis L.* infoflora.ch. https://www.infoflora.ch/de/flora/mercurialis-perennis.html

Kanton Zürich. (2015). *Luftbild-Bestandeskarte* [File Geodatabase Feature Class]. https://geolion.zh.ch/geodatensatz/347.html

Kanton Zürich. (2022). *Vegetationskundliche Kartierung der Wälder (Waldvegetationskarte, Standortskarte)* [File Geodatabase Feature Class]. https://geolion.zh.ch/geodatensatz/261

Knaus, P., Antoniazza, S., Keller, V., Sattler, T., Schmid, H., & Strebel, N. (2021). *Rote Liste der Brutvögel Gefährdete Arten der Schweiz*. Bundesamt für Umwelt; Schweizerische

Vogelwarte. https://www.vogelwarte.ch/wp-content/uploads/2023/11/Knaus-et-al-2021-Rote-Liste-der-Brutvoegel.pdf

Knaus, P., Ayé, R., Michler, S., Schuck, M., & Spaar, R. (2025). Espèces d'oiseaux prioritiares de Suisse: Révision 2025. *Nos Oiseaux*, *72*(3), 194–223.

Lanz, M. (2008). *Lebensraumpotenzial und Habitatnutzung der Waldschnepfe in den nordöstlichen Vorlapen* [Diplomarbeit, Zürcher Hochschule für Angewandte Wissenschaften ZHAW]. auerhuhn-foerderung.ch. http://www.auerhuhn-foerderung.ch/files/Pub_Fach_DA_Lanz_2008.pdf

Lauer, E., Sibut, P., Dutertre, B., Colinon, S., Ferrand, Y., & Duchamp, C. (2006). Identification test of suitable Woodcock breeding habitats in mountain areas. In Y. Ferrand (Hrsg.), *Sixth European Woodcock and Snipe Workshop Proceedings of an International Symposium of the Wetlands International Woodcock and Snipe Specialist Group, 25–27 November 2003, Nantes, France* (S. 66–70). Wetlands International.

MeteoSchweiz. (2025a). *Klimanormwerte 1991-2020: Lufttemperatur 2m*. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz. https://www.meteoschweiz.admin.ch/service-und-publikationen/applikationen/ext/climate-normtables.html#https%3A%2F%2Fservice.meteoswiss.ch%2FproductbrowserProductDisplay%2Fclimate-normtables%3Flang=de&cg1.parameter=tre200m0&cg1.normalPeriod=1991-2020&cg1.language=de&cg1.productName=climate-reports-normtables

MeteoSchweiz. (2025b). *Klimanormwerte 1991-2020: Niederschlagssumme*. Bundesamt für Meteorologie und Klimatologie MeteoSchweiz. https://www.meteoschweiz.admin.ch/service-und-publikationen/applikationen/ext/climate-normtables.html#https%3A%2F%2Fservice.meteoswiss.ch%2FproductbrowserProductDisplay%2Fclimate-normtables%3Flang=de&cg1.parameter=rre150m0&cg1.normalPeriod=1991-2020&cg1.language=de&cg1.productName=climate-reports-normtables

Mollet, P. (2015). *Die Waldschnepfe (Scolopax rusticola) in der Schweiz – Synthese 2014*. Schweizerische Vogelwarte. https://www.vogelwarte.ch/wp-content/uploads/2023/10/Mollet_2015_Die_Waldschnepfe_in_der_Schweiz_Synthese_2014.pdf

Mulhauser, B. (2001). Situation de la Bécasse des bois Scolopax rusticola en période de reproduction dans le canton de Neuchâtel (Suisse) entre 1998 et 2000. *Nos Oiseaux*, *48*(2), 93–104.

Nabulon, T. (1998). *Wo kann der Dachs (Meles meles L.) im Sihlwald Regenwürmer (Lumbricidae) finden? Untersuchung über Angebot und Verfügbarkeit von*

Regenwürmern für Wildtiere im Sihlwald [Diplomarbeit, Universität Zürich]. www.parcs.ch. https://www.parcs.ch/wpz/works/publicat/tnabulon/Titelblatt.htm

Ryffel, A., Roth, I., Schmidt, R., & Hindenlang Clerc, K. (2024). *Konzept Naturwald-Monitoring im Naturerlebnispark Sihlwald*. Stiftung Wildnispark Zürich. https://www.parcs.ch/wpz/pdf_public/2024/54465_20240913_132112_20240731_Konzept_Naturwaldmonitoring_Sihlwald_public.pdf

