

Neubau der A39 Lüneburg – Wolfsburg mit nds. Teil der B 190n

Konzept zur Erhaltung bestehender Vernetzungsbeziehungen für Arten und Lebensraumfunktionen an der A 39 zwischen Lüneburg und Wolfsburg

Teil A: Abschnittsübergreifende Darstellung

Anlage 3 Einfluss der geplanten A39 / B 190n auf lokale und regionale Wildtierpopulation

Aufgestellt:



Niedersächsische Landesbehörde
für Straßenbau und Verkehr
Geschäftsbereich Wolfenbüttel



Unter Mitwirkung von



Kooperationsgemeinschaft
ÖKO-LOG & Baader Konzept



Inhaltsverzeichnis

1. Teil A: Einfluss der geplanten BAB 39/B 190n auf lokale und regionale Wildtierpopulationen und Darstellung der Lebensraumeignung und Durchlässigkeit der Landschaft am Beispiel der Leitart Rothirsch.....	9
1.1. Aufarbeitung der im Rahmen des Rotwildprojekts erhobenen Daten.....	10
1.1.1. GPS-Halsbandsender.....	10
1.2. Erstellung der Streifgebietskarten inkl. der erfassten Wanderbewegungen.....	11
1.3. Darstellung der Habitateignung mit der Identifizierung potentiell bevorzugter Rothirscheinstände.....	14
1.4. Anpassung der Daten zur Darstellung der Durchlässigkeit (Vernetzungspotential) der Landschaft.....	18
1.4.1. Generierte Wanderungskorridore für Rotwild, grobe Suchräume für Querungshilfen.....	20
1.4.2. Diskussion.....	23
1.5. Hinweise zur Planung.....	24
2. Teil B: Vorkommen und Verbreitung ausgewählter Wildtierarten im Bereich der geplanten Trassenführung der BAB 39/B 190n auf Grundlage der Daten aus der Wildtiererfassung in Niedersachsen.....	25
2.1. Vorstellung der im Planungsbereich der A 39 betrachteten Wildtierarten.....	27
2.2. Darstellung der mittleren Populationsdichten und Streckendichten ausgewählter Wildtierarten jeweils aus den drei Jahren 2006 bis 2008 auf Gemeindeebene im Bereich der Trassenführung bzw. der Landkreise Gifhorn, Uelzen und Lüneburg.....	30
2.2.1. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl und Anzahl erlegter Individuen beim Rothirsch (<i>Cervus elaphus</i>).....	31
2.2.2. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl beim Reh (<i>Capreolus capreolus</i>).....	33
2.2.3. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl beim Damhirsch (<i>Dama dama</i>).....	34
2.2.4. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl beim Wildschwein (<i>Sus scrofa</i>).....	35
2.2.5. Flächenbezogene Daten zur Populationsdichte, Fallwildanzahl und Anzahl erlegter Individuen beim Feldhasen (<i>Lepus europaeus</i>).....	37
2.2.6. Flächenbezogene Daten zur Anzahl erlegter Individuen und Anzahl der Gehecke beim Fuchs (<i>Vulpes vulpes</i>).....	40
2.2.7. Flächenbezogene Daten zur Anzahl Fallwild, Anzahl erlegter Individuen und Anzahl der Gehecke beim Dachs (<i>Meles meles</i>).....	42
2.2.8. Flächenbezogene Daten zu Vorkommen und Anzahl erlegter Individuen beim Waschbären (<i>Procyon lotor</i>).....	45
2.2.9. Flächenbezogene Daten zur Anzahl der Brutpaare beim Rebhuhn (<i>Perdix perdix</i>).....	47
2.2.10. Flächenbezogene Daten zur Anzahl und Anzahl erlegter Fasane (<i>Phasianus cholchicus</i>).....	48
2.2.11. Flächenbezogene Daten zur Anzahl der Brutpaare und der Vorkommen der Graugans (<i>Anser anser</i>).....	50

2.2.12.	Flächenbezogene Daten zur Anzahl erlegter Marderhunde (<i>Nyctereutes procyonoides</i>) und dessen Vorkommen.....	51
2.3.	Erstellung einer digitalen Jagdbezirkskarte für einen 5 km breiten Saum beiderseits der Trasse	53
2.4.	Darstellung von Populationsdichte und Streckendichten auf Ebene der Jagdbezirke als Isoplethen	55
2.4.1.	Populationsdichten bei Feldhase, Dachs und Rebhuhn	55
2.4.2.	Darstellung der Jagdstreckendichten auf Ebene der Jagdbezirke als Isoplethen für die Wildtierarten Rothirsch und Wildschwein.....	58
2.4.3.	Darstellung der Damhirschvorkommen und Rothirschvorkommen	63
2.5.	Darstellung der Wildunfälle auf Bundes-, Land- und Kreisstraße gemittelt über die Jahre 2006 bis 2008 auf Jagdbezirkebene für die Wildtierarten	69
2.6.	Dachsbaukartierung	86
2.6.1.	Weitere Details zu den einzelnen Dachsbauen:	87
2.7.	Vorgaben und Empfehlungen für ein Bejagungsmanagement im Bereich von Querungsbauwerken	101
3.	Literatur	108
4.	Anhang	112
4.1.	Habitat eignung.....	112
4.1.1.	Arbeiten in Arc Gis	112
4.1.2.	Binomiales Model in R	113
4.1.3.	Durchführung Durchlässigkeitsmodell	114

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: GPS-Sender	10
Abbildung 2: Streifgebiete (mcp) der besenderten Hirsche und Tiere	11
Abbildung 3: Darstellung der Habitateignung der im Landkreis Gifhorn und Uelzen telemetrierten Stücke Rotwild, extrapoliert für die Landkreise Lüneburg, Uelzen und Gifhorn	14
Abbildung 4: Individuelle Entfernung der besenderten Tiere zu Bundesstraßen. Im Mittel betrug die Entfernung 1200m (rote Linie)	16
Abbildung 5: Ergebnis der Abfrage bei den Jägern über das Vorkommen und die Wechsel von Rot- und Damwild im Bereich der geplanten Trasse A 39	19
Abbildung 6: Darstellung der Durchlässigkeit der Landschaft für das Rotwild im Bereich der geplanten BAB 39, eingezeichnet sind die wesentlichen potentiellen Wanderkorridore für Rotwild. Sie entsprechen den groben Suchräumen für die Positionierung von Querungshilfen Suchräume: 1: Bereich Vierenbach- Wulstorf- LG Landwehr; 2: Bereich Secklendorf; 3: Bereich Wipperau – Röbbelbach; 4: Bereich Schafwedel- Soltendiecker Graben; 5: Bereich Lüderbruch; 6: Bereich Fulau – Knesebach - Jembke – Bombarischer Berg	22
Abbildung 7: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Rothirschpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008	31
Abbildung 8: Anzahl erlegter Rothirsche pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008	32
Abbildung 9: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Rehpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008	33
Abbildung 10: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Damhirschpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008	34
Abbildung 11: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Wildschweinpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene für das Jahr 2008	35
Abbildung 12: Anzahl erlegter Wildschweine pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	36
Abbildung 13: Anzahl der Feldhasen im Frühjahr pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	37
Abbildung 14: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Hasenpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008	38
Abbildung 15: Anzahl erlegter Feldhasen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	39
Abbildung 16: Anzahl erlegter Füchse pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	40

Abbildung 17: Anzahl der Fuchsgehecke (bestätigte Reproduktionseinheiten) pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	41
Abbildung 18: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Dachpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008	42
Abbildung 19: Anzahl der Dachsghecke (bestätigte Reproduktionseinheiten) pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	43
Abbildung 20: Anzahl erlegter Dachse pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008	44
Abbildung 21: Darstellung der Waschbärvorkommen anteilig auf Gemeindeebene, basierend auf das Vorkommen in den einzelnen Revieren	45
Abbildung 22: Anzahl erlegter Waschbären pro 100 ha auf Gemeindeebene im Jahr 2006.....	46
Abbildung 23: Anzahl der Rebhuhnpaare pro 100 ha Offenland auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006, 2007 und 2008	47
Abbildung 24: Anzahl der Fasane im Frühjahr pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006, 2007 und 2008	48
Abbildung 25: Anzahl erlegter Fasane pro 100 ha auf Gemeindeebene in den Jahren 2006, 2007 und 2008	49
Abbildung 26: Anzahl der Brutpaare pro 100 ha und Vorkommen der Graugans auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006, 2007 und 2008	50
Abbildung 27: Anzahl erlegter Marderhunde pro 100 ha auf Gemeindeebene in den Jahren 2006 und 2007.....	51
Abbildung 28: Vorkommen des Marderhundes auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006 und 2007.....	52
Abbildung 29: Jagdbezirkskarte mit flächenscharfer Abgrenzung sämtlicher Jagdbezirke im Betrachtungsraum	54
Abbildung 30: Isolethendarstellung der Populationsdichte des Feldhasen (Individuen/ 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008.....	55
Abbildung 31: Isolethendarstellung der Populationsdichte des Dachses (Gehecke / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008.....	56
Abbildung 32: Isolethendarstellung der Populationsdichte des Rebhuhns (Brutpaare / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008.....	57
Abbildung 33: Isolethendarstellung der Streckendichte beim Rothirsch (Anzahl erlegter Individuen / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008	58
Abbildung 34: Isolethendarstellung der Streckendichte beim Wildschwein (Anzahl erlegter Individuen / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008	59
Abbildung 35: Isolethendarstellung der Unfallrate beim Reh (Anzahl verunfallter Rehe / 100 km Straßenstrecke), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008,	

dargestellte Standorte der Bauwerke sind Vorschläge, die dem IWFO von den Kooperationspartnern zur Verfügung gestellt wurden.....	60
Abbildung 36: Isoplethendarstellung der Unfallrate beim Damhirsch (Anzahl verunfallter Individuen / 100 km Straßenstrecke), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008	61
Abbildung 37: Isoplethendarstellung der Unfallrate beim Wildschwein (Anzahl verunfallter Individuen / 100 km Straßenstrecke), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008	62
Abbildung 38: Vorkommensschwerpunkte des Damhirsches im nördl. Bereich der Trassenführung	64
Abbildung 39: Vorkommensschwerpunkte des Damhirsches im südl. Bereich der Trassenführung	65
Abbildung 40: Vorkommensschwerpunkte des Rothirsches im nördl. Bereich der Trassenführung mit Darstellung regelmäßiger Wechselbeziehungen	67
Abbildung 41 Vorkommensschwerpunkte des Rothirsches im südl. Bereich der Trassenführung mit Darstellung regelmäßiger Wechselbeziehungen	68
Abbildung 42: Abgefragte Wildunfalldaten, auf Grundlage der Unfälle aus 2009.....	70
Abbildung 43: Unfallrate beim Rothirsch bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	71
Abbildung 44: Unfallrate beim Rothirsch bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	72
Abbildung 45: Unfallrate beim Rothirsch bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	73
Abbildung 46: Unfallrate beim Wildschwein bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	74
Abbildung 47: Unfallrate beim Wildschwein bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	75
Abbildung 48: Unfallrate beim Wildschwein bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	76
Abbildung 49: Unfallrate beim Damhirsch bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	77
Abbildung 50: Unfallrate beim Damhirsch bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	78
Abbildung 51: Unfallrate beim Damhirsch bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	79
Abbildung 52: Unfallrate beim Reh bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	80

Abbildung 53: Unfallrate beim Reh bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	81
Abbildung 54: Unfallrate beim Reh bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	82
Abbildung 55: Unfallrate beim Dachs bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	83
Abbildung 56: Unfallrate beim Dachs bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	84
Abbildung 57: Unfallrate beim Dachs bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke).....	85
Abbildung 58: Dachsbaustandorte im Untersuchungsgebiet.....	100
Abbildung 59: Querungsbauwerke der A39 vor dem Hintergrund der Jagdrevierstruktur.....	113
Abbildung 60: Exemplarischer Ausschnitt der Betroffenheit von Jagdbezirken durch Jagdruhezonen im Umfeld der Grünbrücken (400 m im Umfeld) im Bereich der VW Teststrecke (Abschnitt 7)	114
Abbildung 61: Durchlässigkeit der Landschaft in den Landkreisen Lüneburg, Uelzen und Gifhorn	124

1. Teil A: Einfluss der geplanten BAB 39/B 190n auf lokale und regionale Wildtierpopulationen und Darstellung der Lebensraumeignung und Durchlässigkeit der Landschaft am Beispiel der Leitart Rothirsch

Untersuchungen im Rahmen eines Straßenbauvorhabens, hier der BAB 39/B 190n, die vor der Bauphase das Raum-Zeit-Verhalten des Rothirsches unter Berücksichtigung überregionaler und lokaler ökologischer Beziehungen beinhalten, fehlten bislang. Die geplante Trassenführung durchschneidet wesentliche Lebensräume der norddeutschen Flachlandpopulation des Rothirsches.

Moderne satelliten-gestützte Telemetrie kann die Situation und das Verhalten der Rothirschpopulation in hervorragender Weise erfassen und bietet die notwendige Detailschärfe. Seit 2006 werden vom IWfO die aktuelle Raumnutzungsroutine der örtlichen Rothirschpopulation im Tages- und Jahresablauf erfasst. Bislang wurden im Landkreis Gifhorn (Trassenabschnitt 5, 6 und 7) insgesamt 22 Rothirsche mit Sendern versehen, wobei ein Rothirsch die vorgesehene Trasse in Höhe Ehra-Lessien, südlich der VW Teststrecke, überquert hat. Die Auswertung der Daten ist derzeit ausschließlich auf beispielhafte Auswertungen einzelner Tiere innerhalb begrenzter Zeiträume beschränkt.

Die aus den laufenden telemetrischen Untersuchungen erhobenen Rohdaten können für die Entscheidungsfindung zur Bewertung von Korridoren eine wichtige Datengrundlage darstellen, da das Rotwild als Leitart bezüglich der Landschaftsfragmentation gilt. Über die räumlich expliziten Informationen zum Raum-Zeit-Verhalten von Rothirschen lassen sich somit auch Konfliktpunkte mit dem Bau der A39 lokalisieren und Querungshilfen zur Verminderung der negativen Wirkung der BAB-Trasse auf ökologische Zusammenhänge genauso wie zur Verringerung oder Vermeidung von Wildunfällen im Straßenverkehr gezielt planen. Der Abgleich der lokalen mit den überregionalen Notwendigkeiten ist zum Erhalt bzw. zur Wiederherstellung nationaler und transnationaler Wildtierkorridore oder Lebensraumkorridore notwendig. Relevante Korridore können über weitere Analysen von Raumdaten, Befragungen lokaler Akteure und aus den vorliegenden Daten der Satelliten-Telemetrie erkannt und mittels eines Habitatsignungs- und Durchlässigkeitsmodells auf größere Suchräume extrapoliert werden. So lassen sich potentielle Verbindungswege der Population des Rothirsches im östlichen Niedersachsen über die geplante Trassenführung mit Vorkommen in Sachsen Anhalt bis zur Colbitzer Heide anschaulich aufzeigen. Des Wei-

teren können die bestehenden Vernetzungssituationen einschließlich vorhandener Ausbreitungsbarrieren besser ermittelt bzw. beschrieben und in ein raumplanerisches Gesamtkonzept integriert werden. Hieraus abgeleitet kann eine großräumige Festschreibung in der Raumplanung vorgeschlagen werden. Die bislang erhobenen Daten können im Rahmen einer Zwischenauswertung für das Vernetzungskonzept nutzbar gemacht werden. Aus der vorhandenen Datengrundlage können Aussagen zum konkreten Raum-Zeit-Verhalten des Rotwildes im ostniedersächsischen Tiefland abgeleitet werden.

1.1. Aufarbeitung der im Rahmen des Rotwildprojekts erhobenen Daten

1.1.1. GPS-Halsbandsender



Abbildung 1: GPS-Sender

Eine individuelle Markierung der Tiere mit Sendern ist für die etho -ökologische Untersuchung unverzichtbar. Es wurden moderne GPS-SMS Sendern von der schwedischen Firma „Televilt“ und der deutschen Firma „Vectronic Aerospace GmbH“ eingesetzt (Abbildung 1).

Die Telemetrie bildete den Grundstein dieser Studie. Die Ortungen werden über das GPS-Satellitennetz vorgenommen. Die Halsbänder besitzen einen internen Speicher, auf dem bis zu 100.000 Ortungen (X-, Y-, Z -Koordinaten), festgehalten werden können. Zusätzlich besitzen die Sender die Möglichkeit, die aufgenommenen Daten entweder über eine VHF-Funkstrecke oder vollautomatisch in bestimmten Rhythmen über das GSM-Netz zu verschicken. Die Daten können bei dieser Methode direkt in digitaler Form in ein geographisches Informationssystem (GIS) implementiert werden.

Die Anzahl der Ortungen pro Tag kann je nach Fragestellung variiert werden. Die errechnete Lebensdauer der Sender für das vorliegende Versuchsdesign liegt, je nach Detailfragestellung, zwischen ein Jahr und drei Jahren. Zusätzlich zum Satellitensignal verfügen die Sender über ein UHF/VHF-Funksignal, welches je nach Versuchsdesign variiert werden kann (z.B. tägl. von 9.00 bis 17.00 Uhr).

1.2. Erstellung der Streifgebietskarten inkl. der erfassten Wanderbewegungen

In ArcMap wurden die Streifgebiete der einzelnen Tiere mittels 100% Minimum Convex Polygone (MCP) berechnet. Die Methode MCP ist eine Möglichkeit der Streifgebietsgrößen Berechnung, bei der ein Polygon über alle Ortungspunkte gelegt wird. In Abbildung 2 ist die Lage der Streifgebiete und die geplante Trassenführung abgebildet. Deutlich sieht man im südlichen Trassenabschnitt, dass ein Streifgebiet über die Trassenführung geht, dieser Hirsch wechselte in diesem Gebiet mehrfach über den Kanal und die geplante Trasse.

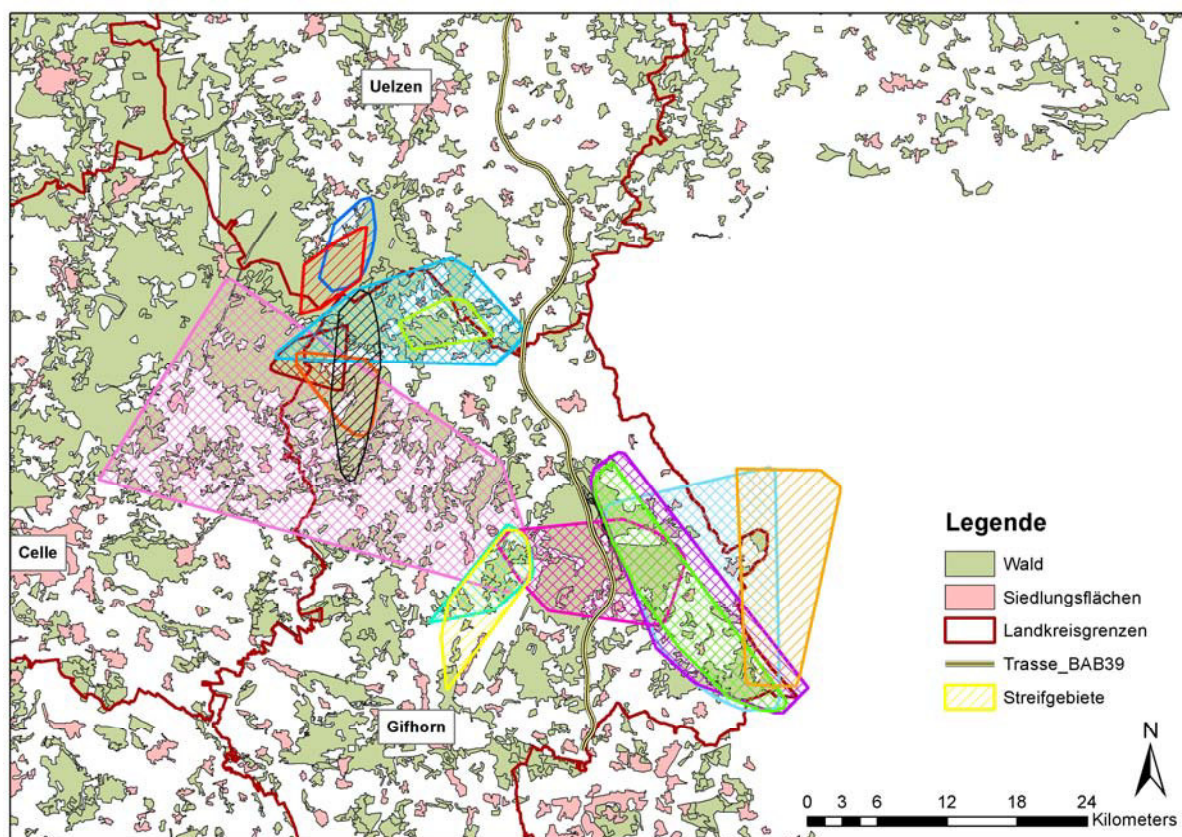


Abbildung 2: Streifgebiete (mcp) der besenderten Hirsche und Tiere

Die Ergebnisse der Untersuchungen zu den Streifgebieten und zum Wanderverhalten des Rotwildes im östlichen Niedersachsen zeigen, dass sich die Aktionsräume einzelner telemetrierten Tiere in den untersuchten Zeiträumen / Jahreszeiten zum Einen deutlich von-

einander unterscheiden und zum Anderen konstant bleiben. Hier sind vor allem geschlechterspezifische Unterschiede auffällig.

Im Vergleich zu anderen Untersuchungen an Rotwild z.B. aus dem Harz (FIELITZ 2000) ist festzustellen, dass die Streifgebietsgrößen beobachteter Hirsche deutlich größer sind, als die von Fielitz registrierten Flächengrößen. Seine Untersuchungen (FIELITZ 2000) zum Wanderverhalten von Rotwild im südlichen Teil des Harzes zeigten darüber hinaus, dass die untersuchten Tiere ihren Aktionsraum während des Winters stark reduzierten. Die Lage der Streifgebiete wurde nach Fielitz deutlich von den Winterfütterungen bestimmt. Hinsichtlich der Lage und Nutzung der Ganzjahresstreifgebiete zeigte das Kahlwild über die Beobachtungsjahre 1995 – 1999 hinweg eine Beständigkeit. Es war keine saisonal abhängige Nutzung der Streifgebiete des Kahlwildes festzustellen. Auch in unserem Untersuchungsgebiet ist davon auszugehen, dass die Lage und Größe der Streifgebiete gerade im Winter von den Fütterungen beeinflusst ist. Zur Wildschadensverhütung ist in Niedersachsen das Füttern von Schalenwild vom 1. Januar bis 30. April erlaubt. (Nds. Jagdgesetz, 7. Abschnitt § 32). Die tatsächliche Nutzung des Winterlebensraumes wird nicht nur durch klimatische Faktoren, sondern in starkem Maß auch durch anthropogene Einflüsse bestimmt (SCHMIDT 1992). Sicherheit und Nahrung (Quantität, Qualität und Zugänglichkeit) bestimmen vorrangig das Verhalten des Wildes in Raum und Zeit. Beide Faktoren werden im Winter vom Menschen durch Jagd und Fütterung wesentlich beeinflusst.

