



## Master Thesis

im Rahmen des  
Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“  
(UNIGIS MSc) am Interfakultären Fachbereich für GeoInformatik (Z\_GIS)  
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

# „Geoinformatische Modellierung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Feldlerche in Nordrhein-Westfalen“ am Beispiel von Straßenbauvorhaben

vorgelegt von

**B. Eng. Johannes Reetz**  
104613, UNIGIS MSc Jahrgang 2016

Betreuer/in:  
Assoz. Prof. Dr. Gudrun Wallentin

Zur Erlangung des Grades  
„Master of Science (Geographical Information Science & Systems) – MSc(GIS)“

Dollendorf, 31.08.2020

## Eidesstattliche Erklärung

Ich erkläre hiermit eidesstattlich, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel verwendet habe. Alle Stellen, die wörtlich oder inhaltlich den angegebenen Quellen entnommen wurden, sind als solche kenntlich gemacht. Die vorliegende Arbeit wurde in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegt.

---

Johannes Reetz

## Zusammenfassung

In der Master Thesis wurden flächenhafte Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Feldlerche, am Beispiel von Straßenbauvorhaben, modelliert. Die Ergebnisse der Modellierung, die sogenannten kleinsten zusammenhängenden Lebensräume, stellen potentielle Reviere dar, die einem einzelnen Brutpaar/Fundpunkt räumlich zugeordnet werden können. Die Modellierung wurde für zwei Untersuchungsräume in der Jülicher-Zülpicher Börde durchgeführt. In Untersuchungsraum A ist die Summe der potentiellen Reviergrößen 134,49ha. Das kleinste potentielle Revier ist 0,73ha, das größte 18,98ha groß. Der Median der Reviergrößen ist 1,46ha. Die Besatzdichte liegt bei 2,30 Reviere / 10ha. In Untersuchungsraum B ist die Summe der potentiellen Reviergrößen 71,28ha. Das kleinste potentielle Revier ist 5,24ha, das größte ist 16,91ha groß. Der Median der Reviergrößen ist 10,07ha. Die Besatzdichte liegt bei 0,98 Reviere / 10ha.

Die angewendete Methode des kleinsten zusammenhängenden Lebensraums stellt eine Arbeitshilfe zur Ermittlung und Bewertung von Ausgleichsumfängen (für CEF-Maßnahmen) in der Umweltplanung dar. Die Anwendung der eigenen Methode in einem Fallbeispiel resultiert in 2,0ha Ausgleichsraum für zwei Brutpaare in Untersuchungsraum B. Das Ergebnis ist gleich dem der klassischen Methode. In Untersuchungsraum A müssten mit der eigenen Methode 3,0ha Ausgleichsraum für sechs Reviere geschaffen werden. Mit der klassischen Methode wären 1,45ha Ausgleichsraum für drei Brutpaare notwendig.

## Abstract

*Aim of the master thesis is to model areal reproduction and resting places of the skylark, using the example of road planning. The modelling results are the so called smallest continuous living environments. These are potential bird territories that can be assigned to a specific breeding pair. The models were realised for two investigation areas in the Jülicher-Zülpicher Börde in west germany. The Sum of potential bird territories of Investigation area A is 134.49ha. The smallest potential territory is 0.73ha, the biggest one is 18.98ha in area. Median value is 1.46ha. Territory density is 2.30 territories / 10ha. The Sum of potential bird territories of Investigation area B is 71.28ha. The smallest potential territory is 5.24ha, the biggest one is 16.91ha in area. Median value is 10.07ha. Territory density is 2.30 territories / 10ha.*

*The applied method of the smallest continuous living environments is a guideline to determine and evaluate compensation ranges (for continuous ecological functionality-measures) in environmental planning. The application of the own method in a use-case example in investigation area B results in 2.0ha compensation area that gives space to two breeding pairs. It is the same amount as in the compared best practice method. The application in investigation area A results in 3.0ha compensation area that gives space to six breeding pairs. The best practice methods results in 1.45ha compensation area.*

Die Nutzung und Veränderung der in der Master Thesis verwendeten Daten ist nach der „Datenlizenz Deutschland – Namensnennung – Version 2.0“ unter Verweis auf <https://www.govdata.de/dl-de/by-2-0> zulässig.

Im Literaturverzeichnis befinden sich die Verweise auf die Datenquellen und die URI zu den Datensätzen. In den Abbildungen wird auf die Datengrundlage verwiesen.

## Inhaltsverzeichnis

1	Kompensation in der Landschaftsplanung mit Methoden der Geoinformatik.....	9
1.1	Ausgleichsbilanzierung in Umweltgutachten.....	9
1.2	Artenschutzrechtlicher Hintergrund.....	9
1.3	Beeinträchtigungsermittlung mit GIS-Methoden am Beispiel von Straßenbauvorhaben	10
1.4	Forschungsziel.....	14
2	Die Feldlerche und ihre Lebensraumansprüche.....	15
2.1	Präferenzen.....	15
2.2	Territorium und Revier.....	16
2.3	Störquellen.....	16
3	Grundlagendaten und Deskriptive Maßzahlen.....	19
3.1	Fundpunkte.....	19
3.2	Grundlagendaten zur Repräsentation des Lebensraums.....	19
3.3	Lebensraumbeschreibung mit Deskriptiven Maßzahlen.....	20
4	Methode zur Reviermodellierung.....	22
4.1	Auswahl der Fundpunkte.....	22
4.2	Eingrenzung des Untersuchungsraums.....	23
4.3	Lebensraumbeschreibung mit landscape metrics.....	25
4.4	Erstellung des Minimum-Lebensraums.....	29
4.4.1	Landnutzung als Rasteroberfläche.....	29
4.4.2	Störquellen als Rasteroberflächen.....	31
4.4.3	Eignungsraum-Overlay.....	34
4.4.4	Thiessen-Polygone als Territoriumsgrenzen.....	35
4.4.5	Kleinster zusammenhängender Lebensraum als potentielles Revier.....	36
5	Modellierungsergebnisse.....	38
5.1	Eignungsraum-Overlay.....	38
5.2	Kleinster zusammenhängender Lebensraum.....	42
6	Fallbeispiel Straße: Methodenvergleich für Ausgleichsbedarf.....	48
6.1	Ermittlung und Bewertung des Ausgleichsbedarfs.....	49
6.1.1	Ermittlung und Bewertung mit pauschalen Reviergrößen.....	50
6.1.2	Ermittlung und Bewertung mit dem kleinsten zusammenhängenden Lebensraum...	54
6.2	Vergleich der Methoden und Ergebnisse.....	65
7	Validierung.....	69
8	Diskussion.....	74
9	Fazit.....	77
	Literaturverzeichnis.....	79

Anlage I

## Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Unterschiedlich abstrahierte Revierdarstellungen. Telemetriedaten von acht Nachtigall-Männchen in Polygonen (Naguib et al. 2001), links. Pauschalisierte Revierdurchmesser auf Grundlage plausibler Reviermittelpunkte des gleichen Datensatzes (Garniel et al. 2010), rechts.....	12
Abbildung 2: Verortung valider Fundpunkte nördlich von Euskirchen, Datengrundlage DTK 25, Bezirksregierung Köln.....	22
Abbildung 3: Punktdaten zur Modellierung der Räume A und B, Datengrundlage DTK 25, Bezirksregierung Köln.....	24
Abbildung 4: Vergleich eines aktuellen (links) und des zur Kartierungszeit aufgenommenen (rechts) Digitalen Orthophotos. Vorkommen südlich von Weilerswist, Datengrundlage DOP 2013, DOP 2016.....	25
Abbildung 5: Vergleich eines aktuellen (links) und des zur Kartierungszeit aufgenommenen (rechts) Digitalen Orthophotos. Vorkommen nördlich von Euskirchen, Datengrundlage DOP 2010, DOP 2016.....	25
Abbildung 6: Nutzungsartenverteilung in den Untersuchungsräumen nach ATKIS Basis-DLM.....	26
Abbildung 7: Nutzungsartenverteilung nach Grenzlinienbearbeitung, ATKIS Basis-DLM.....	26
Abbildung 8: Teilmodell zur Prozessierung der Landnutzungsoberfläche ( <i>landuse surface</i> ).....	29
Abbildung 9: geeignete Raumanteile der Landnutzung.....	30
Abbildung 10: Teilmodell zur Prozessierung von Störquellenoberflächen ( <i>disturbance surfaces</i> ).....	31
Abbildung 11: gestörte Raumanteile ausgehend von den Straßen Landesstraße 194 und Kreisstraße 3, Störintensität 10% von 100m bis 300m.....	33
Abbildung 12: gestörte Raumanteile ausgehend von der Landnutzungsoberfläche, Störintensität 10%.....	33
Abbildung 13: gestörte Raumanteile ausgehend von den Straßen Landesstraße 194 und Kreisstraße 3, Störintensität 20% bis 100m.....	33
Abbildung 14: Eignungsraum-Overlay zur Prozessierung von bewerteten Räumen.....	34
Abbildung 15: Teilmodell zur Prozessierung der Thiessenoberfläche ( <i>thiessen surface</i> ).....	35
Abbildung 16: Thiessen-Polygone von Raum B.....	35
Abbildung 17: Kleinster zusammenhängender Lebensraum als Annäherung an ein Revier.....	36
Abbildung 18: Eignungsraum-Overlay für Raum B, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich.....	39
Abbildung 19: Eignungsraum-Overlay für Raum A, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich.....	40
Abbildung 20: Potentielle Reviere für Raum B, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich.....	42
Abbildung 21: Potentielle Reviere für Raum A, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich.....	44
Abbildung 22: Raum B - Fallbeispiel Strasse mit pauschalen Reviergrößen, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten, Datengrundlage DOP 2013. Darstellung maßstäblich.....	50
Abbildung 23: Raum A - Fallbeispiel Strasse mit pauschalen Reviergrößen, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten, Datengrundlage DOP 2010. Darstellung maßstäblich.....	52
Abbildung 24: Raum B - Fallbeispiel Strasse nach eigener Methode, dargestellt mit Nummern der potentiellen Reviere und der neuen Werte der Habitateignung nach Verschneidung, transparenter Eignungsraum-Overlay im Hintergrund. Darstellung maßstäblich.....	54
Abbildung 25: Raum A - Fallbeispiel Strasse nach eigener Methode, dargestellt mit Nummern der potentiellen Reviere und neuer Werte der Habitateignung nach Verschneidung, transparenter Eignungsraum-Overlay im Hintergrund. Darstellung maßstäblich.....	59

## Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Abnahme der Habitateignung für Feldlerchen in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge (Garniel et al. 2010).....	11
Tabelle 2: Mindestabstände zu Störquellen aus Literaturangaben.....	16
Tabelle 3: <i>landscape metrics</i> , Flächengrößen, Statistische Maße und Größen der Untersuchungsräume.....	27
Tabelle 4: Attributtabelle „Raum B Reviere“: Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer.....	43
Tabelle 5: Attributtabelle „Raum A Reviere“: Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer.....	45
Tabelle 6: Attributtabelle von Raum B mit neuen Eignungswerten, Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer.....	55
Tabelle 7: Raum B, Vergleich der Flächenanteile anhand der Eignungswerte vor und nach dem geplanten Straßenbauvorhaben.....	56
Tabelle 8: Attributtabelle von Raum A mit neuen Eignungswerten, Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer.....	60
Tabelle 9: Raum A, Vergleich der Flächenanteile anhand der Eignungswerte vor und nach dem geplanten Straßenbauvorhaben.....	62
Tabelle 10: Statistische Größen bei Parameter-Variation der Abstandsangaben von „Landuse line 10%“.....	72



# 1 Kompensation in der Landschaftsplanung mit Methoden der Geoinformatik

## 1.1 Ausgleichsbilanzierung in Umweltgutachten

Die Anwendung von Geografischen Informationssystemen erleichtern dem Landschaftsplaner das Verfassen von Umweltberichten vor allem in Bezug auf die kartografische Darstellung und Auswertung von Umweltfachdaten.

In Landschaftspflegerischen Begleitplänen (LBP) und Artenschutzrechtlichen Prüfungen (ASP) werden die Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt, oft quantitativ, ermittelt. Im Geoinformationssystem (GIS) werden Biotoptypen als Polygone digitalisiert und mit qualitativen Wertausprägungen belegt. Diese als „Ackerflächen“ oder „Grünland“ bezeichneten Flächen können problemlos mit den voraussichtlich vom Vorhaben beanspruchten Flächen „verschnitten“ werden, sodass eine Flächenbilanz entsteht. Auf der einen Seite fällt Ackerfläche weg, wo zukünftig zum Beispiel Straßenfläche oder Straßenbegleitgrün entsteht. Pflanzen, die sich auf betroffenem Acker oder Grünland befanden, gehen eindeutig verloren. Ihr ökologischer Wert wird zuvor bemessen und muss zur Genehmigung des Vorhabens kompensiert werden. Das ist leicht nachzuvollziehen.

Schwieriger wird es bei der Ermittlung der Umweltauswirkungen eines Vorhabens auf Tiere, da diese mobil sind und den ihnen zur Verfügung stehenden Lebensraum unterschiedlich nutzen. „Welche Lebensräume sind für die Tierarten von Bedeutung? Welche landschaftlichen Requisiten werden von ihnen genutzt und welche nicht?“ Das sind Fragen, die sich bei der Bearbeitung der gutachterlichen Berichte (LBP und ASP) stellen und nicht eindeutig beantwortbar sind. Nichtsdestotrotz wird für die Beantwortung dieser Fragen auf Kartierungen zurück gegriffen. Einerseits, um einen Überblick über das vorhandene Artenspektrum im Planungsgebiet zu erhalten und andererseits, um die geografische Lage und Verteilung der jeweiligen Arten, ob Pflanzen oder Tiere, in Erfahrung zu bringen. Hierbei stellt sich die Frage: „Wie viele Individuen welcher Art sind möglicherweise von den Auswirkungen des Vorhabens, mittelbar und unmittelbar, betroffen und werden dadurch beeinträchtigt und wie kann dies kompensiert werden?“

## 1.2 Artenschutzrechtlicher Hintergrund

Es ist gemäß § 44 Abs. 1 Satz 3 BNatSchG verboten, Fortpflanzungs- und Ruhestätten aus der Natur zu entnehmen, sie zu beschädigen oder zu zerstören. Im Rahmen einer artenschutzrechtlichen Prüfung kann es bei einer festgestellten Verletzung von Verbotstatbeständen nach § 44 Abs. 1 BNatSchG zu unvermeidbaren Beeinträchtigungen von

europäischen Vogelarten kommen, die der Umsetzung eines Vorhabens entgegen stehen können. Um dies zu vermeiden, können gemäß § 44 Abs. 5 in Verbindung mit §§ 15 und 18 Abs. 2 Satz 1 BNatSchG vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen zur Aufrechterhaltung der ökologischen Funktion einer Art (CEF-Maßnahmen) festgesetzt werden.

Beeinträchtigungen einzelner Individuen oder Brutpaare einer Vogelart sowie der Verlust von Fortpflanzungs- und Ruhestätten werden in der Regel auf der Grundlage von Kartierungen umfänglich ermittelt. Im Falle einer Vogelkartierung werden Fortpflanzungs- und Ruhestätten als punktförmige Reviermittelpunkte digitalisiert und dargestellt. Punktdaten geben Auskunft über die Lage von Revieren, die entweder direkt oder indirekt vom Vorhaben beeinträchtigt werden und so die Ermittlung des auszugleichenden Umfanges bestimmen. Um den Verbotstatbestand der Entnahme, Beschädigung oder Zerstörung nicht auszulösen, gilt es also die Auswirkungen auf diese Standorte hin zu überprüfen und sachgemäß zu handeln.

### 1.3 Beeinträchtigungsermittlung mit GIS-Methoden am Beispiel von Straßenbauvorhaben

In Deutschland werden zur Zeit in der praktischen Umsetzung Beeinträchtigungen im Straßenbau nach der Arbeitshilfe „Vögel und Straßenverkehr“ (Garniel et al. 2010) ermittelt. Bei direkten Beeinträchtigungen – das Revier liegt innerhalb des Bereichs, der überbaut und versiegelt werden soll – einer Vogelart, in diesem Fall die Feldlerche (*Alauda arvensis*), wird angenommen, dass 100% Fläche des Reviers verloren gehen und kompensiert werden müssen. Vom Fahrbahnrand bis zu einer Effektdistanz von 100m nimmt die Habitateignung in Abhängigkeit der Verkehrsmenge gemäß den Einschätzungen der Autoren ab.

*„Als Effektdistanz wird die maximale Reichweite des erkennbar negativen Einflusses von Straßen auf die räumliche Verteilung einer Vogelart bezeichnet. Die Effektdistanz ist von der Verkehrsmenge unabhängig.“* (Garniel et al. 2010, S. 6)

Zudem werden für die Vogelart zwei weitere Zonen mit Effektdistanzen (100m-300m; 300m-500m) definiert in denen die Habitateignung in gleicher Abhängigkeit abnimmt (vgl. Tabelle 1).

Tabelle 1: Abnahme der Habitateignung für Feldlerchen in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge (Garniel et al. 2010)

<b>Feldlerche</b>	<b>vom Fahrbahnrand bis 100 m</b>	<b>von 100 m bis 300 m</b>	<b>von 300 m bis 500 m</b>
<b>Kfz/24h</b>			
bis 10.000	20%	10%	0%
10.001 bis 20.000	40%	10%	0%
20.001 bis 30.000	60%	10%	10%
30.001 bis 50.000	80%	50%	10%
> 50.000	100%	50%	20%

Zur Herleitung der Effektdistanzen und entsprechenden „Wirkzonen“ haben Garniel et al. (2010) insgesamt 199 Feldlerchen-Brutreviere auf ihre Empfindlichkeit für Strassenlärm, optische Reize und weitere von Straßen ausgehende Störfaktoren untersucht. Es wurden die Abstände der Brutreviere zu Straßen in Abhängigkeit der Verkehrsmenge und des Lärmpegels am Tag (gemessen in dB) verglichen. Dabei wurde festgestellt, dass sich die Meidung der Feldlerche von trassennahen Bereichen nicht hinreichend durch den Störfaktor Lärm erklären lässt (Garniel et al. 2007, Bieringer et al. 2010). Wie die Autoren beschreiben, führen vor allem bei der Feldlerche optische Reize zur Meidung von trassennahen Bereichen. Auf Grundlage der untersuchten Feldlerchen-Brutreviere und tiefgründiger Literaturrecherche haben die Autoren die in Tabelle 1 aufgeführten Prozentwerte als Fachkonvention für die Planungspraxis ermittelt.

Der in einer Artenschutzmaßnahme neu anzulegende Revierlebensraum wird in Nordrhein-Westfalen gemäß der Maßnahmensteckbriefe des Leitfadens „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ (Bettendorf et al. 2013) für die jeweils betroffene Vogelart ermittelt. Dort sind Mindestgrößen von Revieren aufgeführt, die es bei der Neuanlage zu beachten gilt. Für die Feldlerche ist demnach für „Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland“ eine Flächengröße von mindestens 1ha (in Ausnahmefällen 0,5ha) pro beeinträchtigtem Brutpaar neu anzulegen oder herzurichten. Aus der Lage, beziehungsweise dem Abstand zur geplanten Straße, und der Anzahl der Feldlerchen-Individuen innerhalb oder außerhalb des Straßenverlaufs oder der verschiedenen Wirkzonen wird schlussendlich eine Flächengröße berechnet.

**Beispiel: *best practice* einer pauschale Verlustrechnung**

Es sind Brutreviere der Feldlerche vom Bau einer geplanten Straße mit einer Auslastung von 10.001 bis 20.000 Kfz/24h betroffen. Ein Revier liegt im Straßenbereich, zwei Reviere liegen in weniger als 100m Entfernung zur Straße, zwei weitere Reviere befinden sich etwa 200m entfernt. Die Rechnung zur Ermittlung des auszugleichenden Feldlerchenreviers sieht folgendermaßen aus:

$$1 \times (100\% \times 1\text{ha}) + 2 \times (40\% \times 1\text{ha}) + 2 \times (10\% \times 1\text{ha}) = \underline{2\text{ha}}$$

In der Planungspraxis wird die Arbeitshilfe von Garniel et al. (2010) oft sehr stark vereinfacht angewendet. Auffällig ist, dass Punktdaten, die modellhaft für den Mittelpunkt eines Brutreviers stehen, repräsentativ für einen in der Natur mehrdimensional ausgedehnten Revierraum der Feldlerche herangezogen werden. Mit der pauschalen Verlustrechnung (vgl. Beispiel) wird ein radialer Revierraum angenommen, der 1ha Größe pro Brutpaar entsprechen soll. Zusätzlich wird ungeeigneter Revierraum in der Fläche prozentual von 1ha Größe subtrahiert. Statt eine der Realität angemessene Objektgeometrie zu nutzen, wird die Punktgeometrie verwendet, um schließlich kreisförmige Flächengrößen zu ermitteln. Sinnvoller wäre es, eine mindestens 2-dimensionale Objektgeometrie, also ein Polygon, repräsentativ für eine flächige Ausdehnung des Revierraums zu verwenden, da hierdurch der Vergleich zwischen modellierter flächig ausgedehnter Straße mit Wirkzonen und flächig ausgedehntem Revier möglich ist. Der flächig modellierte Lebensraum der betroffenen Feldlerchenreviere könnte auf diese Weise besser quantitativ ermittelt werden.

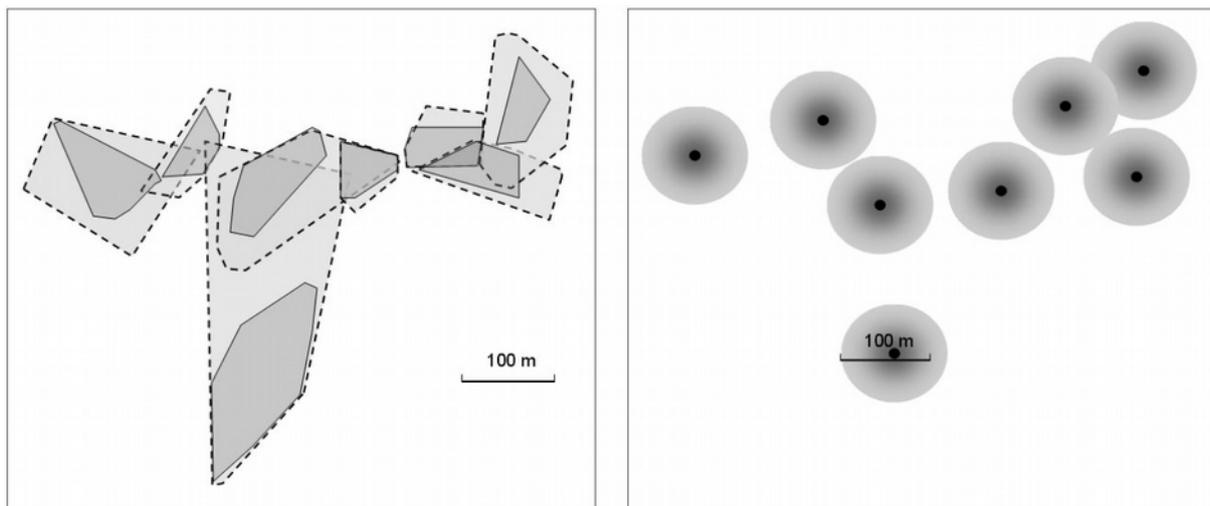


Abbildung 1: Unterschiedlich abstrahierte Revierdarstellungen. Telemetriedaten von acht Nachtigall-Männchen in Polygonen (Naguib et al. 2001), links. Pauschalisierte Revierdurchmesser auf Grundlage plausibler Reviermittelpunkte des gleichen Datensatzes (Garniel et al. 2010), rechts

Garniel et al. (2010) sind sich der Problematik der Ungenauigkeit bewusst und betonen, dass dieser Ansatz für den alltäglichen Gebrauch nachvollziehbar sein muss und dessen Komplexität auf einem zumutbaren Niveau verbleiben soll. Als *best practice* wird oft die abstrahierte

Kreisgeometrie als Annäherung an ein tatsächliches Revier auf Basis des Reviermittelpunkts angenommen. Es kann nicht auf Telemetriedaten zurück gegriffen werden, deren Erhebung einerseits einen unverhältnismäßig großen Aufwand bedeuten würde und andererseits gar nicht machbar wäre, da die dort vorkommenden Tiere bereits im Vorgriff auf ein geplantes Vorhaben mit entsprechender Technik ausgestattet sein müssten. Des Weiteren wird von den Autoren klargestellt, dass eine genauere Spezifizierung des Reviers nicht angestrebt wird, um der Unschärfe der Kartierungsmethode gerecht zu werden. Die tatsächliche Verortung von Vogelrevieren wird nach Gesang und Sichtung einzelner Individuen vorgenommen (Revierkartierung nach Südbeck et al. 2005), sodass die Lage des verorteten Reviers nicht mit dem Brutplatz gleichzusetzen ist, sondern ein Revierzentrum darstellt in dem sich der Brutplatz befindet (Garniel et al. 2010). Eine verfeinerte Modellierung des Reviers wird deshalb nicht angestrebt.

Gemäß der Arbeitshilfe von Garniel et al. (2010) kann eine vertiefte Raumanalyse notwendig sein, falls landschaftsspezifische Besonderheiten die Reichweite der verkehrsbedingten Störungen reduzieren oder seltene und gefährdete Vogelarten vorkommen, die zu einer vertieften Untersuchung führen können. Das Ergebnis der vertieften Raumanalyse wird im Regelfall gegenüber der Standard-Prognose kein erhöhter Ausgleichsbedarf sein, da die Standard-Prognose den wegfallenden Lebensraum der jeweiligen Arten tendenziell überschätzt (Garniel et al. 2010).

Was nun für die alltägliche Planungspraxis gelten soll, muss kein Hindernis für eine alternative Ermittlung eines Vogelreviers sein. Mit der Maxime nachvollziehbar und relativ leicht verständlich zu sein werden bislang die Unzulänglichkeiten des bestehenden Ansatzes in Kauf genommen. Das ist plausibel, da es bislang keine bessere Methode zur Ermittlung des Ausgleichsbedarf gibt. Deshalb musste ein Kompromiss gefunden werden, um diesen Raum dennoch ermitteln zu können. Die vorliegende Master Thesis soll dazu beitragen, den Kompromiss zwischen der Nachvollziehbarkeit und Komplexität eines Modellansatzes aus Sicht der *Geographic Information Sciences* erträglicher zu machen. Die alternative Revierermittlung darf komplex sein, die Nachvollziehbarkeit soll trotzdem nicht außer acht gelassen werden.