Sládeček, M., Pešková, L., Chajma, P., Brynychová, K., Koloušková, K., Trejbalová, K., Kolešková, V., Petrusová Vozabulová, E., & Šálek, M. E. (2023). Eurasian woodcock (Scolopax rusticola) in intensively managed Central European forests use large home ranges with diverse habitats. *Forest Ecology and Management*, *550*, 121489. https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121489

Spaar, R., Ayé, R., Zbinden, N., & Rehsteiner, U. (2012). *Elemente für Artenförderungsprogramme Vögel Schweiz—Update 2011* (Zürich; Sempach). BirdLife Schweiz; Schweizerische Vogelwarte. https://www.birdlife.ch/sites/default/files/documents/elemente2011_update_d.pdf

Strebel, N., Wechsler, S., & Sattler, T. (2018). *Die Verbreitung der Waldschnepfe in der Schweiz*. Schweizerische Vogelwarte. https://www.vogelwarte.ch/modx/assets/files/projekte/monitoring/Strebel_Wechsler_2018_Verbreitung_Waldschnepfe_Erstellung_Verbreitungskarte_Brutvogelatlas.pdf

Swisstopo. (2020). *swissALTI3D – Das digitale Höhenmodell der Schweiz* [GeoTIFF]. https://www.swisstopo.admin.ch/de/hoehenmodell-swissalti3d

Wildnispark Zürich. (2005a). *Gewaessernetz des Wildnisparks Zürich* [File Geodatabase Feature Class]. https://www.parcs.ch/wpz/mmd_fullentry.php?docu_id=8996

Wildnispark Zürich. (2005b). *Habitatkartierung Sihlwald* [File Geodatabase Feature Class]. https://www.parcs.ch/wpz/mmd_fullentry.php?docu_id=9577

Wildnispark Zürich. (2021a). *Grenzen und Zonen des Wildnisparks Zürich* [File Geodatabase Feature Class]. https://www.parcs.ch/wpz/mmd_fullentry.php?docu_id=32238

Wildnispark Zürich. (2021b). *Wegenetz des Wildnisparks Zürich* [File Geodatabase Feature Class]. https://www.parcs.ch/wpz/mmd_fullentry.php?docu_id=9632

Wildnispark Zürich. (o. D.). *Naturerlebnispark Sihlwald*. wildnispark.ch. https://www.wildnispark.ch/de/der-park/naturerlebnispark-sihlwald

Zuan, M. (2008). *GIS-basierte geomorphologische Kartierung im Sihlwald mittels hochauösendem Laserscan-Geländemodell* [Diplomarbeit, Universität Zürich]. geo.uzh.ch. https://www.geo.uzh.ch/dam/jcr:ec6f89d3-7350-4ef3-87b4-6f4c6de39998/msc_marco_zuan_2008.pdf

Anhang

Anhang A

Tab. A. 1: Übersicht der verwendeten Geodatensätze mit Detailangaben.

Datensatz	Beschreibung	Datenquelle/Urheber	Datentyp	Dateiformat	Koordinatensystem	Abrufdatum	Erfassungsjahr	Erhebungsmethode
Grenzen und Zonen des Wildnisparks Zürich	Grenzen und Zonen des Wildnisparks Zürich, bestehend aus Sihlwald und Langenberg.	GIS Wildnispark Zürich	Vektor	File Geodatabase Feature Class	CH1903+_LV95	25.02.2026	2021	-
Wegenetz des Wildnisparks Zürich	Gesamte Wegnetz des Wildnisparks Zürich und seiner näheren Umgebung.	GIS Wildnispark Zürich	Vektor	File Geodatabase Feature Class	CH1903+ LV95	04.03.2026	2009, Stand 2021	Übersichtsplanes, Laserscan-DTM, Orthophotos
Habitatkartierung Sihlwald	Kartierung der Habitatklassen und -Typen im Sihlwald luftbildsichtbarer Merkmale.	GIS Wildnispark Zürich	Vektor	File Geodatabase Feature Class	CH1903+_LV95	25.02.2026	2005	Stereo-Luftbildern
Gewässernetz des Wildnisparks Zürich	Gewaessernetz der Region Sihlwald, digitalisiert aus Uebersichtsplan.	GIS Wildnispark Zürich	Vektor	File Geodatabase Feature Class	CH1903+_LV95	04.03.2026	2005	Manuell ab Uebersichtsplan
Abgestorbene Waldflächen im Sihlwald	Abgestorbene Waldflächen im Sihlwald seit 2018.	Fritsche Liv/GIS Wildnispark Zürich	Raster	File Geodatabase Feature Class	CH1903+ LV95	25.02.2026	2018-2025	Sentinel-2 Satellite Imagery
Luftbild-Bestandeskarte Kanton Zürich	Die Luftbildbestandeskarte unterteilt den Wald flächendeckend in einzelne Bestände und beschreibt ihre wichtigsten Merkmale.	Kanton Zürich (Geoinformation)	Vektor	File Geodatabase Feature Class	CH1903+_LV95	18.03.2026	2014-2015	Infrarot-Luftbildern
Vegetationskundliche Kartierung der Wälder	Vegetationskundliche Kartierung der Wälder im Kanton Zürich (Waldvegetationskarte, Standortskarte).	Kanton Zürich (Geoinformation)	Vektor	File Geodatabase Feature Class	CH1903+ LV95	18.03.2026	1982-1986	Im Wald kartiert
Digitales Geländemodell swissALTI3D	digitales Höhenmodell, welches die Oberfläche der Schweiz ohne Bewuchs und Bebauung beschreibt.	Swisstopo	Raster	Geo TIFF	CH1903+ LV95	02.03.2026	2019-2020	LiDAR-Daten