Die untersuchten Alttiere im Bereich Auermühle-Blickwedel und Breitenhees zeigen ebenfalls eine große Standorttreue. Durch die längere Zeitreihe der Datenaufnahme ist hier besonders das Alttier 1520 herauszustellen. Dieses lebt jahreszeitlich sehr konstant auf ca. 2.309 ha Streifgebiet. Auch hier ist das Streifgebiet von menschlichen Aktivitäten weitestgehend abgeschottet und scheint allen Lebensraumansprüchen zu genügen.

Standorttreue zeigten auch die Rotwild-Weibchen bei Untersuchungen sowohl am Nordrand der bayerischen Alpen (GEORGI 1980a) als auch im NP Berchtesgaden (BERBERICH & RIECHERT 1994). Sie zeigten jedoch ein jahreszeitgeprägtes Raumnutzungsmuster.

Während die jungen Spießer höchstwahrscheinlich bei den Muttertieren stehen bzw. ihnen folgen, gehen die jungen Hirsche vermutlich ihre eigenen Wege, wobei sich aber ihre Streifgebiete mit dem Streifgebiet des/ der Rudel überlappen können. (BERBERICH & RIECHERT 1994) geben für telemetrierte Hirsche und Kahlwild (30 Stück) eine Flächengröße für Sommer bis Herbst genutzte Streifgebiete von 187 +/- 70 ha an. (STROKA 1987) untersuchte im NP Berchtesgaden vom Mai bis November ebenfalls Rotwild und kam zu folgenden Er-

gebnissen: Zwei Rothirschtiere hatten eine Streifgebietsgröße (MCP) von 417 und 1.292 ha. Hirsche bewegten sich hier im Mittel in Streifgebietsgrößen von 1.270 +/- 379 ha.

Die von GEORGII (1980b) und GEORGII & SCHRÖDER (1983) am Nordrand der Alpen festgestellten Streifgebiete von 10 Stück Kahlwild und neun Hirschen besaßen folgende Ausdehnungen: Die mittlere Streifgebietsgröße des Kahlwildes betrug im Winter 65 ha, im Frühjahr und Herbst 176 ha und im Sommer 121 ha. Die Streifgebietsgröße der Hirsche betrug im Winter 113 ha, im Frühjahr bis Herbst 386 ha. Die genutzten Wanderkorridore zwischen den Gebieten wurden in die Berechnungen jedoch nicht einbezogen.

Die von FIELITZ (2000) festgestellten Streifgebiete aus dem Nordharz waren dahingegen deutlich größer. Er stellte für Rothirsch-Weibchen eine mittlere Ganzjahresstreifgebietsgröße von 602 ha und von 130 ha für die Streifgebiete im Winter fest. Für Rothirsche betragen diese 1.928 ha bzw. 236 ha. Beim Vergleich der oben erwähnten Streifgebietsgrößen ist zu beachten, dass unterschiedliche Erfassungsmethoden zur Anwendung kamen (KARGER 1989).

1.3. Darstellung der Habitateignung mit der Identifizierung potentiell bevorzugter Rot-
hirscheinstände

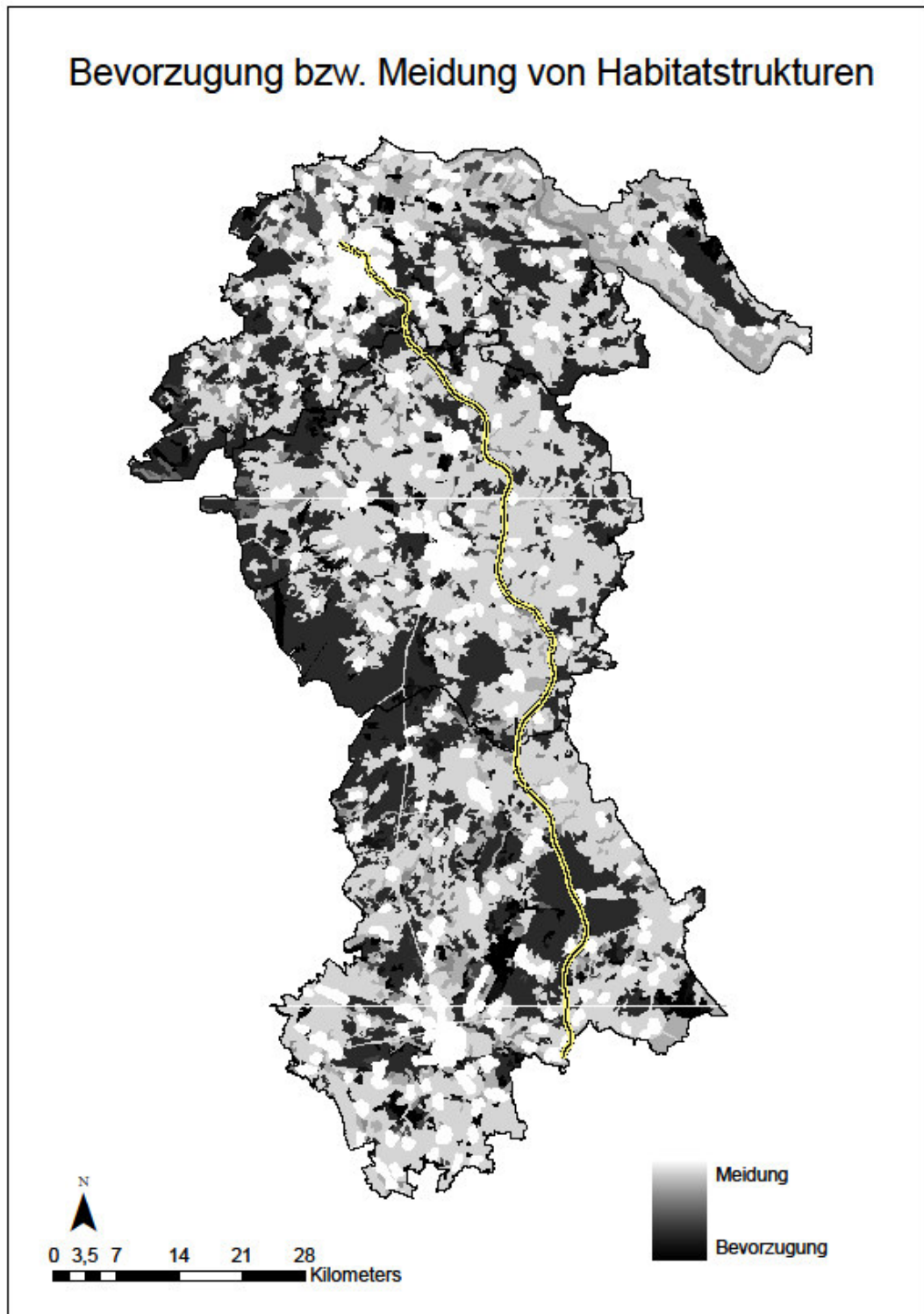


Abbildung 3: Darstellung der Habitateignung der im Landkreis Gifhorn und Uelzen telemetrierten Stücke Rotwild, extrapoliert für die Landkreise Lüneburg, Uelzen und Gifhorn

Für mittelgroße und große Säuger, wie Rotwild, geht die Barrierewirkung einer Straßen in erster Linie vom Straßenverkehr (> 10.000 Kfz / Tag) und von einer eventuell vorhandenen Fahrbahnzäunung aus (HOHMANN 2003). Aufgrund ihrer Barrierewirkung erschweren die stark frequentierten Straßennetze Mitteleuropas dem Rotwild den Wechsel zwischen Teil Lebensräumen innerhalb einer Population. Darüber hinaus können Verkehrswege auch den Verbund von Metapopulationen beeinträchtigen, indem Fernwanderungswege blockiert werden.

Insbesondere für Großtiere mit weiten Raumannsprüchen, wie dem Rotwild, steht zu befürchten, dass die mit Straßen verstärkt auftretenden Barriereeffekte zu einer Isolierung von Populationen führen und damit den genetischen Austausch zwischen Populationen behindern und / oder die Wiederbesiedlung von geeigneten Habitaten beeinträchtigen können.

Als einer der wichtigsten landschaftsökologischen Zerschneidungsfaktoren mit hoher Barrierewirkung wird derzeit das dichte Verkehrsnetz bzw. der Verkehrsträger Straße betrachtet (MADER 1980, UECKERMANN & OLBRICH 1984, WÖLFEL & KRÜGER 1991b, FORMAN & ALEXANDER 1998, OGGIER et al. 2001). Isolation, Zerschneidung bzw. Fragmentierung von Lebensräumen ist nach GEORGH (2001) deren „Zerstückelung in kleine, oftmals voneinander isolierte Flächen durch jedwede – auch natürliche Grenzlinien“. DE SANTO & SMITH (1993) definieren Fragmentierung wie folgt: *“Physical disruption, that inevitably results from carving up the preexisting, intact habitat [...] and refers to the patchiness of a landscape“*.

Nach OGGIER et al. (2001) ergänzen und / oder verstärken Straßen die ohnehin schon durch Landwirtschaft und Siedlungsbau verursachte Zergliederung und Fragmentierung der Landschaft. Besonders hervorzuheben ist nach VÖLK et al. (2001) der Zerschneidungseffekt von Straßen, wenn diese durch große, ansonsten noch einheitliche Naturräume wie beispielsweise zusammenhängende Waldgebiete führen. Die Einschätzung der Barrierewirkungen einer Straße hängt entscheidend vom artspezifischen Verhalten bzw. Lebensraumannsprüchen ab. Die täglichen Aktionsradien, saisonale Wanderbewegungen, Habitatpräferenzen bzw. das Sozial- und Fluchtverhalten einer bestimmten Spezies haben hierauf großen Einfluss (OGGIER et al. 2001). Der Straßentyp ist bei der Bestimmung von Barrierewirkungen ebenfalls von Bedeutung. Straßen können somit durch den Baukörper, durch den Betrieb oder eine Kombination aus beidem als Barriere fungieren (PFISTER et al. 1997, TEGETHOF 2002) wobei im Falle von größeren Säugern der Betrieb eindeutig im Vordergrund steht. Eine gezäunte Straße hat für Schalenwild die höchste Barrierewirkung, da bei

entsprechender Zaunhöhe (und je nach Instandhaltung) nahezu keine Querung mehr möglich ist (Übersicht bei ANDREWS 1990, RECK & KAULE 1993).

Rotwild wird als typischer Fernwanderer betrachtet (BÜTZLER 1986, MACDONALD & BARRET 1993, HOLZGANG & PFISTER 2001, HOLZGANG et al. 2001) und saisonale Wanderungen sind im Leben des Rotwildes von besonderer Bedeutung: Wechsel zwischen Sommer- und Winterständen, Feisthirscheinständen und Brunftplätzen (PEGEL 2001). Nach WÖLFEL & KRÜGER (1991a) sind heimische Säuger mit derart großen Lebensraumansprüchen in zweifacher Hinsicht vom dichter werdenden Straßenverkehr betroffen. Dies liegt zum einen daran, dass i.d.R. die mehrere hundert bis tausende Hektar großen Streifgebiete von entsprechend vielen Straßen durchquert werden. Zum anderen liegt es daran, dass Schalenwild als Fluchttypus aufgrund seiner Wachsamkeit bzw. Fluchtbereitschaft, den vom Verkehr ausgehenden Lärm- und Lichtbelästigungen auszuweichen versucht.

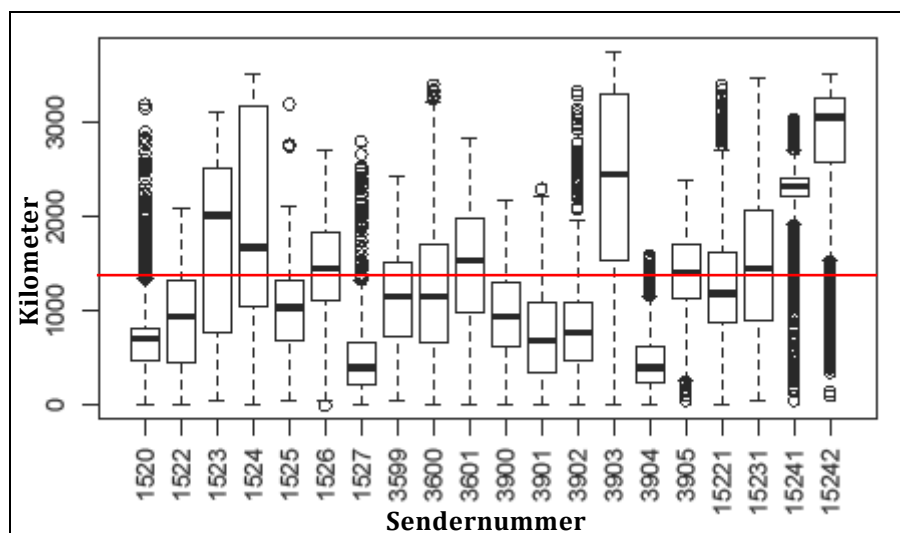


Abbildung 4: Individuelle Entfernung der besenderten Tiere zu Bundesstraßen. Im Mittel betrug die Entfernung 1200m (rote Linie)

Der Notwendigkeit, eine Straße zu queren, steht dann eine entsprechend individuell hohe Straßenmeidung gegenüber (Abbildung 4). Dieses Meidungsverhalten wiegt hinsichtlich der ökologischen Auswirkungen einer Straße gegenüber direkten Einflüssen, wie Verlusten durch Kollisionen, weit schwerer (ROST & BAILEY 1979, FORMAN & ALEXANDER 1998, HOLZGANG et al. 2000). ROST & BAILEY (1979) zeigten, dass Maultierhirsche (*Odocoileus hemionus*) und Kanadische Rothirsche (*Cervus elaphus canadensis*) Straßen schon ab einer Entfernung von 200 m zu meiden beginnen. Karibus (*Rangifer tarandus*) meiden befahrene Straßen sogar schon ab Entfernungen von 600 m (MURPHY & CURATOLO 1987).

Der Erhaltung der verbliebenen großen, unzerschnittenen Lebensräume und der Sicherung bzw. Wiederermöglichung von Austauschprozessen zwischen den Lebensräumen kommt für den Rothirsch eine besondere Bedeutung zu (PEGEL 2001). Da der Rothirsch an Biotopverbundmaßnahmen und Wanderkorridore besonders hohe Ansprüche stellt, wird er von vielen Gutachtern und Planungsträgern je nach Terminologie als Leit-, Ziel-, Weiser-, oder Zeigerart bzw. Biotopskriptor verwendet (RECK 1990, VÖLK et al. 2001). Bei der konkreten Einschätzung der Barrierewirkung eines bestimmten Straßenabschnitts müssen neben artspezifischen Charakteristika auch die örtlichen Gegebenheiten einbezogen werden (RECK & KAULE 1993).

Um die Auswirkungen des Straßenbaus auf Wildtierlebensräume gering zu halten, ist vorrangig die Wahl des Trassenverlaufs von Bedeutung. Im Falle von Ausbaumaßnahmen bereits bestehender Trassenläufe werden zur Minderung unvermeidlicher Barrierewirkungen zum Beispiel die Schaffung von Querungshilfen empfohlen (siehe (PFISTER et al. 1997, VÖLK et al. 2001, TEGETHOF 2002)). Die zu realisierende Maßnahme sollte sich dabei an den Ansprüchen der empfindlichsten und anspruchsvollsten „wertgebenden“ Population orientieren (RECK & KAULE 1993). Die korrekte Installation von Straßenquerungshilfen für Wildtiere ist dank umfangreicher Erfahrungen z. B. aus der Schweiz (PFISTER et al. 1997, HOLZGANG & PFISTER 2001, HOLZGANG et al. 2001, OGGIER et al. 2001)), Österreich (VÖLK et al. 2001), Frankreich (BERNARD et al. 1985, MAIZERET & CAMBY 1987) oder den Niederlanden (BOHEMEN & VRIES 1994, CANTERS et al. 1995) in den letzten Jahren stark angewachsen. Diese Maßnahme wird heute als probates und wirksames Mittel, die Barrierewirkung einer Trasse zu begrenzen, bei gesellschaftlichen und politischen Akteuren anerkannt.

Auch bei anspruchsvollen Fluchttieren wie dem Rotwild können Grünbrücken die Trennwirkung von Straßen effizient mindern. Andere und kostengünstigere Maßnahmen wie beispielsweise Wilddurchlässe, wie kleinere Unterführungen, reichen nach der Meinung vieler Fachleute jedoch an die Kompensationsleistung einer Grünbrücke nicht heran (DE SANTO & SMITH 1993, PFISTER et al. 1997, KRAMER-ROWOLD & ROWOLD 2001). Doch Grünbrücken können sich in ihrer Effizienz erheblich unterscheiden. Ausschlaggebend sind insbesondere die korrekte Positionierung und Dimensionierung der Überquerungshilfen (PFISTER et al. 1997, OGGIER et al. 2001, VÖLK et al. 2001).

Erst Grünbrücken ab einer Breite von 30 bis 50 Metern werden als geeignete Querungshilfen für Rotwild angesehen (PFISTER et al. 1997, OGGIER et al. 2001, VÖLK et al. 2001). Darüber hinaus ist die richtige Standortwahl ausschlaggebend, da diese Wildart gern an traditionellen Wanderwege bzw. Wechseln über Generationen festhält (FEHLBERG 1994, PFISTER

et al. 1997, HOLZGANG & PFISTER 2001, HOLZGANG et al. 2001, OGGIER et al. 2001, VÖLK et al. 2001). VÖLK et al. (2001) weisen darauf hin, dass bei überregional wirksamen Querungshilfen, zum Beispiel zur Gewährleistung des Individuenaustausches innerhalb von Metapopulationen (OGGIER et al. 2001), die Annahmewahrscheinlichkeit möglichst hoch sein muss, damit auch nicht ortskundige Individuen, welche aus weiter entfernten Lebensräumen stammen und daher die Querung einer Brücke eher scheuen könnten, die Bauwerke nutzen. Um eine hohe Annahmewahrscheinlichkeit und damit Effizienz einer Querungshilfe für Wildtiere zu erreichen, müssen gerade für Rotwild auch die Hinführungsstrukturen und die Umgebungs- und Auflagengestaltung hohe Anforderungen erfüllen. Trassenparallele Wildzäunungen stellen notwendige Hinführungsstrukturen dar, die mit dem Bau einer Grünbrücke einhergehen müssen. Ferner kommt der (rot)wildgerechten Einbettung der Brücke in die unmittelbar und weitere Umgebung eine wichtige Funktion zu. Neben einer möglichst „harmonischen“ Hinführung zur Grünbrücke ohne Habitatbrüche ist das Abhalten von Lärm- und Lichtemissionen des rollenden Verkehrs ebenfalls von entscheidender Bedeutung.

1.4. Anpassung der Daten zur Darstellung der Durchlässigkeit (Vernetzungspotential) der Landschaft

Waldgebundene Tierarten finden in intensiv genutzten („ausgeräumten“) Agrarlandschaften nur wenige Vegetationsstrukturen, die eine Korridorfunktion zwischen ihren Hauptlebensräumen erfüllen. Dadurch kann die Erhaltung arttypischer saisonaler Wanderungen und der Genfluss zwischen Teilpopulationen anthropogen bedingt erheblich eingeschränkt werden. Dies wird vor allem bei starker Verinselung des Waldes in Verbindung mit starker Fragmentierung der verbliebenen Restlebensräume durch Siedlungswachstum, Ausbau insbesondere des höherrangigen Verkehrsnetzes auch zu einem großräumigen Naturschutzproblem, insbesondere in Mitteleuropa. Der großräumigen Vernetzung von Wildlebensräumen wird in letzter Zeit wachsende öffentliche Aufmerksamkeit zuteil.

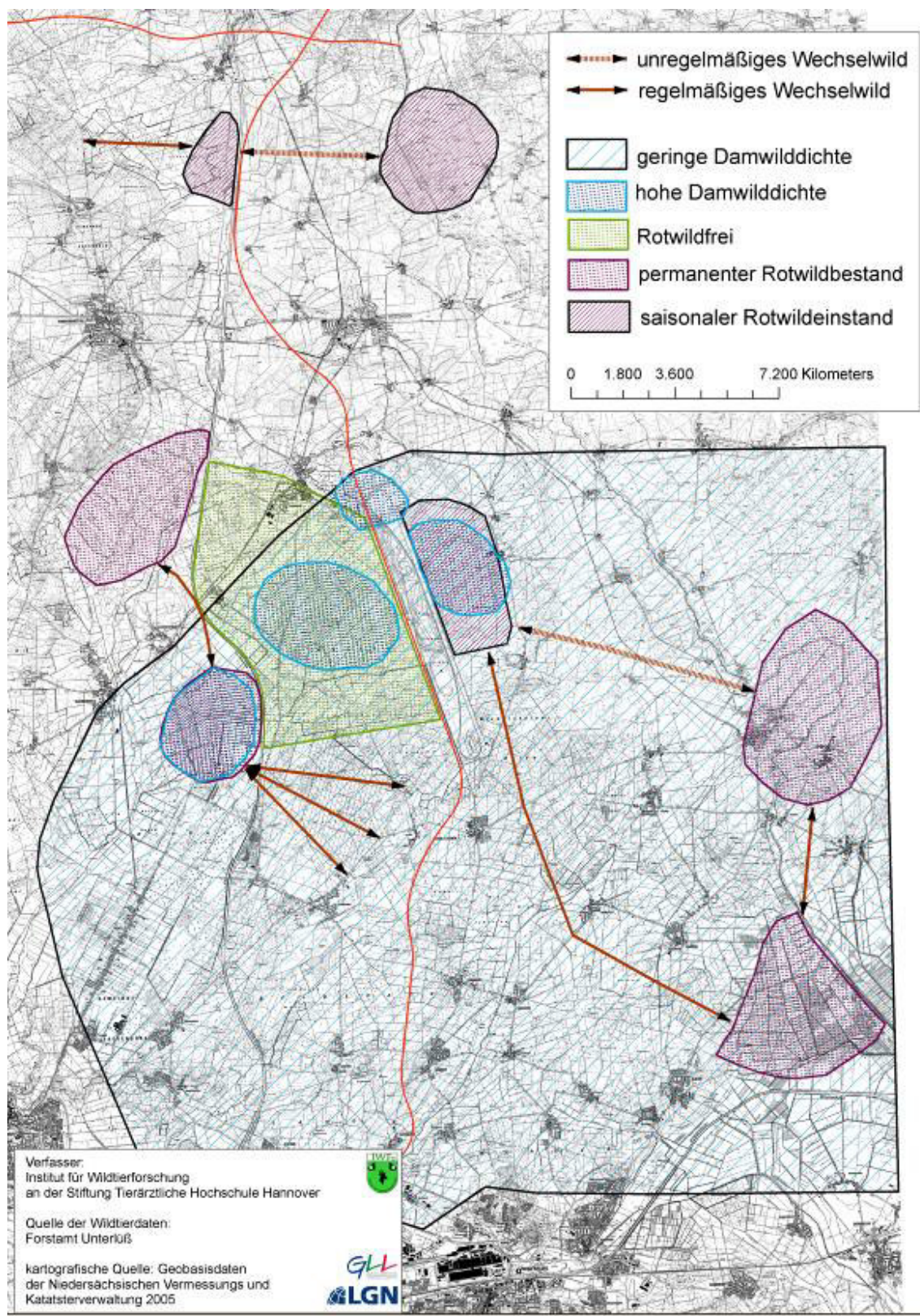


Abbildung 5: Ergebnis der Abfrage bei den Jägern über das Vorkommen und die Wechsel von Rot- und Damwild im Bereich der geplanten Trasse A 39

Für das Begriffsfeld Wildtierkorridor gibt es nicht nur unterschiedliche Definitionen sondern auch eine große Anzahl verschiedener Bezeichnungen (Mobilitätsachse, Ausbreitungskorridor, Korridorbiotope, Wanderbiotope, Tierstraße, Bewegungsachsen, Landschaftsverbindung u.v.m). In den meisten Fällen wird in der vorhandenen Literatur ein Korridor beschrieben als eine lineare (nicht unterbrochene) Struktur, die sich wesentlich vom Umfeld (Matrix) unterscheidet und außerdem zwei oder mehr gleichartige Habitate (Habitat patches) miteinander verbindet (vgl. FORMAN 1995, FORMAN et al. 1985): Es gibt eine Reihe von Parametern, die die Funktionalität von wildökologisch bedeutsamen Korridoren beeinflussen: Korridore können den genetischen Austausch, den Metapopulationszusammenhang und die Überlebenswahrscheinlichkeit von Einzelpopulationen erhöhen, sie ermöglichen manchen Arten ihre natürlichen Bedürfnisse (Wandertraditionen) zu befriedigen und / oder ehemalige und potentielle Lebensräume (wieder) zu besiedeln.