## 1.4 Forschungsziel

Das Forschungsziel dieser Master Thesis ist die Umsetzung einer flächenhaften Modellierung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Feldlerche. Die Ergebnisse der Modellierung sollen eine Basis für die Ermittlung und Bewertung der Auswirkungen von Straßenvorhaben auf Fortpflanzungs- und Ruhestätten darstellen. Die Fortpflanzungs- und Ruhestätten werden auf der Grundlage von Punktgeometrien zu Flächengeometrien modelliert, damit sie mit den ebenfalls flächigen Beeinträchtigungsräumen eines Vorhabenbereiches und dessen Wirkzonen verglichen werden können.

Zu den operativen Teilzielen gehört es, Habitatansprüche der Feldlerche an den Lebensraum herauszustellen, die das Vorkommen der Art begünstigen oder ermöglichen. Im Gegensatz dazu sollen Störelemente berücksichtigt werden, die die Habitateignung wiederum verringern und sich damit negativ auf die Revierausdehnung auswirken können. Hierbei geht es gemäß der Formulierung des Bundesnaturschutzgesetzes um die Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Individuen. Als Fortpflanzungs- und Ruhestätte wird das gesamte Revier abgegrenzt, wobei die zentralen Bereiche eines Reviers bedeutsamer sein sollten als die Randbereiche (Bettendorf et al. 2013).

Mit dem Einsatz ausgewählter *landscape metrics* (McGarigal und Marks 1995) kann der Lebensraum und dessen Nutzungsarten durch Indizes miteinander verglichen werden. Hierdurch sollen sich Hinweise für die Interpretation des Lebensraums innerhalb der Untersuchungsräume ergeben, die in die Modellierung einfließen sollen.

Da sich viele Kriterien auf die Wahl des Brutplatzes (als Fortpflanzungsstätte) auswirken, können nur die in dieser Arbeit ausgewählten Kriterien zusammengefasst bzw. in einer Datenschicht aggregiert werden, um Feldlerchenreviere darstellen zu können. Das Augenmerk liegt auf allgemeinen Kriterien für potentielle Feldlerchenreviere und soll keine feingranularen Ergebnisse liefern. Potentiell bedeutet in diesem Zusammenhang, dass der geoinformatisch ermittelte Raumanspruch der Feldlerche nicht dem tatsächlichen entspricht, sondern eine adäquate quantitative Annäherung daran darstellen soll.

Das Modellierungsergebnis wird in einem Anwendungsbeispiel mit dem Ergebnis der Methode zur Ermittlung pauschaler Reviergrößen verglichen. Die Ergebnisse werden unter Berücksichtigung der unterschiedlichen methodischen Ansätze interpretiert. Dabei werden Unterschiede und Gemeinsamkeiten herausgestellt.

## 2 Die Feldlerche und ihre Lebensraumansprüche

Im folgenden werden Faktoren aufgeführt, die nach wissenschaftlichem Kenntnisstand entweder die Ansiedlung der Art begünstigen oder erschweren. Auf Grundlage der Kartierungsdaten wirkt die Frage nach den Faktoren, die das Ansiedeln begünstigen, banal. Schließlich kommt die Art vor und wurde festgestellt. Für die flächenhafte Modellierung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten sind diese Faktoren jedoch nicht banal. Das faktische Vorkommen bildet die Basis der Fortpflanzungs- und Ruhestätten-Modellierung und ist notwendig, um überhaupt Räume abzugrenzen, die später einem quantitativen Flächenvergleich standhalten sollen.

### 2.1 Präferenzen

Die Feldlerche gilt neben der Grauammer und dem Rebhuhn als Leitart für Ackerlebensgemeinschaften (Jung et al. 2018). Sie kann nach Hoffmann et al. (2007, in Schreiber und Utschick 2011) als Leitart für den Agrarvogelschutz angesehen werden.

Die Feldlerche ist in Nordrhein-Westfalen in allen Naturräumen weit verbreitet. Regionale Dichtezentren sind in Bördelandschaften, im Westmünsterland und der Medebacher Bucht vorhanden. Seit den 1970 Jahren wird durch die Intensivierung der Landwirtschaft ein starker Artenrückgang konstatiert. Der Gesamtbestand wird im Jahr 2015 auf unter 100.000 Brutpaare geschätzt (LANUV 2018a). Ein wesentlicher Grund für den Artenrückgang wird im durchschnittlich zu geringem Bruterfolg gesehen (Chamberlain & Crick 1999 in Stöckli et al. 2006).

Weitläufige Agrarflächen stellen den Lebensraum für das hauptsächliche Vorkommen der Feldlerche in der Kulturlandschaft Deutschlands und Mitteleuropas dar (Schreiber und Utschick 2011, Elle et al. 2003). Sie ist ein Bodenbrüter in offenen, wald- und gebüschfreien Habitaten und bevorzugt Äcker vor (Mager-)Grünland, gefolgt von Grün-Brachen und beweideten Flächen (Elle et al. 2003, Toepfer und Stubbe 2001). Eine zu dicht stehende Krautschicht oder Getreidekultur wirkt sich nachteilig aus. Vorteilhaft hingegen ist eine hohe Kulturdiversität mit hohem Grenzlinienreichtum (Jenny 1990, Stöckli et al. 2006, Schmidt et al. 2017).

Innerhalb von Ackerflächen werden durch alte ackerbauliche Bewirtschaftungsformen unabsichtlich generierte Störstellen mit geringem Vegetationsaufwuchs oder solche Störstellen, die durch natürliche Bedingungen entstehen von der Feldlerche bevorzugt (Schön 1999).

Im Grünland bevorzugt die Feldlerche niedrige oder gut strukturierte Gras- und Krautfluren auf trockenen bis wechselfeuchten Böden mit weitgehend freiem Horizont. Dicht besiedelte Habitate haben oft eine kurze Vegetation und einen hohen Anteil an offenen, nicht bewachsenen Bodenstellen (Glutz von Blotzheim und Bauer 1985).

Ackerland und Grünland sind Nutzungsarten, die in ihrer Lebensraum-Funktion für die Feldlerche hoch zu bewerten sind. Ungeeignete Nutzungsarten sind demnach für potentielle Fortpflanzungs- und Ruhestätten als sehr niedrig zu bewerten.

## 2.2 Territorium und Revier

Das Territorium oder Revier der Feldlerche kann als der Raum bezeichnet werden, der von ihr besungen und gegen Artgenossen verteidigt wird (Jenny 1990).

Die Reviergröße liegt nach einer Untersuchung von Jenny (1990) zur „Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft“ im Mittel bei einer Größe von 3,1ha. Die kleinsten Reviere betragen nach genannter Untersuchung 2,0ha, die größten liegen bei 8,3ha. Pätzold (1983) hat als kleinste Reviergröße in Getreidefeldern von 5.000m<sup>2</sup> und Durchschnittsgrößen von 7.850m<sup>2</sup> ermittelt.

## 2.3 Störquellen

Störquellen sind extrinsische Faktoren wie von Menschen errichtete Bauwerke, angelegte Baumstrukturen oder Wälder als auch natürlich entstandene Gehölzstrukturen. Unabhängig von den genannten Reviergrößen hält die Feldlerche zu Störquellen mit großem Störpotenzial, beispielsweise vielbefahrene Straßen, ein Mindestabstand von ca. 500m ein (Daunicht 1998 in Garniel et al. 2007).

Tabelle 2: Mindestabstände zu Störquellen aus Literaturangaben

Störquelle	Mindestabstände		Literaturangaben
	Untersuchungsraum A	Untersuchungsraum B	
Straßen (in Abhängigkeit der Verkehrsstärke)	<b>Kreisstraße 11</b> <u>Keine Angaben:</u> Fahrbahnrand bis 100m: Abnahme Habitateignung 20%. 100m-300m: Abnahme Habitateignung 10%.	<b>Kreisstraße 3</b> <u>Keine Angaben:</u> Fahrbahnrand bis 100m: Abnahme Habitateignung 20%. 100m-300m: Abnahme Habitateignung 10%.	(Garniel et al. 2010) (Reijnen et al. 1996)
	<b>Landesstraße 182</b> 6.608 Kfz/d: Fahrbahnrand bis 100m:	<b>Landesstraße 194</b> 4.195 Kfz/d: Fahrbahnrand bis 100m:	

	<p>Abnahme Habitateignung 20%. 100m-300m: Abnahme Habitateignung 10%.</p> <p><b>Landesstraße 264</b> 18.672 Kfz/d: Fahrbahnrand bis 100 m: Abnahme Habitateignung 40%. 100m-300m: Abnahme Habitateignung 10%.</p> <p><b>Bundesautobahn 1</b> 48.740 Kfz/d: Fahrbahnrand bis 100m: Abnahme Habitateignung 80%. 100m-300m: Abnahme Habitateignung 50%. Von 300m-500m: Abnahme Habitateignung 10%.</p>	<p>Abnahme Habitateignung 20%. 100m-300m: Abnahme Habitateignung 10%.</p>	
Bahntrassen	50m		(Jung et al. 2018)
Wege	Abhängig von der Frequentierung. Annahmewert 10m		(Bettendorf et al. 2013)
Hochspannungs-Freileitungen	100m		(Dreesmann 1995)
Windenergiekraftanlagen	Keine Empfindlichkeit festgestellt		(Kaiser et al. 2017)
Kleine Hecke	Annahmewert: 10m		
Große Einzelbäume	50m		(Bettendorf et al. 2013)
Feldgehölze	120m		(Bettendorf et al. 2013)
Geschlossene Gehölzkulissen	160m		(Oelke 1968)

\* Die Angaben für den durchschnittlichen täglichen Verkehr (DTV) wurden Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen (2019a) entnommen. Die Abstandswerte für Straßen ergeben sich aus den Untersuchungen von Garniel et al. (2010), wessen Ergebnisse mit der Arbeit von Reijnen et al. (1996) verknüpft wurden (s. Tabelle 1).

Hohe Störquellen wie Hochspannungs-Freileitungen oder sehr dichte Störquellen wie große Einzelbäume oder geschlossene Gehölzkulissen vermindern durch ihre optische Wirkung die Eignung des Lebensraums als Fortpflanzungs- und Ruhestätte. Zudem können sie als Ansitz oder Versteckmöglichkeit für Prädatoren genutzt werden, was auf die Feldlerche abschreckend wirkt. Zu Wegen wird auch aufgrund von Spaziergängern mit Hunden Abstand gehalten, die allgemein störend auf bodenbrütende Vögel wirken können.

Natürlich finden sich in der Literatur auch andere Werte. Jung et al. (2018) geben beispielsweise einen Mindestabstand zu Hochspannungsfreileitungen von nur 50m an. Sie tun dies verallgemeinernd zur Anlage von Artenschutzfenstern und -streifen für Feldvögel (u.A. Grauammer, Rebhuhn, Feldlerche, Schafstelze, Goldammer). Da nun aber die Feldlerche stark auf optische Reize reagiert, ist es sinnvoll bei Raum bedeutsamen Störquellen von erhöhten Werten auszugehen. Das sind die Störquellen vor allem dann, wenn sie vertikal weithin sichtbar sind. Die in Tabelle 2 zusammengetragenen Werte stellen eine konservative Betrachtung, ausgehend von den Mindestabständen, dar. Das heißt die Mindestabstände sind tendenziell eher hoch als niedrig angesetzt.

## 3 Grundlagendaten und Deskriptive Maßzahlen

### 3.1 Fundpunkte

Die Fundpunkte wurden vom Fundortkataster des Landesamts für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen, im räumlichen Bezug auf die gegebenen Untersuchungsräume und dessen Umfeld, bezogen (LANUV 2018b).

Die *point shapefile* verfügt über eine eindeutig Objektkennung je Datensatz. Zugehörige Objektberichte verweisen auf die Objektkennung, welche vom LANUV vergeben wird. In den Objektberichten sind unter anderem Angaben zum Status des Fundpunkts enthalten, mit denen auf Brutnachweise geschlossen werden kann. Die Statusangabe ist, zusammen mit der geografischen Lage der einzelnen Fundpunkte, für die Modellierung relevant.

### 3.2 Grundlagendaten zur Repräsentation des Lebensraums

Das Referenzjahr für alle bezogenen Daten ist 2018.

#### Digitale Orthophotos

Digitale Orthophotos (DOP) stehen als aktuelle und historische Datenbasis zur Verfügung. Die Orthophotos des Referenzjahrs haben eine *Ground sampling distance* (Bodenauflösung) von 10cm. Die historischen Orthophotos der Jahre 2010 und 2013 haben eine Bodenauflösung von 20cm. Die mittlere Lagegenauigkeit eines DOP beträgt 2-3 Pixel (Bezirksregierung Köln 2018b).

Der für die Feldlerchenvorkommen gegebene Lebensraum wird anhand der aktuellen und historischen Digitalen Orthophotos miteinander verglichen, um fehlerhafte Angaben in der Ausgangsdatenbasis zu vermeiden. Anpassungen werden im aufbereiteten ATKIS Basis-DLM vorgenommen.

#### ATKIS Basis-DLM

Das Amtlich Topographisch-Kartographischen Informationssystem (ATKIS) Basis-DLM bietet eine Lagegenauigkeit von  $\pm 3\text{m}$  entsprechend der Auflösung der DTK 10<sup>1</sup> und stellt das Produkt mit der derzeit genauesten Auflösung im gegebenen Maßstab dar (Bezirksregierung Köln 2018a).

Inhaltlich sind die für diese Arbeit relevanten Daten des ATKIS, repräsentiert als Digitales Landschaftsmodell (DLM) in vier Hauptkategorien einzuordnen: Vegetation, Gewässer,

---

1 Digitale Topographische Karte 1:10.000 (DTK)

Siedlung und Verkehr. Untergeordnet sind Objektarten gemäß AdV (2008) definiert. Mit hinterlegten Objektartenschlüsseln können die kodierten Angaben in den *shapefiles* mit einem Objektartenkatalog entschlüsselt werden, sodass die Nutzungsart eines Objekts ersichtlich wird. Das Landschaftsmodell setzt sich aus vielen *shapefiles*, repräsentiert im Punkt-, Linien- und Flächenformat, zusammen.

Eine alternative Repräsentation der Landbedeckung sind die Vektordaten des Copernicus-Programms CORINE Land Cover (CLC) des Jahres 2018. Die CLC-Daten sind gröber aufgelöst als die Daten des Digitalen Landschaftsmodells und daher für einen Vergleich mit Vogelrevieren von wenigen Hektar Größe nicht fein genug. Die Minimale Kartierungseinheit für die Erfassung von Flächen beträgt 25ha und 100m für lineare Phänomene (Copernicus 2018).

Das ATKIS Basis-DLM stellt aufgrund der höheren Auflösung eine bessere Repräsentation der Landbedeckung dar und wird zur Modellierung verwendet.

#### Straßennetz-Datensatz

Die geografische Lage der Kreis-, Landes- und Bundesstraßen sind im Straßennetz-Datensatz (Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen 2019b) enthalten. Für die Modellierung ist die *shapefile* „FAHRSTREIFEN\_line“ von Bedeutung. Hierin sind die Fahrwegachsen der in Tabelle 2 aufgeführten Straßen enthalten.

### 3.3 Lebensraumbeschreibung mit Deskriptiven Maßzahlen

Landschaftsstrukturmaße werden auf zwei Ebenen angewendet: Auf der Landschaftsebene (*landscape level*) und auf der Klassenebene (*class level*). Erstere beschreibt die Landschaft allgemein aus einem kleineren Maßstab heraus und unterscheidet nicht, im Gegensatz zur Klassenebene, zwischen *patches* gleicher Klassen. Auf Landschaftsebene werden alle *patches* betrachtet und in Maßzahlen zusammengefasst; auf Klassenebene werden *patches* mit gleicher Merkmalsausprägung (Nutzungsart) zusammenfassend erklärt (Lang und Blaschke 2007).

Im folgenden werden die deskriptiven Landschaftsstrukturmaße gemäß den Definitionen nach Lang und Blaschke (2007) und McGarigal und Marks (1995) definiert:

#### **Number of Patches (NP)**

Anzahl der *patches*.

#### **Total Area (TA)**

Gesamte Flächengröße des Aktionsraums.

***Class Area (CA)***

Zusammengefasste Flächengröße der *patches* nach Klassen.

***Largest Patch Index (LPI)***

Entspricht der relativen Flächengröße des größten *patches* des korrespondierenden Patch-Typs im Vergleich zur *Total Area* (TA).

***Mean Patch Size (MPS)***

Durchschnittliche Patchgröße auf Klassenebene.

***Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR)***

Gemittelttes Umfang-Flächen-Verhältnis.

## 4 Methode zur Reviermodellierung

### 4.1 Auswahl der Fundpunkte

Für die vorliegende Arbeit werden nur die Fundpunkte verwendet, die nicht älter als 2008 Jahre sind und bei denen ein gesicherter Brutnachweis bestätigt ist.

Für die Landschaft wird vorausgesetzt, dass sie sich seit 2008 nicht grundsätzlich verändert hat, sodass ein Vergleich zwischen den ATKIS Basis-DLM-Daten und den Fundpunkten durchgeführt werden kann. Zudem ist der Bezug von älteren ATKIS Basis-DLM-Daten des Jahres 2008 nicht mehr möglich. Signifikante Unterschiede wurden durch Luftbilddatenauswertungen korrigiert (vgl. Kapitel 4.3). Das folgende SQL-Statement beschreibt die Auswahl nach den oben genannten Kriterien in der Fundpunkte-Datei „feldlep“:

```
SELECT * FROM feldlep  
WHERE "DATUM" > 2008 AND ("STATUS" = 'Brut sicher' OR "STATUS" = 'Brut  
wahrscheinlich')
```

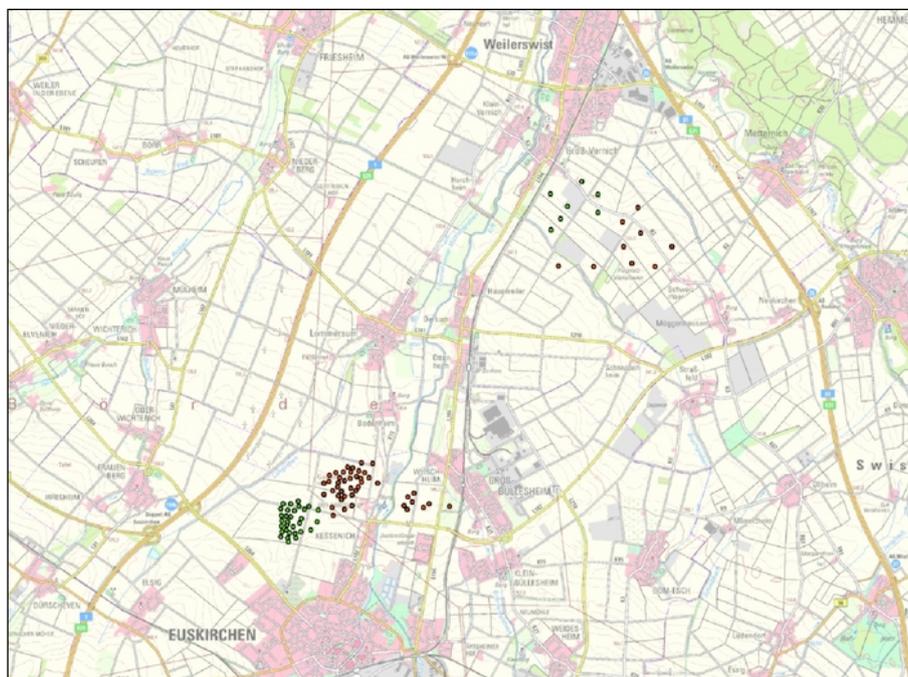


Abbildung 2: Verortung valider Fundpunkte nördlich von Euskirchen, Datengrundlage DTK 25, Bezirksregierung Köln

In Abbildung 2 sind räumlich getrennte Feldlerchenvorkommen zu sehen. Nördlich von Euskirchen befindet sich ein Vorkommen, das in seiner Verteilung aufgrund der Dichte der Fundpunkte auf eine höhere Besatzdichte schließen lässt als das Vorkommen südlich von Weilerswist, welches für eine niedrigere Besatzdichte steht. Für die Modellierung wird nur ein Teil der Fundpunkte (grün eingefärbt) verwendet. Durchzügler und Nahrungsgäste werden

ausgeschlossen. Die Teilauswahl wird selbst wieder als Vorkommen bzw. eigene Population angesehen. Es werden zwei Vorkommen in zwei unterschiedlichen Untersuchungsräumen modelliert.

## 4.2 Eingrenzung des Untersuchungsraums

Basierend auf den aufbereiteten Feldlerchendaten, die Auskunft über den Standort eines Brutpaares geben, werden die Untersuchungsräume eingegrenzt. Diese ergeben sich zum einen aus der territorialen Aufteilung des Lebensraums, welcher mehreren Individuen zur gleichen Zeit (innerhalb eines Jahres) Platz zur Brut und Nahrungssuche bietet. Zum anderen werden die Räume in ihrer Weitläufigkeit von äußeren Faktoren begrenzt, die anthropogener und natürlicher Ausprägung sein können.

Es wird von außen nach innen der Raum eingegrenzt, der als Revier eines Vogelindividuums geeignet ist, sodass Störungen mit weitreichenden Wirkungen oder ungeeignete Räume betrachtet und anschließend ausgeschlossen werden können. Zuerst erfolgt eine Eingrenzung der gesamten Untersuchungsräume beider Vorkommen auf Basis der Objektarten.

Die vorliegenden Fundpunkte liegen in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft, nämlich der Jülicher und Zülpicher Börde. Aufgrund der Vergleichbarkeit wird die Mindestgröße eines Reviers nach Jenny (1990) als Orientierungswert verwendet. 3,1ha als Durchschnittswert entsprechen in kreisförmiger Ausdehnung einem theoretischen Revierradius von ca. 100m.

Innerhalb einer Entfernung von 500m zum Revier besteht bei der Feldlerche die Möglichkeit der Beeinträchtigung ausgehend von der weitreichendsten Störquelle, einer Straße. Deshalb ist der potentielle Untersuchungsraum<sup>2</sup> für die Modellierung der Reviere folgendermaßen gestaltet: Vom theoretischen „Revierrand“ ausgehend wird ein Radius von 500m angesetzt. Innerhalb dieses Raums sind Beeinträchtigungen eines Reviers möglich. Aufgrund der Scheingenauigkeit der Daten (vgl. Kapitel 1.3) wird der Abstand vom „Revierrand“ und nicht vom vermeintlichen Mittelpunkt angelegt. Bei einem großflächigen Revier ist der „Revierrand“ in etwa 100m vom Reviermittelpunkt entfernt, sodass sich ein Untersuchungsraum ergibt, der radial ausgehend vom Reviermittelpunkt in 600m Entfernung eines jeden Fundpunkts liegt (Abbildung 3).

---

2 im folgenden aufgrund der besseren Lesbarkeit oft als „Raum“ bezeichnet



### 4.3 Lebensraumbeschreibung mit landscape metrics

Der in den Untersuchungsräumen vorhandene Lebensraum, abgeleitet aus den Daten des ATKIS Basis-DLM, wird neben der visuellen Beschreibung nach Lang und Blaschke (2007) durch Landschaftsstrukturmaße quantitativ beschrieben. Im jahreszeitlichen Vergleich der Digitalen Orthophotos fällt auf, dass während des Aufnahmezeitraums auf der Fläche der jetzt bestehenden Sandgrube im Jahr der Kartierung (2013) des Vorkommens südlich von Weilerswist Ackerfläche bestand (Abbildung 4).



Abbildung 4: Vergleich eines aktuellen (links) und des zur Kartierungszeit aufgenommenen (rechts) Digitalen Orthophotos. Vorkommen südlich von Weilerswist, Datengrundlage DOP 2013, DOP 2016

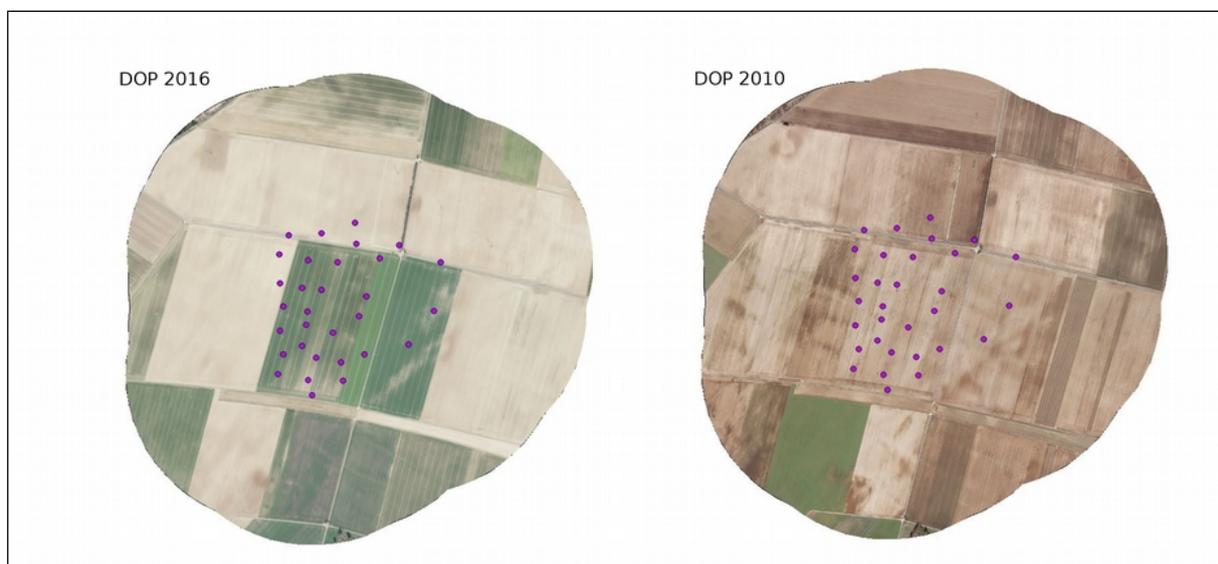


Abbildung 5: Vergleich eines aktuellen (links) und des zur Kartierungszeit aufgenommenen (rechts) Digitalen Orthophotos. Vorkommen nördlich von Euskirchen, Datengrundlage DOP 2010, DOP 2016

Die in den Räumen vorhandenen an den Bestand der Aufnahmejahre angepassten Objektarten sind in Abbildung 6 dargestellt.