Anhang B

Tab. A. 2: Übersicht zum Zusammenhang zwischen den Ausgangsdaten, Analysekriterien und Ergebniskarten für beide Modellvarianten.

Modellvariante 1

Datensatz	Kriterium	Ergebnisskarte
Grenzen und Zonen des Wildnisparks Zürich	Untersuchungsgebiet	Habitateignung Waldschnepfe – **V1** (hohe Eignung), Habitateignung Waldschnepfe – **V1** (mittlere Eignung)
Wegenetz des Wildnisparks Zürich	Hauptstrassen	
Habitatkartierung Sihlwald	Grünland, Feucht-/Nassgebiete	
Gewässernetz des Wildnisparks Zürich	Feucht-/Nassgebiete	
Abgestorbene Waldflächen im Sihlwald	Waldstruktur	
Luftbild-Bestandeskarte Kanton Zürich	Waldstruktur	
Digitales Geländemodell swissALTI3D	Hangneigung, Exposition	

Modellvariante 2

Datensatz	Kriterium	Ergebnisskarte
Grenzen und Zonen des Wildnisparks Zürich	Untersuchungsgebiet	Habitateignung Waldschnepfe – **V2** (hohe Eignung), Habitateignung Waldschnepfe – **V2** (mittlere Eignung)
Wegenetz des Wildnisparks Zürich	Hauptstrassen	
Abgestorbene Waldflächen im Sihlwald	Waldstruktur	
Luftbild-Bestandeskarte Kanton Zürich	Waldstruktur	
Vegetationskundliche Kartierung der Wälder	Standortskarte	
Digitales Geländemodell swissALTI3D	Hangneigung	