Wildspezifische Bauwerke können die Zerschneidungseffekte an Verkehrsstrassen deutlich verringern, wenn sie optimal platziert, dimensioniert und gestaltet sind (BARTH & GAGLA-DIETZ 2005). Um die Durchlässigkeit der Landschaft im Untersuchungsgebiet zwischen Wolfsburg und Uelzen zu erhalten und damit große, unzerschnittene Wanderungs- und Ausbreitungsräume zu sichern, sind Wildquerungshilfen über die Bundesautobahn (BAB) 39 geplant. Zusätzlich zu den Telemetriedaten wurden Angaben zum Vorkommen und zu bekannten Wechsellinien bei den Jägerschaften abgefragt (Abbildung 5).

1.4.1. Generierte Wanderungskorridore für Rotwild, grobe Suchräume für Querungshilfen

Basierend auf dem Durchlässigkeitsmodell (Vernetzungspotential) der Landschaft, das unter 1.4. beschrieben ist und unter Einbeziehung der wichtigen Rotwildwechsel (Angaben der Jäger) wurden die potentiellen Wanderungskorridore für die Rothirsche generiert und kartographisch dargestellt (Abb.59). Damit wurde die Ausweisung von Wanderungskorridoren für das Rotwild ermöglicht. Es lässt sich deutlich erkennen (was auch zu erwarten war), dass die bevorzugten bzw. potentiellen Habitate des Rothirsches an Waldgebiete bzw. Waldinseln gebunden sind. Es ergeben sich 6 grobe Suchräume für Querungshilfen im Bereich der Trassenführung. Um die Durchlässigkeit der Landschaft für das Rotwild aufrecht zu erhalten sollten in diesen Suchräumen entsprechende Querungsbauwerke (insbesondere Grün- und Talbrücken) für das Rotwild positioniert werden.

Generierte Suchräume:

- 1: Bereich Vierenbach- Wulstorf- LG Landwehr
- 2: Bereich Secklendorf
- 3: Bereich Wipperau – Röbbelbach
- 4: Bereich Schafwedel- Soltendiecker Graben
- 5: Bereich Lüderbruch
- 6: Bereich Fulau – Knesebeck - Jembke – Bombarischer Berg

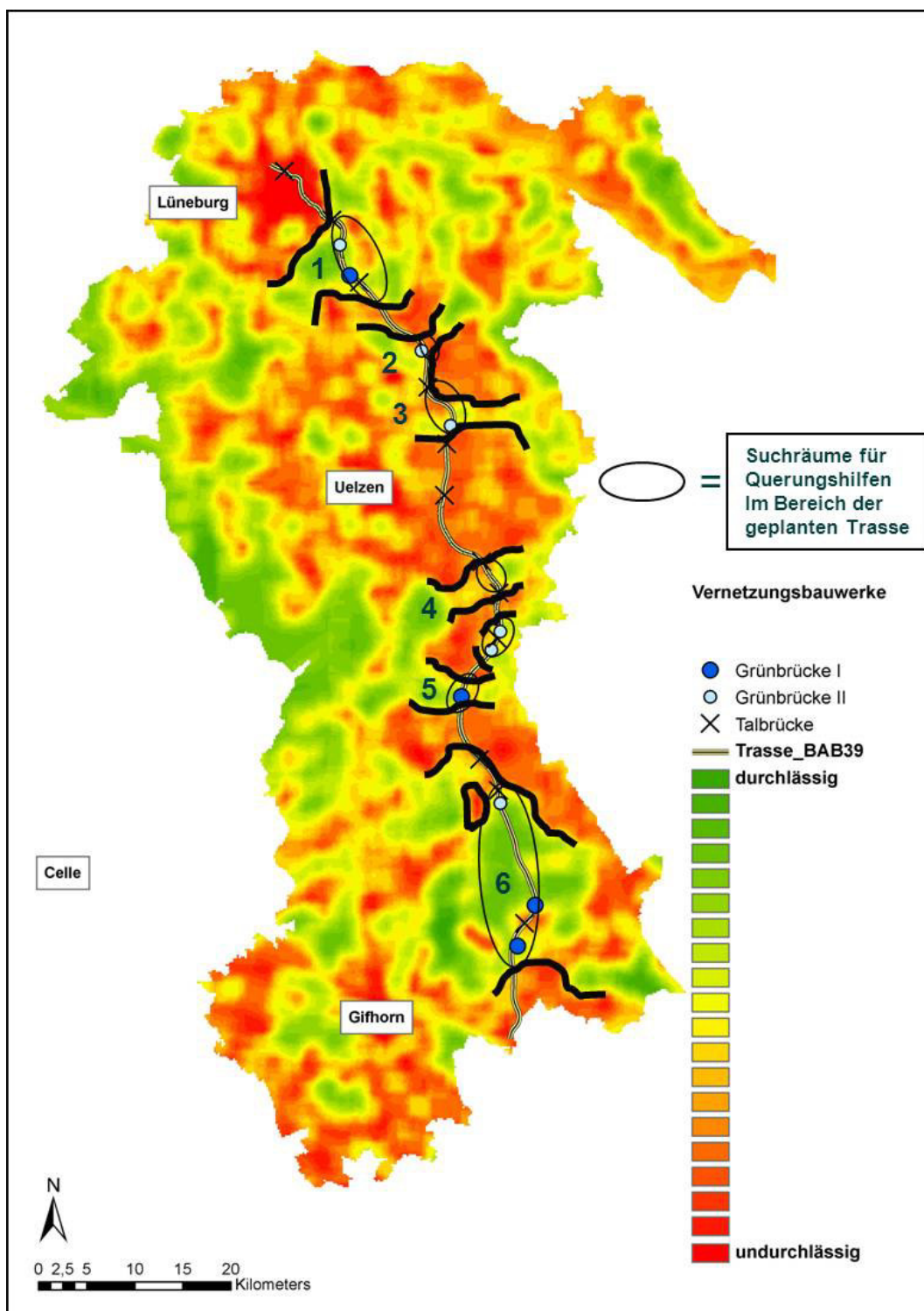


Abbildung 6: Darstellung der Durchlässigkeit der Landschaft für das Rotwild im Bereich der geplanten BAB 39, eingezeichnet sind die wesentlichen potentiellen Wanderkorridore für Rotwild. Sie entsprechen den groben Suchräumen für die Positionierung von Querungshilfen Suchräume: 1: Bereich Vierenbach- Wulstorf- LG Landwehr; 2: Bereich Secklendorf; 3: Bereich Wipperau – Röbbelbach; 4: Bereich Schafwedel- Soltendiecker Graben; 5: Bereich Lüderbruch; 6: Bereich Fulau – Knesebach - Jembke – Bombarischer Berg

1.4.2. Diskussion

Die negativen Folgen der zunehmenden Einengung und Zerschneidung von Lebensräumen wildlebender Tierarten durch Verkehrswege und v.a. Straßen sind vielfältig und umfangreich dokumentiert (vgl. RECK & KAULE 1993, FORMAN & ALEXANDER 1998, KLAR et al. 2006). Die Vermeidung und Minderung dieser negativen Einflüsse ist eine der größten Herausforderungen an eine zeitgemäße und nachhaltige Verkehrspolitik.

Die Infrastruktur führt dazu, dass einst zusammengehörende Landschaften und Wildlebensräume zerschnitten und das Wanderverhalten der Tiere unterbunden wird. Das Rotwild orientiert sich bei der Wanderung an Leitstrukturen, die Deckung aber auch Orientierung bieten. Zu Ihnen gehören Hecken, Waldränder und Wasserläufe. Die zunehmende Zergliederung der Landschaft verkleinert die Lebensräume für das Rotwild.

Die GIS-gestützte Modellierung stellt die objektive Formalisierung der Beziehungen zwischen Umweltfaktoren und Habitatansprüchen des Rotwildes auf räumlicher Ebene dar. Damit wird die Transparenz von Entscheidungen erheblich verbessert.

Die Fragmentierung unserer Landschaft bedroht Tiere und Pflanzen auf eine schleichende und auf den ersten Blick recht unauffällige Art und Weise. Durch die vom Menschen geschaffenen, vorwiegend lineare Strukturen (Straßen, Bahnlinien, Kanäle, Leitungstrassen) beginnt mit dem Moment der Bauausführung ein Prozess, der sich über viele Jahre und Jahrzehnte hinzieht und zum regionalen Verschwinden bestimmter Arten und zu schweren Beeinträchtigungen der betroffenen Biotop führen kann (KRAMER-ROWOLD & ROWOLD 2001, SUCHANT et al. 2004).

Landschaftszerschneidungen haben Auswirkungen, die weit über die bebaute Fläche hinausgehen; sie verändern das lokale Klima sowie den Wasserhaushalt und beeinträchtigen auf diese Weise den Boden und die Vegetation. Betroffen sind grundsätzlich alle sich am Boden bewegenden Tierarten, von Wirbeltieren bis Insekten. Tierarten mit hohem Raumanspruch, rückläufigem Bestand, hoher Verkehrsmortalität oder allgemein starker Gefährdung reagieren am empfindlichsten (BARTH & GAGLA-DIETZ 2005, JÄGER et al. 2005).

Die Vernetzung der Habitate mittels Wildquerungshilfen soll insbesondere einen Beitrag dafür leisten, unserer größten einheimischen Säugetierart, dem Rotwild, langfristig gesunde Populationen zu sichern.

Um eine weitere Zerschneidung intakter Lebensräume abzumildern bzw. auf ein erträgliches Maß zu reduzieren, sind bauliche Hilfsmittel erforderlich, die die Einstandsgebiete

verbinden. Zu Ihnen gehören Grünbrücken und Talbrücken. Sie stellen eine technische Wildquerungshilfe dar. Der Gesetzgeber hat die Notwendigkeit dieser Biotopverbundmaßnahmen erkannt und verlangt im Bundesnaturschutzgesetz die Schaffung eines Netzes verbundener Lebensräume.

1.5. Hinweise zur Planung

Weiterführende Untersuchungen:

Die Weiterführung dieser Untersuchungen könnte gleichermaßen die Bauphase in ihrer Auswirkung auf das Raum-Zeit-Verhalten des Rothirsches bewerten. Nach Fertigstellung der Autobahn und insbesondere der Grünbrücken sollte der Gewöhnungsprozess des Rothirsches an die veränderte Umwelt ebenfalls erfasst werden. Somit könnten auch zukünftige Bauprojekte auf die Anpassung dieser und anderer Großsäuger optimiert werden.

2. Teil B: Vorkommen und Verbreitung ausgewählter Wildtierarten im Bereich der geplanten Trassenführung der BAB 39/B 190n auf Grundlage der Daten aus der Wildtiererfassung in Niedersachsen

Der Aus- bzw. Neubau der BAB 39 / B 190 verursacht starke Einschnitte in den Lebensraum der im Planungsbereich vorkommenden Tierpopulationen. Einerseits führt die Versiegelung und Zäunung zu Lebensraumverlusten sowie zur Einschränkung des Individuenaustausches zwischen Teilpopulationen. Andererseits werden durch Gehölze und Hecken entlang der Trassen neue Strukturen geschaffen, die für einige Säuger- und Vogelarten begünstigend wirken, andere hingegen negativ beeinflussen, wie z.B. einige Offenlandarten. Darüber hinaus ist davon auszugehen, dass bestimmte Wildtierarten wie der Feldhase oder das Rebhuhn die Nahbereiche (bis 100 m) von Straßen meiden, so dass der Lebensraumverlust deutlich über dem für den Straßenbau beanspruchten Flächenbedarf liegt.

Im Rahmen der landesweiten flächendeckenden Wildtiererfassung Niedersachsen (WTE) werden jährlich das Vorkommen und die Populationsdichten von ausgewählten Wildtierarten auf Ebene der Jagdbezirke durch Besatzeinschätzungen der Revierpächter niedersachsenweit erfasst. In die WTE sind seit Mitte der 1990er Jahre jährlich über 8000 Jagdbezirke in Niedersachsen involviert. Die wissenschaftliche Koordination und Auswertung der Wildtiererfassung Niedersachsen wird vom Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule Hannover (IWFO) im Auftrag der Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. (LJN) durchgeführt. Finanziert wird die WTE aus Mitteln der Jagdabgabe des Landes Niedersachsen. Die notwendige Zustimmung zur Verwendung von Daten aus dem Projekt „Wildtiererfassung in Niedersachsen“ (WTE) sowie der Rotwild- und Schwarzwild-Telemetriedaten für das Straßenbauprojekt A39 WTE-Daten wurde durch das Nds. Ministerium für Landwirtschaft, Ernährung, Verbraucherschutz und Landesentwicklung und die Landesjägerschaft Niedersachsen e.V. (LJN) unter bestimmten Bedingungen erteilt (s. Antrag).

Vor Verwendung der WTE-Daten wurden diese auf Revierebene auf Plausibilität und Ausreißer geprüft. Mehrere Abfragen zu einer Tierart dienen somit auch zur Plausibilitätsprüfung. Eine Bejagung des Rebhuhns oder Hasen ohne Angaben zu einem Frühjahrsbesatz deuten auf einen fehlerhaften Datensatz hin und werden nochmals geprüft. Mit dem Ausreißertest wurden Populationsdichten herausgefiltert, deren Wert um das Vierfache über der Standardabweichung ($\sigma = 4$) lag. Allerdings sind nicht alle Extremwerte auch Aus-

reißer und mussten im Einzelfall geprüft werden. Eindeutige Ausreißerwerte waren im Wesentlichen Eingabefehler oder extreme Fehleinschätzungen und wurden korrigiert. Der Anteil an Ausreißerwerten lag unter 1%.

Für die Beurteilung des Eingriffs in die Wildtierpopulationen durch die Trasse der A 39 und der B 190n sowie der Entwicklung eines integrativen Konzeptes zur Gewährleistung einer maximalen Durchlässigkeit dieser Barrieren und Vernetzung von Wildtierlebensräumen stellen Daten aus der WTE eine wichtige Grundlage dar.

Im Rahmen dieser Studie wurden Populationsvorkommen und -dichten und Kernlebensräume ausgewählter Charakter- bzw. Indikatorarten der offenen Kulturlandschaft und der Waldhabitate im Trassenbereich auf lokaler wie auch auf regionaler Ebene kartographisch dargestellt und ausgewertet sowie auch als GIS-Daten zur weiteren Bearbeitung den Projektpartnern zur Verfügung gestellt.

Der Betrachtungsraum umfasst einen ca. 5 km breiten Saum rechts und links entlang der geplanten Trassen. Die einzelnen Fragestellungen wurden im Laufe der Jahre 2009 und 2010 zu gesetzten Zeitpunkten bearbeitet und fristgerecht abgeliefert. In 2009 wurden im Wesentlichen die Basiswildtierdaten in einem Schnelldurchlauf selektiert, geprüft und für die Verwendung durch die Büros Baader-Konzept und ÖKO-LOG aufbereitet. Darüber hinaus wurde eine digitale Grundlage für die geographische Zuordnung der jagdbezirksspezifischen Ergebnisse der WTE-Daten als flächenscharfe Jagdbezirkkarte erstellt, da sonst nur auf Gemeindeebene gemittelte Ergebnisse hätten dargestellt werden können.

In 2010 wurden die Daten einer eingehenden Prüfung unterzogen, Korrekturen wurden eingearbeitet und eine fachliche Begutachtung der Auswertung erstellt.

Weiterführende Abfragen zu Wildtiervorkommen, Wildwechseln und Wildunfällen im Umfeld des Trassenbereiches wurden, sofern sie nicht schon durch die Wilderfassungsdaten abgedeckt sind, bei den Revierinhabern, Rotwildringen und Landkreisen durchgeführt.

Die Daten zu den Wildtieren (Vorkommen, Populationsdichte, Jagdstrecke, Wildunfallzahlen) liegen auf Jagdbezirksebene vor. Die Jagdbezirke nehmen Flächengrößen zwischen 75 und ca. 1.000 ha ein und liegen im Mittel bei rund 500 ha. Die Wildtierdichte- und Vorkommensdaten werden je nach Bedarf und Notwendigkeit entweder als dreijähriger Mittelwert oder für ein Einzeljahr auf Ebene der Samtgemeinden bzw. interpoliert auf Ebene der Jagdbezirke aufbereitet. Dadurch werden Fehlwerte oder Extremwerte ausgeglichen.

2.1. Vorstellung der im Planungsbereich der A 39 betrachteten Wildtierarten

Rothirsch (*Cervus elaphus*)

Die Population des Rothirsches ist in Niedersachsen seit den fünfziger Jahren des vergangenen Jahrhunderts tendenziell kontinuierlich angewachsen. In 2009 wurden in Niedersachsen 7.836 erlegte Rothirsche gemeldet; davon fielen 3 % in die Kategorie Fallwild. Neben dem Harz ist die Lüneburger Heide das größte weitgehend zusammenhängende Verbreitungsgebiet. Die Vorkommen des Rothirsches fallen mit den großen geschlossenen Waldgebieten zusammen. Die Lüneburger Heide ist mit eines der größten Rotwildgebiete Deutschlands und hat damit eine herausragende Stellung für den Erhalt des Anspruchstyps „Rothirsch“. Der Rothirsch gilt aufgrund seines hohen Anspruchs hinsichtlich Dimensionierung und Platzierung von Querungsbauwerken über lineare Verkehrsinfrastruktur als Leitart.

Reh (*Capreolus capreolus*)

Das Reh ist nahezu flächendeckend in Niedersachsen verbreitet und kann als Profiteur der heutigen Landeskultur gelten. Die Jagdstrecke als grober Indikator für die Populationsentwicklung entwickelt sich seit dem letzten Jahrhundert im langfristigen Trend positiv. Von den Jägern wurden 2009 129.566 Rehe als Jagdstrecke gemeldet. Dies beinhaltet 23 % Fallwild, das zum überwiegenden Teil im Straßenverkehr verunfallten Individuen entspricht. 29.943 registrierte Rehe sind in 2009 im Straßen- oder Schienenverkehr tödlich verunglückt. Damit hat das Reh im Vergleich zu den anderen sogenannten Schalenwildarten die höchste Verunfallungsrate. Dies hängt u.a. damit zusammen, dass es als Kulturfolger auch in vom Menschen dicht besiedelten Bereichen bzw. hochgradig durch Verkehrsinfrastruktur zerschnittenen Bereichen vorkommt und mit seinem Verhalten insbesondere in der Paarungszeit.

Damhirsch (*Dama dama*)

Der Damhirsch wurde nach der letzten Eiszeit zu Beginn unserer Zeitrechnung durch die Römer wieder in Europa eingeführt und kommt im Gegensatz zum Rothirsch, der überwiegend in zusammenhängenden Waldlandschaften lebt, in abwechslungsreichen Feld- / Waldlandschaften vor. Die Population in Niedersachsen befindet sich seit Anfang des letzten Jahrhunderts im kontinuierlichen Aufwärtstrend. Die Populationsausweitung findet besonders deutlich im westlichen und nordwestlichen Niedersachsen statt. Von der Jagdstrecke von 12.659 Damhirschen in 2009 fallen 866 Unfallopfer im Straßen- oder Schienenverkehr, was knapp 7 % entspricht.

Wildschwein (*Sus scrofa*)

Die Wildschweinpopulation hat insbesondere in den letzten 10 Jahren einen weiteren Ausbreitungsschub in Niedersachsen in die Agrarlandschaften erfahren. Der Planungsraum der A 39 ist flächendeckend mit Schwarzwild besiedelt und beherbergt in den Landkreisen Uelzen und Lüneburg mit die höchsten Wildschweindichten in Niedersachsen. Die Jagdstrecke des Wildschweins in Niedersachsen ist vom Jagdjahr 2006/2007 zum Jagdjahr 2008/2009 um 100 % auf 57.604 erlegte Tiere angestiegen. Davon sind 2.531 Individuen tödlich im Straßen- und Schienenverkehr verunglückt.

Feldhase (*Lepus europaeus*)

Der typische Lebensraum des Feldhasen, der evolutiv aus Steppenlandschaften stammt, sind die offenen Agrarlandschaften Niedersachsens. In den Waldgebieten kommt er auch nahezu flächendeckend vor – im Regelfall aber in geringeren Dichten. Insbesondere in den hochproduktiven Ackerbauregionen im Westen und Norden Niedersachsens sowie in den Börden erreicht er die höchsten Dichten. Im Planungsraum der A 39 auf den sandbetonten Ackerböden und in den Nadelwäldern kommt er im Vergleich dazu in geringeren Dichten vor. In 2009 werden in Niedersachsen 77.369 Hasen als erlegt gemeldet und 16.651 als Fallwild. Der Fallwildanteil, der zum Großteil aus Verkehrsopfern besteht, hat damit einen Anteil von knapp 18 % an der hier betrachteten Mortalität. Dabei kann von einer großen Dunkelziffer ausgegangen werden, da nur ein Bruchteil der verunfallten Hasen aufgrund ihrer vergleichsweise geringen Größe und der geringeren Schäden an den Fahrzeugen offiziell registriert werden.

Fuchs (*Vulpes vulpes*)

Der Fuchs ist ein anspruchsloser Nahrungs- und Habitatopportunist, was seine flächendeckende Verbreitung in hohen Dichten in Niedersachsen erklärt. Dabei liegen die Verbreitungsschwerpunkte in abwechslungsreicher Kulturlandschaft u.a. im Planungsbereich der A 39. Der Fuchs ist eine der am häufigsten im Straßenverkehr zu Tode kommenden Wildtierarten.