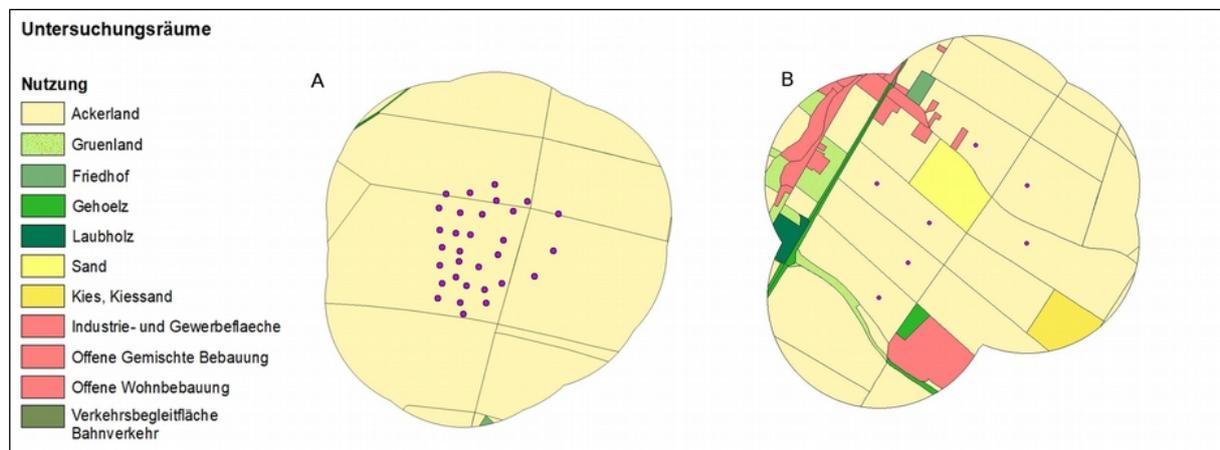


Abbildung 6: Nutzungsartenverteilung in den Untersuchungsräumen nach ATKIS Basis-DLM

Landschaftsanalytisch kann die in den jeweiligen Räumen gegebene Landschaft nach Lang und Blaschke (2007) als Schachbrett- bzw. Rechtwinklige-Agrarlandschaft bezeichnet werden, die eine für mitteleuropäische Verhältnisse typische Landschaftsstruktur widerspiegelt. Sie wird von Ackerparzellen dominiert, die durch Landwirtschaftswege voneinander abgegrenzt sind. Zerstreute Siedlungen und Ortschaften sind durch Landstraßen miteinander verbunden und begrenzen bzw. zerschneiden die Agrarlandschaft.

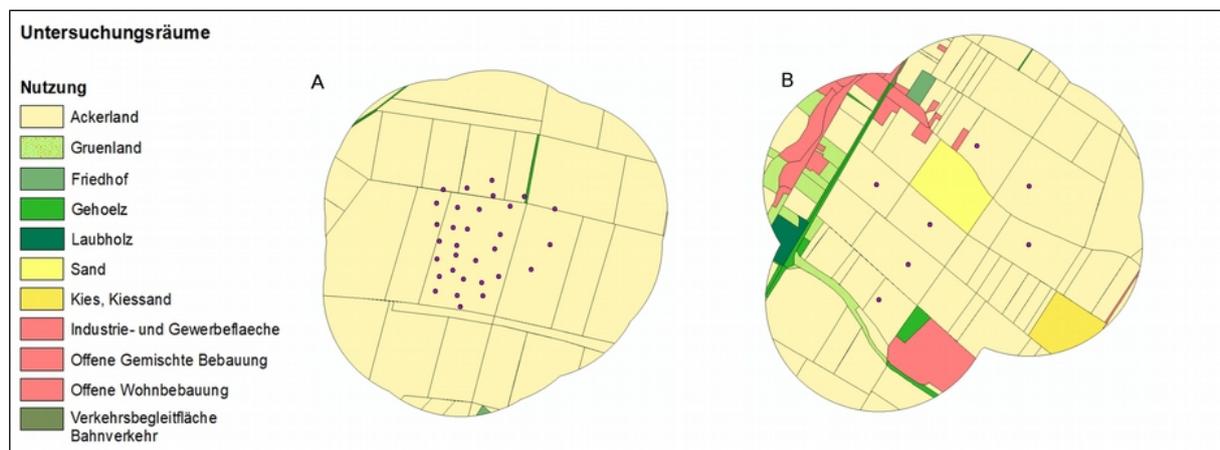


Abbildung 7: Nutzungsartenverteilung nach Grenzlinienbearbeitung, ATKIS Basis-DLM

Im Vergleich zwischen ATKIS Basis-DLM und Digitalem Orthophoto fällt auf, dass im ATKIS-Datenmodell aneinander angrenzende, unzerschnittene Ackerflächen in jeweils einem Polygon zusammengefasst sind, während im Digitalen Orthophoto Unterscheidungen in kleinere Raumeinheiten innerhalb des Polygons ausgemacht werden können. Die Unterschiede in Farbe und Form lassen auf den Anbau mehrerer Fruchtarten oder das Brach-

liegen von Teilflächen schließen und sprechen für einen größeren Grenzlinienreichtum in Raum B. In Raum A können auch kleinere räumliche Aufteilungen, jedoch in geringerer Anzahl, ausgemacht werden (Abbildung 7). Diese Feststellung ist nur für die landschaftsanalytische Interpretation bedeutsam. Im ATKIS-Modell wird verallgemeinernd lediglich zwischen den in den Untersuchungsgebieten vorkommenden Objektarten unterschieden (Abbildung 6). In den Räumen A und B liegen folgende Landbedeckungen und Nutzungsarten, gemeinsam dargestellt mit Flächengrößen, vor:

Tabelle 3: *landscape metrics*, Flächengrößen, Statistische Maße und Größen der Untersuchungsräume

<b>Metrische Ebene</b>	<b>Nutzungsart/ (Objektart)</b>	<b>CA</b> in Hektar	<b>NP</b>	<b>MPS</b> in Hektar	<b>MPAR</b>	<b>LPI</b>
<i>class level:</i> Untersuchungs- raum A	Ackerland	272,519	34	8,015	0,061	9,501
	Gehölz	0,789	4	0,197	0,408	0,072
	Friedhof	0,196	1	0,196	0,104	0,176
<i>landscape level:</i> TA		273,504	39		0,098	
<i>class level:</i> Untersuchungs- raum B	Ackerland	246,308	74	3,328	0,050	6,297
	Sand	11,455	1	11,455	0,012	3,659
	Offene Wohnbebauung	11,952	9	1,328	0,065	1,043
	Industrie- und Gewerbefläche	11,417	6	1,903	0,555	3,376
	Grünland	10,973	13	0,844	0,104	0,801
	Gehölz	5,962	10	0,596	0,176	0,524
	Kies, Kiessand	7,611	1	7,611	0,014	2,431
	Offene Gemischte Bebauung	3,016	6	0,503	0,088	0,293
	Laubholz	2,676	1	2,676	0,033	0,855
	Friedhof	1,451	1	1,451	0,035	0,464
Verkehrsbegleitfläche Bahnverkehr	0,218	1	0,218	0,169	0,070	
<i>landscape level:</i> TA		313,039	123		0,094	

TA = Total Area; CA = Class Area; NP = Number of Patches; MPS = Mean Patch Size; MPAR = Mean Perimeter-Area Ratio; LPI = Largest Patch Index

Im folgenden werden deskriptive Landschaftsstrukturmaße nach den Ausführungen von McGarigal und Marks (1995) und Lang und Blaschke (2007) beschrieben.

### Formanalyse der Patches

Die errechneten Werte zeigen eine vergleichsweise mittlere Kompaktheit an. Die *Mean Perimeter-Area Ratio (MPAR)*-Indizes derselben Klasse in beiden Räumen sind sehr niedrig, was ein im Sinne der Kompaktheit gutes Umfang-Flächenverhältnis indiziert und daher auf eine relativ hohe Kompaktheit schließen lässt.

### Flächengrößen, Diversität und Zusammensetzung

Raum A ist in seiner Flächennutzung und Raumaufteilung sehr homogen. Er enthält wenige, aber große *patches*, die der Klasse „Ackerland“ zuzuordnen sind und den Raum dominieren. Raum B ist dahingegen heterogener und zu ca. 79% mit Ackerland belegt, Die restlichen 21% machen zehn unterschiedliche Klassen mit deutlich geringeren Flächenanteilen im Untersuchungsraum aus (vgl. Tabelle 3).

Raum B wird ebenfalls von Ackerflächen dominiert, die jedoch im Gegensatz zu Raum A aus mehreren kleinen *patches* zusammengesetzt sind. Das Größenverhältnis äußert sich in der *Mean Patch Size (MPS)* der Klasse „Ackerland“. Diese beträgt in Raum A 8,02ha und in B 3,33ha. Gemäß des *Largest Patch Index (LPI)* nimmt das größte Ackerland-Patch in Raum A ca. 9,5% vom gesamten Untersuchungsraum ein und ist 25,98ha groß. In Raum B beträgt dieser Wert ca. 6,3% bei einer Patchgröße von 19,71ha.

Alle 31 Feldlerchen-Fundpunkte in Raum A liegen innerhalb der Klasse Ackerland, vorzugsweise innerhalb der größten *patches*. Im größten *patch* befinden sich alleine 21 Fundpunkte. In Raum B liegen alle sieben Fundpunkte innerhalb der Klasse Ackerland, allesamt in unterschiedlichen *patches*. Auch hierbei befinden sich die Fundpunkte vorzugsweise in den größeren *patches*.

Hieraus lassen sich zwei Schlussfolgerungen ziehen: Die Feldlerchen besiedeln ohne Ausnahme grundsätzlich in beiden Untersuchungsräumen die Klasse Ackerland und sie bevorzugen tendenziell die flächenmäßig großen statt der kleinen *patches*. Ackerland kann also in diesem Zusammenhang als einziger besiedelter Lebensraum i.S. der Fortpflanzungs- und Ruhestätten gesehen werden.

Die weitere Bearbeitung erfolgt mit den Klassen Ackerland und Grünland. Grünland kann potentiell auch besiedelt werden. Die *patches* dieser Kategorien aufsummiert als Gesamtfläche stellen einen groben potentiellen Revierraum dar, der weiter zu verfeinern ist.

## 4.4 Erstellung des Minimum-Lebensraums

Nachdem der Untersuchungsraum eingegrenzt und die Flächennutzungen des Lebensraums sowie vorhandene Störquellen identifiziert und bewertet wurden, wird aus den verschiedenen Informationen ein Matrix-Overlay als Rasteroberfläche erstellt. Der *overlay* setzt sich aus zwei inhaltlichen Themen zusammen: Landnutzung (*landuse surface*) und Störquellen in flächiger Ausdehnung (*disturbance surfaces*). Die entstandene Rasteroberfläche wird zur Modellierung eines Minimum-Lebensraums in das Vektorformat konvertiert und mit prozessierten Thiessenpolygonen (*thiessen surface*) – als Abgrenzung der Territorien zueinander – verschnitten.

Das Vorgehen wird analog für die Räume B und A durchgeführt. Der *workflow* wird beispielhaft nur für Raum B beschrieben. Die Ergebnisse der Modellierung werden für beide Räume in Kapitel 5 dargestellt. Die Erstellung wird teilautomatisiert mit dem *ArcGIS Model Builder* (10.3.1) visuell dargestellt und prozessiert.

### 4.4.1 Landnutzung als Rasteroberfläche

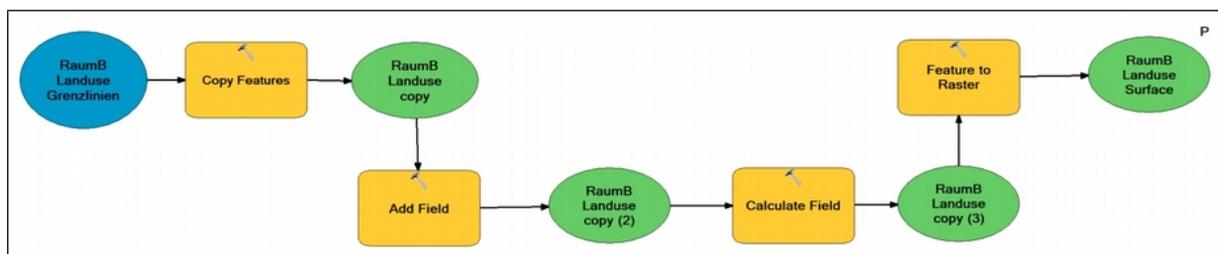


Abbildung 8: Teilmodell zur Prozessierung der Landnutzungsoberfläche (*landuse surface*)

Die *feature class* „RaumB Landuse Grenzlinien“ enthält die Nutzungsarten mit bearbeiteten Grenzlinien (vgl. Abbildung 7). Sie geht als Eingabe-Datei in die Prozessierung ein. Zur Erstellung der Landnutzungsoberfläche „RaumB Landuse Surface“ wird die *feature class* „Raum B Landuse Grenzlinien“ kopiert und die Kopie mit einem Wertefeld versehen. In diesem Feld werden mit einer bedingten Abfrage (*python*) Werte eingetragen, die die Habitat-eignung als Prozentzahl festlegen:

```
# Fuer WERT in landuse feature class
def UseType(typl):
    if typl == "Ackerland":
        return '100'
    elif typl == "Gruenland":
        return '90'
    else:
        # Alle anderen Nutzungstypen sind ungeeignet
        return '0'
```

Ackerland wird eine Lebensraum-Eignung von 100% unterstellt, Grünland eine Eignung von 90% (Abbildung 9). Die *feature class* wird anhand des Felds Wert zu einem *raster dataset* konvertiert. „RaumB Landuse Surface“ wird als *model parameter* in ein übergeordnetes Modell übergeben und ist zur weiteren Prozessierung aufbereitet.

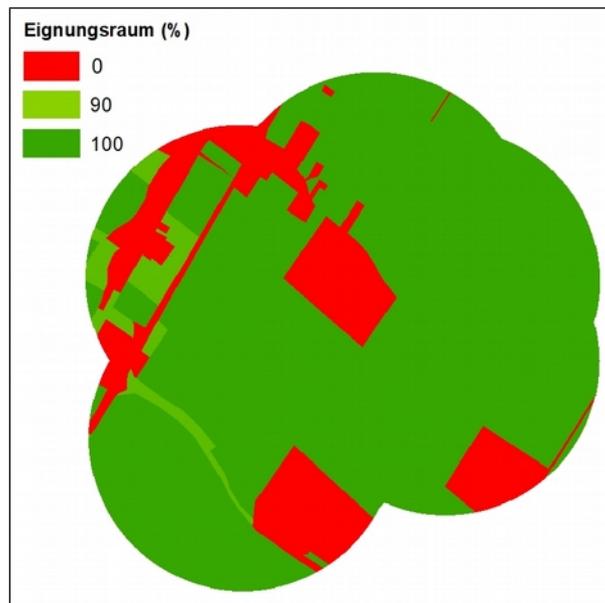


Abbildung 9: geeignete Raumanteile der Landnutzung

#### 4.4.2 Störquellen als Rasteroberflächen

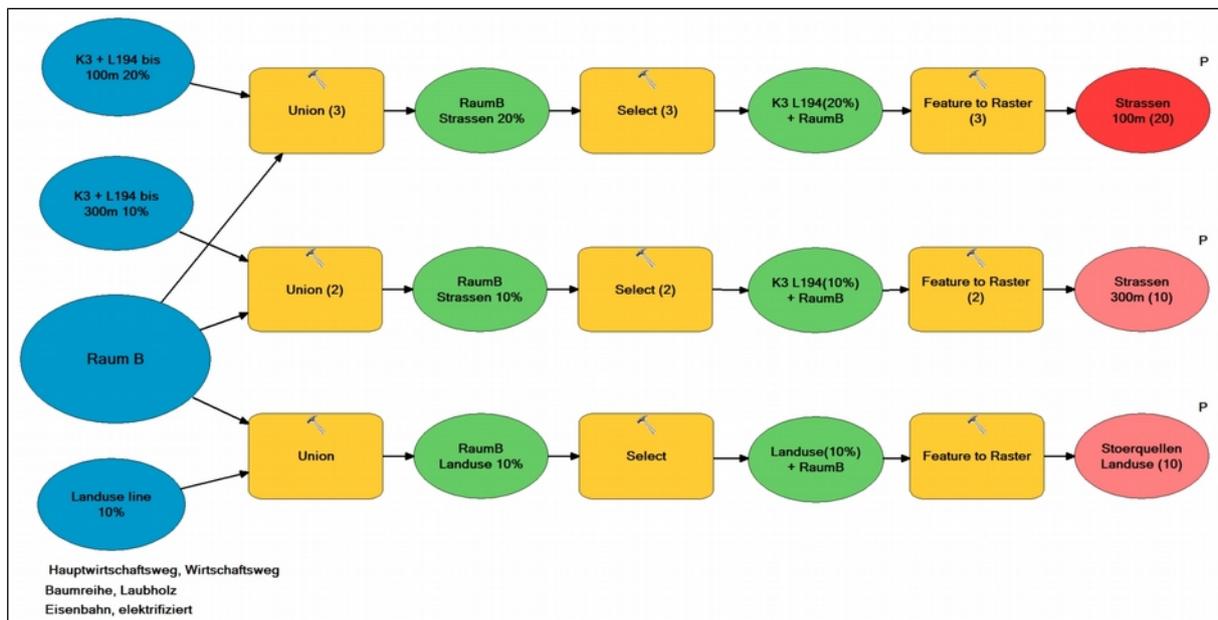


Abbildung 10: Teilmodell zur Prozessierung von Störquellenoberflächen (*disturbance surfaces*)

Störquellen sind in jedem Untersuchungsraum verschieden und werden aus diversen Datenquellen individuell zusammengeführt. Eine Automatisierung dieses Datenmanagements ist nicht zielführend.

Die Eingangsdatei „Landuse line 10%“ wird aus dem ATKIS Basis-DLM abgeleitet. Die Eingangsdateien „K3 + L194 bis 100m 20%“ und „K3 + L194 bis 300m 10%“ sind aus den Fahrwegachsen des Straßennetz-Datensatzes abgeleitet. Die *feature classes* sind ein Pufferergebnis der jeweilig festgelegten Mindestabstände. „Raum B“ beinhaltet die Grenze des Untersuchungsraums.

Abbildung 10 zeigt drei Störquellen-Layer, die als aufbereitete Eingangsdaten in das Modell eingehen. Sie werden in den Prozessketten mit den Präfixen „RaumB“ versehen, die für den zuvor eingegrenzten „Untersuchungsraum B“ stehen und sich auf diesen beziehen.

Unter der Bezeichnung „Landuse line“ sind natürliche und naturnahe Störquellen zusammengefasst. Konkret sind dies bezogen auf beide Untersuchungsräume:

- Baumreihe
- Brücke
- Durchlass
- Bahntrassen/ Eisenbahn, elektrifiziert
- Freileitung
- Hauptwirtschaftsweg
- Hecke
- Wirtschaftsweg

Den einzelnen Störquellen wurden die pauschalen Mindestabstände in Meter zugewiesen (Tabelle 2). Freileitungen wirken auf eine Entfernung von 100m, Baumreihen und Bahntrassen pauschal auf eine Entfernung von 50m störend. Hauptwirtschafts- und Wirtschaftswege haben eine Störwirkung auf 10m. Brücken sind in Straßen integriert und wirken in Einheit mit einer Straße. Durchlässe befinden sich in beiden Räumen unter der für die Feldlerche sichtbaren Geländeoberkante und wirken nicht störend. Gärtnerisch gepflegte Hecken sind in bebaute Bereiche integriert und wirken in Einheit mit dem ungeeigneten Lebensraum „Siedlung“. Freistehende kleinere Hecken wirken in der Landschaft auf eine Entfernung von 10m störend.

Für Fahrstreifen fließt die stärker differenzierte Abnahme der Habitateignung nach Garniel et al. (2010) ein. Hier findet die durchschnittliche tägliche Verkehrsstärke (DTV) ausschlaggebend Anwendung (Tabelle 1, Tabelle 2), mit der die räumliche Beeinträchtigung in Kategorien unterteilt wird. Entsprechend der Abstände und Angaben der prozentualen Abnahme der Habitateignung wurden Pufferbereiche erstellt. Zwei Bereiche für die Landesstraße 194 und Kreisstraße 3, da diese eine prognostische Abnahme von 20% über 100m und von 10% über 100m-300m Entfernung bewirken. Für Raum A gelten die in den Tabellen gelisteten Werte entsprechend.

Die drei gepufferten und bewerteten Störbereiche werden jeweils in einzelnen Abfolgen prozessiert. Zuerst werden sie mit dem Untersuchungsraum vereinigt (*union*). Hieraus werden die Datensätze selektiert, die sich überlagern und miteinander verschnitten sind. In denen also ein Störbereich innerhalb des Untersuchungsraums liegt. In einer *union-feature class* sind das die Datensätze, die eine positiven Zahlenbereich „FID\_Revierraum“ haben, also größer als 0 sind. Die übrigen Datensätze werden nicht genutzt, da diese außerhalb des Untersuchungsraums liegen.

Die selektierten Datensätze werden in ein Rasterformat konvertiert. Das Raster verfügt nun über bewertete (20, 10) und nicht bewertete Rasterzellen (0) mit einer Größe von 3m x 3m. Die Pixelgröße wird in Anpassung an die Grundlagendaten und an die Ungenauigkeit der erhobenen Fundpunkte groß gewählt. Die grobe Auflösung passt zum avisierten Ziel von grobkörnigen Modellierungsergebnissen.

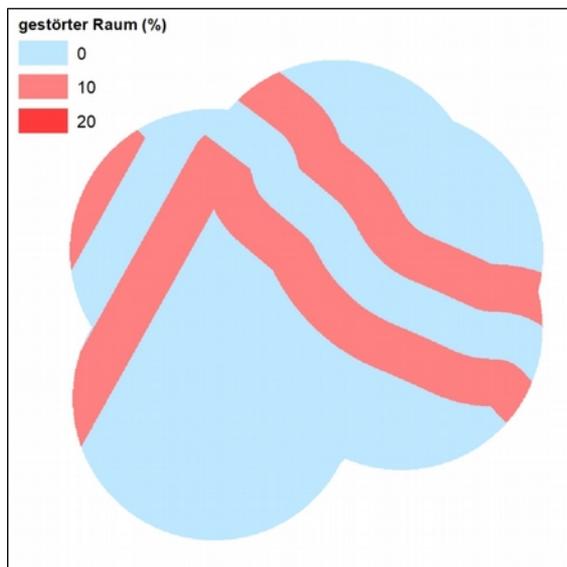


Abbildung 11: gestörte Raumanteile ausgehend von den Straßen Landesstraße 194 und Kreisstraße 3, Störintensität 10% von 100m bis 300m

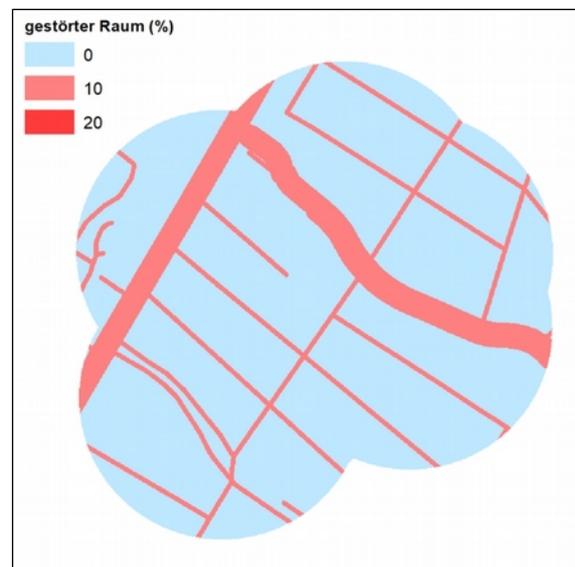


Abbildung 12: gestörte Raumanteile ausgehend von der Landnutzungsoberfläche, Störintensität 10%

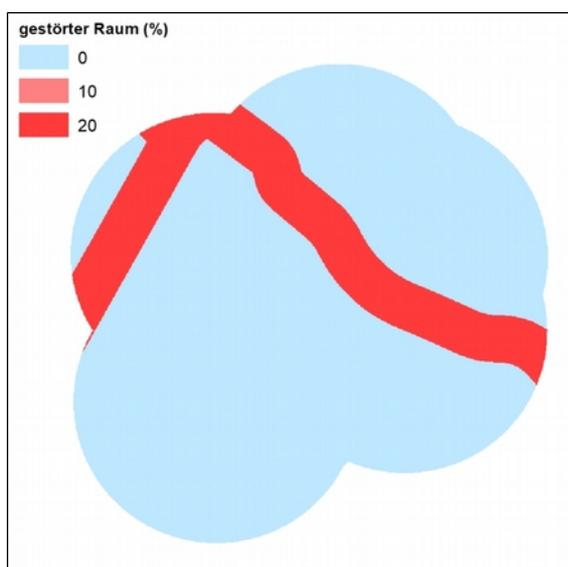


Abbildung 13: gestörte Raumanteile ausgehend von den Straßen Landesstraße 194 und Kreisstraße 3, Störintensität 20% bis 100m

### 4.4.3 Eignungsraum-Overlay

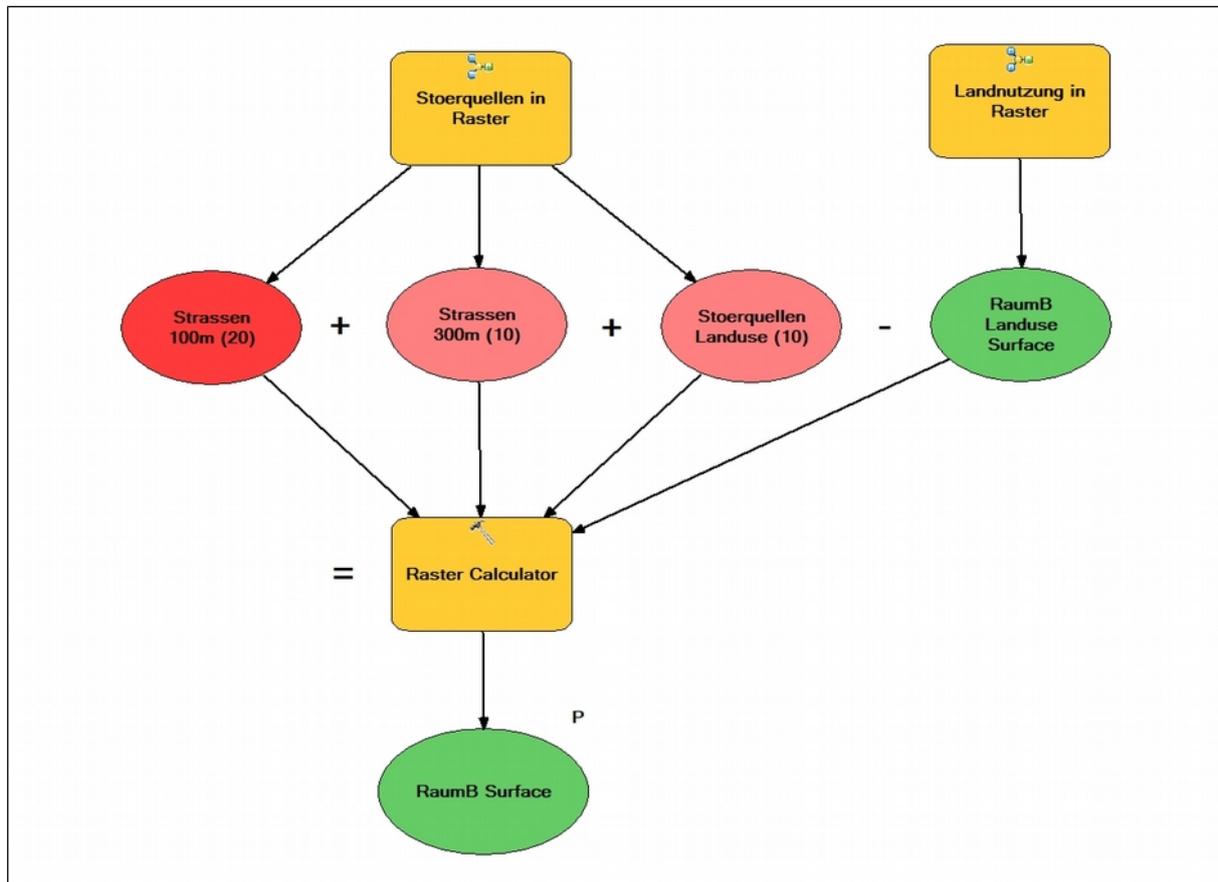


Abbildung 14: Eignungsraum-Overlay zur Prozessierung von bewerteten Räumen

Die vier prozessierten Oberflächen gehen nun in ein Modell zur Erstellung einer bewerteten Rasteroberfläche, „RaumB Surface“ ein.