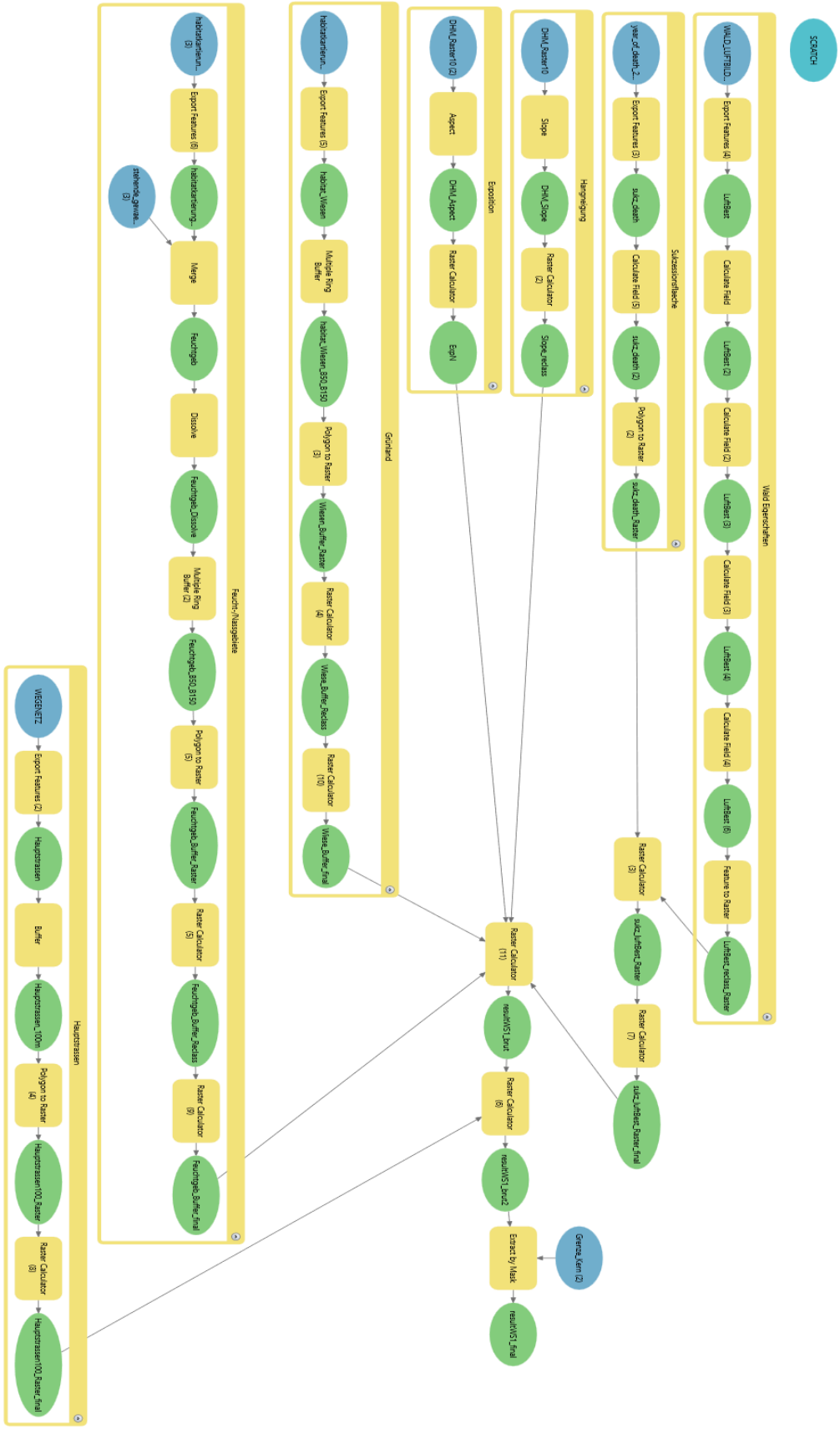


Abb. A. 1: Detaillierter GIS-Workflow aller methodischen Einzelschritte zur Extraktion der Eignungskriterien und deren Verschneidung im ModelBuilder (Variante 1). Die gelben Rechtecke sind die angewendeten Werkzeuge (Tools). Die blaue/grüne Ellipse: Eingangs- und Zwischendaten. Die Kriterien sind jeweils gruppiert (gelbe Box).



Abb. A. 2: Detaillierter GIS-Workflow aller methodischen Einzelschritte zur Nachbearbeitung und Filterung der Habitateignungsdaten im ModelBuilder (Variante 1). Die gelben Rechtecke sind die angewendeten Werkzeuge (Tools). Die blaue/grüne Ellipse: Eingangs- und Zwischendaten. Die Kriterien sind jeweils gruppiert (gelbe Box).