Dachs (*Meles meles*)

Der Dachs bevorzugt strukturreiche Kulturlandschaften als Lebensraum und erreicht hier die höchsten Dichten. Nachdem die Dachspopulation Ende der 70er Jahre aufgrund intensiver Nachstellung und der eigentlich dem Fuchs geltenden Baubegasungen einen Tiefstand erreichte, befindet sich die Population seitdem kontinuierlich im Aufwärtstrend, sodass der

Dachs wieder nahezu flächendeckend in Niedersachsen vorkommt. Der Planungsraum der A39 ist einer der Verbreitungsschwerpunkte des Dachses. Die Anzahl der auf den Verkehrswegen verunfallten Dachse ist im Vergleich zu anderen Wildarten mit 1204 Opfern oder 20,5 % der Jagdstrecke relativ hoch, wobei die Dunkelziffer um ein Vielfaches höher sein wird. Aufgrund seiner hohen Verunfallungsrate und der Gefährdung in der Vergangenheit gilt der Dachs traditionell als Leitart für die Lokalisierung von Querungshilfen.

Waschbär (*Procyon lotor*)

Der aus Nordamerika stammende in den 1930er Jahren eingebürgerte Waschbär breitet sich aus dem Süden und Osten kommend zunehmend in Niedersachsen aus und ist inzwischen als fester Bestandteil der Fauna etabliert. Entsprechend dem steilen Populationsanstieg und einer dem Dachs ähnelnden Verunfallungsrate ist mit einem Anstieg der Unfallopfer im Straßenverkehr Niedersachsens in den nächsten Jahren zu rechnen. Wurden in den 50er Jahren noch keine Waschbären erlegt, sind es 2009 bereits 4380 Individuen mit steil zunehmender Tendenz.

Marderhund (*Nyctereutes procyonoides*)

Der ursprünglich aus dem Gebiet des östlichen Sibiriens, des nordöstlichen Chinas und Japans stammende Marderhund wurde im 19. Jahrhundert im Westen Russlands erfolgreich angesiedelt. Von dort aus hat er sich stetig bis nach Deutschland ausgebreitet und insbesondere seit Ende der 1990er Jahre hat der Marderhund auch im östlichen Niedersachsen stark zugenommen, wie der Jagdstreckenstatistik als Indikator hierfür entnommen werden kann.

Rebhuhn (*Perdix perdix*)

Das Rebhuhn war einst in Deutschland einer der häufigsten Vögel der Agrarlandschaften. Eingeleitet durch den langen, schneereichen Winter 1978/1979 nahm der Rebhuhnbestand im Vergleich zu den Jahren davor ausgesprochen stark ab. In diese Zeit fallen ebenfalls große Flurbereinigungsverfahren, gesteigerte Effizienz in der Unkraut- und Schadinsektenbekämpfung sowie eine Reduzierung der örtlichen Feldfruchtartenvielfalt. Heute steht das Rebhuhn auf der Roten Liste der Brutvögel Niedersachsens in der Kategorie III (gefährdet). Der Populationstrend ist weiterhin negativ. Als Bodenvogel fliegt das Rebhuhn weniger als 30 s am Tag. Damit ist es die Vogelart, die am ehesten von Querungsbauwerken über lineare Verkehrsinfrastruktur profitiert.

Fasan (*Phasianus colchicus*)

Der Fasan stammt ursprünglich aus Asien und wurde in Europa in verschiedenen Unterarten bereits durch die Römer als Ziervogel und Jagdwild eingeführt. In den 1980er und 1990er Jahren wurden besonders im westlichen Niedersachsen zu jagdlichen Zwecken Fasane im großen Umfang ausgesetzt. Im Planungsbereich der A 39 ist die Dichte der Fasane deutlich geringer als im Westen Niedersachsens.

Graugans (*Anser anser*)

Nach Aussetzungen nach dem 2. Weltkrieg sind heute Graugänse an den meisten Still- und Fließgewässern wieder regelmäßiger Brutvogel in Niedersachsen. Die Population befindet sich in einem stetigen Anstieg. Die Graugans kommt flächendeckend an den Gewässern im Planungsraum der A 39 vor. Abgesehen vom direkten Habitatverlust ist sie nicht von dem Ausbau der A 39 betroffen.

2.2. Darstellung der mittleren Populationsdichten und Streckendichten ausgewählter Wildtierarten jeweils aus den drei Jahren 2006 bis 2008 auf Gemeindeebene im Bereich der Trassenführung bzw. der Landkreise Gifhorn, Uelzen und Lüneburg

Die Populationsdichten basieren auf den Wildtiererfassungsdaten Niedersachsen. Für jede Gemeinde wurden dabei die Dichten (Anzahl der Wildtiere / 100 ha) aus den einzelnen Jagdrevieren gemittelt und kartographisch auf Gemeindeebene für den Betrachtungsraum dargestellt. Dabei liegen bei den verschiedenen Wildtierarten die Daten nicht in allen Fällen für die drei Jahre vor, da bestimmte Abfragen nicht jedes Jahr stattfinden.

2.2.1. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl und Anzahl erlegter Individuen beim Rothirsch (*Cervus elaphus*)

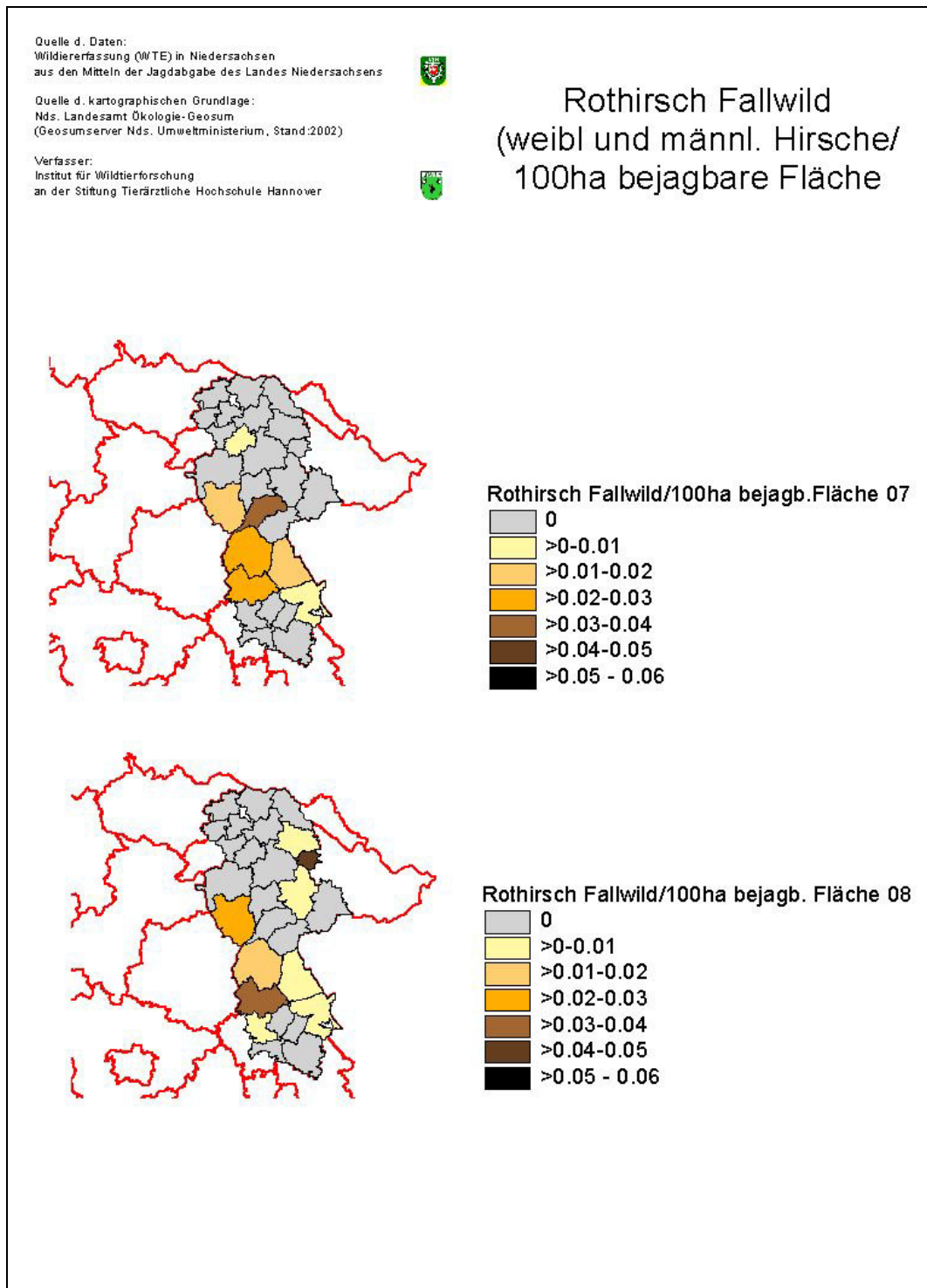


Abbildung 7: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Rothirschpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008

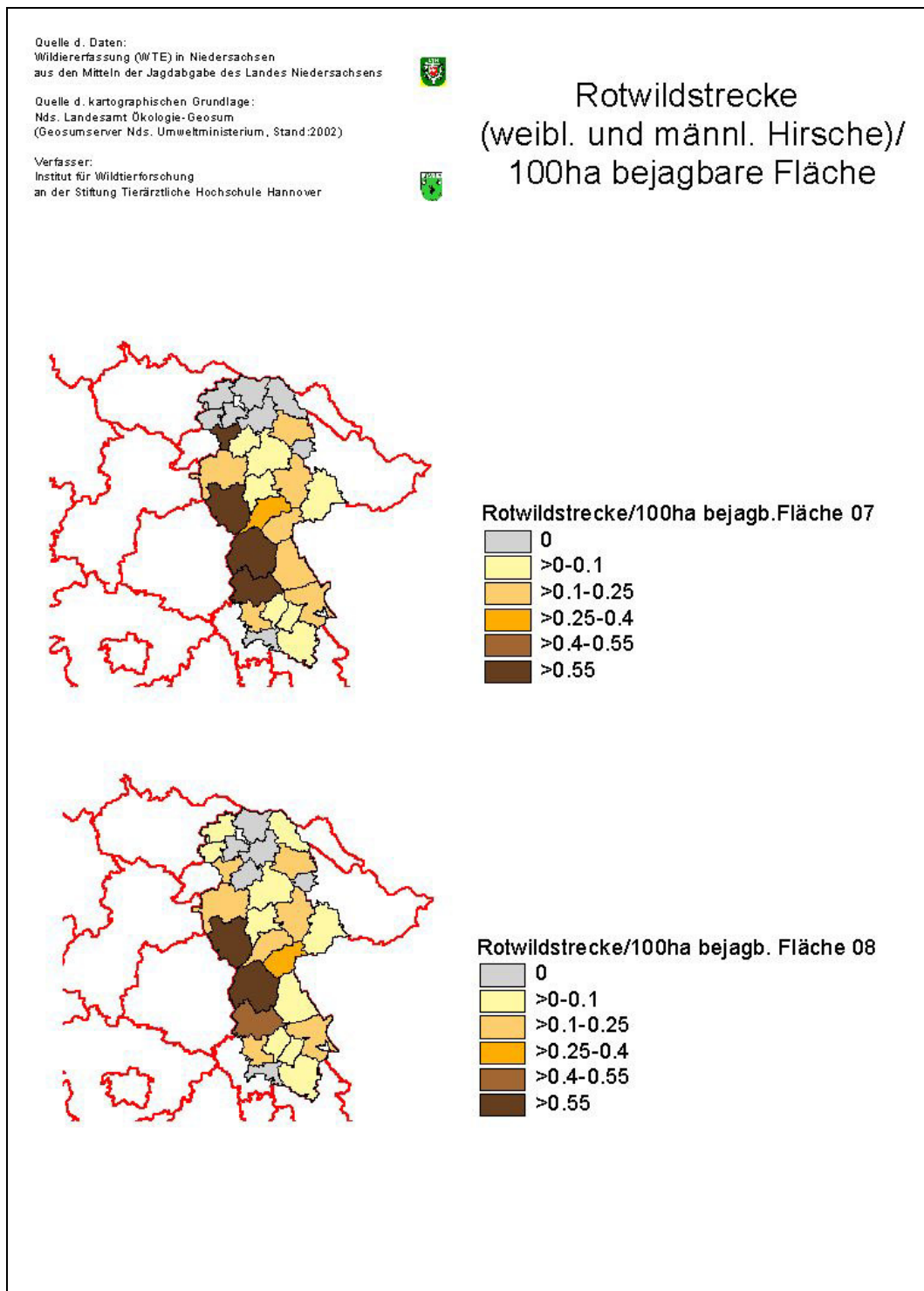


Abbildung 8: Anzahl erlegter Rothirsche pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008

2.2.2. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl beim Reh (*Capreolus capreolus*)

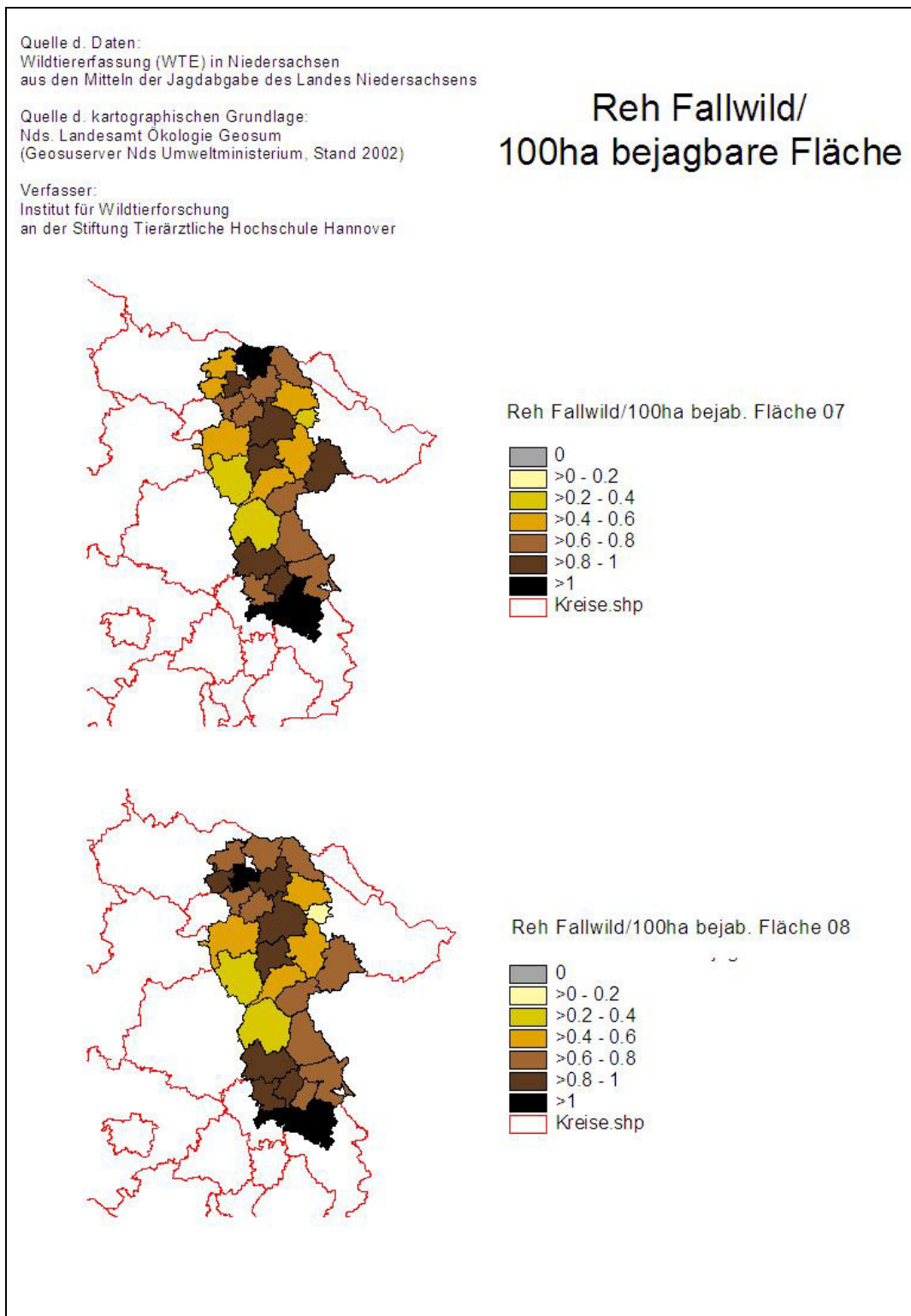


Abbildung 9: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Rehpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008

2.2.3. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl beim Damhirsch (*Dama dama*)

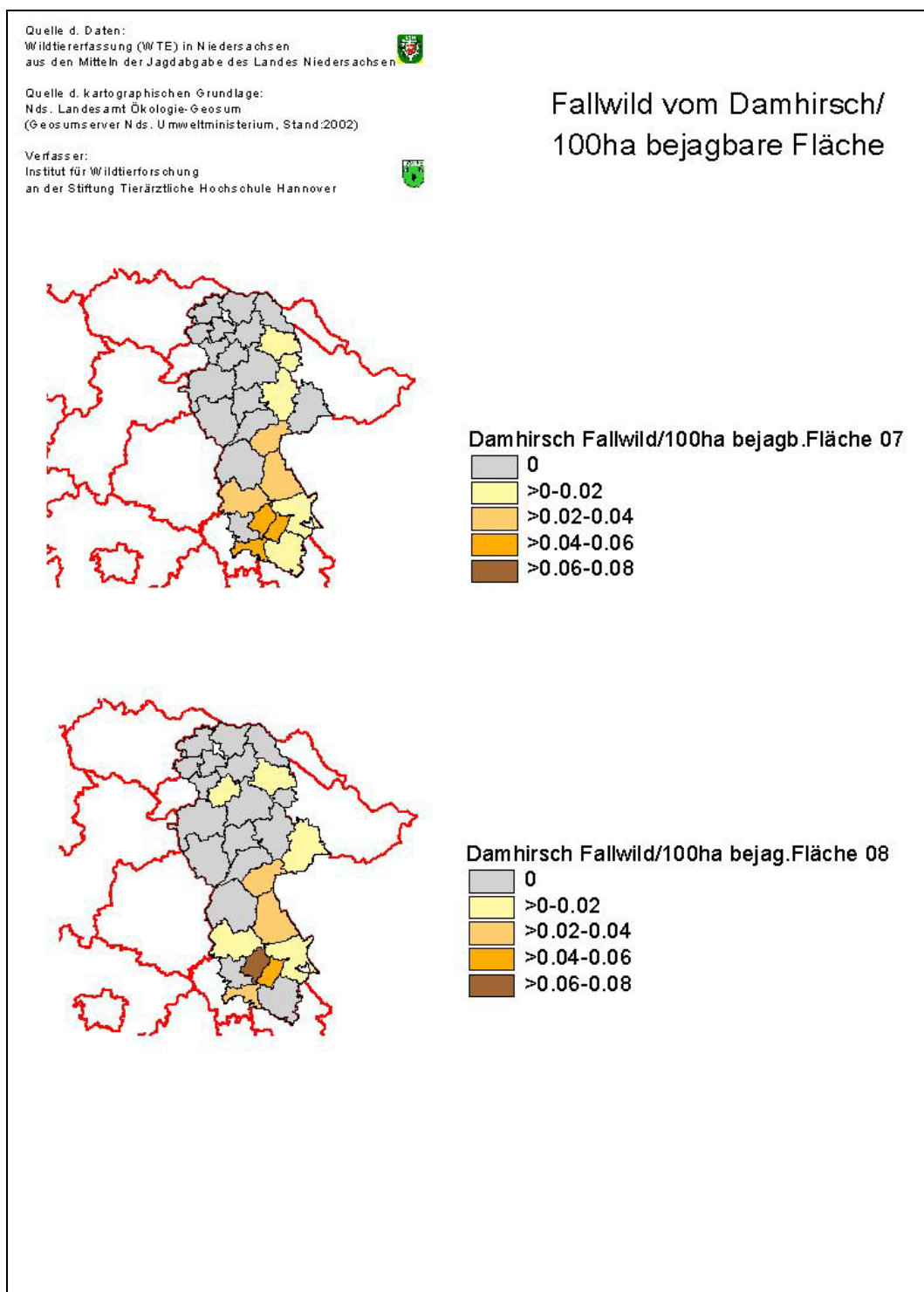


Abbildung 10: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Damhirschpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008

2.2.4. Flächenbezogene Daten zur Fallwildanzahl beim Wildschwein (*Sus scrofa*)

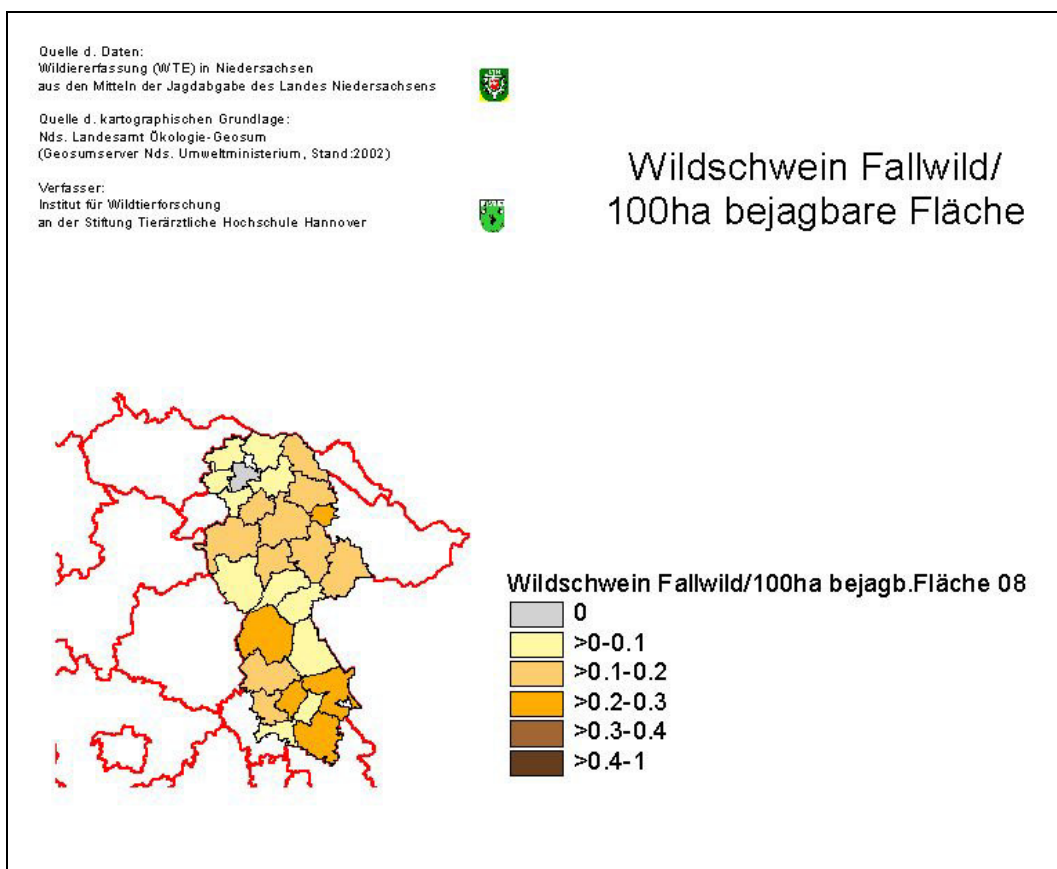


Abbildung 11: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Wildschweinpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene für das Jahr 2008