Als Ausgangsbasis steht die Landnutzungsoberfläche „RaumB Landuse Surface“ zur Verfügung. Unter Anwendung des *raster calculator* werden zuerst die Störquellen *layer* aufsummiert und anschließend als ganzes von der Landnutzungsoberfläche subtrahiert. Die *Map algebra expression* ist:

```
"%RaumB Landuse Surface%" - ("%Strassen 100m (20)%" + "%Strassen 300m (10)%" + "%Stoerquellen Landuse (10)%")
```

Die Zwischenergebnisse des Eignungsraum-Overlay sind in Kapitel 5.1 dargestellt. Zur Einschränkung des Raums aufgrund des Territorial- oder Konkurrenzverhaltens gegenüber Artgenossen bietet sich eine Unterteilung in Thiessen-Polygone an. Der Eignungsraum-Overlay wird dann in das Vektorformat überführt und mit den Thiessen-Polygone verschnitten.

#### 4.4.4 Thiessen-Polygone als Territoriumsgrenzen

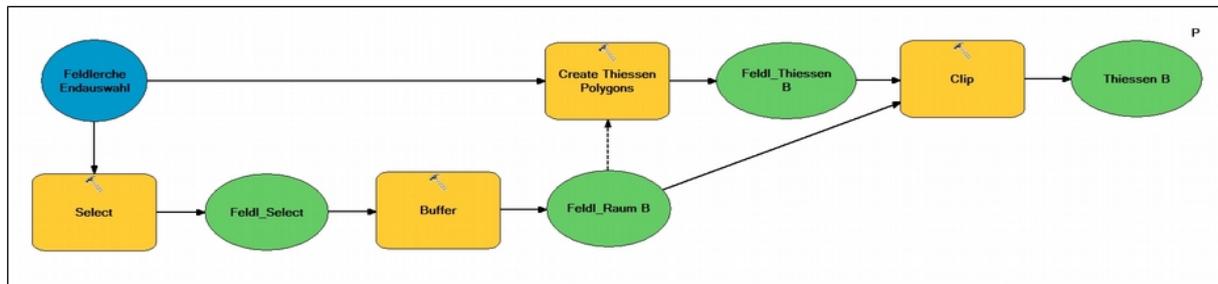


Abbildung 15: Teilmodell zur Prozessierung der Thiessenoberfläche (*thiessen surface*)

Die *feature class* „Feldlerche Endauswahl“ enthält die Fundpunkte der Feldlerchen beider Untersuchungsräume (Abbildung 3). Die Fundpunkte von Raum B werden selektiert und mit 600m je Fundpunkt zu einem *feature* gepuffert, es entsteht „Feldl\_Raum B“. Diese *feature class* hat die gleiche Ausdehnung wie „RaumB Landuse Grenzlinien“ (vgl. Kapitel 4.4.1). Die Thiessen-Polygone werden als Annäherung an eine revierähnliche Abgrenzung der Individuen zueinander erstellt. Es wird für jedes *point feature* ein Polygon erstellt, das zu jedem benachbarten *point feature* eine gedachte Linie als Begrenzung in der euklidischen Mitte beider Punkte zieht. Das Polygon wird an den Schnittpunkten dieser Linien erstellt, sodass jede *location* innerhalb des Thiessen-Polygons eines *point features* näher an diesem Punkt liegt, als zu jedem anderen Punkt im Bezugsraum. Der generierte Untersuchungsraum dient der Thiessen-Polygon-Erstellung als *processing extent*. Dadurch gehen tatsächlich nur die Fundpunkte innerhalb dieser Ausdehnung in die Prozessierung ein.

Die *feature class* „Feldl\_Thiessen B“ liegt nun in rechteckiger Ausdehnung vor. Diese wird schließlich mit „Feldl\_Raum B“ auf dessen Ausmaße zugeschnitten (*clip*). Im Ergebnis wird „Thiessen B“ als Modellparameter übergeben.

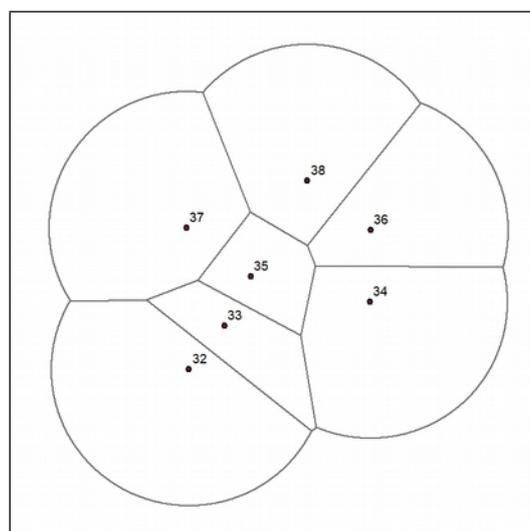


Abbildung 16: Thiessen-Polygone von Raum B

#### 4.4.5 Kleinster zusammenhängender Lebensraum als potentielles Revier

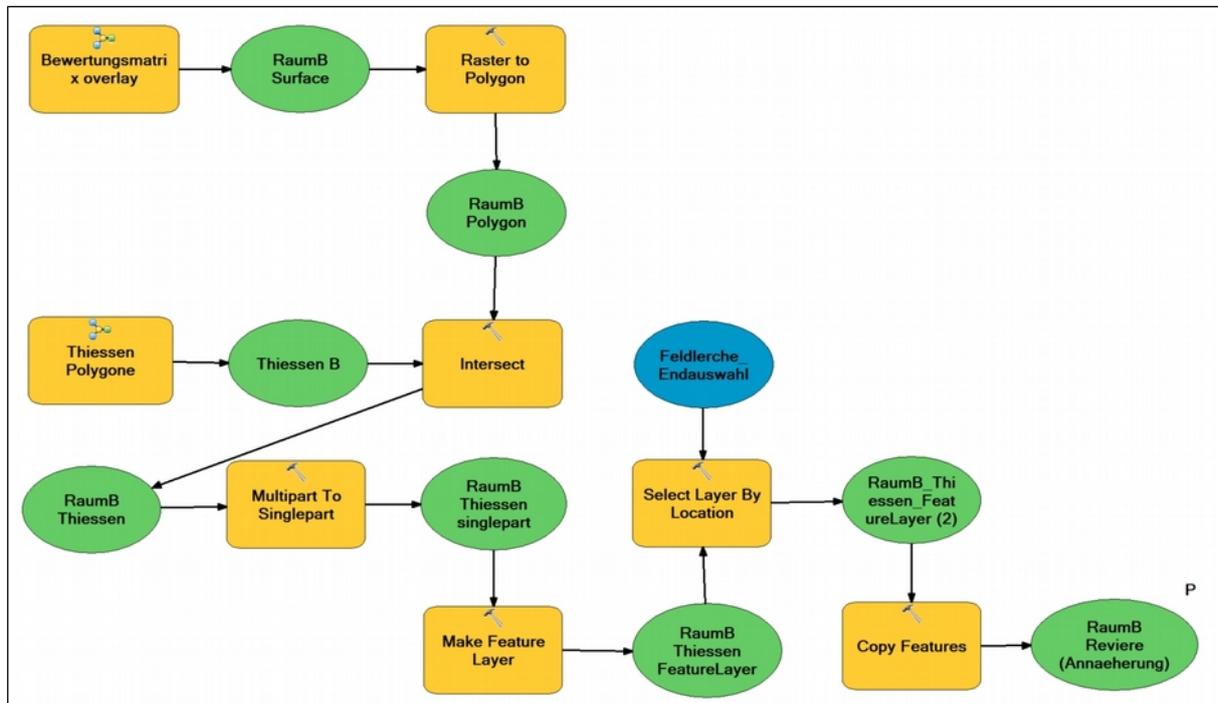


Abbildung 17: Kleinster zusammenhängender Lebensraum als Annäherung an ein Revier

Mit „RaumB Surface“ liegt ein *overlay* im Rasterformat vor. Zur Verschneidung mit den Thiessen-Polygonen wird dieser in das Vektorformat konvertiert. Das Ergebnis dieses *Intersects*, „RaumB Thiessen“, beinhaltet nun alle bewerteten Eignungsräume mit der Information, in welchem Thiessen-Polygon sich diese Räume befinden. Somit ist jedem Thiessen-Polygon eine abgrenzbare bewertete Oberfläche zugeordnet. Multipart-Polygone werden in Singlepart-Polygone umgewandelt, sodass jede abgrenzbare Einheit als einzelnes Polygon für die folgende Selektion zur Verfügung steht.

„RaumB Thiessen singlepart“ geht als *feature layer* in die Auswahl des *Select Layer By Location tools* ein. Im *feature layer* werden nur noch die zur Auswertung notwendigen Attribute aufgeführt. Diese sind in Tabelle 4 und Tabelle 5 mit Flächengrößen dargestellt. Der *feature layer* ist als Eingangsparameter für das oben genannte *tool* Voraussetzung. Es werden die Polygone in „RaumB Thiessen FeatureLayer“ ausgewählt, in denen sich die Fundpunkte aus „Feldlerche\_Endauswahl“ befinden. Aufgrund der ungenauen Lage der Nester (Kartierungsdaten) wird ein Suchradius von 10m für den *intersect* angewendet. Die kopierten *features* finden sich im Ergebnislayer wieder, in „RaumB Reviere(Annäherung)“, vgl. Kapitel 5.2.

Die kleinsten räumlichen Einheiten definieren sich durch die Zugehörigkeit von benachbarten Rasterzellen gleicher Wertigkeit, sogenannten Regionen. Eine Aufteilung der gleichwertigen Regionen in noch kleinere Einheiten erfolgt erst mit der Konvertierung in Vektordaten und mit der Verschneidung von Thiessen-Polygonen.

Zur späteren Ermittlung und Bewertung der Auswirkungen des Vorhabens auf die potentiellen Revierflächen wird konstatiert, dass die numerischen Eignungswerte bisher als Prozentwerte beschrieben wurden. Tatsächlich dürfen diese Werte nur als Berechnungsgrundlage im Zusammenhang mit dem Eignungsraum-Overlay verwendet werden. Die Zahlen stehen inhaltlich für ordinalskalierte Eignungswerte (vgl. Kapitel 8). Sie suggerieren als Prozentwerte allerdings eine Kardinalskala, die im sachlichen Zusammenhang nicht abgebildet wird. Sie dienen zur Abbildung einer Rangfolge, nicht aber zur Abbildung von messbaren Abständen. Sie werden für die eigene Methode in Wertigkeiten übersetzt, die zu diesem Skalenniveau passen. Die Werte sollen für folgende Eignungsstufen stehen:

- 100 für „extrem gut geeignet“,
- 90 für „sehr gut geeignet“
- 80 für „gut geeignet“
- 70 für „mittel bis gut geeignet“
- 60 für „mittel geeignet“
- 50 für „mittel bis schlecht geeignet“
- 40 für „schlecht geeignet“
- 0 für „ungeeignet“

## 5 Modellierungsergebnisse

Im folgenden sind die Modellergebnisse der Methode zur Reviermodellierung dargestellt und erläutert. Das sind sowohl die Zwischenergebnisse der beiden Eignungsraum-Overlays als auch die der kleinsten zusammenhängenden Lebensräume.

### 5.1 Eignungsraum-Overlay

Im Ergebnis der Rasterkalkulation (*raster calculator*) entstehen durch die Überlagerung mehrerer Datenschichten auch negative Eignungswerte. Eine noch geringere Eignung als 0, was dem Kriterium ungeeignet entspricht, gibt es nicht. Daher sind alle negativen Werte in der Darstellung (Abbildung 18) mit dem Wert 0 zusammengefasst. Für alle übrigen positiven Werte gilt das Gleiche, d.h. sie entstehen aus der Überlagerung mehrerer Störquellen mit dem geeigneten Lebensraum. Der Kalkulation liegt die Annahme zu Grunde, dass mehrere Störquellen, die sich am gleichen Ort und somit in der gleichen Rasterzelle befinden, negativ auf die Eignung des Lebensraums auswirken und ihn überlagernd unattraktiver machen. Diese Annahme erscheint in Bezug auf die Ansiedlung der Feldlerche im Untersuchungsraum als plausibel und adäquat. Denn sie besiedelt geeignete Bereiche und hält gewisse Abstände zu Störquellen mit geringerer oder höherer Störungsintensität ein. Die Intensität einer Störung wird sich wahrscheinlich bei mehreren Störquellen an gleicher Stelle erhöhen und umgekehrt bei weniger Störquellen erniedrigen.

## Raum B – Eignungsraum-Overlay

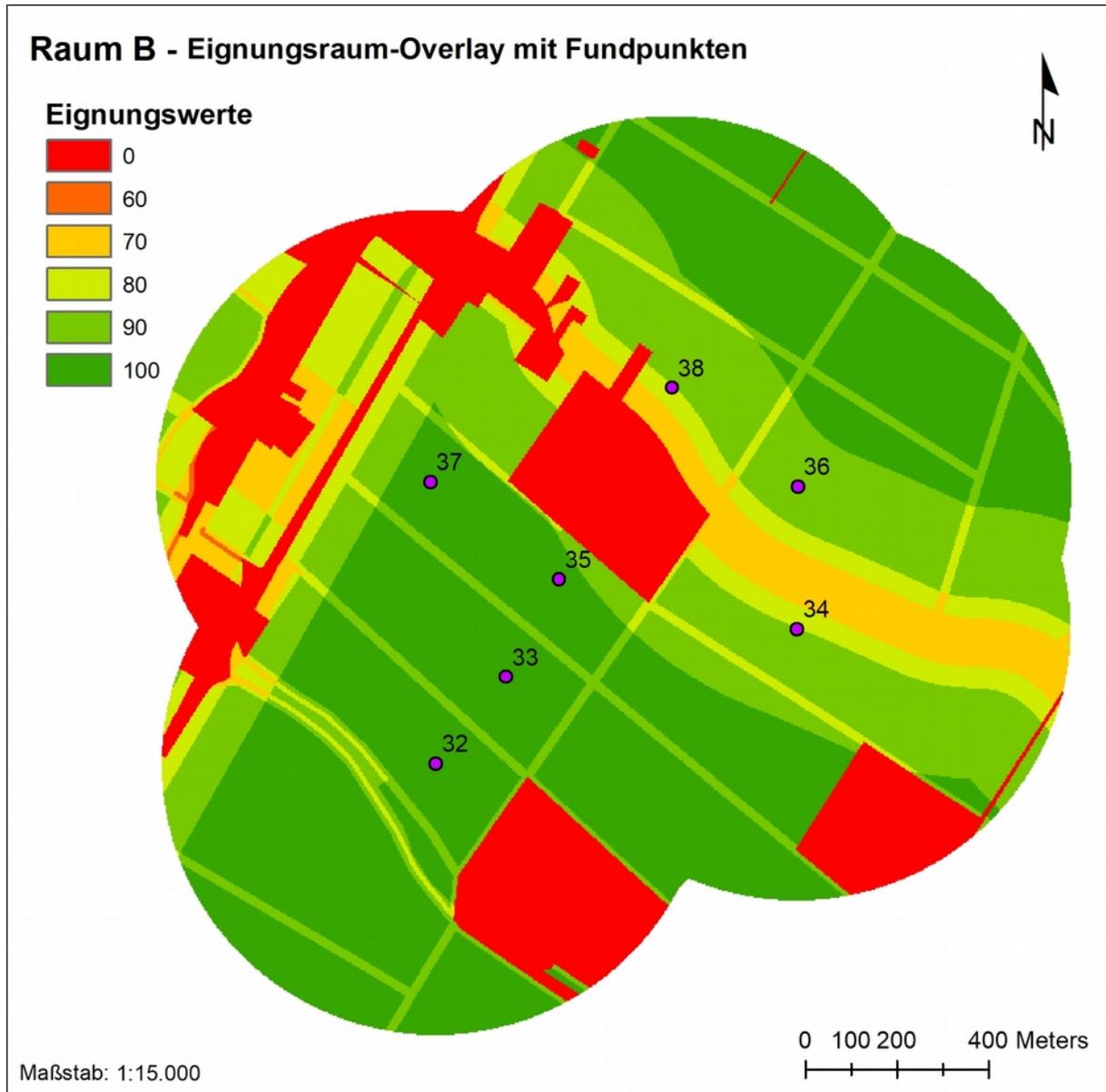


Abbildung 18: Eignungsraum-Overlay für Raum B, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich

## Raum A – Eignungsraum-Overlay

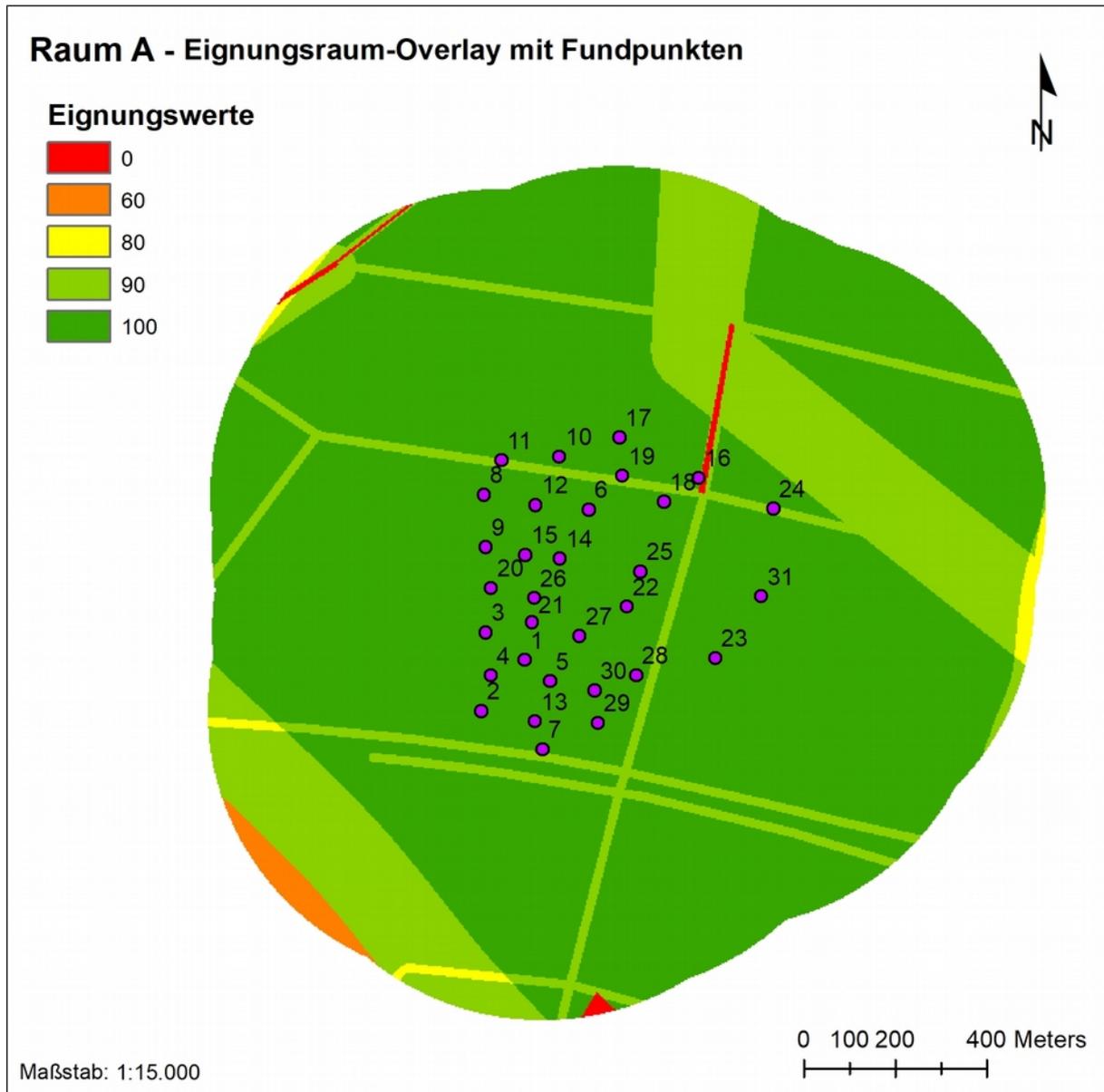


Abbildung 19: Eignungsraum-Overlay für Raum A, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich

## Interpretation der Ergebnisse

Aus dem bewerteten *overlay* allein lassen sich keine abgrenzbaren Reviere ableiten. Er stellt eine Basis dar, aus der die Eignung des Lebensraums auf Grundlage der vorhandenen Landnutzung mit vorhandenen Störquellen eingesehen werden kann. Der dargestellte Raum A umfasst eine Größe von 273,52ha bei 31 Fundpunkten, Raum B eine Größe von 312,97ha bei 7 Fundpunkten. Die statistischen Werte sind Anlage I zu entnehmen. Würde man aus der Größe der Räume und der Anzahl der Fundpunkte die Revierdichten ableiten, erhielte man für Raum A den Wert 1,13 Reviere / 10ha und für Raum B den Wert 0,22 Reviere / 10ha. Diese Revierdichten wären sehr niedrig. Da die Fundpunkte in Raum A offensichtlich sehr nah zusammenliegen und auf engem Raum verteilt sind, erscheinen sie nicht plausibel. Die geringen Revierdichten sind auch auf die Größe der jeweiligen Untersuchungsräume zurück zu führen. Diese haben zur Erfassung von Störquellen eine weite Ausdehnung. Zur Eingrenzung auf eine revierähnliche Ausdehnung verzerrt die gewählte Größe allerdings die Revierdichten.

Des weiteren ergibt sich aus der Generierung einer Entfernungstabelle, in der die Entfernung eines jeden Fundpunktes zu seinem nächsten Nachbarn ermittelt wird, dass die durchschnittliche Entfernung der Fundpunkte zueinander in Raum A 92,48m und in Raum B 295,71m beträgt. Wäre der Abstand der Fundpunkte zueinander das einzige Kriterium zur Ermittlung der Reviergrößen, dann ergäben sich – rein rechnerisch als Kreisgeometrie – durchschnittliche Reviergrößen von 6.714m<sup>2</sup> in Raum A und 68.678m<sup>2</sup> in Raum B. Für Raum A würde sich eine theoretische Revierdichte von 14,89 Reviere / 10ha ergeben. Für Raum B würde dies eine theoretische Revierdichte von 1,46 Reviere / 10ha ergeben. Diese Revierdichten würden also deutlich höher liegen.

Die tatsächlichen Revierdichten müssen zwischen denen der Eignungsraum-Oberflächen und denen der theoretischen Reviergrößen liegen.

## 5.2 Kleinster zusammenhängender Lebensraum

In Kapitel 5.1 wurden die Zwischenergebnisse der Eignungsraum-Overlays im Hinblick auf die Plausibilität der Revierdichten überprüft. Zur weiteren räumlichen Eingrenzung der Modellierungsergebnisse wurden Thiessen-Polygone erstellt und ein zusammenhängender Lebensraum als kleinste Einheit mit räumlicher Nähe zum Fundpunkt selektiert und grafisch herausgestellt.