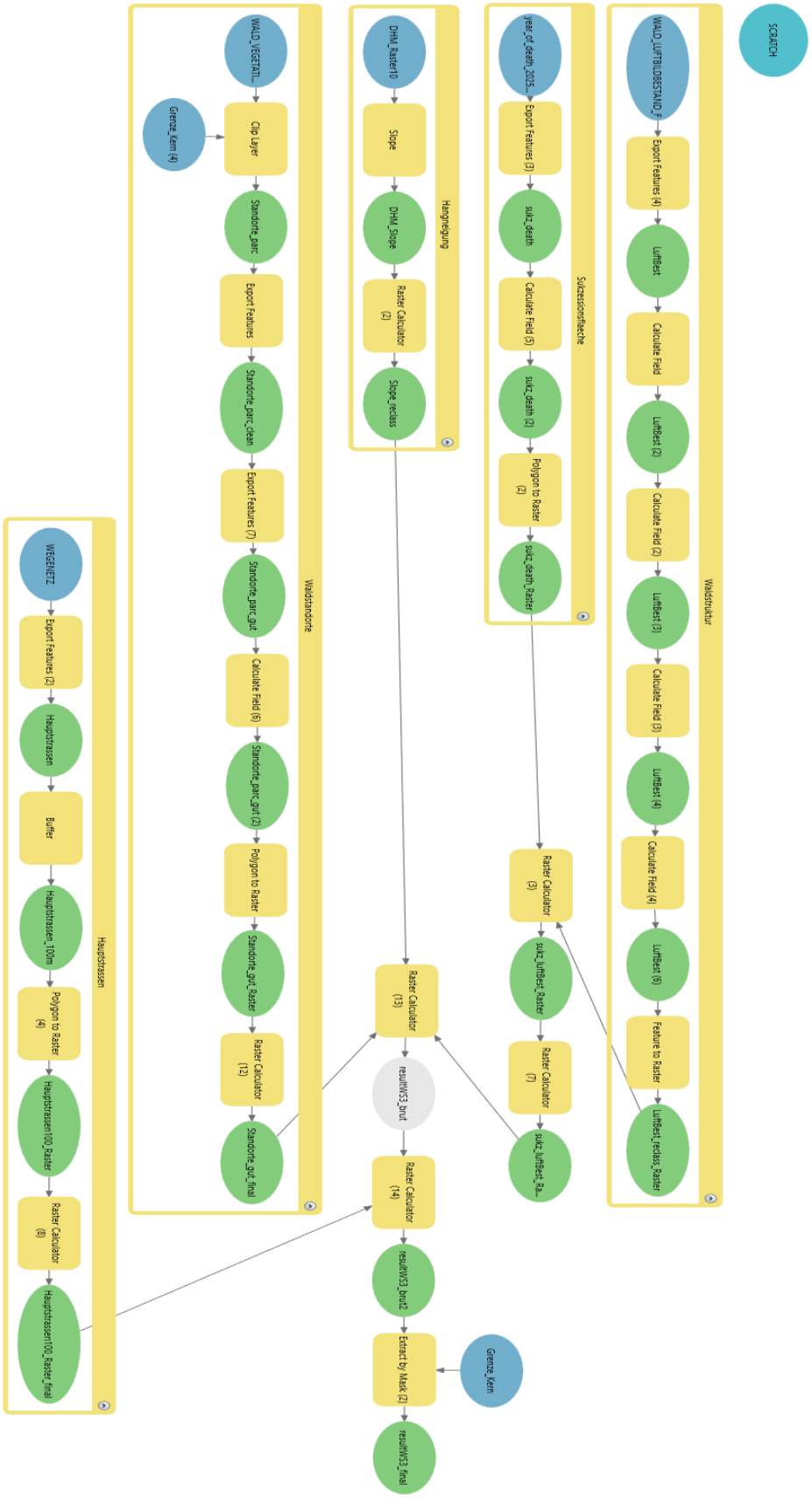


Abb. A. 3: Detaillierter GIS-Workflow aller methodischen Einzelschritte zur Extraktion der Eignungskriterien und deren Verschneidung im ModelBuilder (Variante 2). Die gelben Rechtecke sind die angewendeten Werkzeuge (Tools). Die blaue/grüne Ellipse: Eingangs- und Zwischendaten. Die Kriterien sind jeweils gruppiert (gelbe Box).

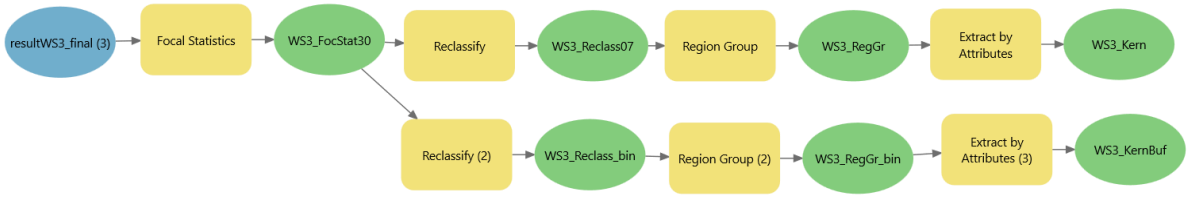


Abb. A. 4: Detaillierter GIS-Workflow aller methodischen Einzelschritte zur Nachbearbeitung und Filterung der Habitateignungsdaten im ModelBuilder (Variante 2). Die gelben Rechtecke sind die angewendeten Werkzeuge (Tools). Die blaue/grüne Ellipse: Eingangs- und Zwischendaten. Die Kriterien sind jeweils gruppiert (gelbe Box).