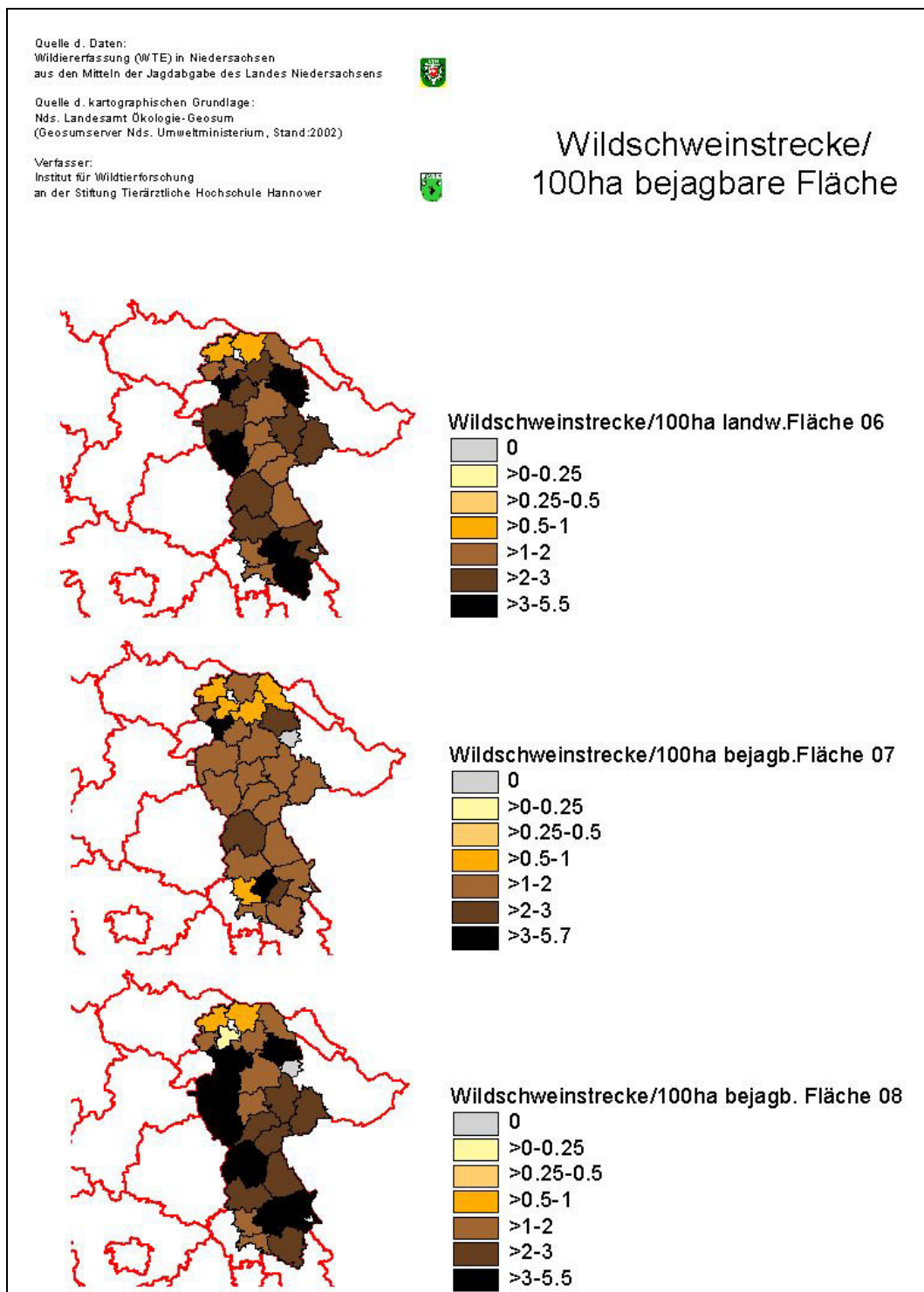


Abbildung 12: Anzahl erlegter Wildschweine pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

2.2.5. Flächenbezogene Daten zur Populationsdichte, Fallwildanzahl und Anzahl erlegter Individuen beim Feldhasen (*Lepus europaeus*)

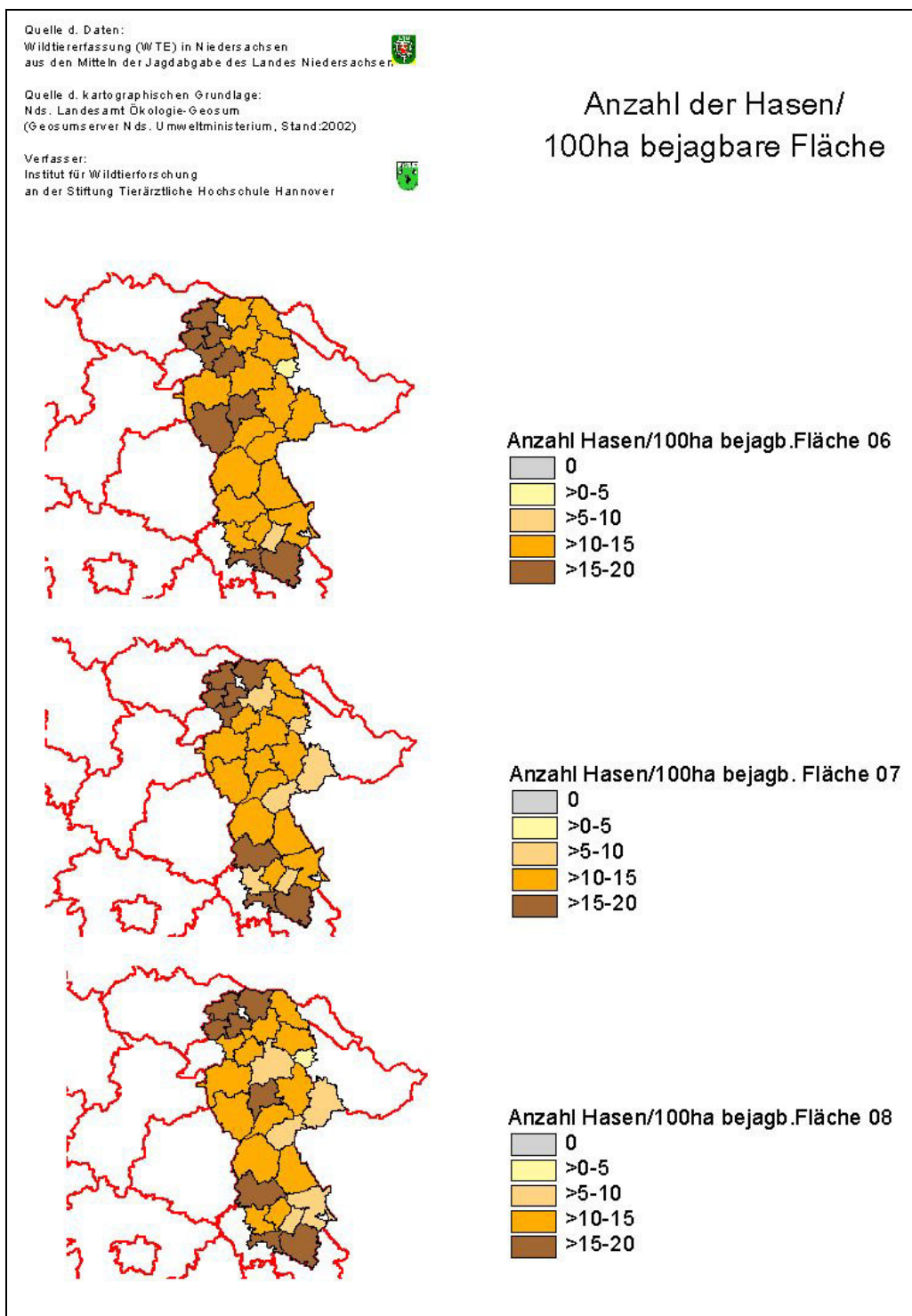


Abbildung 13: Anzahl der Feldhasen im Frühjahr pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

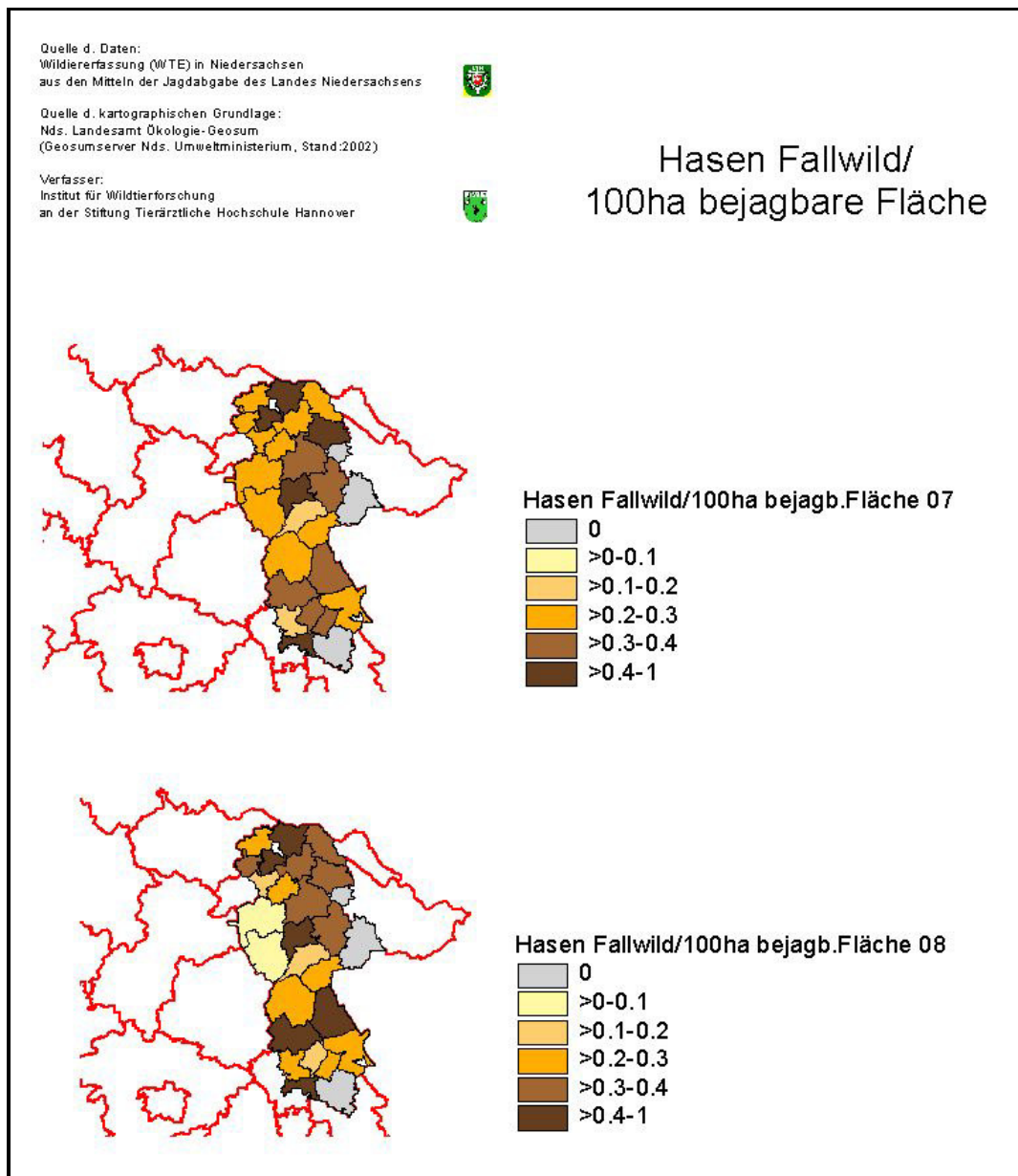


Abbildung 14: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Hasenpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008

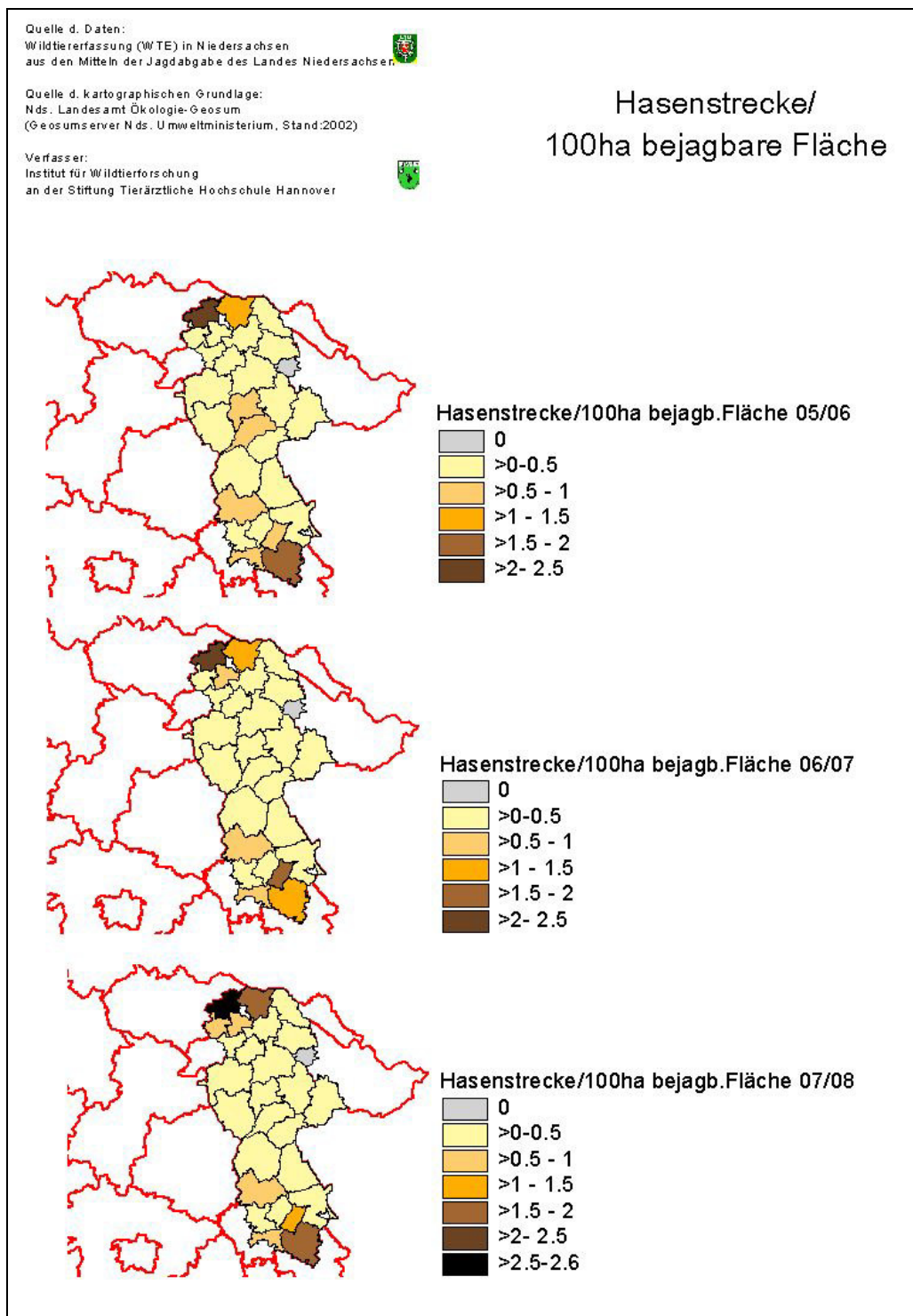


Abbildung 15: Anzahl erlegter Feldhasen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

2.2.6. Flächenbezogene Daten zur Anzahl erlegter Individuen und Anzahl der Gehecke beim Fuchs (*Vulpes vulpes*)

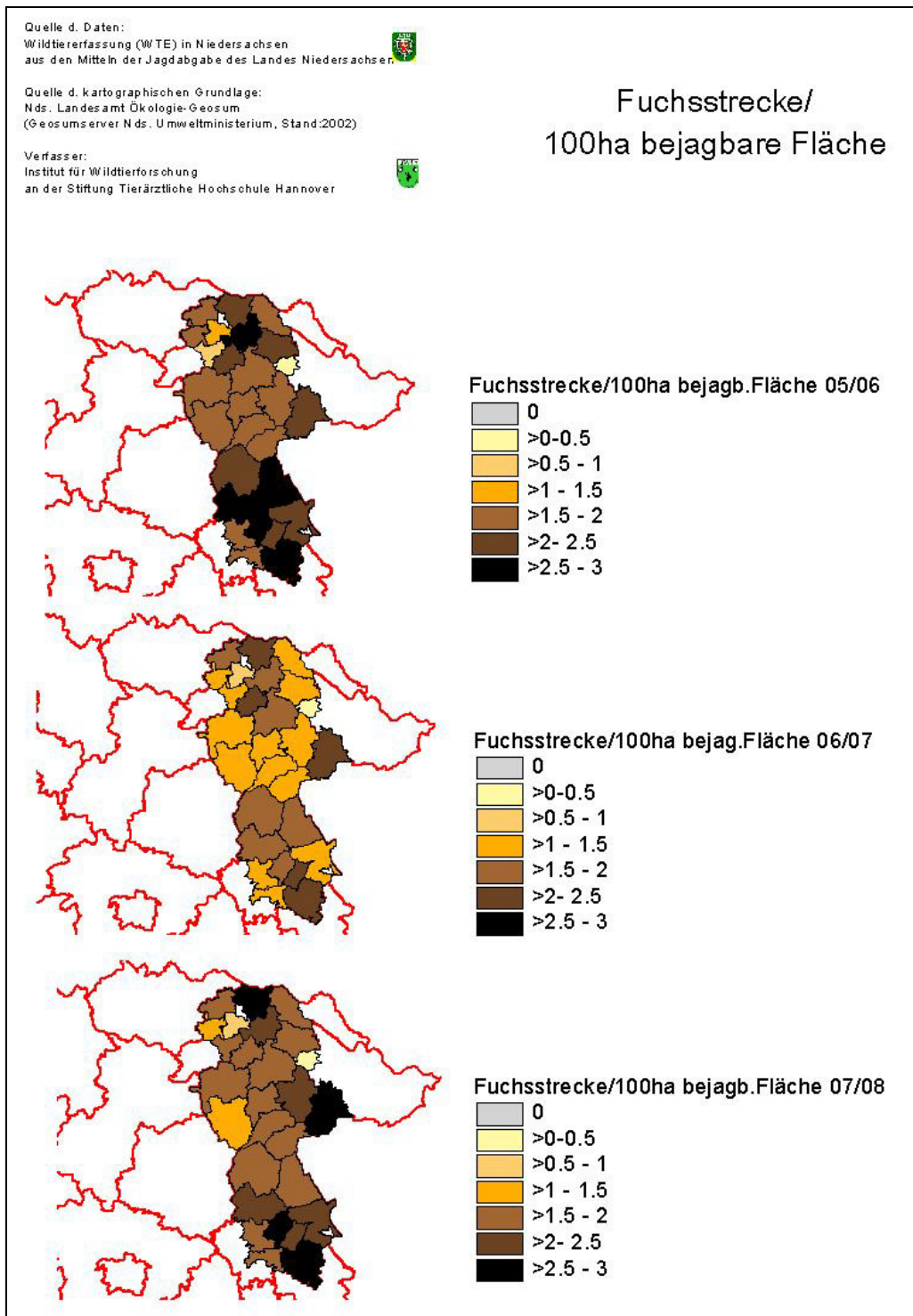


Abbildung 16: Anzahl erlegter Füchse pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

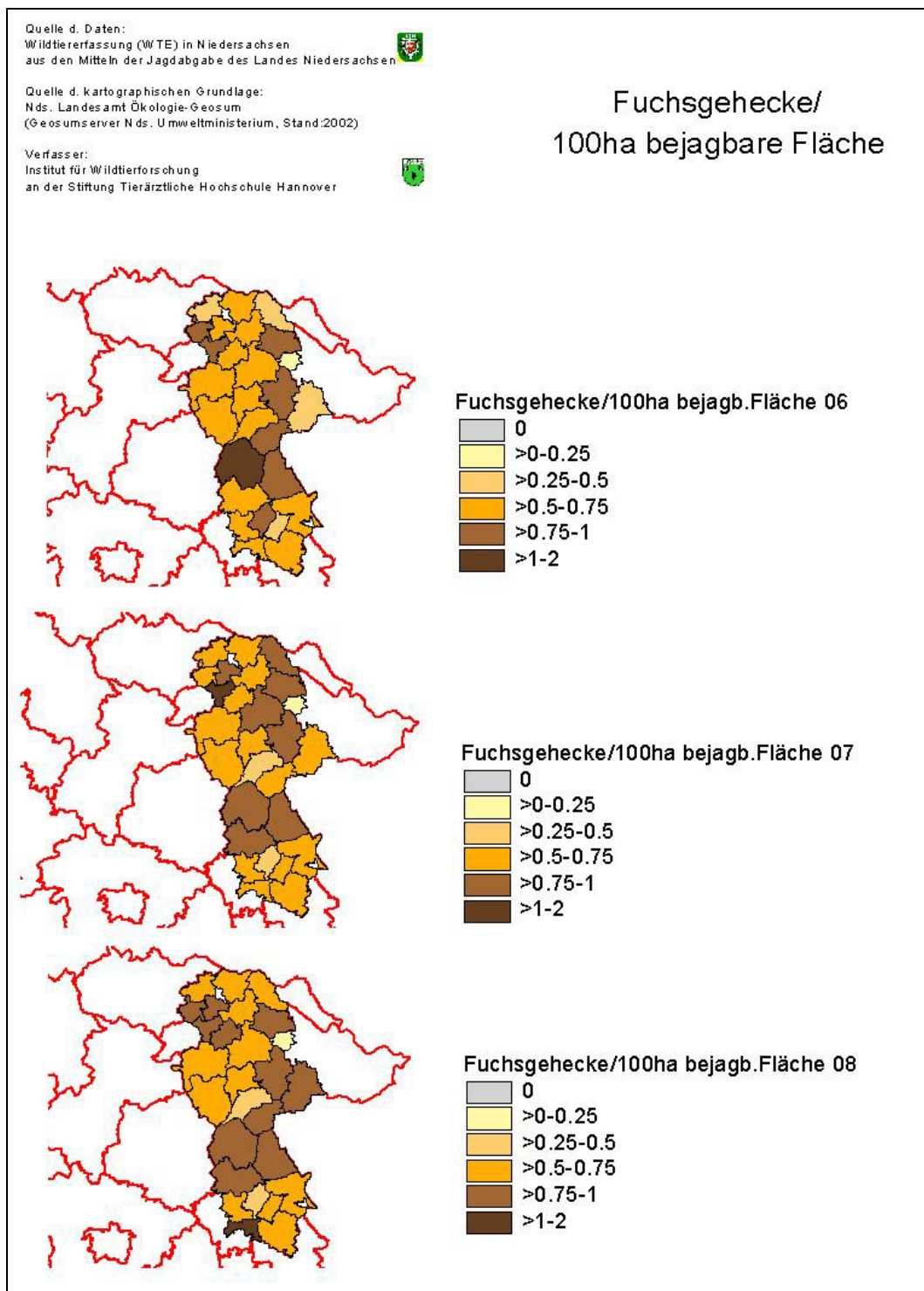


Abbildung 17: Anzahl der Fuchsgehecke (bestätigte Reproduktionseinheiten) pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