Raum B – Kleinster zusammenhängender Lebensraum

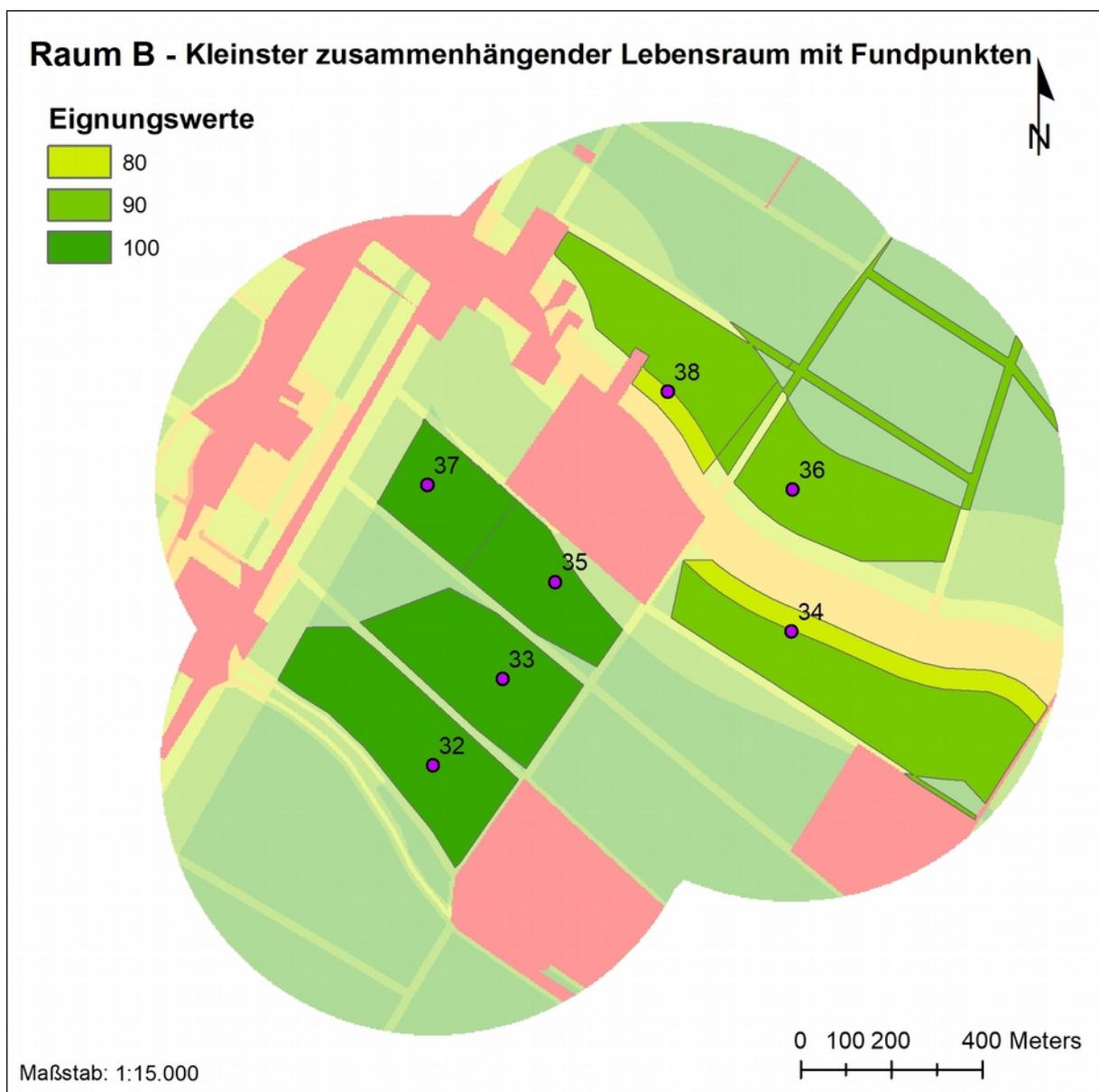


Abbildung 20: Potentielle Reviere für Raum B, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich

Tabelle 4: Attributtabelle „Raum B Reviere“: Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer

<i>Input_FID</i> (Reviernummer)	<i>FID_Thiessen_B</i>	<i>Eignungswert</i>	<i>Shape Area</i> (Anteil in m <sup>2</sup> , gerundet)	<i>Pot. Reviergröße</i> (in m <sup>2</sup> )
32	6	100	108.863	108.863
33	5	100	91.567	91.567
34	2	80	39.574	169.122
	2	90	129.548	
35	1	100	58.634	58.634
36	3	90	131.527	131.527
37	7	100	52.380	52.380
38	4	80	11.328	100.707
	4	90	89.379	

### Interpretation des Modellierungsergebnisses von Raum B

Abbildung 20 zeigt relativ große Räume für die potentiellen Einzelreviere. Eine eher kompakte Form weisen die Revierräume der Nummern 32, 33, 35 und 37 auf. Weniger kompakt und größer sind die Revierräume der Nummern 34, 36 und 38. Bei Nummer 36 setzt sich der kleinste zusammenhängende Lebensraum aus einem kompakten südlichen Teil und einer durch Engstellen miteinander verbundenen Wegestruktur mit der gleichen zugeschriebenen Wertigkeit zusammen. Eine Nutzung dieser Wege als Lebensraum für Nummer 36 würde aus fachlicher Sicht ausgeschlossen werden. Die gegebene Entfernung zum Fundpunkt, die Form dieser Gitterstruktur sowie die Nutzungsform „Weg“ würden als Ausschlusskriterien gegen die Ansiedlung der Art sprechen. Problematisch ist, dass die Engstellen, welche die Wegestruktur mit der kompakten Form verbinden, sich auch durch die Anwendung unterschiedlicher Algorithmen nicht entfernen lassen und daher zum Modellergebnis dazugehören.

Im Endergebnis sind im Vergleich zum Ergebnis des Eignungsraum-Overlays deutlich kleinere potentielle Revierräume entstanden. Es werden nun vergleichend Revierdichten abgeleitet. Es gilt die Annahme, dass sich der geeignete Revierraum der Population aus der Summe der potentiellen Reviergrößen der einzelnen Fundpunkte, also des kleinsten zusammenhängenden Lebensraums der Individuen, ergibt. Überwiegend liegen die Fundpunkte auf Grundlage der modellierten Eignungswerte innerhalb hochwertiger Räume.

In Raum B ist die Summe der potentiellen Reviergrößen 71,28ha. Das kleinste potentielle

Revier ist 5,24ha, das größte ist 16,91ha groß. Der Median der Reviergrößen ist 10,07ha. Die Besatzdichte liegt bei 0,98 Reviere / 10ha.

31,14ha (44%) Flächenanteil sind mit dem Eignungswert 100 belegt. 35,05ha (49%) Flächenanteil sind mit dem Eignungswert 90 und 5,09ha (7%) mit dem Eignungswert 80 belegt.

Raum A – Kleinster zusammenhängender Lebensraum

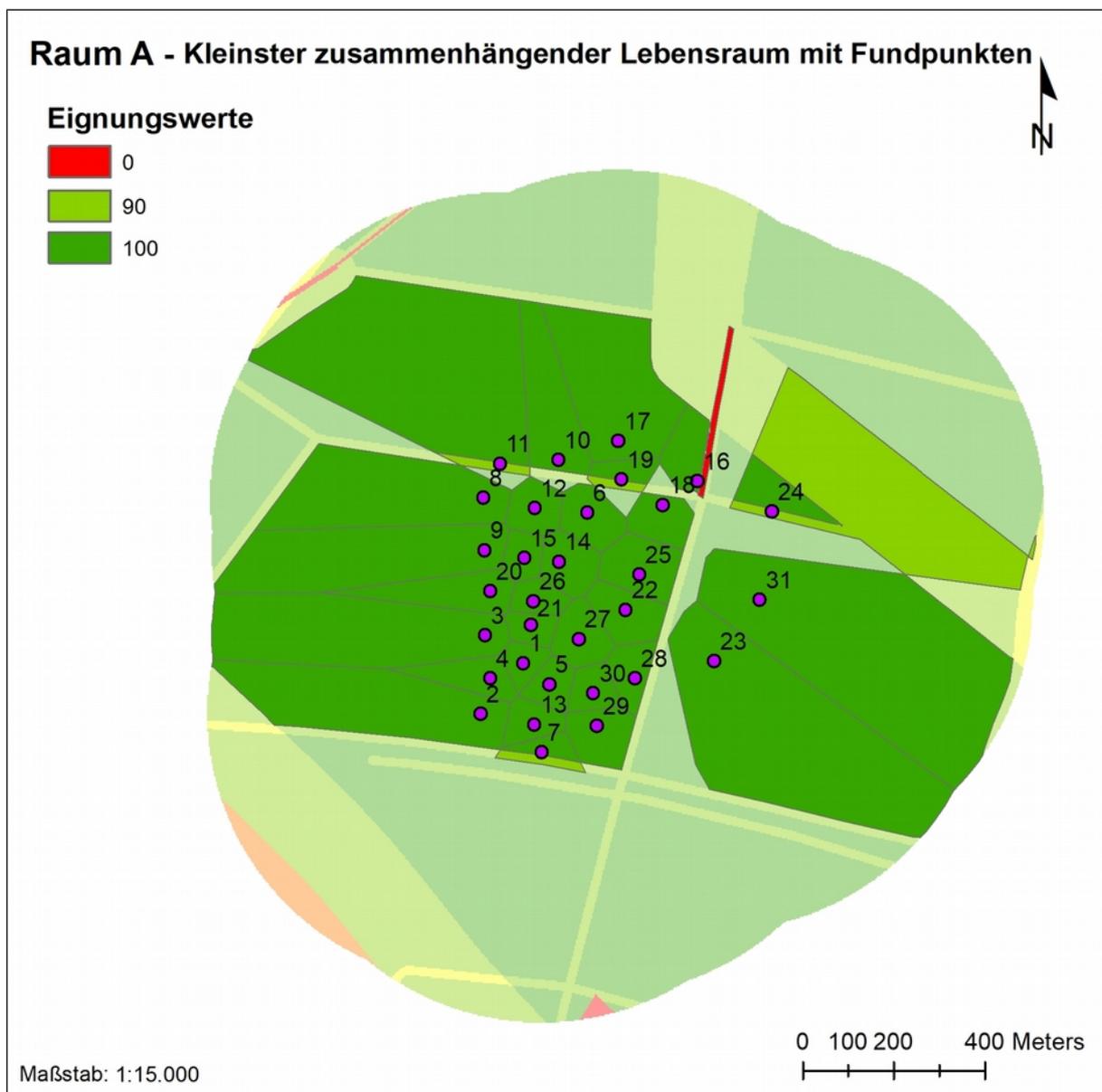


Abbildung 21: Potentielle Reviere für Raum A, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten. Darstellung maßstäblich

Tabelle 5: Attributtabelle „Raum A Reviere“: Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer

<b>Input_FID</b> (Reviernummer)	<b>FID_Thiessen_A</b>	<b>Eignungswert</b>	<b>Shape Area</b> (Anteil in m <sup>2</sup> , gerundet)	<b>Pot. Reviergröße</b> (in m <sup>2</sup> )
1	16	100	7.532	7.532
2	15	100	78.181	78.181
3	24	100	90.491	90.491
4	14	100	14.561	14.561
5	1	100	9.140	9.140
6	28	100	15.396	15.396
7	13	90	3.803	9.513
	13	100	5.710	
8	27	100	73.811	73.811
9	23	100	76.803	76.803
10	7	100	35.275	35.275
11	26	90	3.660	169.785
	26	100	166.125	
12	25	100	12.488	12.488
13	12	100	10.158	10.158
14	22	100	14.448	14.448
15	21	100	8.423	8.423
16	31	0	4.795	13.503
	31	90	18	
	31	100	13.485	
17	30	100	69.211	69.211
18	29	100	13.273	13.273
19	8	90	2.440	8.948
	8	100	6.508	
20	20	100	22.171	22.171
21	19	100	7.338	7.338
22	18	100	16.669	16.669
23	3	100	159.304	159.304
24	9	90	125.701	139.150
	9	100	13.449	

<b>Input_FID</b> (Reviernummer)	<b>FID_Thiessen_A</b>	<b>Eignungswert</b>	<b>Shape Area</b> (Anteil in m <sup>2</sup> , gerundet)	<b>Pot. Reviergröße</b> (in m <sup>2</sup> )
25	5	100	19.668	19.668
26	6	100	8.320	8.320
27	11	100	14.570	14.570
28	2	100	11.460	11.460
29	17	100	16.196	16.196
30	10	100	9.381	9.381
31	4	100	189.789	189.789

### Interpretation des Modellierungsergebnisses von Raum A

Raum A zeigt im Vergleich zu Raum B kleinere und kompaktere potentielle Revierräume (Abbildung 21). Die innen liegenden potentiellen Revierräume sind deutlich kleiner als die außen liegenden Revierräume. Das liegt an den Begrenzungen durch Thiessen-Polygone im Innenbereich. Im Außenbereich fehlen jene Begrenzungen. Die außen liegenden Polygone dehnen sich daher in der Länge und Breite aus. Störquellen liegen erst in weiter Entfernung vor. Hier ist also auch, wie in Raum B, davon auszugehen, dass beispielsweise die weit nach Osten auslaufenden Revierräume der Nummern 23, 24, 31 als Eignungsraum zur Verfügung stehen würden, aber nicht als solche aufgrund der Entfernung zum jeweiligen Fundpunkt genutzt werden würden. Fundpunkt Nummer 16 liegt nahe einer natürlichen Heckenstruktur, die im Modell als ungeeignete Objektart deklariert ist. Durch die räumliche Nähe (*Select layer by Location*) des Fundpunkts wurde diese Struktur selektiert, kann aber nicht genutzt werden und wird daher aus der „potentiellen Reviergröße in m<sup>2</sup>“ herausgerechnet.

Im Ergebnis sind im Vergleich zum Zwischenergebnis des Eignungsraum-Overlay deutlich kleinere potentielle Revierräume entstanden. Wie auch für Raum B werden für Raum A Revierdichten abgeleitet. Es gilt analog dazu die gleiche Annahme bezüglich der Summen der potentiellen Reviergrößen. Überwiegend liegen die Fundpunkte auf Grundlage der modellierten Eignungswerte innerhalb hochwertiger Räume.

In Raum A ist die Summe der potentiellen Reviergrößen 134,49ha. Das kleinste potentielle Revier ist 0,73ha, das größte 18,98ha groß. Der Median der Reviergrößen ist 1,46ha. Die Besatzdichte liegt bei 2,30 Reviere / 10ha.

120,93ha (90%) Flächenanteil sind mit dem Eignungswert 100 belegt. 13,56ha (10%) Flächenanteil sind mit dem Eignungswert 90 und 0,48ha mit dem Eignungswert 0 belegt.

Im Vergleich zu Raum B würde jedes Individuum in Raum A weniger Platz für das Revier benötigen. Weniger Platz bedeutet, dass die Qualität des angebotenen Lebensraums höher sein muss, sodass ein Individuum mit weniger Raumbedarf auskommt. In Raum A wird deutlich mehr qualitativ hochwertiger Lebensraum angeboten als in Raum B.

## 6 Fallbeispiel Straße: Methodenvergleich für Ausgleichsbedarf

Das Forschungsziel rekapitulierend verfolgt die Modellierung den Zweck die Auswirkungen von Straßenbauvorhaben auf Fortpflanzungs- und Ruhestätten zu ermitteln und zu bewerten. Im Ergebnis sind kleinste zusammenhängende Lebensräume als potentielle Revierräume entstanden, die einem einzelnen Fundpunkt und damit einem einzelnen Individuum zugeteilt werden können. Ein Fallbeispiel ist notwendig, um überhaupt gänzlich oder teilweise wegfallende Reviere ermitteln können.

Die polygonalen Revierräume werden mit flächigen Beeinträchtigungsräumen einer fiktiven Straßenplanung und ihrer Wirkzonen verschnitten. Für den Methodenvergleich wird die eingangs dieser Master Thesis erläuterte Beeinträchtigungsermittlung der pauschalen Reviergrößen (Beispiel: *best practice*) angewendet. Auf die Ermittlung der Ergebnisse folgt die Bewertung mit dem Ziel die Auswirkungen des geplanten Vorhabens zu beschreiben. Daraus ergibt sich ein Ausgleichsbedarf. Die Methoden werden in einem Fallbeispiel, jeweils für die Räume A und B, miteinander verglichen.

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgt, wie zuvor, in tabellarischer Form und Bedarf einer interpretierenden Bewertung. Eine automatisierte Ermittlung und vor allem Bewertung der beeinträchtigten Fortpflanzungs- und Ruhestätten ist ohne den Menschen als bewertendes Subjekt nicht möglich. Bei beiden Methoden wird die räumliche und statistische Datenverarbeitung unterstützend genutzt, zur Darstellung und Verschneidung einzelner *layer* oder zur Automatisierung von Operationen als Befehlsketten. Mit ihr kann aber nicht die notwendige Datenauswertung ersetzt und auch nicht der Ausgleichsbedarf festgelegt werden.

## 6.1 Ermittlung und Bewertung des Ausgleichsbedarfs

Im folgenden wird die Beeinträchtigung der Feldlerchenreviere zum einen auf Grundlage der kartierten Fundpunkte und ihrer Lage zum geplanten Vorhaben und zum anderen auf Grundlage des kleinsten zusammenhängenden Lebensraums ermittelt und bewertet.

Dies geschieht bei der Methode der pauschalen Reviergrößen durch die Ermittlung der Abstände der Fundpunkte zum geplanten Vorhaben, wie in Kapitel 1.3 beschrieben. Direkte Beeinträchtigungen der Fortpflanzungs- und Ruhestätten erfolgen durch die unmittelbare Überlagerung des geplanten Vorhabens mit einem Fundpunkt. Indirekte Beeinträchtigungen ergeben sich durch die Lage der Fundpunkte innerhalb gewisser Wirkzonen, in Abhängigkeit von der durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke. Es werden keine abgrenzbaren Reviere ermittelt. Die absolute Lage der Fundpunkte zum Vorhabenbereich und dessen Wirkzonen ist ausschlaggebend für den späteren Ausgleichsbedarf.

Im Unterschied dazu ist bei der in dieser Master Thesis entwickelten Methode nicht die unmittelbare Lage des Fundpunkts ausschlaggebend, sondern der kleinste zusammenhängende Lebensraum (gleicher Wertigkeit), der einem einzelnen Fundpunkt zugeordnet wird. Die Verminderung der Habitataignung durch direkte und indirekte Wirkungen wird der Arbeitshilfe nach Garniel et al. (2010) entlehnt und auf den kleinsten Raum angewendet.

Im Fallbeispiel wird ein fiktives Straßenbauvorhaben mit einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsstärke von 10.001 bis 20.000 Kraftfahrzeugen geplant. Die Trasse einschließlich versiegelter Flächen misst zu jeder Seite 6m Breite. Die Wirkzonen reichen in alle Richtungen bis zu 300m weit. Sie verringern die Habitataignung innerhalb dieses Bereichs. Vom Fahrbahnrand ausgehend verringert die erste Wirkzone die Habitataignung auf 100m Weite um 40%. Ab der 100m-Grenze verringert die zweite Wirkzone die Habitataignung bis auf 300m Weite um 10%.

## 6.1.1 Ermittlung und Bewertung mit pauschalen Reviergrößen

### Raum B – Ermittlung der Ergebnisse

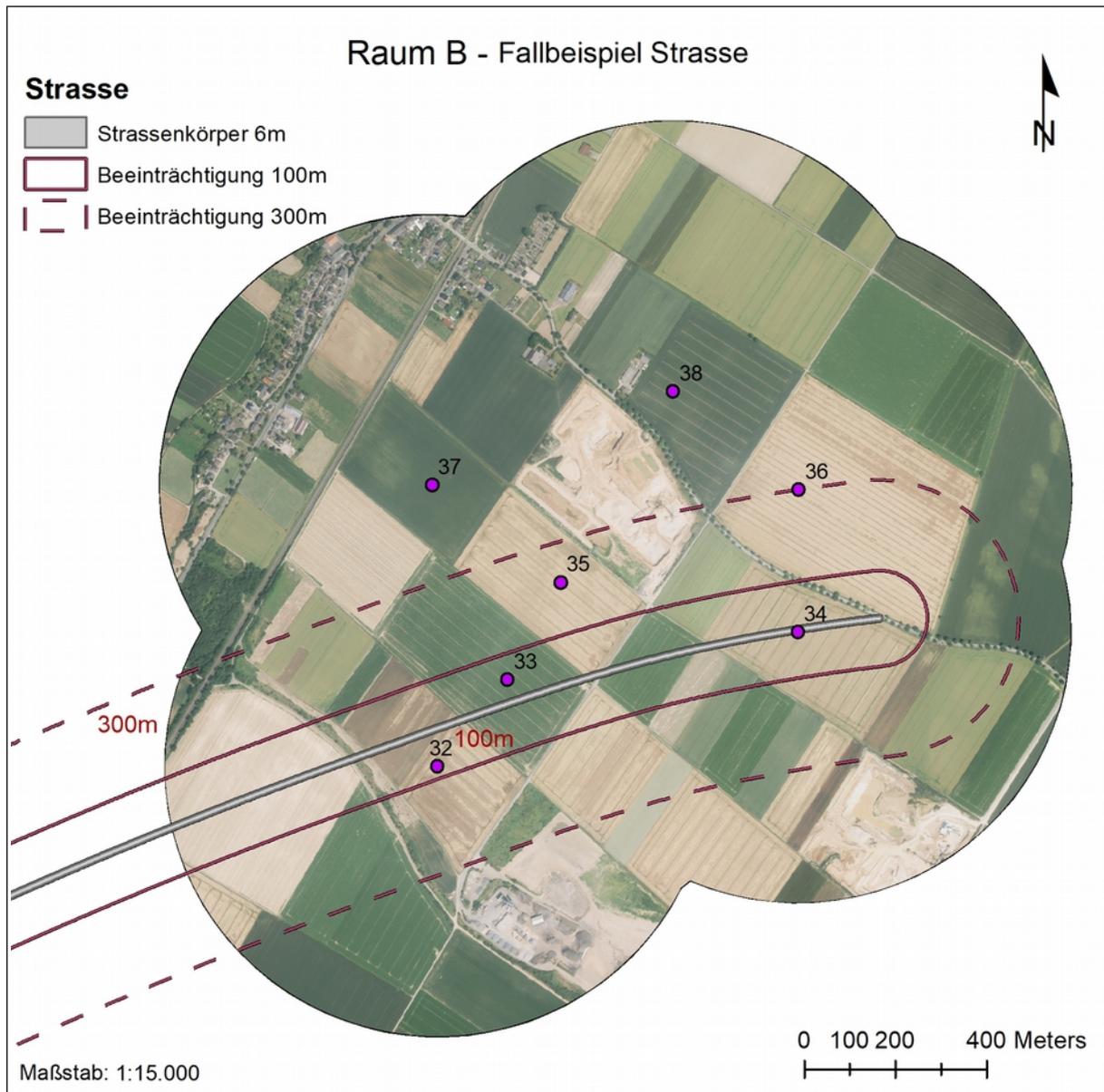


Abbildung 22: Raum B - Fallbeispiel Strasse mit pauschalen Reviergrößen, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten, Datengrundlage DOP 2013. Darstellung maßstäblich

In Raum B liegt Nummer 34 im geplanten Trassenkörper (Abbildung 22). Die Habitateignung dieses Reviers wird zu 100% beeinträchtigt. Die Nummern 32 und 33 liegen innerhalb der 100m-Wirkzone. Die Habitateignung dieser Reviere wird um 40% verringert. Die Nummern 35 und 36 liegen innerhalb der zweiten Wirkzone. Hier verringert sich die Habitateignung um 10% pro Revier.

Auf eine vertiefte Betrachtung wird verzichtet. Diese würde sich auf einzelne Fundpunkte

beziehen, die sehr nah an einer Wirkzongrenze liegen. Man würde bei diesen Fundpunkten bestimmen, ob sie nun der ersten oder zweiten Wirkzone zugeordnet werden. Eine erhebliche Veränderung des Gesamtergebnisses ist hierdurch jedoch nicht zu erwarten.

## Raum B – Bewertung der Ergebnisse

Für die Bewertung des Bedarfs wird der Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ (Bettendorf et al. 2013) herangezogen werden. Nach diesem Leitfaden ist für Entwicklungsmaßnahmen im Ackerland eine Flächengröße von mindestens 1ha pro beeinträchtigtem Brutpaar neu anzulegen oder herzurichten. In Bördelandschaften werden in Ausnahmefällen lediglich 0,5ha pro beeinträchtigtem Brutpaar angesetzt. In diesen Landschaften sind in Nordrhein-Westfalen die qualitativen Voraussetzungen gegeben, um mit weniger Raum mehr Ausgleichsbedarf decken zu können. Das heißt ein Brutpaar findet bei richtiger Anlage der Ausgleichsmaßnahmen auf weniger Fläche optimale Bedingungen vor.

### Fallbeispiel mit pauschalen Reviergrößen und Bewertung nach Bettendorf et al. (2013) für Raum B

*Berechnung des Ausgleichsbedarfs bei zukünftig anzulegenden Reviergrößen von 0,5ha pro Brutpaar (Ausnahmefall):*

$$1 \times (100\% \times 0,5\text{ha}) + 2 \times (40\% \times 0,5\text{ha}) + 2 \times (10\% \times 0,5\text{ha}) \Leftrightarrow \\ 0,5\text{ha} + 0,4\text{ha} + 0,1\text{ha} = \underline{1\text{ha}}$$

*Berechnung des Ausgleichsbedarfs bei zukünftig anzulegenden Reviergrößen von 1,0ha pro Brutpaar (Normalfall):*

$$1 \times (100\% \times 1,0\text{ha}) + 2 \times (40\% \times 1,0\text{ha}) + 2 \times (10\% \times 1,0\text{ha}) \Leftrightarrow \\ 1,0\text{ha} + 0,8\text{ha} + 0,2\text{ha} = \underline{2\text{ha}}$$

Im Ausnahmefall ist 1ha Revierfläche zu kompensieren. Dies würde theoretisch die Revierfläche von zwei Brutpaaren ausgleichen. Im Normalfall sind 2,0ha Revierfläche zu kompensieren. Dies würde ebenfalls theoretisch die Revierfläche von zwei Brutpaaren ausgleichen.