Anhang C

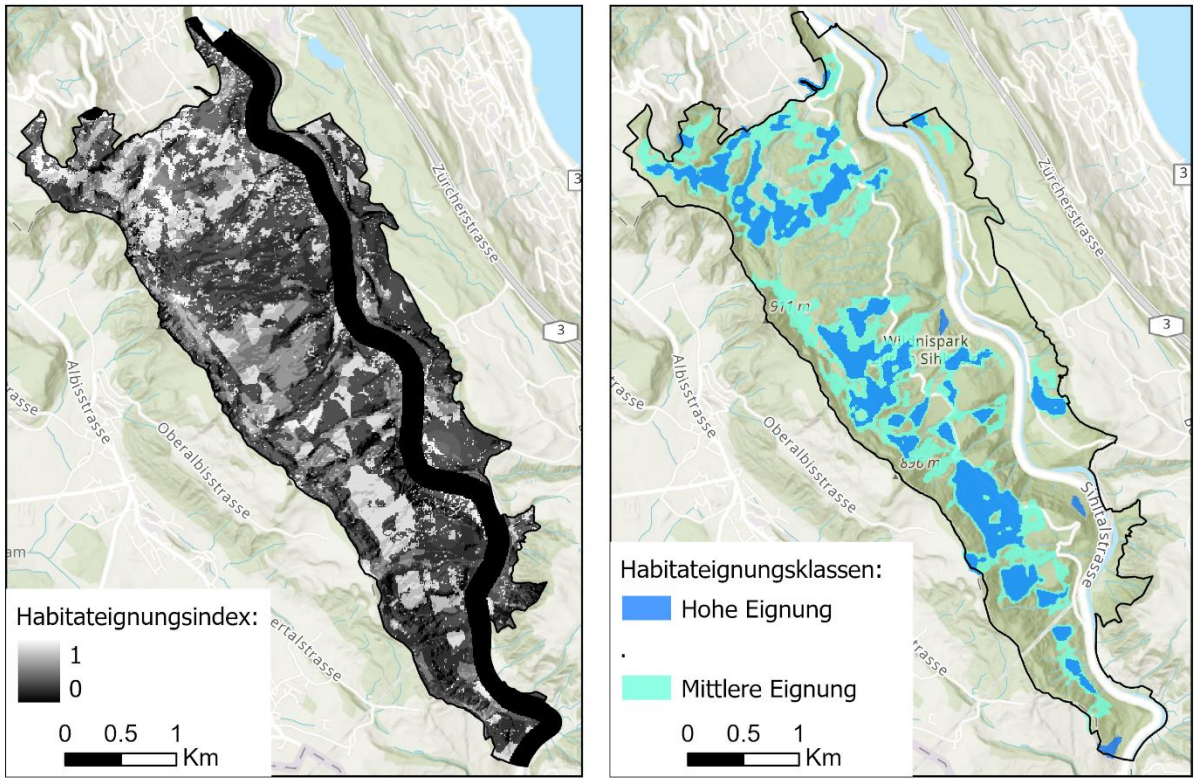


Abb. A. 5: Vergleich des Habitateignungsindexes (HEI) und der finalen Eignungsklassen für die Modellvariante 2. Gegenüberstellung der Modellergebnisse vor (links: ungeglätteter, kontinuierlicher Indexwert von 0 bis 1) und nach der Nachbearbeitung (rechts: klassierte, geglättete und flächengefilterte Endergebnisse unterteilt in 3 Klassen). Kartendarstellung: Q. Andenmatten. Datenquelle: GIS Wildnispark Zürich, Kanton Zürich (Geoinformation), Swisstopo.

Anhang D

Fields: Feldkartierung

Current Layer: Data Source

Field Name	Alias	Data Type	Allow NULL	Domain	Default	Length
Shape	SHAPE	Geometry	✓			
Einschätzung_Habitat	Einschätzung_Habitat	Text	✓	D_Habitat		255
Bemerkung		Text	✓			255
Krautschicht	Krautschicht	Text	✓	D_Krautschicht		255
STR	STR	Text	✓	D_STR		255
DG	DG	Text	✓	D_DG		255
SG	SG	Text	✓	D_SG		255

Abb. A. 6: Konfiguration der Attributtabelle in ArGIS Pro für die Geländebegehung mit Attributfeldern und Wertebereichen (Domains). Einschätzung_Habitat: Habitateignungsklassen, STR: Struktur/Schichtung. DG: Deckungsgrad, SG: Schlussgrad.