2.2.7. Flächenbezogene Daten zur Anzahl Fallwild, Anzahl erlegter Individuen und Anzahl der Gehecke beim Dachs (*Meles meles*)

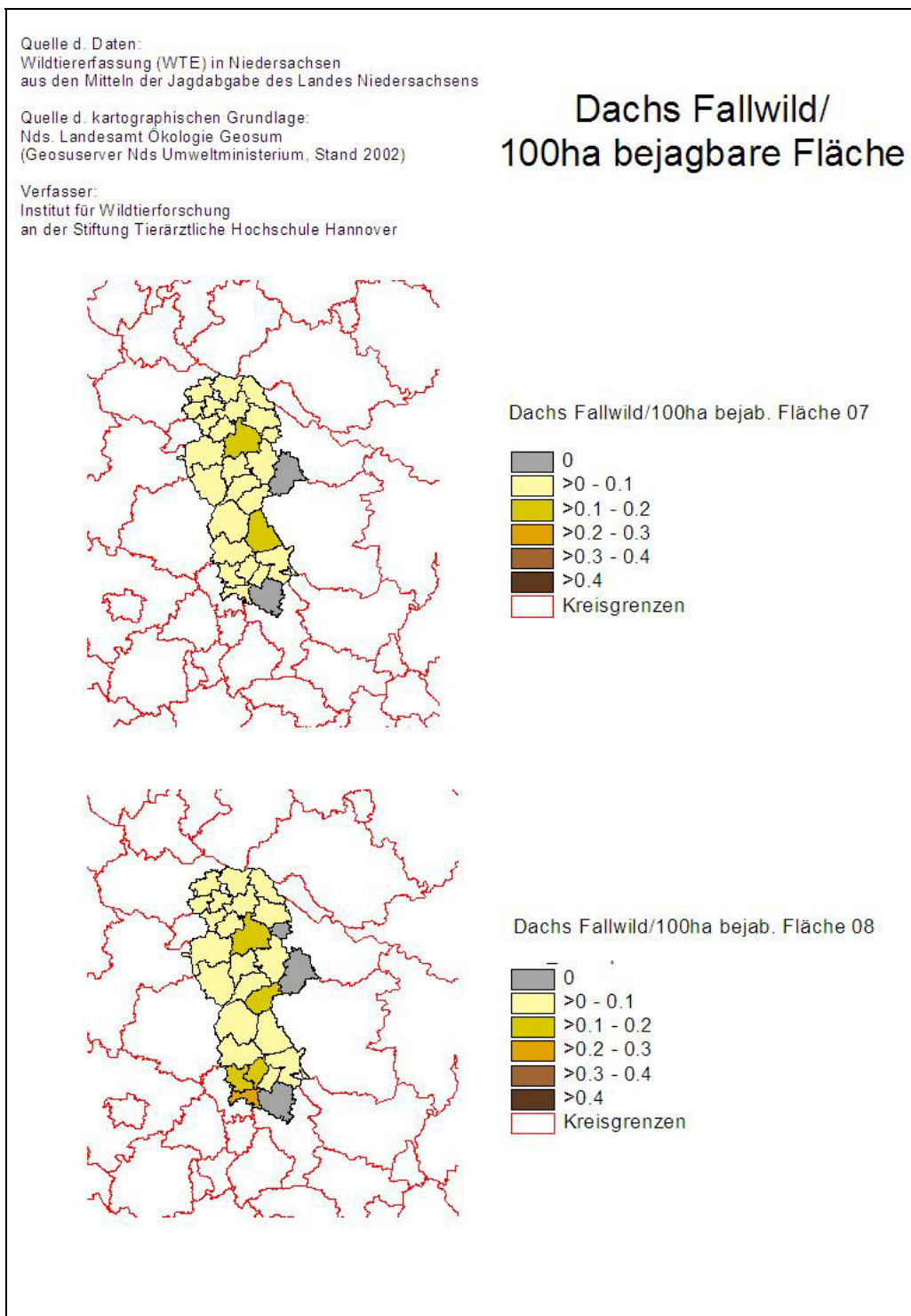


Abbildung 18: Darstellung der Anzahl von Fallwild in den Dachpopulationen pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2007 und 2008

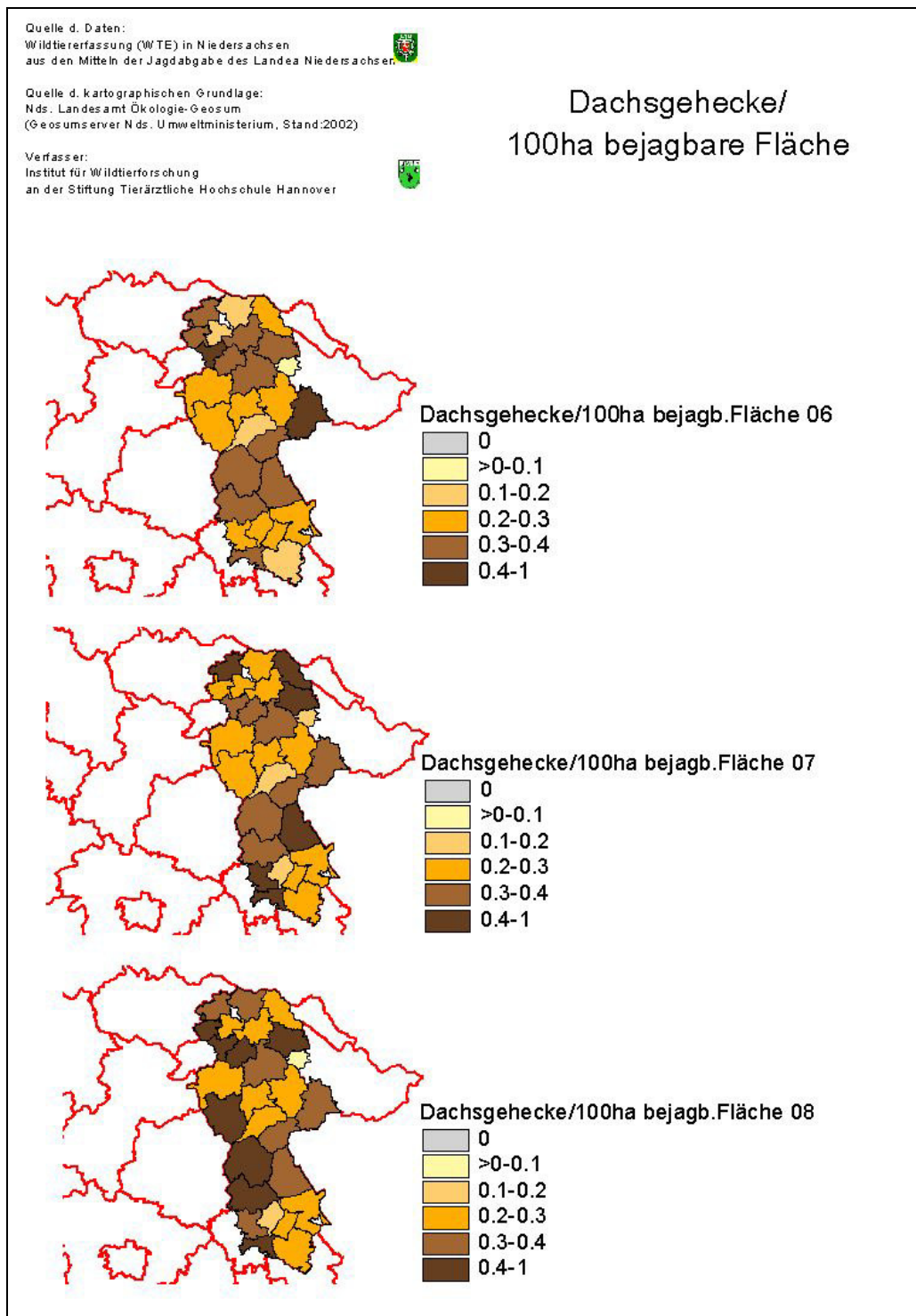


Abbildung 19: Anzahl der Dachsgehecke (bestätigte Reproduktionseinheiten) pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

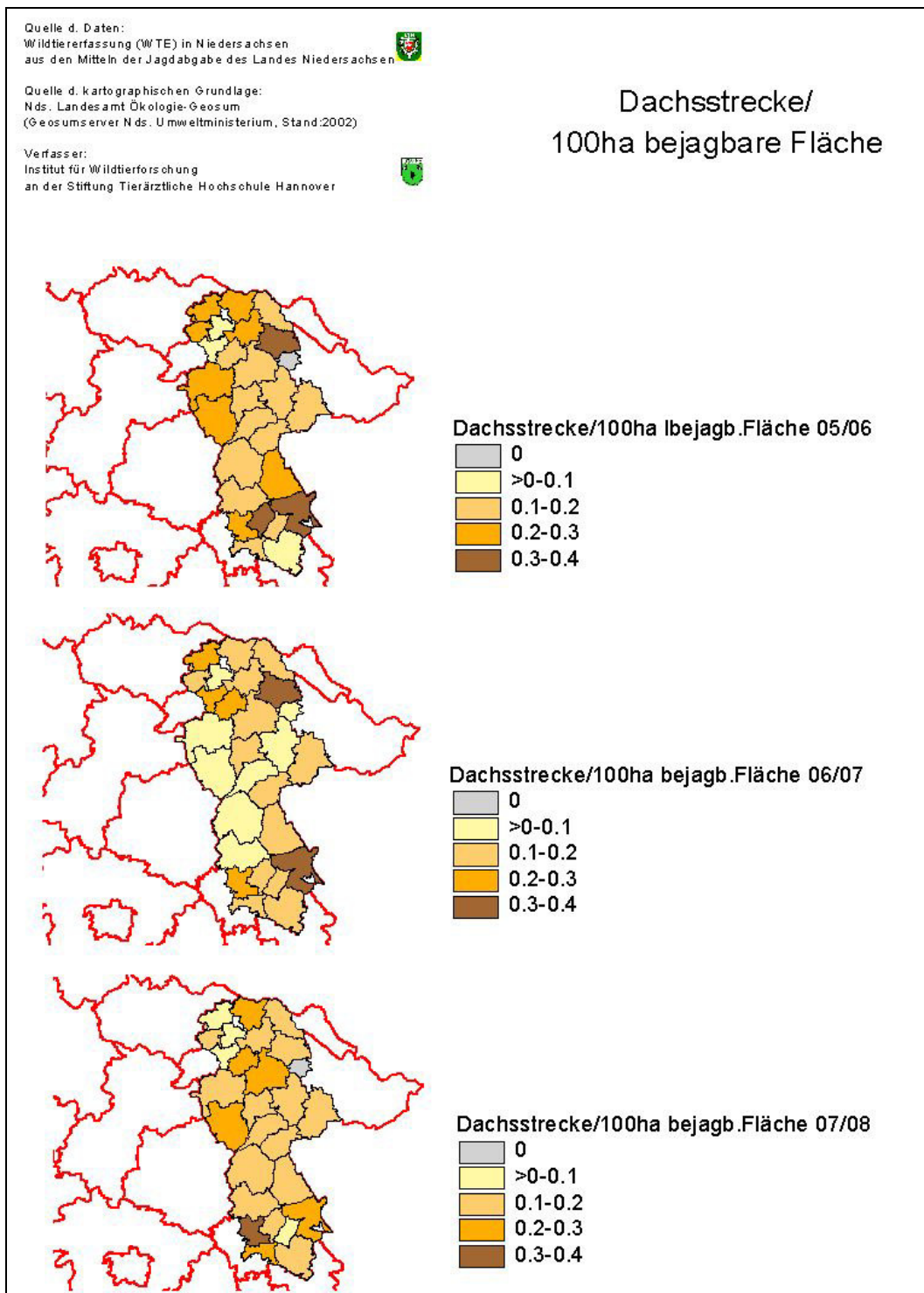


Abbildung 20: Anzahl erlegter Dachse pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils für die Jahre 2006, 2007 und 2008

2.2.8. Flächenbezogene Daten zu Vorkommen und Anzahl erlegter Individuen beim Waschbären (*Procyon lotor*)

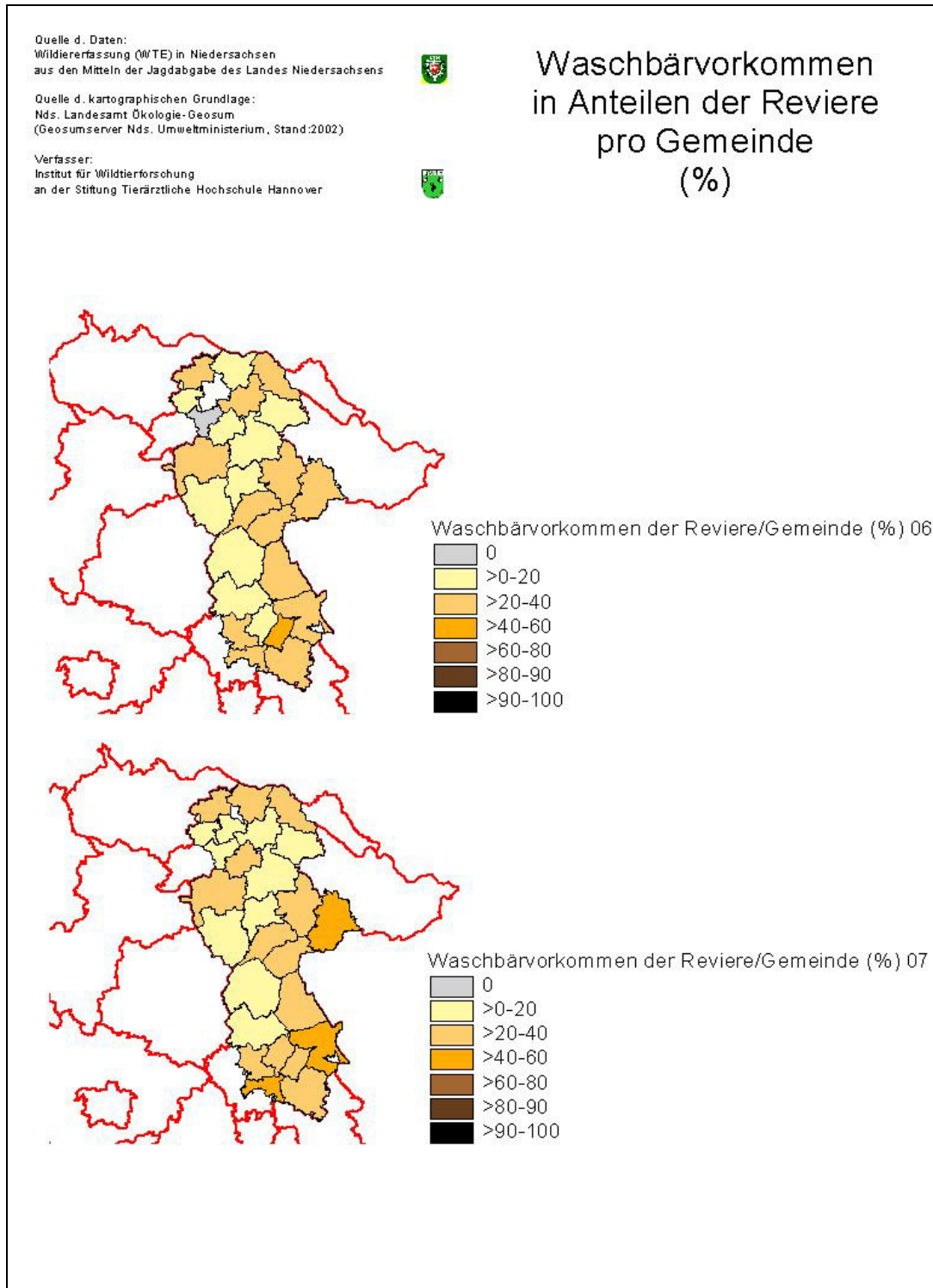


Abbildung 21: Darstellung der Waschbärvorkommen anteilig auf Gemeindeebene, basierend auf das Vorkommen in den einzelnen Revieren

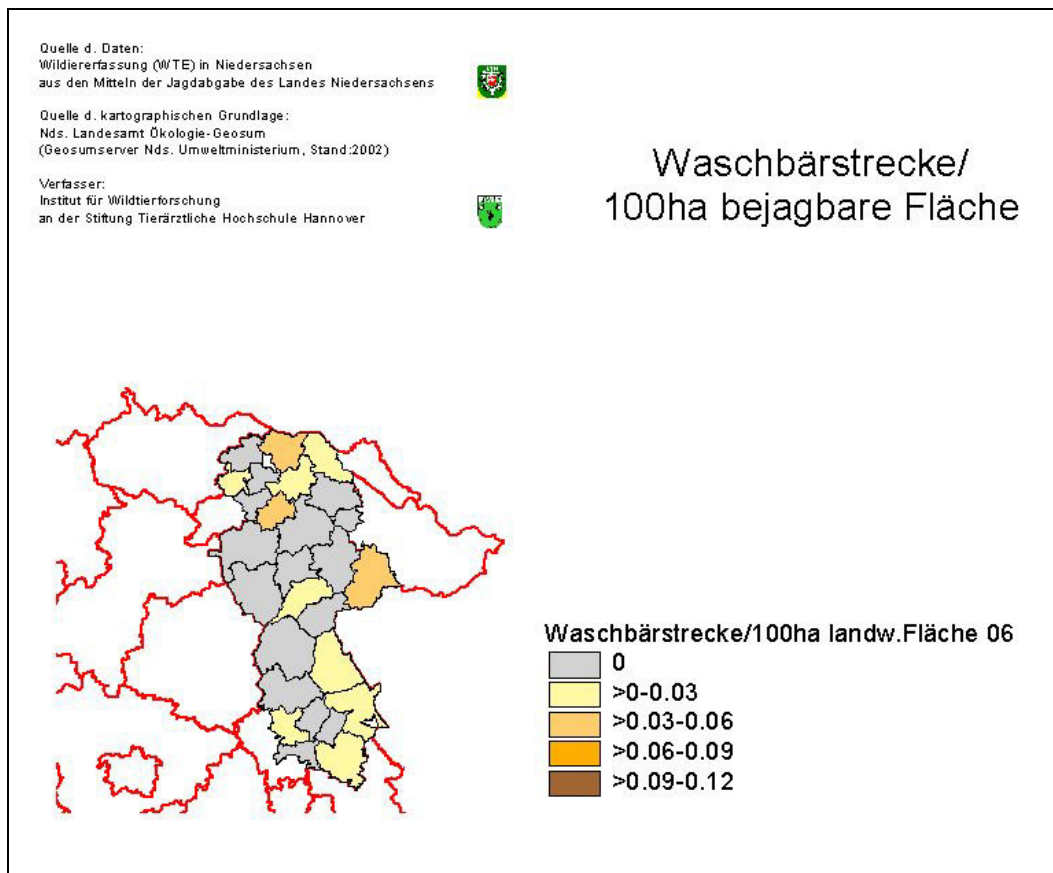


Abbildung 22: Anzahl erlegter Waschbären pro 100 ha auf Gemeindeebene im Jahr 2006

2.2.9. Flächenbezogene Daten zur Anzahl der Brutpaare beim Rebhuhn (*Perdix perdix*)

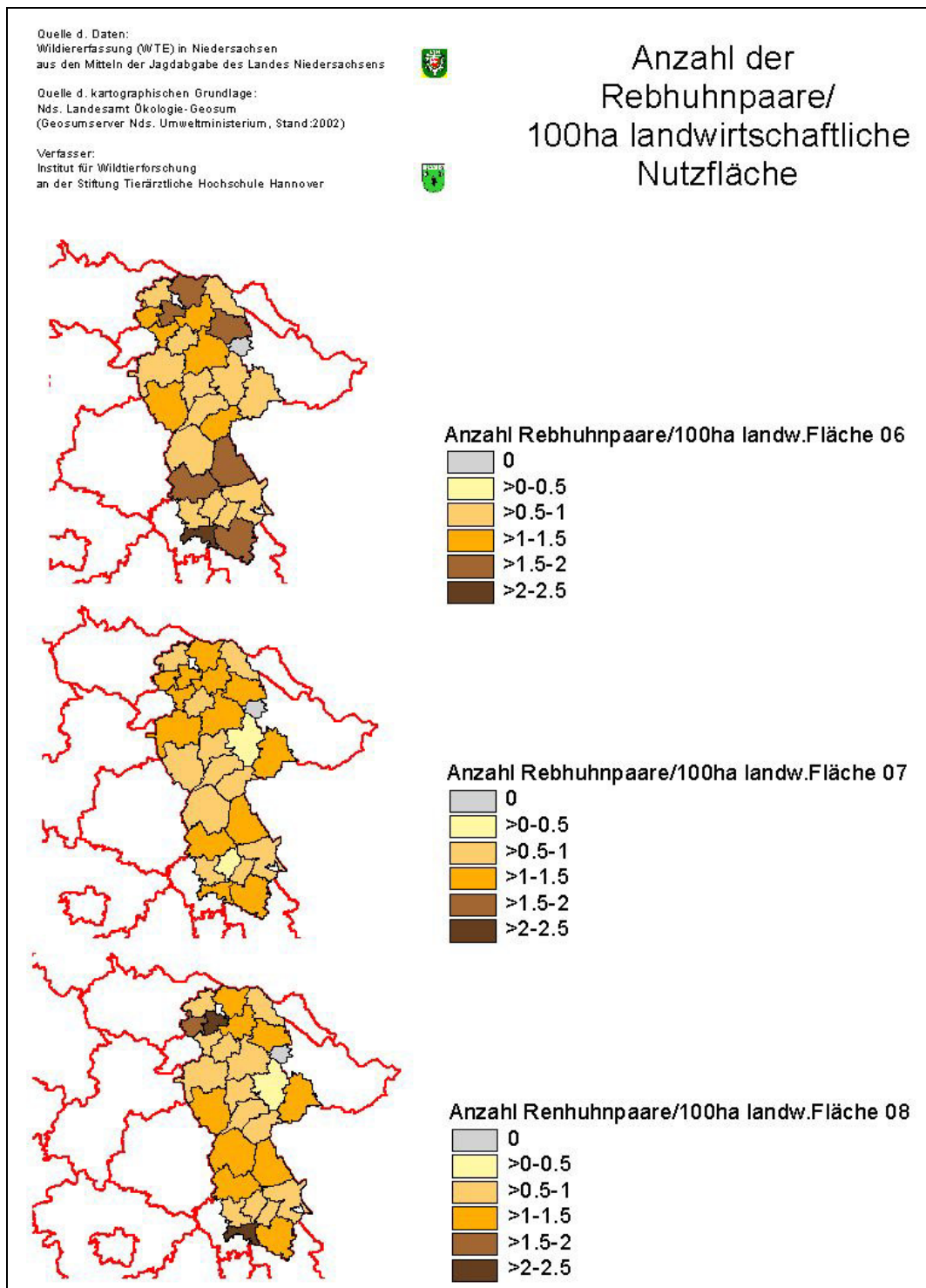


Abbildung 23: Anzahl der Rebhuhnpaare pro 100 ha Offenland auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006, 2007 und 2008