## Raum A – Ermittlung der Ergebnisse

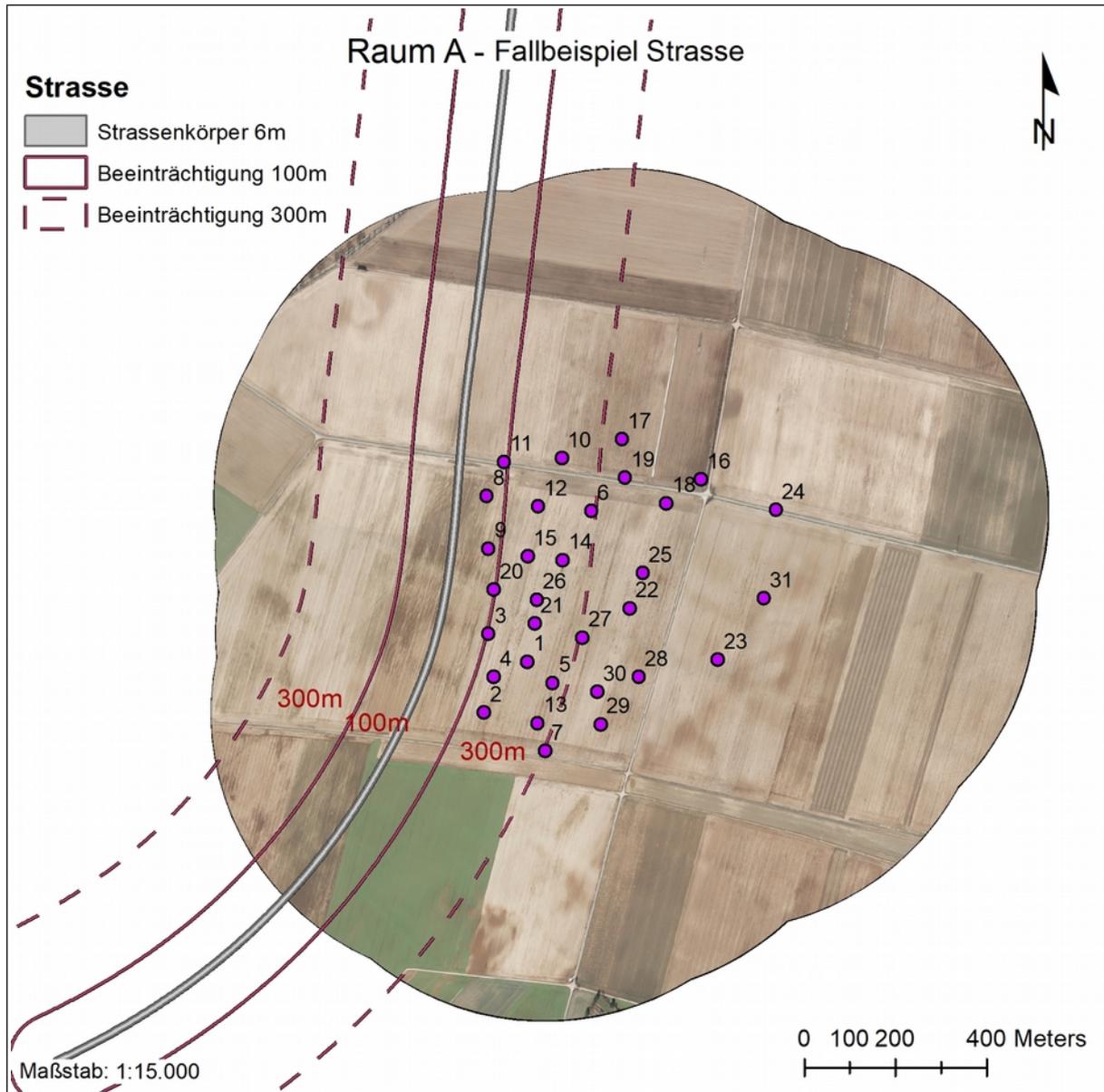


Abbildung 23: Raum A - Fallbeispiel Strasse mit pauschalen Reviergrößen, dargestellt mit nummerierten Fundpunkten, Datengrundlage DOP 2010. Darstellung maßstäblich

In Raum A liegen keine Fundpunkte im direkten Vorhabenbereich des Trassenkörpers. Die Nummern 8, 9, 11 und 20 liegen innerhalb der 100m-Wirkzone. Die Habitateignung dieser Reviere wird um 40% verringert. Die Nummern 1-6, 10, 12-15, 21 und 26 liegen innerhalb der zweiten Wirkzone. Hier verringert sich die Habitateignung der 13 Reviere um jeweils 10%.

Auf eine vertiefte Betrachtung gemäß Leitfaden wird auch hier verzichtet.

## Raum A – Bewertung der Ergebnisse

### Fallbeispiel mit pauschalen Reviergrößen und Bewertung nach Bettendorf et al. (2013) für Raum A

*Berechnung des Ausgleichsbedarfs bei zukünftig anzulegenden Reviergrößen von 0,5ha pro Brutpaar (Ausnahmefall):*

$$4 \times (40\% \times 0,5\text{ha}) + 13 \times (10\% \times 0,5\text{ha}) \Leftrightarrow \\ 0,8\text{ha} + 0,65\text{ha} = \underline{1,45\text{ha}}$$

*Berechnung des Ausgleichsbedarfs bei zukünftig anzulegenden Reviergrößen von 1,0ha pro Brutpaar (Normalfall):*

$$4 \times (40\% \times 1,0\text{ha}) + 13 \times (10\% \times 1,0\text{ha}) \Leftrightarrow \\ 1,6\text{ha} + 1,3\text{ha} = \underline{2,9\text{ha}}$$

Im Ausnahmefall ist 1,45ha Revierfläche zu kompensieren. Dies würde theoretisch die Revierfläche von drei Brutpaaren ausgleichen. Im Normalfall sind 2,9ha Revierfläche zu kompensieren. Dies würde ebenfalls theoretisch die Revierfläche von drei Brutpaaren ausgleichen.

## 6.1.2 Ermittlung und Bewertung mit dem kleinsten zusammenhängenden Lebensraum

### Raum B – Ermittlung der Ergebnisse

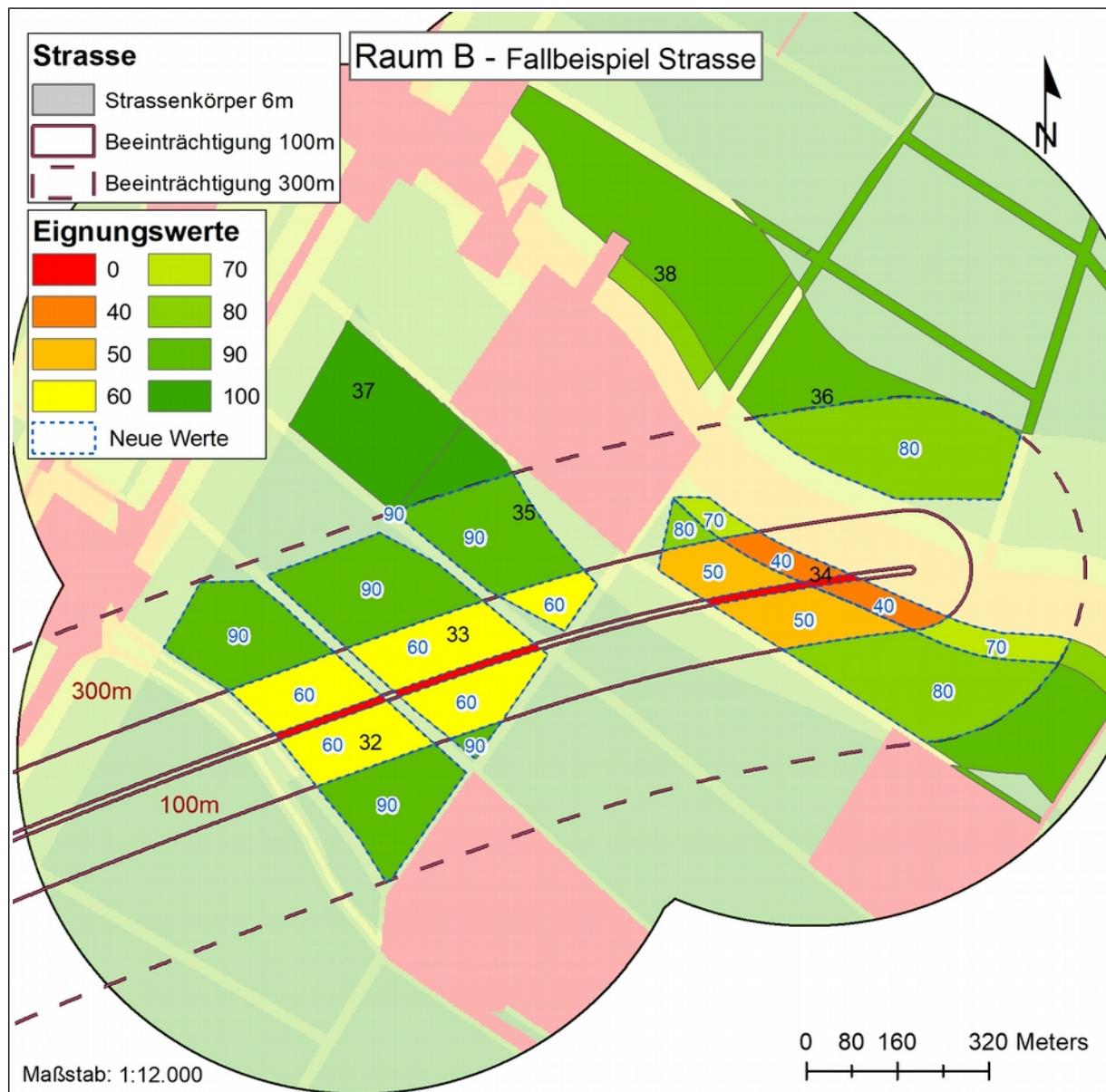


Abbildung 24: Raum B - Fallbeispiel Strasse nach eigener Methode, dargestellt mit Nummern der potentiellen Reviere und der neuen Werte der Habitateignung nach Verschneidung, transparenter Eignungsraum-Overlay im Hintergrund. Darstellung maßstäblich

Die kleinsten zusammenhängenden Lebensräume werden mit dem Straßenraum und dessen Wirkzonen verschritten. Wie in Abbildung 24 dargestellt verringern sich die Wertigkeiten der jeweiligen revierbezogenen Räume um die pauschalen Prozentwerte aus Kapitel 6.1. Neu bewertete Bereiche sind in blauer Schrift dargestellt. Der vom Trassenkörper ausgehende zu 100% beeinträchtigte Raum ist in roter Schrift dargestellt und mit 0 bewertet.

Die geplante Straße führt zu neuen Eignungswerten wie in Tabelle 6 aufgeführt. Vom geplanten Vorhaben unberührte Bereiche sind farbig hinterlegt.

Tabelle 6: Attributtabelle von Raum B mit neuen Eignungswerten, Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer

<i>Input_FID</i> (Revier- nummer)	<b>Alter Eignungswert</b>	<b>Neuer Eignungswert</b>	<i>Shape Area</i> (Anteile in m <sup>2</sup> , gerundet)	<b>Prozentanteil am pot. Revier</b> (gerundet)	<b>Pot. Reviergröße</b> (in m <sup>2</sup> )
32	100	0	2.410	2	108.863
		60	40.928	38	
		90	65.511	60	
		100	14	0	
33	100	0	3.146	3	91.567
		60	44.908	49	
		90	43.513	48	
34	80	0	1.051	1	169.122
	90	0	2.110	1	
	80	40	16.235	10	
	90	50	35.433	21	
	80	70	16.198	10	
	80	80	6.090	4	
	90	80	55.192	33	
	90	90	36.813	22	
35	100	60	8.995	15	58.634
		90	37.343	64	
		100	12.296	21	
36	90	80	59.170	45	131.527
		90	72.357	55	
37	100	90	8	0	52.380
		100	52.372	100	
38	80	80	11.328	11	100.707
	90	90	89.379	89	

Durch die prognostische Beeinträchtigung ändern sich die Eignungswerte, also die Wertigkeiten innerhalb der kleinsten zusammenhängenden Lebensräume mit den dazugehörigen Flächengrößen. Außerdem werden diese zusammenhängenden Lebensräume in kleinere Einheiten und im Prinzip in kleinere Regionen unterteilt.

Tabelle 7: Raum B, Vergleich der Flächenanteile anhand der Eignungswerte vor und nach dem geplanten Straßenbauvorhaben

Eignungswert	Flächenanteile in ha vor dem Fallbeispiel (Tabelle 4)	% gerundet	Flächenanteile in ha nach dem Fallbeispiel (Tabelle 6)	% gerundet	∑ Reviergrößen in ha
0			0,87	1	71,28
40			1,62	2	
50			3,54	5	
60			9,48	13	
70			1,62	2	
80	5,09	7	13,18	19	
90	35,05	49	34,50	49	
100	31,14	44	6,47	9	

Die Flächenstatistik (Tabelle 7) gibt Auskunft über die durch das geplante Vorhaben veränderten Flächenanteile, bezogen auf die Eignungswerte. Der Eignungswert 100 hat die größten Flächenverluste und nimmt nun 9% der Gesamtreviergrößen ein. Der Wert 90 hat die gleichen Anteile wie zuvor, bei dem Wert 80 nehmen die Anteile zu. Die Flächenanteile der niedrigeren Eignungswerte (40-70) nehmen nun 22% der Summe der Reviergrößen ein.

### Raum B – Bewertung der Ergebnisse

Die Ermittlung des Ausgleichsbedarfs erfolgt verbal-argumentativ. Das Modell liefert vor der Anwendung des Fallbeispiels unter den gegebenen Rahmenbedingungen den kleinsten zusammenhängenden Lebensraum als potentielles Revier. Es ist deshalb ein potentielles Revier, da diesem Raum unterstellt wird, er würde in Gänze für ein Feldlerchen-Individuum (oder ein Brutpaar) zur Verfügung stehen. In der Realität wird die Feldlerche jedoch nur einen Teil dieses potentiellen Reviers nutzen, das tatsächliche Revier. Es liegt nahe, herauszufinden, wie groß der vom Vorhaben beeinträchtigte Raum sein darf, ohne dass ein Ausgleich notwendig ist. Es stellt sich weiter die Frage, ob geringe Flächenanteile am potentiellen Revier beeinträchtigt werden dürfen, ohne dass sich dies kompensatorisch auswirkt.

Außerdem ist zu ergründen, inwiefern für beeinträchtigte Flächenanteile, die als essenziell angesehen werden, ein Ausgleich zu erfolgen hat. Und wenn ja, in welchem Umfang?

Am einfachsten ist es, zuerst den Raum zu betrachten, der unzweifelhaft durch die Versiegelung des Vorhabens nicht mehr zur Verfügung steht, also den Eignungswert 0 erhalten hat. Dieser Raum kann definitiv nicht mehr von der Feldlerche genutzt werden. Dies ist für die Nummern 32-34 der Fall. Der versiegelte Raum nimmt nur 2-3% in den einzelnen Revieren ein, sodass sein Anteil am gesamten Raum vernachlässigt werden kann. Dieser Anteil ist zwar nicht mehr nutzbar, aber ein sehr großer Anteil ist es noch. Stärkere Auswirkungen als von der versiegelten Fläche gehen von der Barrierewirkung und Zerschneidung der geplanten Straße aus. Sie trennt die Räume voneinander und bewirkt, dass sich das Revier eines Individuums nicht beiderseits der Trasse, sondern nur auf einer Seite befinden kann und von der Trasse begrenzt wird. Des Weiteren wird das trassennahe Umfeld stark beeinträchtigt. So stark, dass das Individuum beim Versuch der erneuten Besiedlung des gleichen Reviers sehr wahrscheinlich ausweichen würde, in Gegenrichtung der Trasse. Dort müsste alternativer Revierraum zur Verfügung stehen. Anderenfalls wäre ein Ausgleich notwendig.

Schwierig ist die Einschätzung für die Bereiche des potentiellen Reviers, die indirekt vom geplanten Vorhaben beeinträchtigt werden. Jedes Revier muss einzeln bewertet werden.

Nummer 38 ist nicht vom Vorhaben betroffen, Nummer 37 nur mit einem geringfügigen Anteil von 8m<sup>2</sup>. Bei Nummer 36 verringert sich der Eignungswert auf 80, fast um die Hälfte des Flächenanteils des potentiellen Reviers. Es verbleiben noch 55% sehr gut geeigneter Lebensraum (90) und 45% gut geeigneter Lebensraum. Verringert wird der kompakte Anteil des Reviers, der Anteil bei dem aufgrund der Wahrscheinlichkeit eine vorrangige Nutzung als Revierraum unterstellt werden kann. Ein Ausgleich wird für diese drei Reviere als nicht erforderlich angesehen.

Bei Nummer 35 verbleiben 85% extrem gut und sehr gut geeigneter Lebensraum, sodass ein Ausgleich der zukünftigen Beeinträchtigung nicht notwendig ist.

Bei Nummer 34 verringert sich die Flächengröße des Eignungswerts 90 mitunter auch auf den Wert 80, sodass dessen Flächenanteile größer sind als zuvor. Das potentielle Revier wird stark zerschnitten. Es verbleiben 59% gut bis sehr gut geeignete (80-90) Flächenanteile, südöstlich der Trasse gelegen. Das potentielle Revier ist sehr groß, sodass 59% 9,81ha Fläche entsprechen. Der Median wird als Mittelwert zur Orientierung mit vergleichbaren potentiellen Reviergrößen im gleichen Untersuchungsraum herangezogen. Die 9,81ha liegen sehr nahe am Median von 10,07ha. Es kann aufgrund der Quantität und der hohen

Eignungswerte angenommen werden, dass das Individuum diesen Raum zukünftig als Fortpflanzungs- und Ruhestätte nutzen kann. Ein Ausgleich wird als nicht notwendig angesehen.

Stärkere Beeinträchtigungen sind dort zu erkennen, wo das potentielle Revier zerschnitten wird und neue Eignungswerte einen großen Flächenanteil dieses Reviers einnehmen. Das ist bei den Nummern 32 und 33 der Fall.

Bei Nummer 32 gehen 2% eines extrem gut geeigneten Lebensraums verloren. 38% werden stark beeinträchtigt und werden voraussichtlich nicht mehr besiedelt. 60% bzw. 6,55ha sehr gut geeigneter Lebensraum bleiben übrig. Sie sind räumlich durch die Trasse voneinander getrennt. Ein Ausgleich des Reviers wird als erforderlich angesehen.

Bei Nummer 33 gehen 3% des extrem gut geeigneten Lebensraums verloren. 49% werden stark beeinträchtigt und werden voraussichtlich nicht mehr besiedelt. 48% bzw. 4,35ha sehr gut geeigneter Lebensraum bleiben übrig. Dieser ist räumlich durch die Trasse voneinander getrennt. Ein großer Anteil liegt nordwestlich der Trasse, ein sehr viel kleiner südöstlich. Der kleinere Anteil ist nicht ausreichend groß (2.296m<sup>2</sup>), um einem Revier Platz zu bieten. Beim größeren Anteil ist keine ausreichend hohe Prognosewahrscheinlichkeit gegeben, die die Annahme zulässt, dass sich dort mit Sicherheit ein Individuum ansiedelt. Ein Ausgleich des Reviers wird als erforderlich angesehen.

Nach der Ermittlung und Bewertung der Ergebnisse des Fallbeispiels ist festzuhalten, dass zwei Feldlerchenreviere zu kompensieren sind. Die niedrige Revierdichte weist darauf hin, dass die Habitatbedingungen nicht optimal sind. Damit sind jene Bedingungen gemeint, die nicht in das Modell eingeflossen sind. Das sind qualitative Merkmale der Feldbearbeitung, zum Beispiel der Saatreihenabstand oder der Fruchtanbau oder die horizontale Bodenbedeckung. Bei optimalen Bedingungen wäre von einer viel höheren Revierdichte auszugehen. Bei der Wahl des Ausgleichsumfangs muss das berücksichtigt werden. Die Neuanlage eines Reviers unter optimalen Bedingungen sollte 1ha nicht unterschreiten. Es sollten für den Ausgleich von zwei Revieren mindestens 2ha optimal gestalteter Revierraum geschaffen werden.

## Raum A – Ermittlung der Ergebnisse

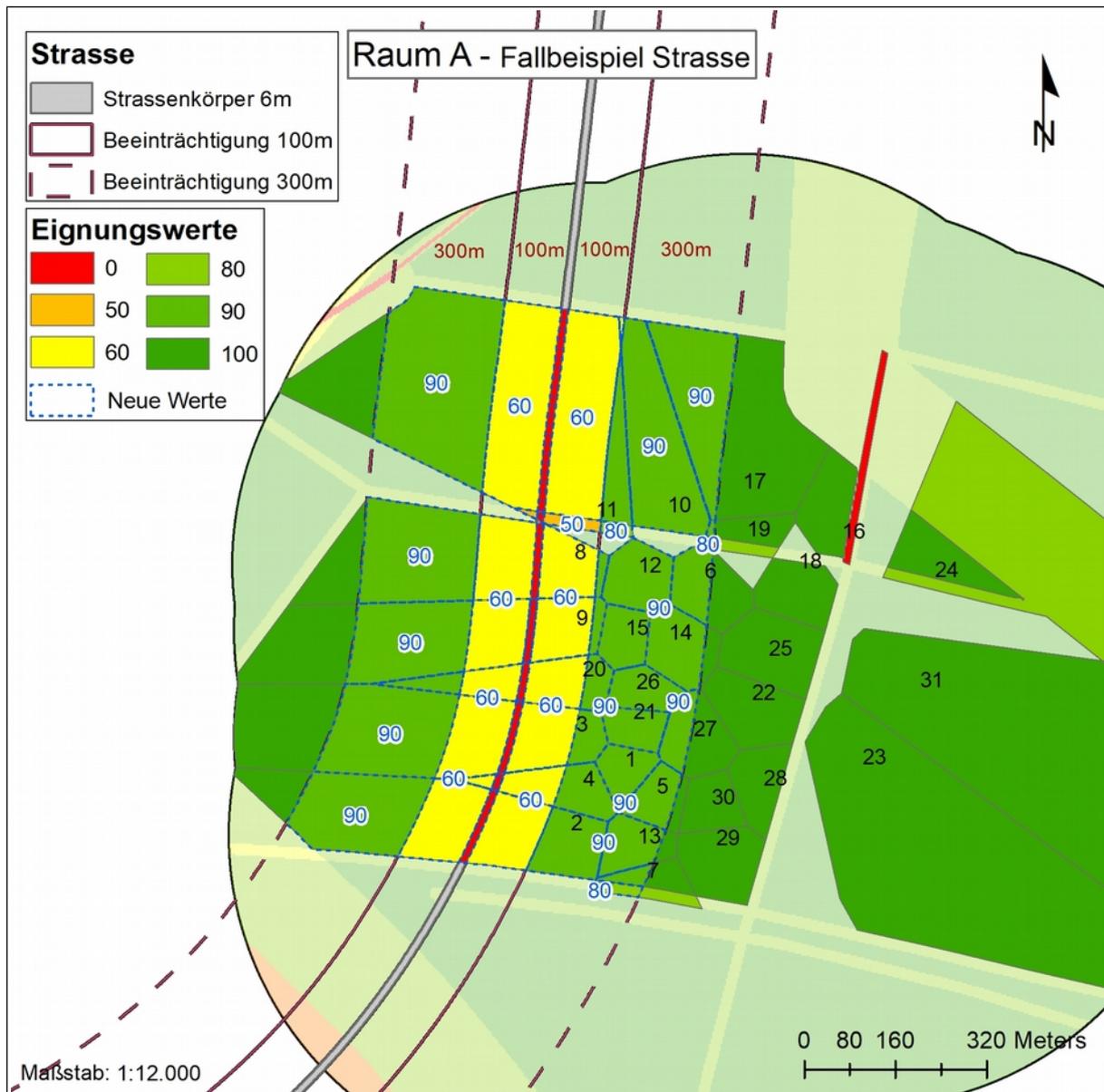


Abbildung 25: Raum A - Fallbeispiel Strasse nach eigener Methode, dargestellt mit Nummern der potentiellen Reviers und neuer Werte der Habitateignung nach Verschneidung, transparenter Eignungsraum-Overlay im Hintergrund. Darstellung maßstäblich

Wie zuvor bei Raum B werden die kleinsten zusammenhängenden Lebensräume mit dem Straßenraum und dessen Wirkzonen verschritten. Für Abbildung 25 gelten die gleichen Darstellungsvorschriften wie für Abbildung 24. Die geplante Straße führt zu neuen Eignungswerten wie in Tabelle 8 aufgeführt.

Tabelle 8: Attributtabelle von Raum A mit neuen Eignungswerten, Zusammenfassung der wichtigsten Attribute und Datensätze, geordnet nach Reviernummer

<b>Input_FID</b> (Revier- nummer)	<b>Alter</b> <b>Eignungswert</b>	<b>Neuer</b> <b>Eignungswert</b>	<b>Shape Area</b> (Anteile in m <sup>2</sup> , gerundet)	<b>Prozentanteil</b> <b>am pot. Revier</b> (gerundet)	<b>Pot.</b> <b>Reviergröße</b> (in m <sup>2</sup> )
1	100	90	7.532	100	7.532
2	100	0	1.678	2	78.181
		60	27.965	36	
		90	41.312	53	
		100	7.226	9	
3	100	0	1.576	2	90.491
		60	26.200	29	
		90	37.296	41	
		100	25.419	28	
4	100	0	380	2	14.561
		60	6.514	45	
		90	7.667	53	
5	100	90	7.249	79	9.140
		100	1.891	21	
6	100	90	7.809	51	15.396
		100	7.587	49	
7	90	80	1.720	18	9.513
		90	2.083	22	
	100	90	2.021	21	
		100	3.689	39	
8	100	0	1.607	2	73.811
		60	25.277	34	
		90	35.409	48	
		100	11.518	16	
9	100	0	1.380	2	76.803
		60	23.009	30	
		90	29.502	38	
		100	22.912	30	
10	100	60	269	1	35.275
		90	35.005	99	

<b>Input_FID</b> (Revier- nummer)	<b>Alter</b> <b>Eignungswert</b>	<b>Neuer</b> <b>Eignungswert</b>	<b>Shape Area</b> (Anteile in m <sup>2</sup> , gerundet)	<b>Prozentanteil</b> <b>am pot. Revier</b> (gerundet)	<b>Pot.</b> <b>Reviergröße</b> (in m <sup>2</sup> )
11	90	0	199	0	169.785
	100	0	4.338	3	
	90	50	2.319	1	
	100	60	71.503	42	
	90	80	1.143	1	
	100	90	69.724	41	
	100	100	20.560	12	
12	100	90	12.488	100	12.488
13	100	90	8.619	85	10.158
		100	1.539	15	
14	100	90	12.021	83	14.448
		100	2.427	17	
15	100	90	8.423	100	8.423
16	0	0	4.795	0	13.503
	90	90	18	0	
	100	100	13.485	100	
17	100	90	27.939	40	69.211
		100	41.272	60	
18	100	100	13.273	100	13.273
19	90	80	222	2	8.948
		90	2.218	25	
	100	90	353	4	
20	100	100	6.155	69	22.171
		0	834	4	
		60	13.894	63	
		90	7.443	33	
21	100	90	7.338	100	7.338
22	100	100	16.669	100	16.669
23	100	100	159.304	100	159.304
24	90	90	125.701	90	139.150
	100	100	13.449	10	

<b>Input_FID</b> (Revier- nummer)	<b>Alter</b> <b>Eignungswert</b>	<b>Neuer</b> <b>Eignungswert</b>	<b>Shape Area</b> (Anteile in m <sup>2</sup> , gerundet)	<b>Prozentanteil</b> <b>am pot. Revier</b> (gerundet)	<b>Pot.</b> <b>Reviergröße</b> (in m <sup>2</sup> )
25	100	100	19.668	100	19.668
26	100	90	8.320	100	8.320
27	100	90	5.763	40	14.570
		100	8.807	60	
28	100	100	11.460	100	11.460
29	100	100	16.196	100	16.196
30	100	100	9.381	100	9.381
31	100	100	189.789	100	189.789

Wie auch bei Raum B ändern sich die Eignungswerte durch die prognostische Beeinträchtigung bei Raum A. Die zusammenhängenden Lebensräume werden in noch kleinere Regionen unterteilt.