Code	Description
Kern	Kern
Buffer	Buffer
Ungeeignet	Ungeeignet
Other	Other

Code	Description
VORH	vorhanden
TEIL VORH	teilweise vorhanden
NICHT VORH	nicht vorhanden

Code	Description
1/2mit Mittel	einschichtig/zweischichtig mit Mittelschicht
2mit Unter	zweischichtig mit Unterschicht
mehrs./stufig	mehrschichtig/stufig/Dauerwald. Alle 3 schichten vorhanden

Code	Description
0-20	0-20%
20-70	20-70%
70-100	70-100%

Code	Description
gedrägt	gedrägt
normal	normal
locker-räumig	locker-räumig
gruppiert	gruppiert
other	unbekannt,nicht interpretierbar, unbestimmt

Abb. A. 7: Übersicht der vordefinierten Wertebereiche von Auswahllisten (Domains) in ArcGIS Pro. Habitateignung (oben links), Krautschicht (Mitte links), Bestandesschichtung (unten links), Deckungsgrad (oben rechts), Schlussgrad (unten rechts).

Anhang E

Tab. A. 3: Liste der Geodaten. Übersicht der erzeugten Geodatensätze für die Modellvarianten V1 (Literaturmodell), V2 (Expertenmodell) und die Geländebegehung.

Datensatz	Geometrie	Koordinatensystem	Kurzbeschreibung
Habitateignung Waldschnepfe – V1 (hohe Eignung)	Raster (Tile Layer)	WGS 84 / Web Mercator	Modellierte Habitatflächen mit hoher Eignung, basierend auf dem Literaturmodell (Variante 1).
Habitateignung Waldschnepfe – V1 (mittlere Eignung)	Raster (Tile Layer)	WGS 84 / Web Mercator	Modellierte Habitatflächen mit mittlerer Eignung, basierend auf dem Literaturmodell (Variante 1).
Habitateignung Waldschnepfe – V2 (hohe Eignung)	Raster (Tile Layer)	WGS 84 / Web Mercator	Modellierte Habitatflächen mit hoher Eignung, basierend auf dem Expertenmodell (Variante 2).
Habitateignung Waldschnepfe – V2 (mittlere Eignung)	Raster (Tile Layer)	WGS 84 / Web Mercator	Modellierte Habitatflächen mit mittlerer Eignung, basierend auf dem Expertenmodell (Variante 2).
Habitateignung Waldschnepfe – Geländebegehung	Vektor (Punkte)	CH1903+_LV95	Im Feld erfasste Aufnahmepunkte zur Einschätzung der tatsächlichen Habitateignung.

Eigenständigkeitserklärung und KI-Deklaration

Eidgenössische Technische Hochschule Zürich
Swiss Federal Institute of Technology Zurich

Eigenständigkeitserklärung

Die unterzeichnete Eigenständigkeitserklärung ist Bestandteil jeder während des Studiums verfassten schriftlichen Arbeit. Eine der folgenden zwei Optionen ist **in Absprache mit der verantwortlichen Betreuungsperson** verbindlich auszuwählen:

☐ Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit eigenverantwortlich verfasst habe, namentlich, dass mir niemand beim Verfassen der Arbeit geholfen hat. Davon ausgenommen sind sprachliche und inhaltliche Korrekturvorschläge der Betreuungsperson. Es wurden keine Technologien der generativen künstlichen Intelligenz[1] verwendet.

☒ Ich erkläre hiermit, dass ich die vorliegende Arbeit eigenverantwortlich verfasst habe. Dabei habe ich nur die erlaubten Hilfsmittel verwendet, darunter sprachliche und inhaltliche Korrekturvorschläge der Betreuungsperson sowie Technologien der generativen künstlichen Intelligenz. Deren Einsatz und Kennzeichnung ist mit der Betreuungsperson abgesprochen.

Titel der Arbeit:

Analyse des Habitatpotenzials für die Waldschnepfe im Sihlwald

Verfasst von:
Bei Gruppenarbeiten sind die Namen aller Verfasserinnen und Verfasser erforderlich.

Name(n):	**Vorname(n):**
Andenmatten	Quentin

Ich bestätige mit meiner Unterschrift:
- Ich habe mich an die Regeln des «Zitierleitfadens» gehalten.
- Ich habe alle Methoden, Daten und Arbeitsabläufe wahrheitsgetreu und vollständig dokumentiert.
- Ich habe alle Personen erwähnt, welche die Arbeit wesentlich unterstützt haben.

Ich nehme zur Kenntnis, dass die Arbeit mit elektronischen Hilfsmitteln auf Eigenständigkeit überprüft werden kann.