2.2.10. Flächenbezogene Daten zur Anzahl und Anzahl erlegter Fasane (*Phasianus cholchicus*)

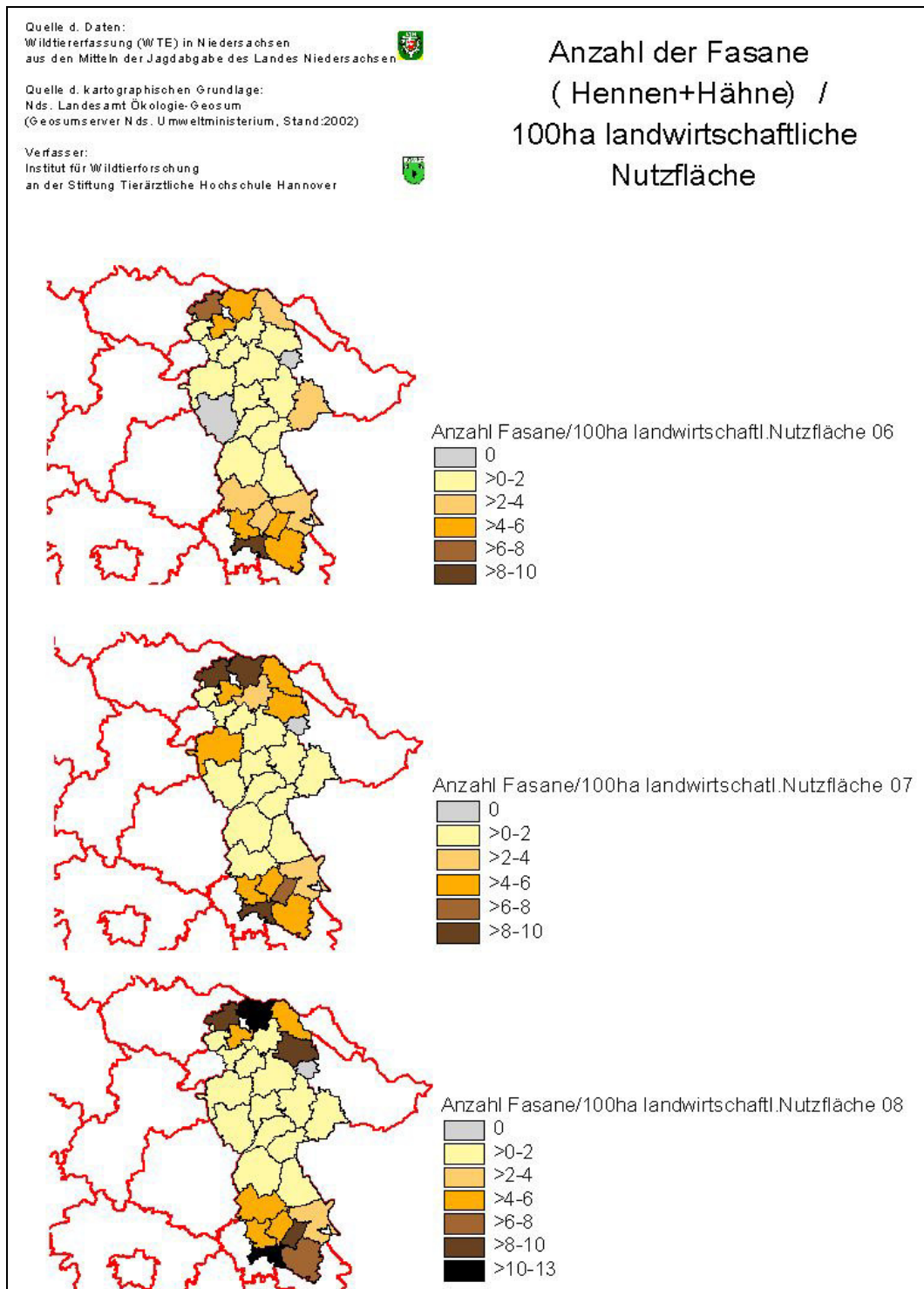


Abbildung 24: Anzahl der Fasane im Frühjahr pro 100 ha auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006, 2007 und 2008

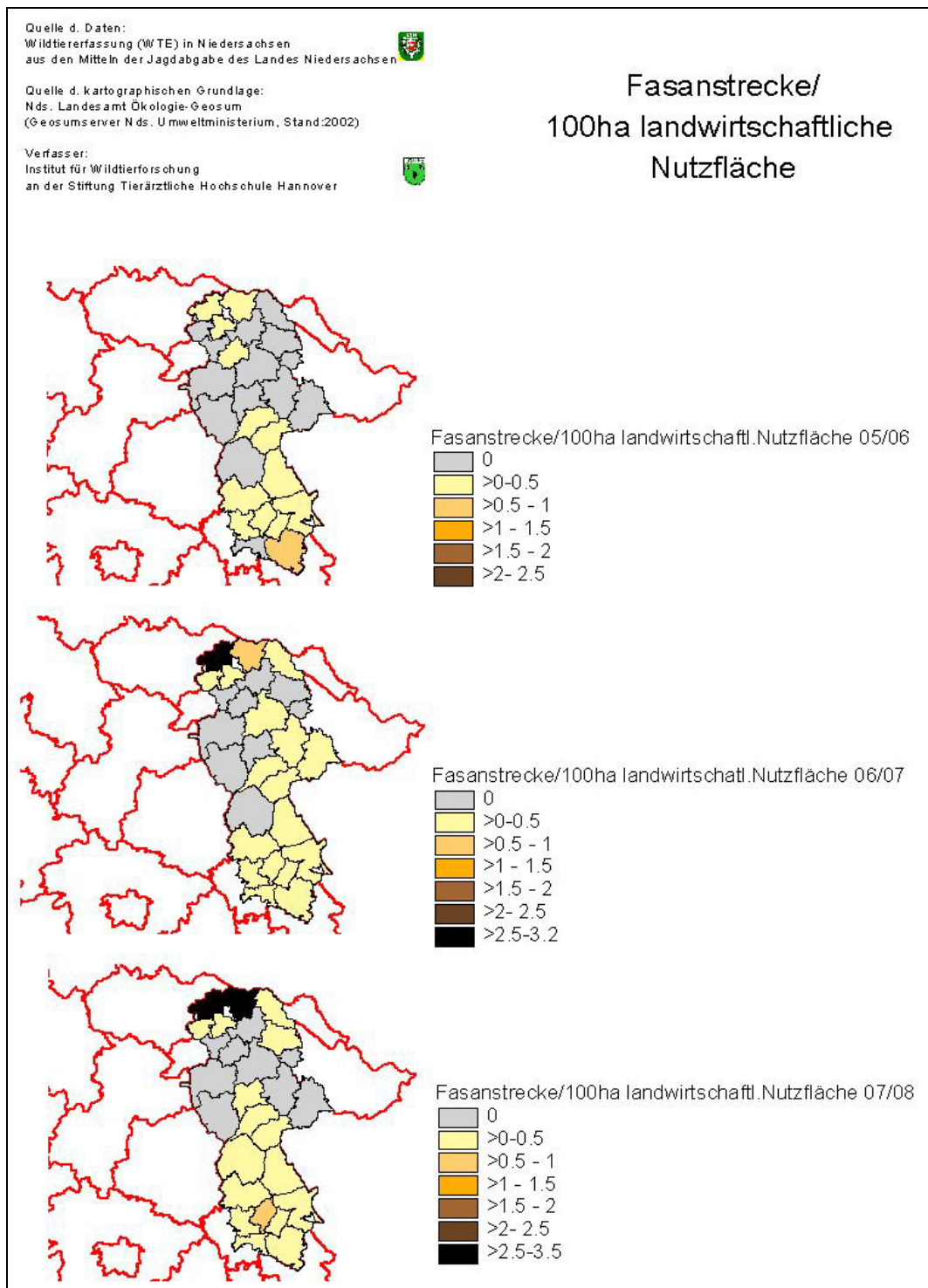


Abbildung 25: Anzahl erlegter Fasane pro 100 ha auf Gemeindeebene in den Jahren 2006, 2007 und 2008

2.2.11. Flächenbezogene Daten zur Anzahl der Brutpaare und der Vorkommen der Graugans (*Anser anser*)

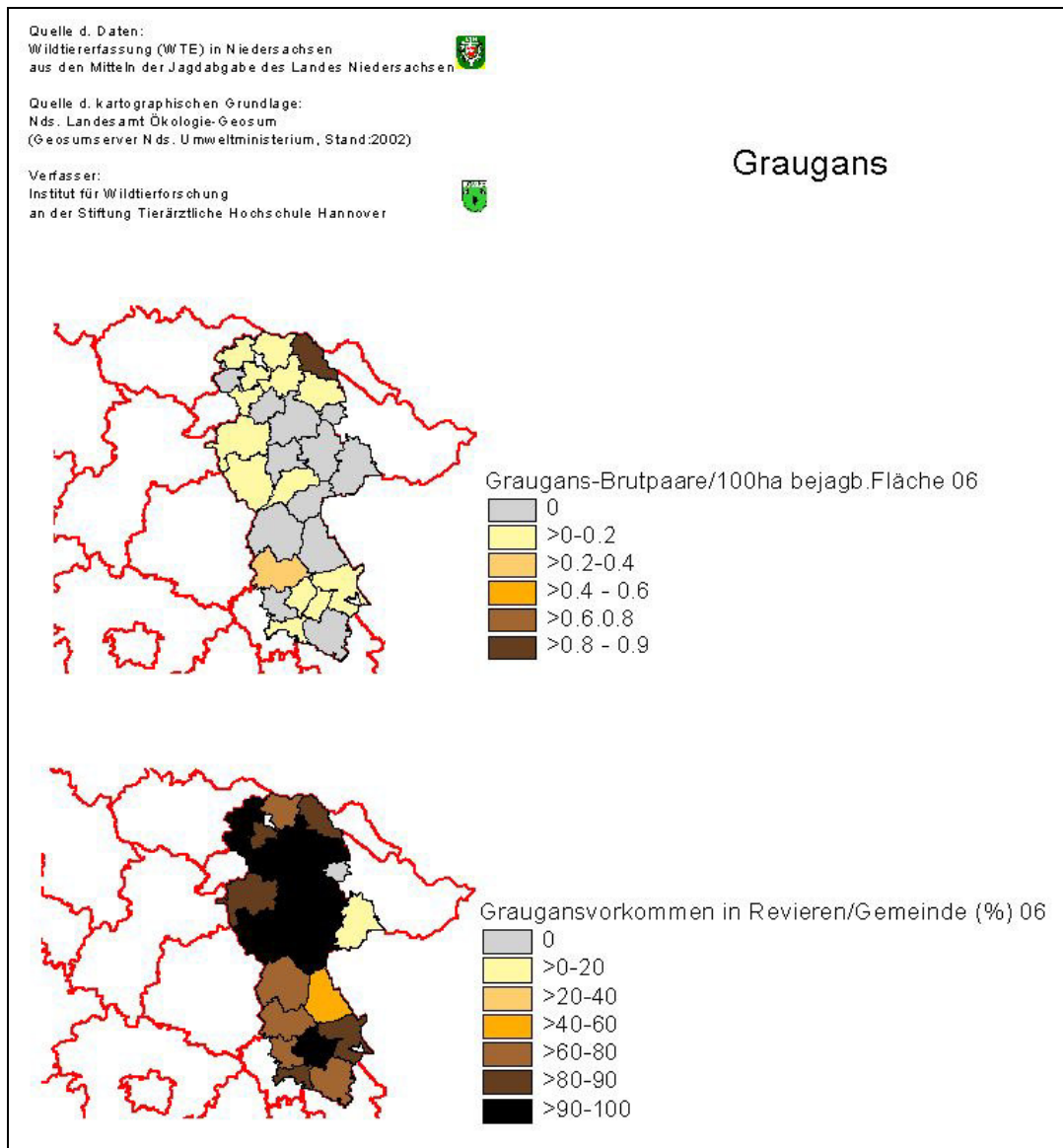


Abbildung 26: Anzahl der Brutpaare pro 100 ha und Vorkommen der Graugans auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006, 2007 und 2008

2.2.12. Flächenbezogene Daten zur Anzahl erlegter Marderhunde (*Nyctereutes procyonoides*) und dessen Vorkommen

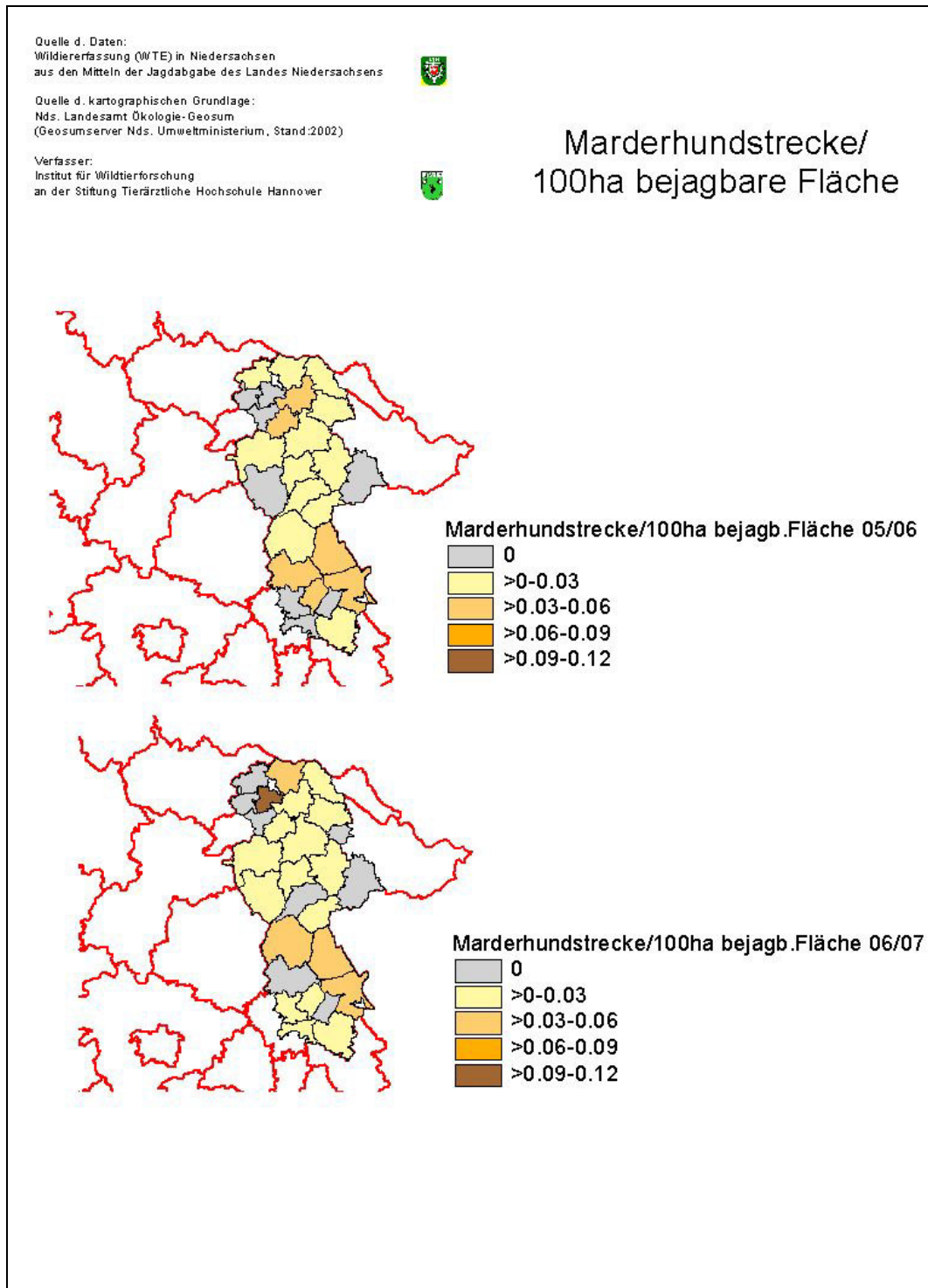


Abbildung 27: Anzahl erlegter Marderhunde pro 100 ha auf Gemeindeebene in den Jahren 2006 und 2007

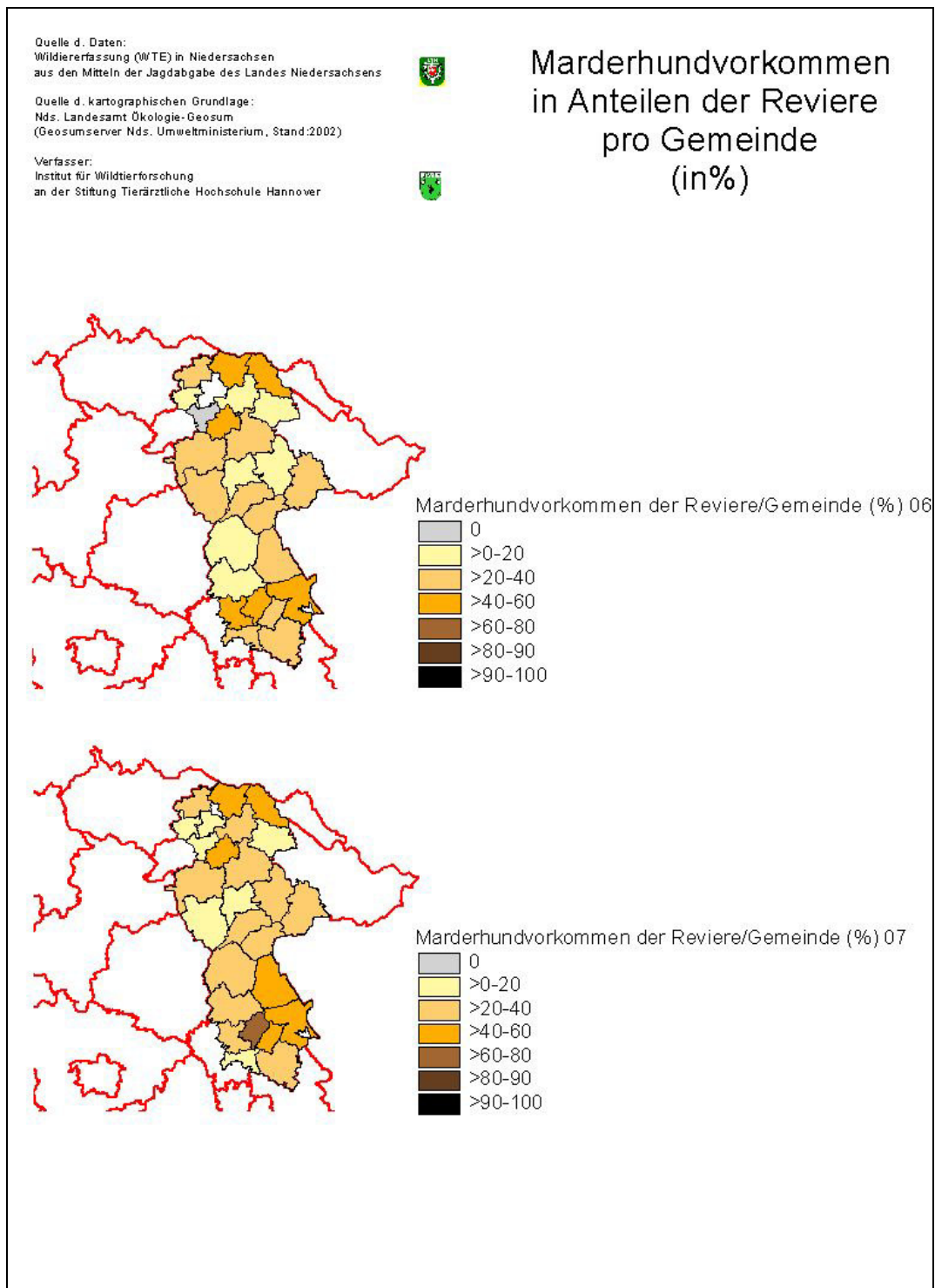


Abbildung 28: Vorkommen des Marderhundes auf Gemeindeebene jeweils in den Jahren 2006 und 2007

2.3. Erstellung einer digitalen Jagdbezirkskarte für einen 5 km breiten Saum beiderseits der Trasse

Für die Jagdbezirkskarte wurden die Grenzen der Jagdreviere bei den Ordnungsämtern, den Jägerschaften, Hegeringleitern und Jagdrevierinhabern der Landkreise Gifhorn, Uelzen, Lüneburg und Wolfsburg abgefragt. Während die Ordnungsämter aus Gifhorn, Lüneburg und Wolfsburg analoges Kartenmaterial zur Verfügung stellen konnten, konnten für den Landkreis Uelzen nur die von den Hegeringleitern bzw. Revierinhabern in Karten eingezeichneten Reviergrenzen verwendet werden. Das gesammelte Kartenmaterial wurde anschließend in einer Karte digitalisiert. Diese Karte ist die Grundlage der für ausgewählte Wildtierarten erstellten „Isoplethen-Karten“ und kann ebenfalls zur Identifizierung der von Restriktionen betroffenen Jagdbezirke, in denen Querungsbauwerke lokalisiert sind, herangezogen werden.