Tabelle 9: Raum A, Vergleich der Flächenanteile anhand der Eignungswerte vor und nach dem geplanten Straßenbauvorhaben

<b>Eignungs</b> <b>wert</b>	<b>Flächenanteile in m<sup>2</sup></b> vor dem Fallbeispiel (Tabelle 4)	<b>%</b> gerundet	<b>Flächenanteile in m<sup>2</sup></b> nach dem Fallbeispiel (Tabelle 6)	<b>%</b> gerundet	<b>∑ Reviergrößen</b> (in m <sup>2</sup> )
<b>0</b>	0,48	< 1	1,20	1	134,50
<b>50</b>			0,23	< 1	
<b>60</b>			19,46	14	
<b>80</b>			0,31	< 1	
<b>90</b>	13,56	10	50,93	38	
<b>100</b>	120,93	90	62,37	46	

Die Flächenstatistik (Tabelle 9) gibt Auskunft über die durch das geplante Vorhaben veränderten Flächenanteile, bezogen auf die Eignungswerte. Der Eignungswert 100 hat die größten Flächenverluste und nimmt statt 90% nun 46% der Gesamtreviergrößen ein. Der Wert 90 erhöht sich auf 38% der Gesamtreviergrößen. Die Flächenanteile der niedrigeren Eignungswerte (50, 60) nehmen 15-16% der Summe der Reviergrößen ein.

## Raum A – Bewertung der Ergebnisse

Die Ermittlung des Ausgleichsbedarfs erfolgt verbal-argumentativ. Es gelten die gleichen

Rahmenbedingungen und Annahmen (Zerschneidung, Barrierewirkung) wie bei der Bewertung der Ergebnisse von Raum B.

Es ist herauszufinden, wie groß der vom Vorhaben beeinträchtigte Raum sein darf, ohne dass ein Ausgleich notwendig ist. Es stellt sich die Frage, ob geringe Flächenanteile des potentiellen Reviers ohne Ausgleichsauslösung beeinträchtigt werden dürfen. Weiter ist zu ergründen, inwiefern für beeinträchtigte Flächenanteile, die als essenziell angesehen werden, ein Ausgleich zu erfolgen hat und in welchen Umfang dieser anzulegen ist.

Räume mit dem Eignungswert 0 stehen nicht mehr als Lebensraum zur Verfügung. Die Nummern 2, 3, 4, 8, 9, 11 und 20 verfügen über diese versiegelten Flächen. Die Flächen nehmen 0-4% ein der Gesamtgrößen der potentiellen Reviere ein, was zu vernachlässigen ist. Die potentiellen Reviere werden ebenfalls vom Zerschneidungseffekt und von der Barrierewirkung beeinträchtigt. Sie bewirken eine starke Beeinträchtigung des nahen Umfelds und drängen zukünftig Feldlerchen-Individuen bei der Nestauswahl nach außen, wo alternativer Revierraum zur Verfügung stehen sollte. Ist dies nicht der Fall, sollten die betroffenen Reviere kompensiert werden.

Die Bereiche der potentiellen Reviere, die indirekt vom geplanten Vorhaben beeinträchtigt werden, müssen einzeln betrachtet und bewertet werden. Zuvor werden alle nicht beeinträchtigten potentiellen Reviere bewertet.

Die Nummern 16, 18, 22-25 und 28-31 werden nicht vom geplanten Vorhaben betroffen. Geringfügige Verschlechterungen der Eignungswerte und Verringerungen der Flächenanteile ergeben sich bei Nummer 19, 94% werden nicht vom Vorhaben beeinträchtigt. Bei den Nummern 17 und 27 reduziert sich die Flächengröße des Werts 100 auf 90 um 40%. 60% bleiben ungestört, das entspricht bei Nummer 17 41.272m<sup>2</sup> mit extrem guter Eignung und 27.939m<sup>2</sup> mit sehr guter Eignung und bei Nummer 27 8.807m<sup>2</sup> mit extrem guter Eignung und 5.763m<sup>2</sup> mit sehr guter Eignung. Bei den genannten Nummern besteht kein Ausgleichsbedarf.

Vergleichsweise größere Verringerungen der Flächenanteile oder Verschlechterungen der Eignungswerte ergeben sich bei den Nummern 1, 5-7, 10, 12-15, 21 und 26. Bei den Nummern 1, 12, 15, 21 und 26 verringern sich die Eignungswerte vollumfänglich von extrem gut auf sehr gut. Es ist von keinen erheblichen Beeinträchtigungen der potentielle Reviere auszugehen. Bei den Nummern 5, 6, 7, 10, 13 und 14 verringern sich die Eignungswerte auf anteiliger Fläche. 21% bleiben bei Nummer 5 und 49% bei Nummer 6 ungestört. Die Eignungswerte der verbleibenden Flächenanteile verringern sich von extrem hoch auf sehr hoch. Bei Nummer 7 verbleiben 61% ungestörter Raum. Geringfügig verringern sich die

Eignungswerte auf 39% der Flächenanteile des potentiellen Reviers um jeweils eine Wertstufe. Bei Nummer 10 verbleiben 99% geringfügig beeinträchtigter Raum. Bei den Nummern 13 und 14 verbleiben 15% und 17% ungestörter Raum mit extrem guter Eignung, Restanteile mit sehr guter Eignung. Die genannten potentiellen Reviere sind insgesamt zusammengefasst noch sehr gut als Revierraum geeignet. Von erheblichen Beeinträchtigungen durch das Vorhaben ist hier nicht auszugehen, da in Gegenrichtung der Trasse genügend potentieller Revierraum verbleibt. Eventuell würde es zu einer Verschiebung dieses Teils der Population in östlicher Richtung kommen.

Stärkere Beeinträchtigungen sind dort zu erkennen, wo das potentielle Revier zerschnitten wird und neue Eignungswerte einen großen Flächenanteil dieses Reviers einnehmen. Das betrifft die Nummern 2, 3, 4, 8, 9, 11 und 20. Bei den Werten mittlerer Eignung (60) wird aufgrund des starken Wertgefälles von einer erheblichen Beeinträchtigung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten der betroffenen potentiellen Revierräume ausgegangen.

Wenn die Flächenanteile mittlerer (60) und mittlerer bis schlechter Eignung (50) den größten Teil des potentiellen Reviers einnehmen und der übrige hochwertige Raum zu geringe Flächengrößen einnimmt, wird in diesem Fallbeispiel von einem notwendigen Ausgleichsbedarf ausgegangen.

Wie in Raum B sind die sehr gut geeigneten Räume voneinander getrennt. Bei Nummer 4 bleiben 53% (7.667m<sup>2</sup>) sehr gut geeigneter, zusammenhängender Lebensraum übrig. Die 0,76ha siedeln sich im unteren Wertebereich zwischen dem kleinsten potentiellen Revier und dem Median an. Es wird angenommen, dass der Revierraum nutzbar bleibt und zur Nestsuche wieder besiedelt wird. Bei Nummer 20 kann dies bei 33% verbleibender Raum nicht angenommen werden, da die 7.443m<sup>2</sup> nicht zusammenhängend sind und sich beidseits der Trasse in kleinere Räume aufteilen. Ein Ausgleich dieses Reviers ist erforderlich.

Die potentiellen Reviere der Nummern 2, 3, 8, 9 und 11 sind sehr großflächig. Sie liegen am westlichen Rand der Population. Aufgrund des weiten Untersuchungsraums nehmen die Reviergrößen viel hochwertigen Raum in Richtung Westen ein, der scheinbar ungestört ist. Die Flächenanteile extrem guter und sehr guter Eignung bilden jeweils den überwiegenden Anteil der Reviere ab. Sie liegen zusammenhängend vor. Fraglich ist, ob bei den fünf Revieren eine hohe Wahrscheinlichkeit für die Ansiedlung westlich der Trasse gegeben ist. Es ist genügend Platz vorhanden, aber nicht sichergestellt, dass dieser qualitativ hochwertig ist. Mit dauerhaften Ausgleichsmaßnahmen können diese qualitativen Anforderungen an den Raum optimiert werden. Sie sind im erstellten Modell nicht hinreichend integriert mit der Konsequenz, dass keine abschließenden Aussagen über die Habitatsignung der nicht besie-

delten Räume getroffen werden kann. Sichergestellt ist hingegen, dass der Raum an sich zur Verfügung steht und aufgrund seiner Flächenwidmung als Ackerland und kaum vorhandener Störquellen das Potential für Fortpflanzungs- und Ruhestätten aufweist. Ein Ausgleich der Reviere wird als erforderlich angesehen. Diese kann darin bestehen, östlich gelegene Räume (Nummern 23, 24, 31) attraktiv zu gestalten, um die Reviere in die Gegenrichtung der Straße zu verlagern. Es würde auch einen Mehrwert für die gesamte Population bringen. Sie könnte sich nach Osten hin verschieben.

Die Ermittlung und Bewertung der Ergebnisse des Fallbeispiels hat ergeben, dass sechs Feldlerchenreviere zu kompensieren sind. Die hohe Revierdichte weist darauf hin, dass die qualitativen Habitatbedingungen gut sind. Bei der Wahl des Ausgleichsumfangs muss das berücksichtigt werden. Die Neuanlage eines Reviers unter optimalen Bedingungen sollte deshalb 0,5ha nicht unterschreiten. Es sollten für den Ausgleich von sechs Revieren mindestens 3ha optimal gestalteter Revierraum geschaffen werden.

## 6.2 Vergleich der Methoden und Ergebnisse

Die methodischen Ansätze und Ergebnisse werden verglichen. Gemeinsamkeiten und Unterschiede werden dargelegt.

### Methodische Ansätze

Eine Gemeinsamkeit ist, dass beide methodischen Ansätze die Arbeitshilfe von Garniel et al. (2010) zur Ermittlung des Ausgleichsumfangs nutzen. Mit dieser kann der Ausgleichsbedarf nicht direkt ermittelt werden. Die geoinformatische Ermittlung und die subjektive Auswertung kann nicht ersetzt werden.

Für die Ermittlung des Ausgleichsbedarfs der kleinsten zusammenhängenden Lebensräume sind die Wirkzonen der Methode nach Garniel et al. (2010) entlehnt. Darin wurden Effektdistanzen ermittelt, mit denen die Wirkzonen definiert wurden. Die Untersuchungen beinhalten eine umfangreiche Auswertung avifaunistischer Daten und können sinnvoll für den eigenen methodischen Ansatz verwendet werden. Da in beiden Methoden die gleichen Wirkzonen angesetzt wurden, sind die Voraussetzungen für die Beeinträchtigungen der Feldlerchenreviere beider Methoden gleich. Auch die prozentualen Werte der verminderten Habitateignung wurden der genannten Untersuchung entnommen und angewendet. Sie wurden spezifisch für die Auswirkungen von Straßenbauvorhaben auf die Feldlerche, unter anderen Vogelarten, entwickelt.

Auch die Bewertung der Ergebnisse erfolgt auf gleicher Grundlage, dem Leitfaden

„Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ (Bettendorf et al. 2013). Im Leitfaden sind viele Maßnahmen gebündelt zusammengefasst. Neben den quantitativen Anforderungen an den Standort der Ausgleichsmaßnahme, den vor allem der eigene methodische Ansatz verfolgt, sind viele unterschiedliche qualitative Anforderungen benannt. Der Leitfaden ist in Nordrhein-Westfalen ein anerkanntes Standardwerk der Planungspraxis.

Der wesentliche Unterschied zwischen den vorgestellten Methoden ist, dass man sich bei der pauschalen Ermittlung (vgl. Kapitel 6.1.1) von Reviergrößen auf die absolute Lage der Fundpunkte bezieht und beim kleinsten zusammenhängenden Lebensraum auf polygonale Flächen, die potentiellen Reviere, bezieht. Bei der pauschalen Methode ist der Fundpunkt eine Instanz des Reviers. Das reale Revier wird nicht betrachtet. Der ermittelte Ausgleichsbedarf ergibt sich nicht durch den tatsächlich wegfallenden oder beeinträchtigten Revierraum bzw. Bestandteile der Fortpflanzungs- und Ruhestätten. Er ergibt sich durch die Orientierung an den zukünftig anzulegenden Ausgleichsmaßnahmen, bei denen ein Revier mindestens in der Größe eines Hektars (bzw. 0,5ha) hergestellt werden muss. Beim kleinsten zusammenhängenden Lebensraum ist der Fundpunkt die Ausgangsbasis zur Modellierung des potentiellen Reviers, eine Annäherung an das tatsächliche Revier.

In der klassischen Methode werden die Prozentwerte zur Abnahme der Habitataignung direkt auf die Fundpunkte angewendet. Mit der Annahme, dass die Eignung des Reviers pauschal abnimmt und pauschal kompensiert werden soll. In der eigenen Methode werden die Prozentwerte auf die modellierten Eignungswerte, die Flächen zugeordnet sind, angewendet. Mit dem Unterschied, die Prozentwerte nicht mit den betroffenen Flächenanteilen der potentiellen Reviere als Ausgleichsraum zu verrechnen. Die beeinträchtigten modellierten Reviere dienen lediglich als Interpretationsgrundlage. Mit den Thiessen-Polygonen ist es in den Räumen zwischen den Fundpunkten möglich, territoriale Grenzen zu ziehen. Von der Population weg, zur Untersuchungsgebiets-Grenze hin, sind die potentiellen Reviere nur bedingt abgrenzbar. Sie laufen in gleichwertigen Umgebungen bis zur Grenze des Untersuchungsgebiets aus, im ungünstigsten Fall. Dieser Umstand wird bei der Bewertung miteinbezogen. Mit den modellierten Revieren kann grob erörtert werden, in welche Himmelsrichtungen sich die Reviere (wahrscheinlich) ausdehnen und wo Schwerpunkte räumlich zu verorten sind. Mit ihnen kann das reale Revier nicht vollständig abgebildet werden.

## Ergebnisse

Da keine Modellergebnisse für die Ermittlung mit den pauschalen Reviergrößen vorliegen, können vorerst nur die Modellergebnisse der zwei Räume der Methode des kleinsten zusammenhängenden Lebensraums verglichen werden.

Die Untersuchungsräume sind, wie bereits beschrieben, sehr unterschiedlich und unterscheiden sich in ihrer Abundanz erheblich. Im Vergleich zwischen Raum B und Raum A liegen die statistischen Werte weit auseinander. Das kleinste potentielle Revier in Raum B ist in etwa siebenmal größer als das in Raum A. Der Median ist ebenfalls siebenmal größer. Die größten potentiellen Reviere liegen in ihren Größenangaben nicht weit auseinander. Ein objektives Vergleichskriterium ist die Besatzdichte. Diese ist in Raum A im Vergleich zu Raum B mehr als doppelt so hoch.

Der Vergleich zwischen den Flächenstatistiken der modellierten potentiellen Reviere vor dem Fallbeispiel und nach dem Fallbeispiel ergibt folgendes (Tabelle 7, Tabelle 9): In Raum B werden große Flächenanteile abgewertet. Extrem gut geeignete Räume sind nachher deutlich weniger vorhanden als zuvor. Die Flächenanteile werden auf die Werte 80 und 90 umverteilt. 22% der Gesamtreviergröße sind nun zur Ansiedlung der Art weniger gut geeignet. In Raum A nehmen die Flächenanteile des Eignungswerts 100 zuvor 90% der Gesamtreviergrößen ein. Nach der Beeinträchtigung durch das geplante Vorhaben nehmen sie nur noch 46% ein. Insgesamt erhöht sich dadurch der Wert 90 von 10%-Anteilen auf 38%-Anteilen der Gesamtreviergröße. Im Vergleich lässt sich feststellen, dass sich für Raum A die Eignungswerte umverteilen, aber immer noch 84% extrem gut und sehr gut geeignete Flächen zur Verfügung stehen. Bei Raum B nahmen vorher 93%-Anteile der Eignungswerte 100 und 90 ein, nachher sind es noch 58%-Anteile an der Gesamtreviergröße. Mit den Flächenstatistiken können keine direkten Schlussfolgerungen für den Ausgleichsumfang abgeleitet werden, da die einzelnen potentiellen Reviere nicht betrachtet werden. Die Einzelbetrachtung der Veränderungen in den potentiellen Revieren kann nicht ersetzt werden.

Die bewerteten Ergebnisse der Ausgleichsumfänge beider Methoden können miteinander verglichen werden. In Raum B müssten mit der klassischen Methode 2ha Ausgleichsraum für zwei Brutpaare angelegt werden. Mit der eigenen Methode wären ebenfalls 2ha Ausgleichsraum für zwei Brutpaare notwendig. Das Ergebnis ist gleich. In Raum A müssten mit der klassischen Methode 1,45ha Ausgleichsraum für drei Reviere geschaffen werden. Mit der eigenen Methode wären 3ha Ausgleichsraum für sechs Brutpaare notwendig. Das Ergebnis unterscheidet sich. Bei der eigenen Methode wäre mehr als der doppelte Ausgleichsraum nötig.

Die unterschiedlichen Ergebnisse für Raum A lassen sich auch dadurch erklären, dass bei der verbal-argumentativen Bewertung viel Interpretationsspielraum gegeben ist. Mit dem Wechsel der bewertenden Person wären sowohl bei der klassischen Methode als auch bei der eigenen Methode unterschiedliche Ergebnisse vorstellbar. Die objektiven Ergebnisse der

eigenen Methode – vor der Bewertung – sind in den Tabellen 6 und 8 dargestellt.

## 7 Validierung

Das Modell wird in Bezug auf seinen vorgesehenen Anwendungszweck validiert. Der Zweck ist die Modellierung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten, als eine quantitative Annäherung an reale Feldlerchenreviere. Diese sogenannten potentiellen Reviere dienen als Grundlage für die Ermittlung und Bewertung von Ausgleichsumfängen, am Beispiel eines fiktiven Straßenbauvorhabens.

### Formale Anforderungen

Um diesem Anwendungszweck formal gerecht zu werden, sollten nach Rykiel (1996) folgende Kriterien spezifiziert werden:

- (1) den Zweck des Modells
- (2) Kriterien, die das Modell erfüllen muss, um für den Zweck akzeptabel zu sein.
- (3) Kontext, in dem das Modell angewendet werden soll.

In Bezug auf das eigene Modell bedeutet das: (1) Die potentiellen Reviere müssen in ihrer räumlichen Lage und Ausdehnung definiert sein, um eine räumliche Verschneidung durchführen zu können. (2) Die potentiellen Reviere müssen abgrenzbar sein und bewertet werden können. Sie müssen über qualitative Angaben verfügen, mit denen eine Einschätzung zur Güte des belegten Raums möglich ist. Sofern diese Kriterien erfüllt sind, kann die Ermittlung und Bewertung von Ausgleichsumfängen für geplante Straßenbauvorhaben vorgenommen werden. (3) Das Modell soll im Kontext der Ausgleichsermittlung in Folge der Auswirkungen von Straßenbauvorhaben auf die Feldlerche angewendet werden.

Formal werden die genannten Anforderungen erfüllt. (1) Die potentiellen Reviere sind als *polygon feature class* implementiert und können räumlich verschnitten werden. Ihre Lage und Ausdehnung ist definiert. (2) Die potentiellen Reviere sind durch Thiessen-Polygone voneinander abgegrenzt, es sind territoriale Räume entstanden. Nach außen werden die potentiellen Reviere durch die Untersuchungsgebietsgrenze begrenzt. Sie verfügen über Eignungswerte, die als ordinalskalierte Werte zu verstehen sind. Anhand der Eignungswerte kann auf geeignete und ungeeignete Räume als Fortpflanzungs- und Ruhestätten geschlossen werden. (3) Die Ergebnisse des Modells sind derart gestaltet, dass sie mit den Wirkzonen eines geplanten Straßenbauvorhabens verschnitten oder überlagert werden können. Die Anwendung findet im Kontext der Ausgleichsermittlung von Fortpflanzungs- und Ruhestätten am Beispiel von Straßenbauvorhaben statt.

## Parameter-Validierung

Das Modell liefert auch nach mehrfachen Durchläufen die gleichen Ergebnisse, es ist statisch. Es verfügt über Parameter, die das Modellergebnis durch Variation beeinflussen können.

Zu diesen Parametern zählen die klar definierten Abstände, die von Störquellen ausgehen und einen Raum bis zu einer festen Distanz beeinträchtigen. Die Distanzen sind der Literatur entnommen (Tabelle 2) und werden mit harten Grenzen angewendet. Die Anwendung harter Grenzen ist in Bezug auf die verwendeten Grundlagendaten und die Ungenauigkeit des Modells konzeptionell unpassend. Die Kartierungsdaten sind unscharf, was auf die Kartierungsmethode zurückzuführen ist. Die Daten des ATKIS Basis-Landschaftsmodells haben eine entsprechende Lageungenauigkeit. Zur Erstellung der Rasteroberflächen wurden dementsprechend Rasterkacheln von 3m x 3m definiert. Schließlich wurde für die Ergebnisdarstellung ein kleiner Betrachtungsmaßstab von 1:15.000 gewählt. Die Datenlage passt zur allgemeinen Unschärfe der Reviermodellierung. Die harten und absoluten Abstandswerte dagegen weniger. Hier besteht Verbesserungspotential.

Wie weit die Störungswirkung einer bestimmten Störquelle reichen kann, ist nicht bei allen Wirkungen ausreichend erforscht und kann objektiv nicht beantwortet werden. Das gilt nicht für die von Straßen ausgehenden Störwirkungen. Hier gibt es die Studien von Garniel et al. (2010), die gut belegt sind und auf die in der eigenen Methode Bezug genommen wird. Das Argument der nicht ausreichenden Erforschung trifft aber auf die Störwirkungen außerhalb dieser Untersuchungen zu. Das gilt für alle anderen Störwirkungen, die in das Modell eingeflossen sind. Hierfür gibt es meist nur eine Literaturangabe, hinter der keine umfangreichen Studie steht. Für die Suche nach Vergleichswerten wäre eine erheblich intensivere Literaturrecherche Voraussetzung. Interessant wäre es, eine Wertspanne in das Modell zu integrieren, um *best cases* oder *worst cases* im Ergebnis zu erhalten. Da jedoch für viele Störquellen nur eine Abstandsangabe gefunden wurde, konnte diese Möglichkeit nicht implementiert werden.

Zu den Parametern zählen die Habitat-Eignungswerte, sowohl die der Landnutzung als Lebensraum als auch die der Störquellen. Für die Landnutzung wurden die Wertangaben 100 für Ackerland und 90 für Grünland gewählt. Die Landnutzung ist das einzige Kriterium, das sich positiv auf die potentiellen Reviere auswirken kann. Alle anderen Kriterien wirken reduzierend auf die Eignungswerte und beschränken die Reviereignung. Die Störquellen der Landnutzung (vgl. Auflistung in Kapitel 4.4.2 und Abbildung 12) werden pauschal mit dem Wert 10 bewertet. Es findet keine Differenzierung statt, wie hoch die Intensität einer

Störquelle ist und wie diese sich auf den Raum auswirkt. Im Modell ist somit der Abstand einer Störwirkung ausschlaggebend, die Intensität bleibt statisch. Sie erhöht sich summa-  
risch mit der Anzahl der Störwirkungen im gleichen Raum. Hierzu würden Forschungser-  
gebnisse weiterhelfen, durch die eine bessere Differenzierung stattfinden könnte.

Der letzte Parameter ist die Auswahl der Polygone, die zum kleinsten zusammenhängenden Lebensraum gehören. Dies geschieht durch das *tool Select Layer By Location* (vgl. Kapitel 4.4.5). Der Auswahlradius liegt bei 10m, um die mögliche Ungenauigkeit der Lage der Fundpunkte und, im Allgemeinen, des Modells miteinzubeziehen. Dieser Radius ist im Sinne einer konservativen Betrachtung, in der möglichst viel Raum miteinbezogen werden soll, groß gewählt. Auch hierzu konnten keine Literaturangaben ermittelt werden.

Die Abstandswerte haben die größten Auswirkungen auf die Modellergebnisse. Im folgenden werden die Abstandswerte der Störquellen aus dem *layer „Landuse line 10%“* (Abbildung 18) variiert, um eine prognostische Validierung durchzuführen. Der *layer* beinhaltet die Störquellen Bahntrassen, Wege, Hochspannungsfreileitungen, Kleine Hecken, Große Einzelbäume, Feldgehölze, geschlossene Gehölzkulissen. Zu der Parametereinstellung wird eine Hypothese aufgestellt, wie sich die Änderung der Parameter auf das Ergebnis auswirken wird. Wenn die Hypothese mit dem Ergebnis übereinstimmt, liefert das Modell die zu erwartenden Ergebnisse. Hierdurch soll die Zuverlässigkeit des Modells erhöht werden. Gleichzeitig erfolgt eine Kalibrierung derjenigen Abstandswerte, denen eine niedrige Zuverlässigkeit zugeschrieben wird.

Es werden nur die Ergebnisse der Reviermodellierung miteinander verglichen. Die Summen der Reviergrößen, das kleinste Revier, das größte Revier, der Median und die Besatzdichte werden in Tabelle 10 beschrieben. Da die Ergebnisse der Reviermodellierung die Basis für die Ermittlung der Ausgleichsumfänge sind, würden sich diese Ergebnisse auch in der Ermittlung und Bewertung dieser Umfänge zeigen. Es ist daher ausreichend, die Reviermodellierungsergebnisse (vgl. Kapitel 5.2) zu vergleichen.

#### Verringerung der Abstände um 20% pro Kategorie

Die in Tabelle 2 beschriebenen Abstandswerte (außer Straßen) werden pauschal um 20% verringert.

Hypothese Raum B: Die Summe der Reviergrößen nimmt zu, da mehr potentieller Revierraum zur Verfügung steht. Das kleinste Revier vergrößert sich. Das größte Revier vergrößert sich, der Median ist größer als der Median des Modellwerts. Der Wert für die Reviere / 10ha verringert sich.

Hypothese Raum A: Die Summe der Reviergrößen nimmt zu, da mehr potentieller Revierraum zur Verfügung steht. Das kleinste Revier bleibt gleich, da es von den Werten nicht beeinflusst wird. Das größte Revier vergrößert sich, der Median ist größer als der Median des Modellwerts. Der Wert für die Reviere / 10ha verringert sich.

#### Vergrößerung der Abstände um 20% pro Kategorie

Die in Tabelle 2 beschriebenen Abstandswerte (außer Straßen) werden pauschal um 20% vergrößert.

Hypothese Raum B: Die Summe der Reviergrößen nimmt ab, da weniger potentieller Revierraum zur Verfügung steht. Das kleinste Revier verringert sich. Das größte Revier verringert sich, der Median ist kleiner als der Median des Basiswerts. Der Wert für die Reviere / 10ha vergrößert sich, da weniger Raum für die gleiche Anzahl an Revieren genutzt wird.