Ort, Datum	**Unterschrift(en)**
Zürich, 06.07.2026	

Bei Gruppenarbeiten sind die Namen aller Verfasserinnen und Verfasser erforderlich. Durch die Unterschriften bürgen sie grundsätzlich gemeinsam für den gesamten Inhalt dieser schriftlichen Arbeit.

Tool	Verwendungszweck	Betroffene Stellen
Google Gemini (Flash/Thinking)	Behebung von Fehlermeldungen und Troubleshooting in ArcGIS Pro.	Daten und Methoden (Kapitel 3)
Google Gemini (Flash/Thinking)	Unterstützung bei der Auswahl und Optimierung von ArcGIS Pro-Werkzeugen für spezifische Geodaten-Analysen.	Daten und Methoden (Kapitel 3), Resultate und Interpretation (Kapitel 4.1)
Google Gemini (Flash/Thinking)	Überprüfung und Optimierung der Textstruktur sowie Vorschläge für Kapitel- und Unterkapiteltitel.	Kapiteln 3,4,5
Google Gemini (Flash/Thinking)	Formulierungshilfe für einleitende Sätze und Übergänge zwischen den Kapiteln.	Ganze Arbeit
Google Gemini (Flash/Thinking)	Präzisierung, stilistische Reformulierung und Untergliederung der zentralen Fragestellung.	Einleitung (Kapitel 1.2)
Google Gemini (Flash/Thinking)	Formulierung und sprachliche Optimierung von Bild- und Tabellenunterschriften.	Abbildungen und Tabellen
Google Gemini (Flash/Thinking)	Optimierung des akademischen Stils zur Verbesserung von Lesefluss und Satzstruktur mithilfe des folgenden Prompts: *„Optimiere den akademischen Stil des folgenden Absatzes für eine Bachelorarbeit, ohne den Sinn oder die Kernideen zu verändern. Füge keine neuen Kapitel oder Titel hinzu. Kriterien: Vermeidung lexikalischer Wiederholungen, Ersetzen umgangssprachlicher Wendungen, Anreicherung des Fachvokabulars, Verbesserung logischer Übergänge, Anpassung der Zeitformen, kurze und klare Sätze. Behalte alle Originalzitate und Quellenverweise bei.“*	Ganze Arbeit
LanguageTool	Korrekturlesen des gesamten Textes bezüglich Rechtschreibung, Grammatik, Zeichensetzung und Tippfehlern.	Ganze Arbeit
Google Gemini (Flash/Thinking)	Überprüfung des Literaturverzeichnisses auf Formatierungsfehler und formale Inkonsistenzen.	Literaturverzeichnis (Kapitel 9)
Google NotebookLM	Voranalyse von Texten zur schnelleren Inhaltssichtung; die anschliessende Zitat- und Textarbeit erfolgte manuell durch den Autor.	Theoretische Grundlagen (Kapitel 2), Diskussion der Modellierung (Kapitel 5)
DeepL	Übersetzung von fremdsprachiger Fachliteratur und Quellenmaterial (Deutsch <-> Französisch, Englisch -> Französisch).	Literaturarbeit / Quellenstudium

Alle von den KI-Tools generierten Vorschläge (Texte, Übersetzungen und GIS-Ansätze) wurden vom Autor kritisch geprüft, manuell überarbeitet und inhaltlich verifiziert.

Die Nutzung von Google Gemini und Google NotebookLM erfolgte vollumfänglich über die institutionellen Lizenzen der ETH Zürich, wodurch die Einhaltung der universitären Richtlinien zum Datenschutz gewährleistet war.

Danksagung

An erster Stelle möchte ich mich ganz herzlich bei Monika Niederhuber für die grossartige Betreuung, ihre ständige Erreichbarkeit und die raschen Rückmeldungen bedanken. Ihre Ratschläge waren jederzeit klar und äusserst wertvoll. Ein herzlicher Dank geht an Ronald Schmidt für das Zurverfügungstellen der Daten sowie für sein grosses Interesse und seinen Enthusiasmus für diese Arbeit. Die Perspektive des Wildnisparks Zürich hat dem Projekt einen wichtigen Praxisbezug gegeben. Zudem bedanke ich mich herzlich bei Samuel Küng für den technischen Support in ArcGIS Pro. Dank seiner kompetenten Hilfe konnte ich in diesem Bereich enorm viel lernen. Nicht zuletzt danke ich meiner Familie und meinen Liebsten für die moralische Unterstützung und das gründliche Korrekturlesen aus einer frischen Perspektive.