Hypothese Raum A: Die Summe der Reviergrößen nimmt ab, da weniger potentieller Revierraum zur Verfügung steht. Das kleinste Revier bleibt gleich, da es von den Werten nicht beeinflusst wird. Das größte Revier verringert sich, der Median ist kleiner als der Median des Basiswerts. Der Wert für die Reviere / 10ha vergrößert sich, da weniger Raum für die gleiche Anzahl an Revieren genutzt wird.

Tabelle 10: Statistische Größen bei Parameter-Variation der Abstandsangaben von „Landuse line 10%“

Parameter-Einstellung	$\Sigma$ Reviergrößen (in ha)	MIN (in ha)	MAX (in ha)	MEDIAN (in ha)	Reviere / 10ha
<b>RAUM B</b>					
<b>Basiswerte</b>	71,28	5,24	16,91	10,07	0,98
<b>- 20% Abstand</b>	74,20	5,34	17,82	10,37	0,94
<b>+ 20% Abstand</b>	65,30	5,13	15,99	9,00	1,07
<b>RAUM A</b>					
<b>Basiswerte</b>	134,496	0,73	18,98	1,46	2,30
<b>- 20% Abstand</b>	134,855	0,73	19,54	1,55	2,30
<b>+ 20% Abstand</b>	134,002	0,73	18,32	1,46	2,31

Die Hypothesen für die Verringerung der Abstandsangaben um 20% bestätigen sich für Raum B. Für Raum A trifft es nicht zu, dass sich der Wert Reviere / 10ha verringert. Die Verringerung ist nur so minimal, dass die Differenz bei der Rundung auf zwei Nachkommastellen verschwindet. Eine signifikante Verringerung liegt nicht vor.

Die Hypothesen für die Vergrößerung der Abstandsangaben um 20% bestätigen sich für Raum B. Für Raum A trifft es nicht zu, dass der Median kleiner wird. Der Wert Reviere / 10ha vergrößert sich nur minimal um 0,01, nicht signifikant.

Die Variation der Abstandswerte wirkt sich im Ergebnis bei Raum B stärker aus als bei Raum A.

Raum A hat deutlich mehr Reviere. Diese sind stark geclustert. Die Population ist homogen verteilt. In Raum A liegt eine große Anzahl der Reviere zentral innerhalb des Vorkommens. Territorien grenzen unmittelbar aneinander an. Das Vorkommen ist sehr kompakt. Die Abstandswerte wirken sich vor allem auf die am Rand gelegenen Reviere aus. Die Summe der Reviergrößen ändert sich hierdurch nicht wesentlich. Demzufolge verändert sich auch nicht der Wert für die Reviere / 10ha signifikant.

Die hypothetischen Annahmen treten in Raum B deutlicher hervor. Raum B hat deutlich weniger Reviere. Die Population ist in Raum B heterogen verteilt, die Reviere sind großräumig und sensitiv gegenüber Veränderungen der Abstandswerte. Da sich die Variation der Parameter im Gegensatz zu Raum A bei fast jedem Revier auswirkt, verändern sich auch die statistischen Werte signifikant.

Die Variation des Parameters hat beim nicht geclusterten Vorkommen stärkere Auswirkungen als beim geclusterten Vorkommen. Es wird angenommen, dass dies aufgrund der Statik des Modells auch für die Variation der anderen Parameter gilt.

## 8 Diskussion

Im folgenden werden der gewählte methodische Ansatz und die Ergebnisse kritisch hinterfragt. Die Stärken des Modells werden benannt, die Schwachstellen des Modells werden erläutert.

Die zu Beginn eingeführten Habitat-Eignungswerte, in Prozent angegeben, sind zur Erstellung des Eignungsraum-Overlays notwendig. Sie dürfen nicht fehlinterpretiert werden. Wie in Kapitel 4.4.5 beschrieben, muss das korrekte Skalenniveau berücksichtigt werden. Es handelt sich um ordinalskalierte Werte, mit denen eine Rangfolge abgebildet wird. Es können weder Intervallgrößen noch absolut zu beziffernde Wertigkeiten daraus abgeleitet werden. Das heißt der Vergleich zwischen dem Eignungswert 100 (extrem gut geeignet) und dem Eignungswert 80 (gut geeignet) besagt nur, dass 100 nach den Prämissen des Modells höherwertiger ist als 80. Die rechnerische Differenz zwischen den Werten ist nicht gleich 20, sondern entweder höher oder niedriger. Sehr gut geeignete (90) Regionen sind nicht um 10 „Eignungs-Punkte“ besser als gut geeignete und 10 „Eignungs-Punkte“ schlechter als extrem gut geeignete (100) Regionen. Sehr gut geeignete Regionen sind schlicht besser geeignet als gut geeignete Regionen und schlechter als extrem gut geeignete Regionen. Aufgrund dessen wird bei der Ausgleichsbewertung ein verbal-argumentativer Ansatz gewählt und kein rechnerisch-bilanzieller Ansatz, wie bei der klassischen Methode (vgl. Kapitel 6.1.1). Der Vorteil liegt in der genauen Betrachtung des gesamten Raums, wobei das artökologische Verhalten in die Bewertung einfließt. Der Nachteil ist eine schwierige Nachvollziehbarkeit der Methode und eine stärkere subjektive Bewertung. Die Ergebnisse der Verschneidung des kleinsten zusammenhängenden Lebensraums mit den Beeinträchtigungsräumen (Kapitel 6.1.2) des Vorhabens sind vor der Bewertung die objektiven Ergebnisse.

Eine konzeptionelle Fehlerquelle des Modells ist die weite Ausdehnung der Untersuchungs-räume. Sie verzerrt die Ergebnisse, da sie sich auf die Ausdehnung der potentiellen Reviere auswirkt. Die weite Ausdehnung wurde angesetzt, um Störwirkungen bis 500m Entfernung (vom „gedachten Revierrand“ ausgehend) mit aufzunehmen. Dies wirkt sich auf die modellierten potentiellen Revierrößen aus. Sie werden überschätzt, da zu viel Raum mit in die Betrachtung einbezogen wird.

Für reale Reviere gibt Jenny (1990) eine durchschnittliche Größe von 3,1ha an. Die kleinsten Reviere betragen 2,0ha, die größten liegen bei 8,3ha. Flade (1994) gibt durchschnittlich 2-4 Reviere / 10ha an. Bei anderen Angaben liegt die kleinste ermittelte Revierröße in Getreidefeldern bei 5.000m<sup>2</sup>, kleine durchschnittliche Größen bei 7.850 m<sup>2</sup> (Pätzold 1983). Die Größenangaben von Raum B liegen höher als die Vergleichswerte aus der Literatur. Die

Validierungsergebnisse der Abstandswerte (+20%) liegen näher an den Literaturwerten als die Basiswerte. In Raum A stimmt die Vergleichsgröße des Medians mit den niedrigeren Literaturwerten überein. Die Validierungsergebnisse zeigen geringe Abweichungen zu den Basiswerten. Die Revierdichte liegt im Durchschnittsbereich der Angabe von Flade (1994). Die weite Ausdehnung der außen liegenden Reviere verhindert eine höhere Revierdichte. Vorteilhaft am weiten Untersuchungsraum ist hingegen, dass weit mehr Raum betrachtet wird. Er wird auf seine Eignung als potentieller Revierraum geprüft, sodass er in der Ausgleichsbewertung als Ausweichraum berücksichtigt werden kann.

Es lassen sich im Modell erst bessere Rückschlüsse auf die tatsächliche Eignung für die Feldlerche der einen oder anderen landwirtschaftlichen Nutzfläche ziehen, wenn man die potentiellen Reviergrößen in die Bewertung miteinbezieht. Denn größere Reviere verfügen über schlechtere qualitative Bedingungen als kleinere Reviere. Für eine genauere Differenzierung zwischen besser oder schlechter geeigneten Ackerräumen, müssten mehr Habitatbestandteile bei der Kartierung aufgenommen werden. Dazu gehören unter anderem die Fruchtart, Bodenbedeckung und Vegetationshöhe.

Die Fruchtart allein ist nicht das vordergründige Siedlungskriterium. Die Dichte und Wuchshöhe der ausgesäten Frucht sind bedeutende Faktoren für die Wahl des Nistplatzes (Toepfer und Stubbe 2001). Stöckli et al. (2006) haben bewiesen, dass Mikrohabitat-Strukturen, bestimmt durch Deckungsgrad und Vegetationshöhe, einer Fruchtart bedeutsam sind. Dafür wurden die Mikrohabitat-Strukturen des unmittelbaren Nestbereichs und des nahen Umfelds innerhalb einer angebauten Kultur untersucht und verglichen. Man fand heraus, dass heterogene, langsam- und niedrigwüchsige Kulturen gegenüber homogenen, schnell- und hochwachsenden Kulturen präferiert werden. „Am Niststandort waren Vegetationshöhe und Deckungsgrad signifikant geringer als im umgebenden Feld“ (Stöckli et al. 2006). Die besten Nistplatzangebote wurden in alten Getreidesorten wie Emmer, Einkorn sowie in Sommergetreide festgestellt. In diesem Zusammenhang werden Winterweizen und Hafer zu Beginn der Brutperiode als langsam wachsende vor schnell wachsenden Getreidesorten, wie beispielsweise Gerste, Triticale und Grünroggen bevorzugt. Im weiteren Verlauf der Brutperiode nehmen Vegetationshöhe und Bedeckungsgrad des Winterweizens und Hafers rasch zu, sodass dann Sommergetreide bevorzugt wird (Jenny 1990).

Hoffmann et al. (2018) haben im gleichen Zusammenhang in einem 2.900ha großen Gebiet die Beziehung zwischen der Abundanz der Feldlerche und Vegetationshöhe und -bedeckung untersucht. Selbst unabhängig von der Getreideart wurde bewiesen, dass bei steigender Vegetationshöhe und steigendem Deckungsgrad ein signifikanter Rückgang der Abundanz festzustellen ist. Bezieht man die Getreidearten mit ein, so werden brach liegende Flächen

vor Winterweizen, Winterraps und zuletzt Mais von der Feldlerche bevorzugt, was durch die höchste Abundanz zu erkennen ist.

In Ackerkulturen sind Vegetationshöhen von 15-25cm und eine Bodenbedeckung von 20-50% für die Nestanlage optimal (Jenny 1990). Bei lockerem Bewuchs in Weizen- oder Maisfeldern würden sich Feldlerchen auch regelmäßig bei Vegetationshöhen von 45cm, bzw. 70cm ansiedeln. Ab einer Bodenbedeckung von über 50% ist nach Jenny (1990) die Fortbewegung der Feldlerche am Boden und das Einfliegen in die Kultur stark beeinträchtigt. Toepfer und Stubbe (2001) beschreiben günstige Habitatvoraussetzungen für die Magdeburger Börde von 15-60cm Vegetationshöhe bei einer Bodenbedeckung von 35-60%.

Wenn man die genannten Qualitätsmerkmale bei der Kartierung aufnehmen würde, könnte man sie in das Modell integrieren. Interessant wäre dann, inwiefern sich die Modellergebnisse verbessern würden. Die weite Ausdehnung der potentiellen Reviere würde sich wahrscheinlich verringern, wenn festgestellt werden könnte, dass die qualitativen Bedingungen abseits des Fundpunkts schlechter wären.

## 9 Fazit

Das Forschungsziel der Master Thesis wird mit der Umsetzung einer flächenhaften Modellierung der Fortpflanzungs- und Ruhestätten der Feldlerche erreicht. Das Ergebnis der Reviermodellierung ist der kleinste zusammenhängende Lebensraum, das potentielle Revier, welches einem einzelnen Fundpunkt/Brutpaar zugeordnet werden kann.

Die Raumanalyse anhand von *landscape metrics* erbringt zwei wesentliche Ergebnisse. Die Feldlerchen besiedeln in beiden Untersuchungsräumen ausschließlich Ackerland und bevorzugen tendenziell die flächenmäßig großen statt der kleinen *patches*. Grünland wird zusätzlich als Nutzungsart mit hohem Lebensraumpotential in die Modellierung aufgenommen.

Die Habitatansprüche der Art basieren im Modell auf den Nutzungsarten, die in den Untersuchungsräumen von der Feldlerche genutzt werden kann. Das ist Ackerland und Grünland. Unpassende Nutzungsarten werden ausgeschlossen. Als Störungselemente werden anthropogene und natürliche Störquellen ausgemacht. Ihnen werden Mindestabstände zugewiesen, über die sie ihre Störungswirkung in festgelegten Intensitäten verbreiten und Teilräume somit unattraktiv für die Ansiedlung der Art machen.

Die herausgestellten Kriterien fließen als Rasteroberflächen in bewertete *overlays*, aggregierte Datenschichten, ein. Die Datenschichten setzen sich aus der Landnutzung (Ackerland, Grünland) und den Störquellen (Tabelle 2) zusammen. Diese werden mit Thiessen-Polygonen verschnitten, um voneinander abgegrenzte Territorien zu erhalten. Im letzten Schritt der Reviermodellierung werden die kleinsten zusammenhängenden Lebensräume, die potentiellen Reviere, in beiden Untersuchungsräumen abgebildet.

Die potentiellen Reviere aller Fundpunkte bilden die Grundlage für die Ermittlung und Bewertung des Ausgleichsbedarfs in einem fiktiven Straßenbauvorhaben. Für die Bewertung ist ein Interpretationsspielraum gegeben. Die Modell-Ergebnisse der eigenen Methode ergeben eine Revierdichte von 0,98 Reviere / 10ha für Raum B. Das kleinste potentielle Revier ist 5,24ha, das größte ist 16,91ha groß. Der Median der Reviergrößen ist 10,07ha. Für Raum A ergibt sich eine Revierdichte von 2,30 Reviere / 10ha. Das kleinste potentielle Revier ist 0,73ha, das größte 18,98ha groß. Der Median der Reviergrößen ist 1,46ha.

Die klassische Methode und die eigene Methode werden miteinander verglichen. Die Ausgleichs-Bewertung für Raum B ergibt 2ha Ausgleichsfläche für den Ersatz von zwei Revieren. Die Ausgleichs-Bewertung für Raum A ergibt 3ha Ausgleichsfläche für den Ersatz von sechs Revieren. Für Raum A sind die Ergebnisse annähernd gleich. Für Raum B ist das

Ausgleichsergebnis doppelt so hoch wie bei der klassischen Methode. Aufgrund des Methodenvergleichs, der Validierung und der Diskussion der Ergebnisse wird für die eigene Methode eine Überschätzung der Modellergebnisse angenommen. Die eigene Methode liefert in der Ermittlung der Ergebnisse zu große potentielle Reviere, was bei der Bewertung zu berücksichtigen ist. Die potentiellen Reviere stellen eine überschätzte Annäherung an die tatsächlichen Reviere dar.

Die eigene Methode ist eine Arbeitshilfe. Sie kann nicht zur direkten Ermittlung von Ausgleichsumfängen, aber als Entscheidungsgrundlage zur Ermittlung und Bewertung des Ausgleichsumfangs genutzt werden.

## Literaturverzeichnis

- AdV (2008): Dokumentation zur Modellierung der Geoinformationen des amtlichen Vermessungswesens (GeoInfoDok). ATKIS-Objektartenkatalog Basis-DLM. Version 6.0 Stand: 11.04.2008.
- Bettendorf, Jörg; Heuser, Roland; Jahns-Lüttmann, Ute; Klußmann, Moritz; Lüttmann, Jochen; Vaut, Lydia; Wittenberg, Rüdiger (2013): Leitfaden „Wirksamkeit von Artenschutzmaßnahmen“ für die Berücksichtigung artenschutzrechtlich erforderlicher Maßnahmen in Nordrhein-Westfalen. Unter Mitarbeit von FÖA Landschaftsplanung GmbH. Düsseldorf: Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen.
- Bezirksregierung Köln (2018a): Produktbeschreibung Digitales Basis-Landschaftsmodell (Basis-DLM). Geobasis NRW. Online verfügbar unter [https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk\\_internet/geobasis/landschaftsmodelle/basis\\_dlm/index.html](https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/landschaftsmodelle/basis_dlm/index.html), zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- Bezirksregierung Köln (2018b): Produktbeschreibung Orthophotos - ältere Bildflugjahre. Geobasis NRW. Online verfügbar unter [https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk\\_internet/geobasis/luftbildinformationen/historisch/historische\\_orthophotos/index.html](https://www.bezreg-koeln.nrw.de/brk_internet/geobasis/luftbildinformationen/historisch/historische_orthophotos/index.html), zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- Bieringer, Georg; Kollar, Peter; Strohmayer, Gerhard (2010): Straßenlärm und Vögel. Road Noise and Birds. Wien (Straßenforschung, Heft 587).
- BNatSchG: Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege (Bundesnaturschutzgesetz - BNatSchG). BNatSchG, vom 19.06.2020.
- Copernicus (2018): CORINE Land Cover 2018. Metadata. Hg. v. Copernicus und Land Monitoring Service. Copernicus; Land Monitoring Service. Online verfügbar unter <https://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?tab=metadata>, zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- Dreesmann, Carolin (1995): Zur Siedlungsdichte der Feldlerche *Alauda arvensis* im Kulturland von Südniedersachsen. In: *Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens* 48, S. 76–84.
- Elle, Ortwin; Dawo, Barbara; Hoffmann, Juliane; Schitteck, Karsten; Schwarting, Annika; Straßer, Christina; Tschepe, Melanie (2003): Zusammenhänge zwischen der raumzeitlichen Revierdynamik der Feldlerche (*Alauda arvensis*) und der Flächennutzungsdynamik in der Agrarlandschaft. In: *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung* (3), S. 1–14.
- Flade, Martin (1994): Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands. Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung. Eching: IHW-Verlag.
- Garniel, Annick; Daunicht, Winfried; Mierwald, Ulrich; Ojowski, Ute (2007): Vögel und Verkehrslärm. FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR „Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna“. Schlussbericht, Langfassung. Bonn, Kiel.
- Garniel, Annick; Mierwald, Ulrich; Ojowski, Ute; Daunicht, Winfried (2010): Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr. Ergebnis des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.286/2007/LRB „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“ der Bundesanstalt für Straßenwesen: Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Abteilung Straßenbau.

- Glutz von Blotzheim, U. N.; Bauer, K. M. (Hg.) (1985): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Passeriformens (1. Teil): Alaudidae – Hirundinidae, Lerchen und Schwalben. 2. Aufl. 14 Bände. Wiesbaden: Aula-Verlag (10/1).
- Hoffmann, Jörg; Wittchen, Udo; Berger, Gert; Stachow, Ulrich (2018): Moving window growth-A method to characterize the dynamic growth of crops in the context of bird abundance dynamics with the example of Skylark (*Alauda arvensis*). In: *Ecology and evolution* 8 (17), S. 8880–8893. DOI: 10.1002/ece3.4398.
- Jenny, Markus (1990): Territorialität und Brutbiologie der Feldlerche *Alauda arvensis* in einer intensiv genutzten Agrarlandschaft. In: *J Ornithol* 131 (3), S. 241–265. DOI: 10.1007/BF01640998.
- Jung, Robert; Schiffgens, Thomas; Thiele, Ulrike (2018): Anwenderhandbuch Vertragsnaturschutz. Erläuterungen und Empfehlungen zur Handhabung der Bewirtschaftungspakete der Rahmenrichtlinie Vertragsnaturschutz. LANUV-Arbeitsblatt 35. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Recklinghausen. Online verfügbar unter <http://vns.naturschutzinformationen.nrw.de/vns/web/babel/media/lanuv-arbeitsblatt%2035.pdf>, zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- Kaiser, Matthias; Fels, Bettina; Kiel, Ernst-Friedrich; Hoffen, von Laura (2017): Leitfaden „Umsetzung des Arten- und Habitatschutzes bei der Planung und Genehmigung von Windenergieanlagen in Nordrhein-Westfalen. Fassung: 10.11.2017, 1. Änderung.
- Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen (2019a): Nordrhein-westfälische Straßeninformationsbank (NWSIB). Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter <https://www.nwsib-online.nrw.de/>, zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen (2019b): Straßennetz Landesbetrieb Straßenbau NRW. Hg. v. Straßen NRW. Online verfügbar unter <https://www.govdata.de/web/guest/daten/-/details/strassennetz-landesbetrieb-strassenbau-nrw>, zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- Lang, Stefan; Blaschke, Thomas (2007): Landschaftsanalyse mit GIS. Stuttgart: UTB; Eugen Ulmer.
- LANUV (2018a): Artenbeschreibung Feldlerche. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter <http://artenschutz.naturschutzinformationen.nrw.de/artenschutz/de/arten/gruppe/voegel/kurzbeschreibung/103035>, zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- LANUV (2018b): Fundortkataster für Pflanzen und Tiere. Hg. v. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. Online verfügbar unter <https://www.lanuv.nrw.de/natur/artenschutz/infosysteme/fundortkataster/>, zuletzt geprüft am 24.08.2020.
- McGarigal, Kevin; Marks, Barbara J. (1995): FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. Portland, Oregon.
- Naguib, Marc; Altenkamp, Rainer; Griessmann, Benjamin (2001): Nightingales in space. Song and extra-territorial forays of radio tagged song birds. In: *J Ornithol* 142 (3), S. 306–312. DOI: 10.1007/BF01651369.
- Oelke, Hans (1968): Wo beginnt bzw. wo endet der Biotop der Feldlerche? In: *J Ornithol* 109 (1), S. 25–29. DOI: 10.1007/BF01678101.
- Pätzold, Rudolf (1983): Die Feldlerche (*Alauda arvensis*). 3. Auflage. Wittenberg: Die Neue Brehm Bücherei.

- Reijnen, Rien; Foppen, Ruud; Meeuwsen, Henk (1996): The effects of traffic on the density of breeding birds in Dutch agricultural grasslands. In: *Biological Conservation* 75 (3), S. 255–260. DOI: 10.1016/0006-3207(95)00074-7.
- Rykiel, Edward J. (1996): Testing ecological models. The meaning of validation. In: *Ecological Modelling* 90 (3), S. 229–244. DOI: 10.1016/0304-3800(95)00152-2.
- Schmidt, Jan-Uwe; Eilers, Alexander; Schimkat, Madlen; Krause-Heiber, Jonas; Timm, Andreas; Nachtigall, Winfried; Kleber, Arno (2017): Effect of Sky Lark plots and additional tramlines on territory densities of the Sky Lark *Alauda arvensis* in an intensively managed agricultural landscape. In: *Bird Study* 64 (1), S. 1–11. DOI: 10.1080/00063657.2016.1271394.
- Schön, Martin (1999): Zur Bedeutung von Kleinstrukturen im Ackerland. Bevorzugt die Feldlerche (*Alauda arvensis*) Störstellen mit Kümmerwuchs? In: *J Ornithol* 140 (1), S. 87–91. DOI: 10.1007/BF02462092.
- Schreiber, Johannes; Utschick, Hans (2011): Bedeutung von Nutzungsartenverteilung und Topographie für Feldlerchen *Alauda arvensis*-Vorkommen. In: *Ornithologischer Anzeiger* 50, S. 114–132.
- Stöckli, Sibylle; Jenny, Markus; Spaar, Reto (2006): Eignung von landwirtschaftlichen Kulturen und Mikrohabitat-Strukturen für brütende Feldlerchen *Alauda arvensis* in einem intensiv bewirtschafteten Ackerbaugesamt. In: *Ornithologischer Beobachter* (103), S. 145–158.
- Südbeck, Peter; Andretzke, Hartmut; Fischer, Stefan; Gedeon, Kai; Schikore, Tasso; Schröder, Karsten; Sudfeldt, Christoph (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Vogelwarte Radolfzell: Max-Planck-Institut für Ornithologie.
- Toepfer, Stefan; Stubbe, Michael (2001): Territory density of the Skylark (*Alauda arvensis*) in relation to field vegetation in central Germany. In: *J Ornithol* 142 (2), S. 184–194. DOI: 10.1046/j.1439-0361.2001.00061.x.

## Anlage I

Reviernummer	Eignungswert	Anteil in m <sup>2</sup>	Reviergröße in m <sup>2</sup>
<b>RAUM A</b>			
1	100	7.524	7.524
2	60	21.339	289.062
	80	3.195	
	90	128.547	
	100	135.981	
3	100	90.504	90.504
4	100	14.508	14.508
5	100	9.135	9.135
6	90	243	15.624
	100	15.381	
7	0	1.953	271.674
	60	144	
	80	5.085	
	90	71.703	
	100	192.789	
8	90	14.976	152.820
	100	137.844	
9	90	2.664	82.674
	100	80.010	
10	90	3.339	43.101
	100	39.762	
11	0	3.060	254.970
	80	2.997	
	90	24.903	
	100	224.010	
12	100	12.465	12.465
13	100	10.116	10.116
14	100	14.445	14.445
15	100	8.451	8.451
16	0	4.806	106.434
	90	40.077	
	100	61.551	
17	90	86.859	244.458
	100	157.599	
18	90	3.150	20.223
	100	17.073	
19	90	2.421	12.069
	100	9.648	
20	100	22.149	22.149
21	100	7.344	7.344

Reviernummer	Eignungswert	Anteil in m <sup>2</sup>	Reviergröße in m <sup>2</sup>
22	90	1.503	18.756
	100	17.253	
23	90	16.803	225.090
	100	208.287	
24	80	3.492	359.676
	90	136.053	
	100	220.131	
25	90	2.547	26.370
	100	23.823	
26	100	8.316	8.316
27	100	14.562	14.562
28	90	3.735	28.197
	100	24.462	
29	90	15.678	136.242
	100	120.564	
30	100	9.405	9.405
31	80	5.283	218.781
	90	23.724	
	100	189.774	
<b>RAUM B</b>			
32	0	148.392	683.658
	70	3.879	
	80	25.092	
	90	99.828	
	100	406.467	
33	90	17.667	189.963
	100	172.296	
34	0	78.948	574.263
	70	80.712	
	80	75.717	
	90	201.015	
35	100	137.871	155.565
	0	55.134	
	70	45	
	80	4.563	
36	90	26.640	412.650
	100	69.183	
	0	5.436	
	70	20.871	
37	80	22.671	598.518
	90	153.900	
	100	209.772	
	0	172.233	
37	60	3.429	598.518
	70	55.863	
	80	127.431	
	90	147.924	
	100	91.638	

Reviernummer	Eignungswert	Anteil in m <sup>2</sup>	Reviergröße in m <sup>2</sup>
38	0	97.200	515.151
	70	33.822	
	80	48.807	
	90	149.688	
	100	185.634	