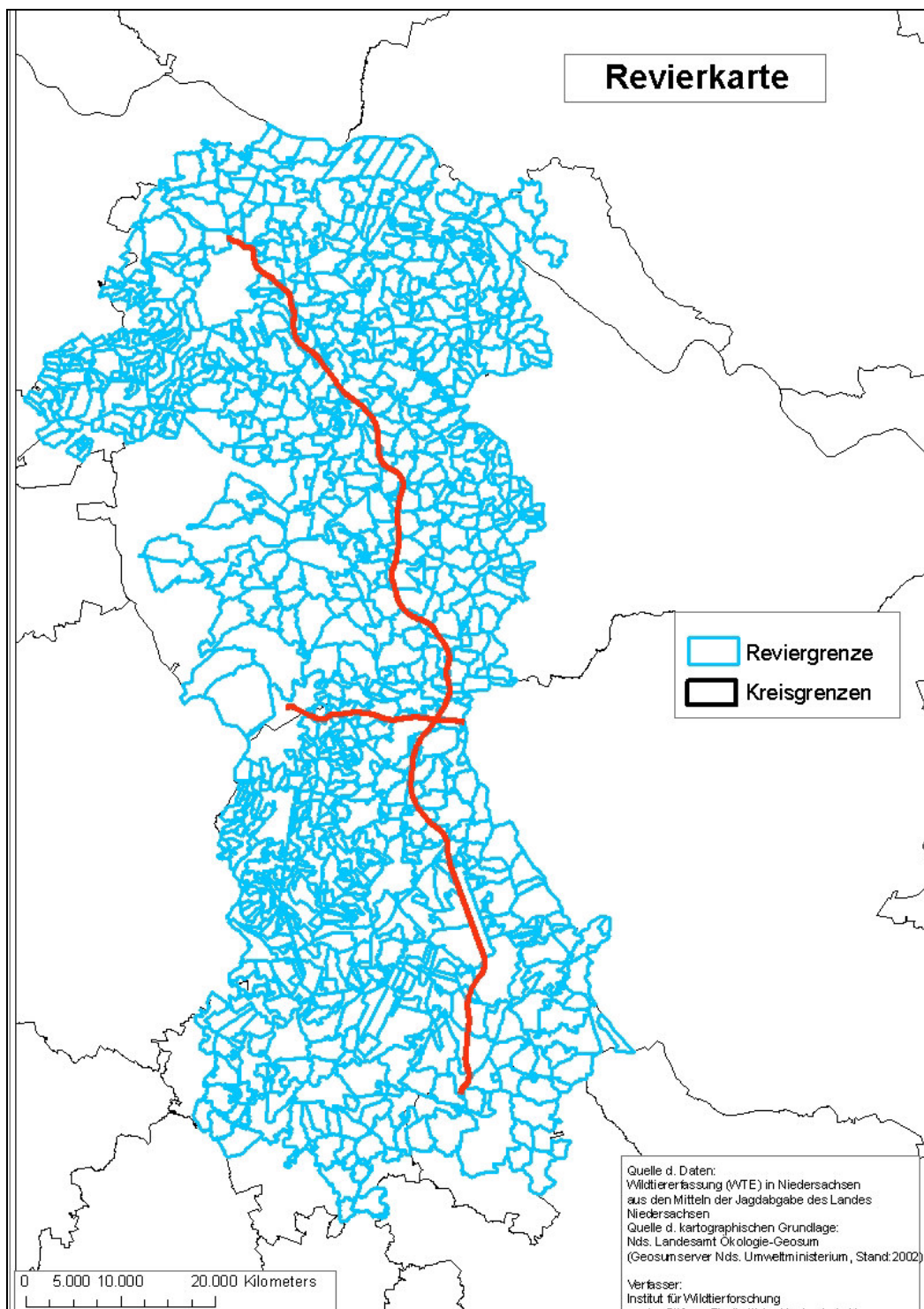


Abbildung 29: Jagdbezirkskarte mit flächenscharfer Abgrenzung sämtlicher Jagdbezirke im Betrachtungsraum

2.4. Darstellung von Populationsdichte und Streckendichten auf Ebene der Jagdbezirke als Isoplethen

2.4.1. Populationsdichten bei Feldhase, Dachs und Rebhuhn

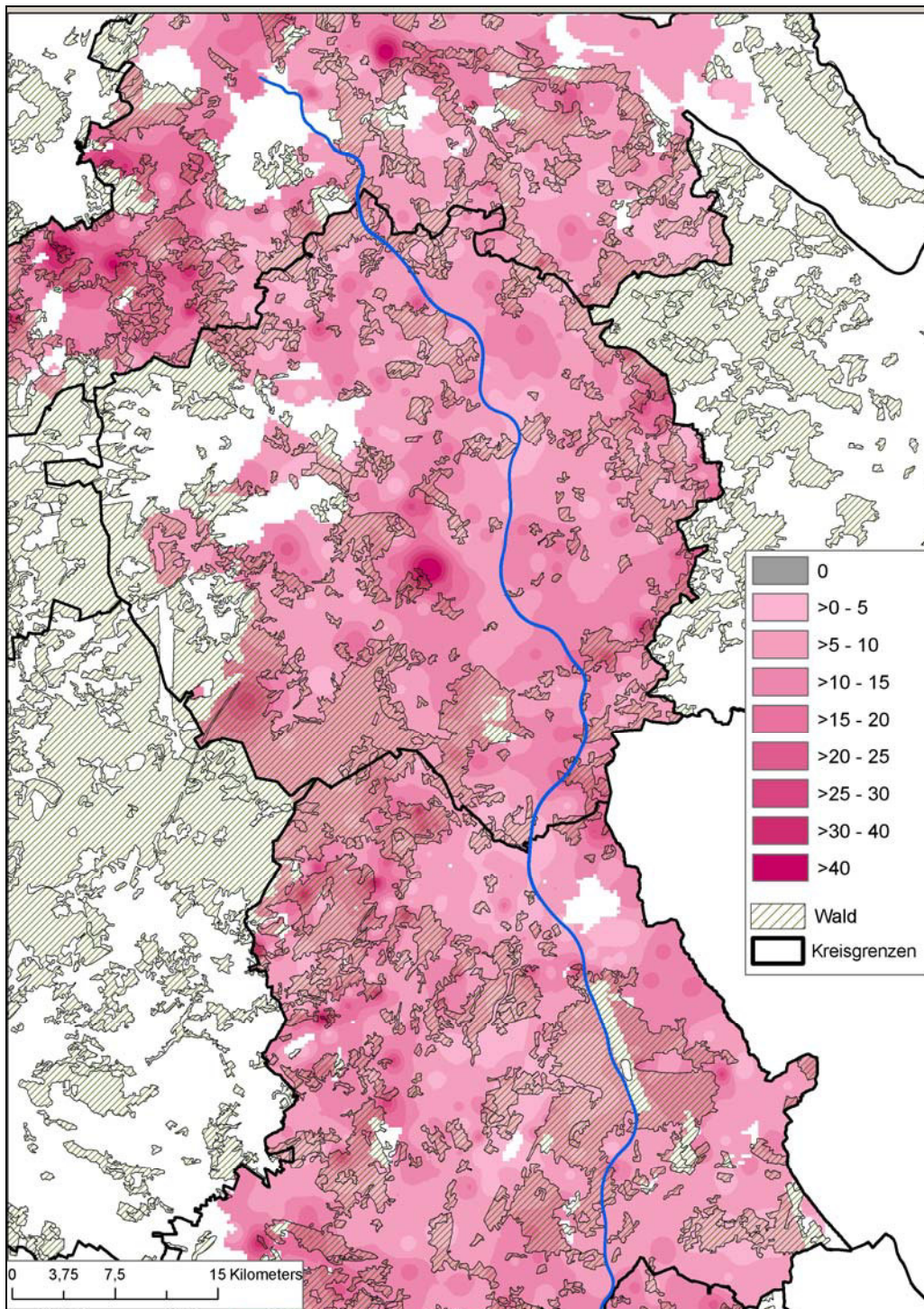


Abbildung 30: Isoplethendarstellung der Populationsdichte des Feldhasen (Individuen/100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

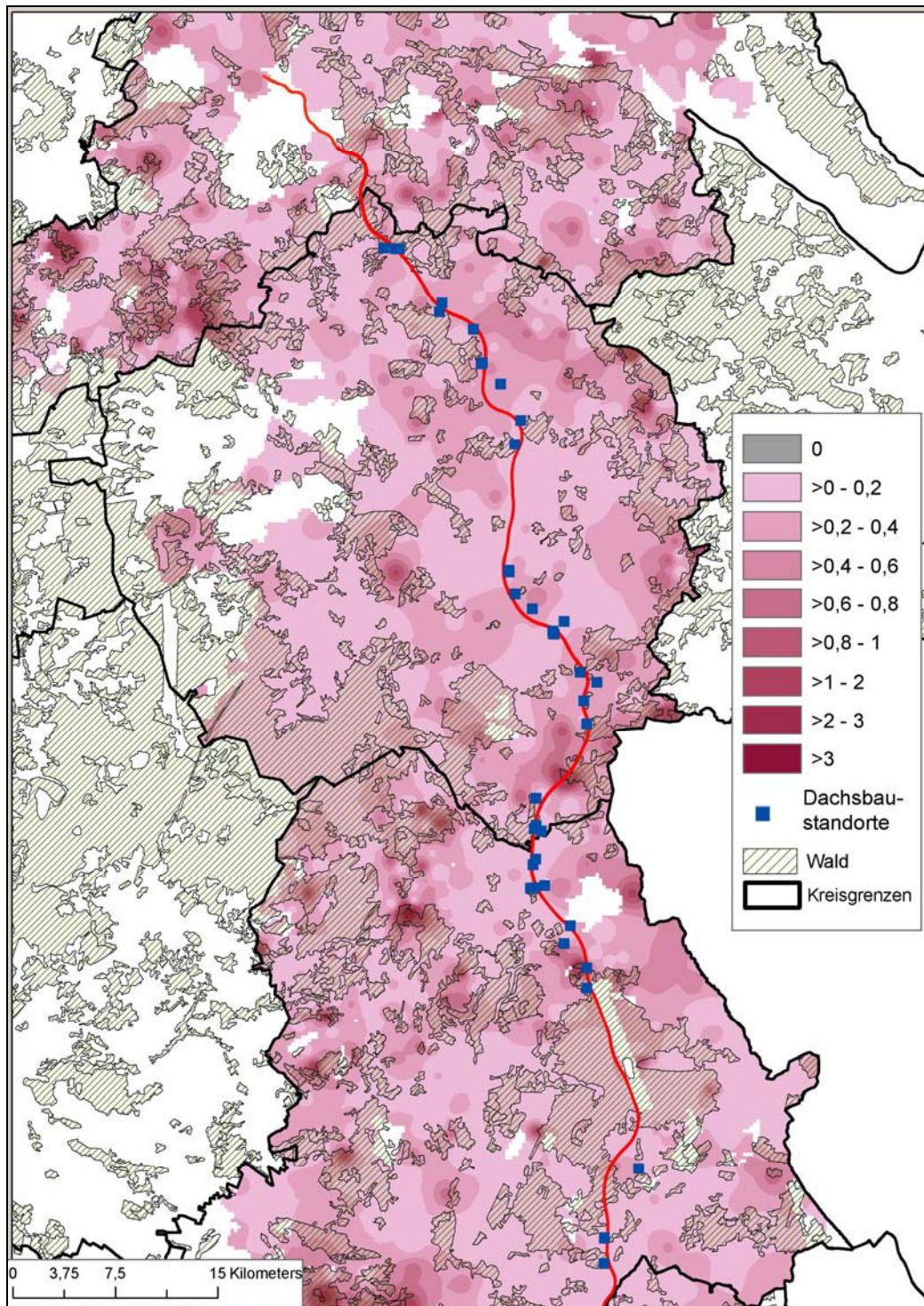


Abbildung 31: Isoplethendarstellung der Populationsdichte des Dachses (Gehecke / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

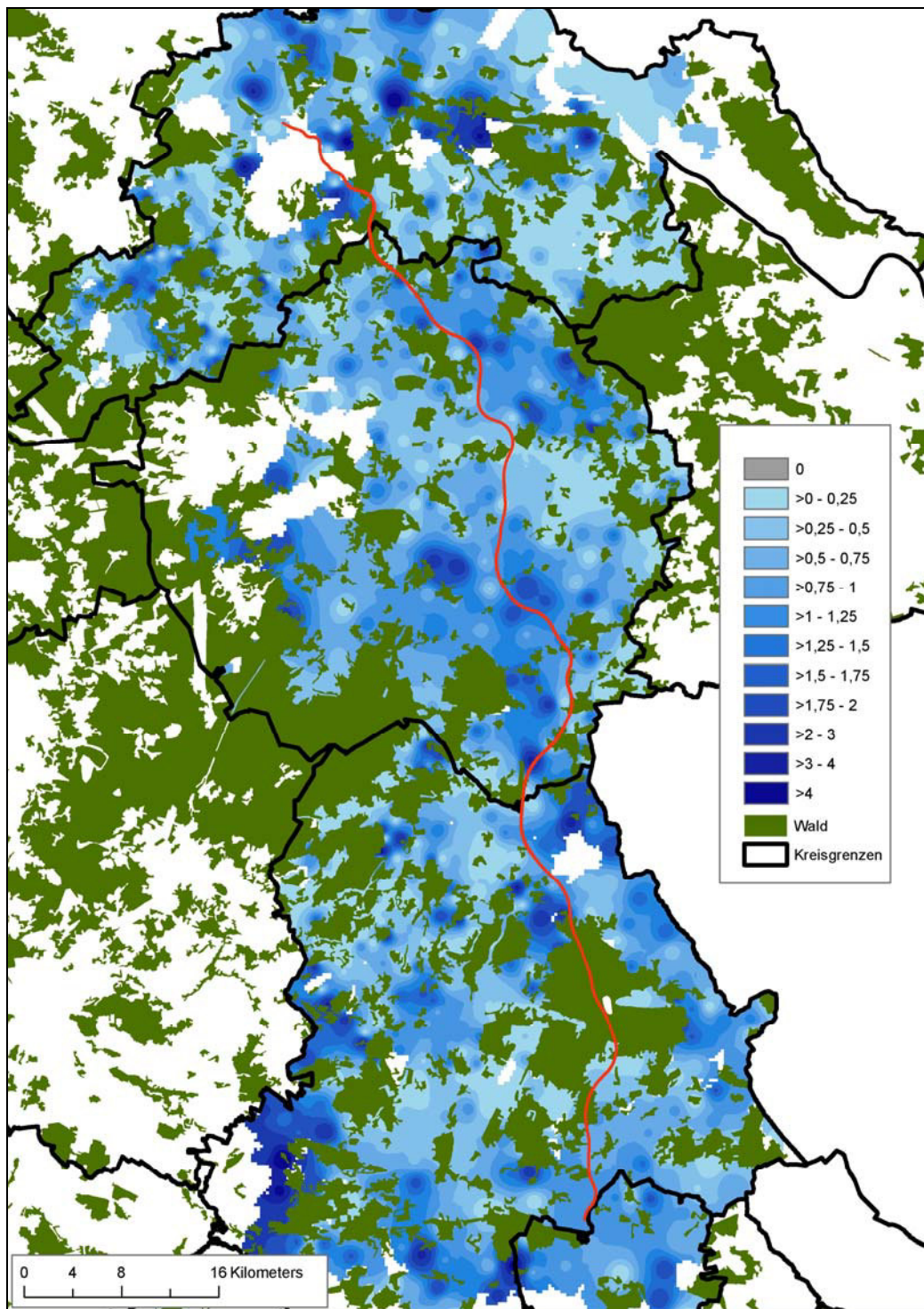


Abbildung 32: Isoplethendarstellung der Populationsdichte des Rebhuhns (Brutpaare / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

2.4.2. Darstellung der Jagdstreckendichten auf Ebene der Jagdbezirke als Isoplethen für die Wildtierarten Rothirsch und Wildschwein

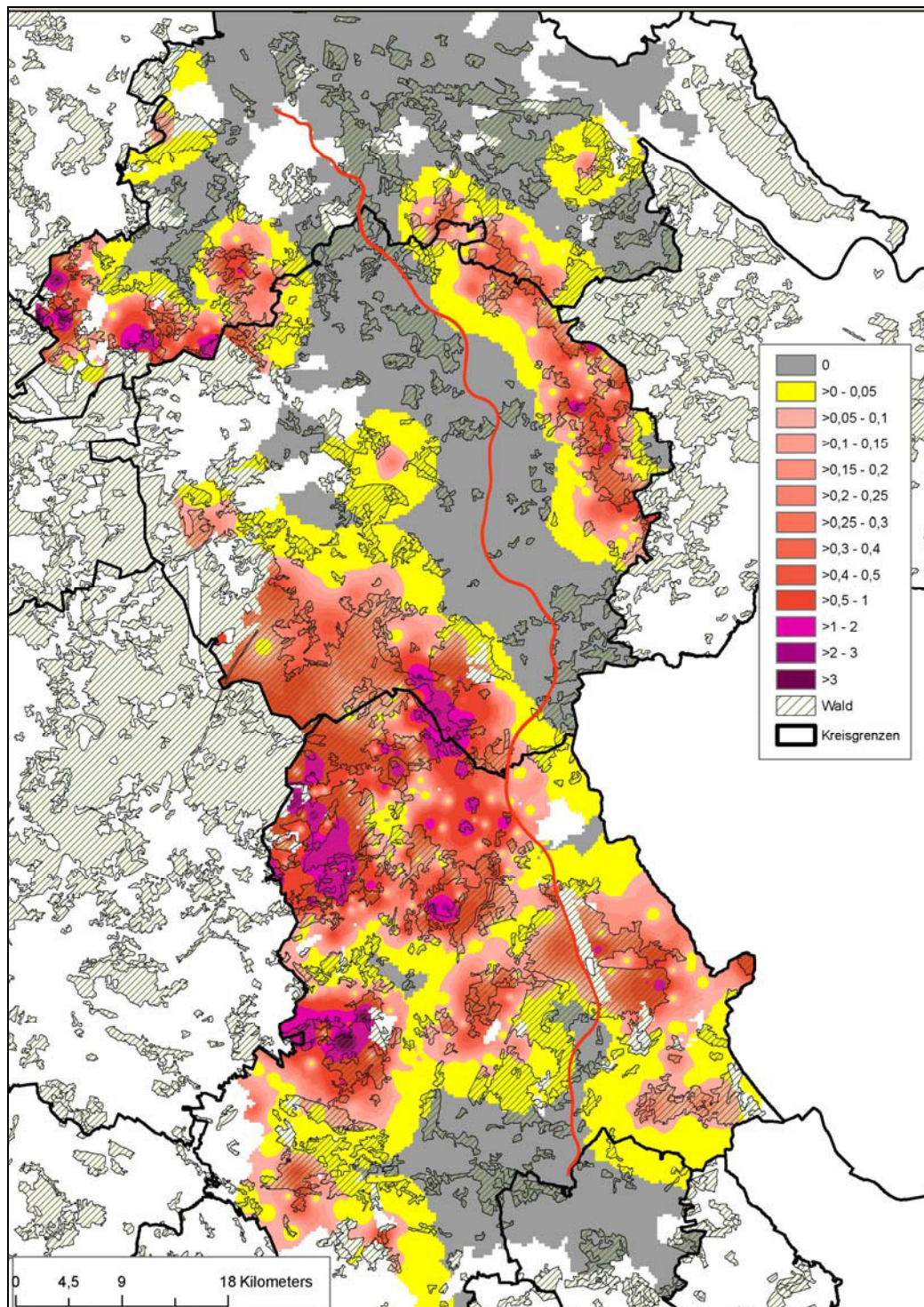


Abbildung 33: Isoplethendarstellung der Streckendichte beim Rothirsch (Anzahl erlegter Individuen / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

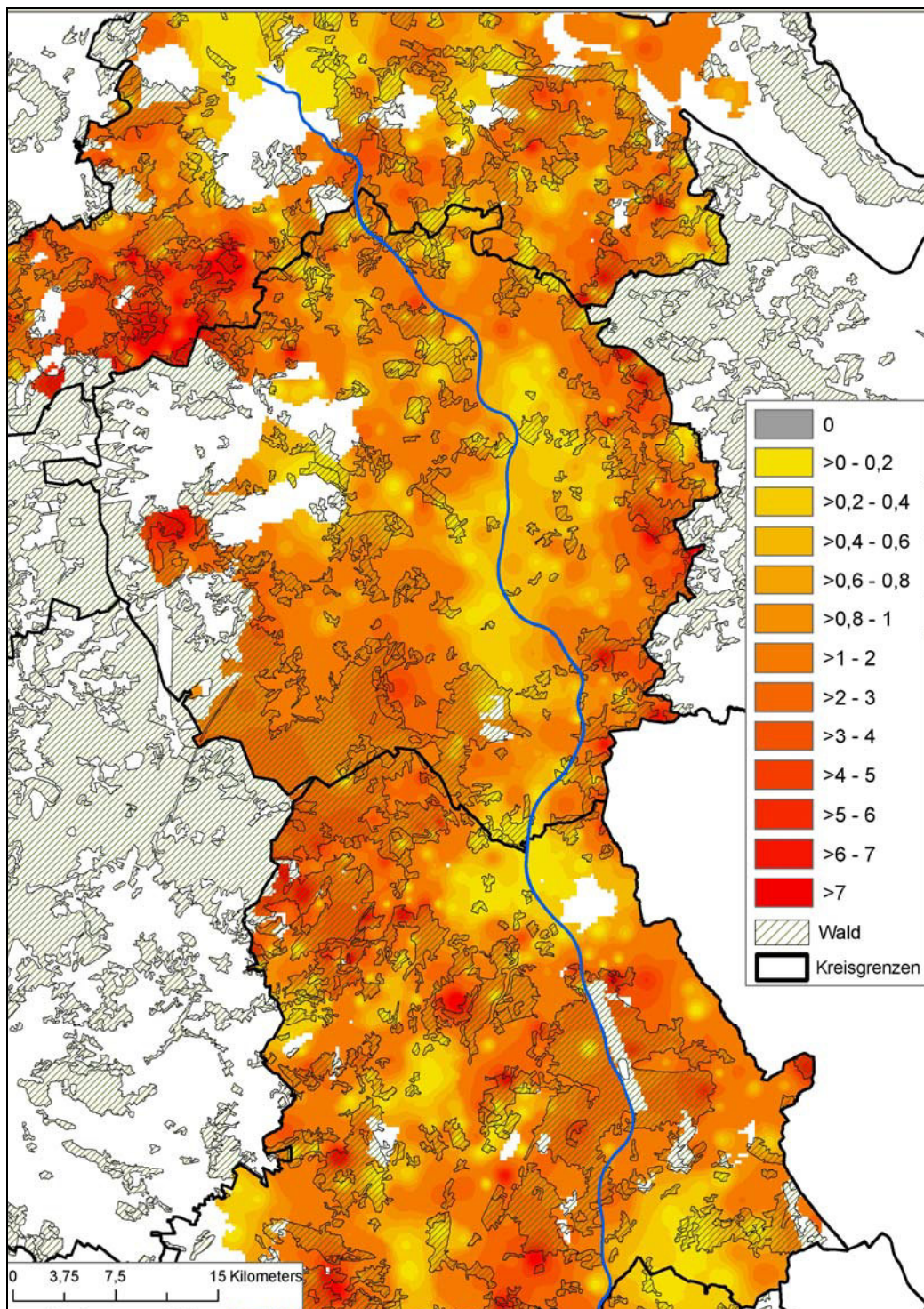


Abbildung 34: Isoplethendarstellung der Streckendichte beim Wildschwein (Anzahl erlegter Individuen / 100 ha), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

2.4.3. Darstellung der Fallwildanzahlen auf Ebene der Jagdbezirke als Isoplethen für ausgewählte Wildtierarten

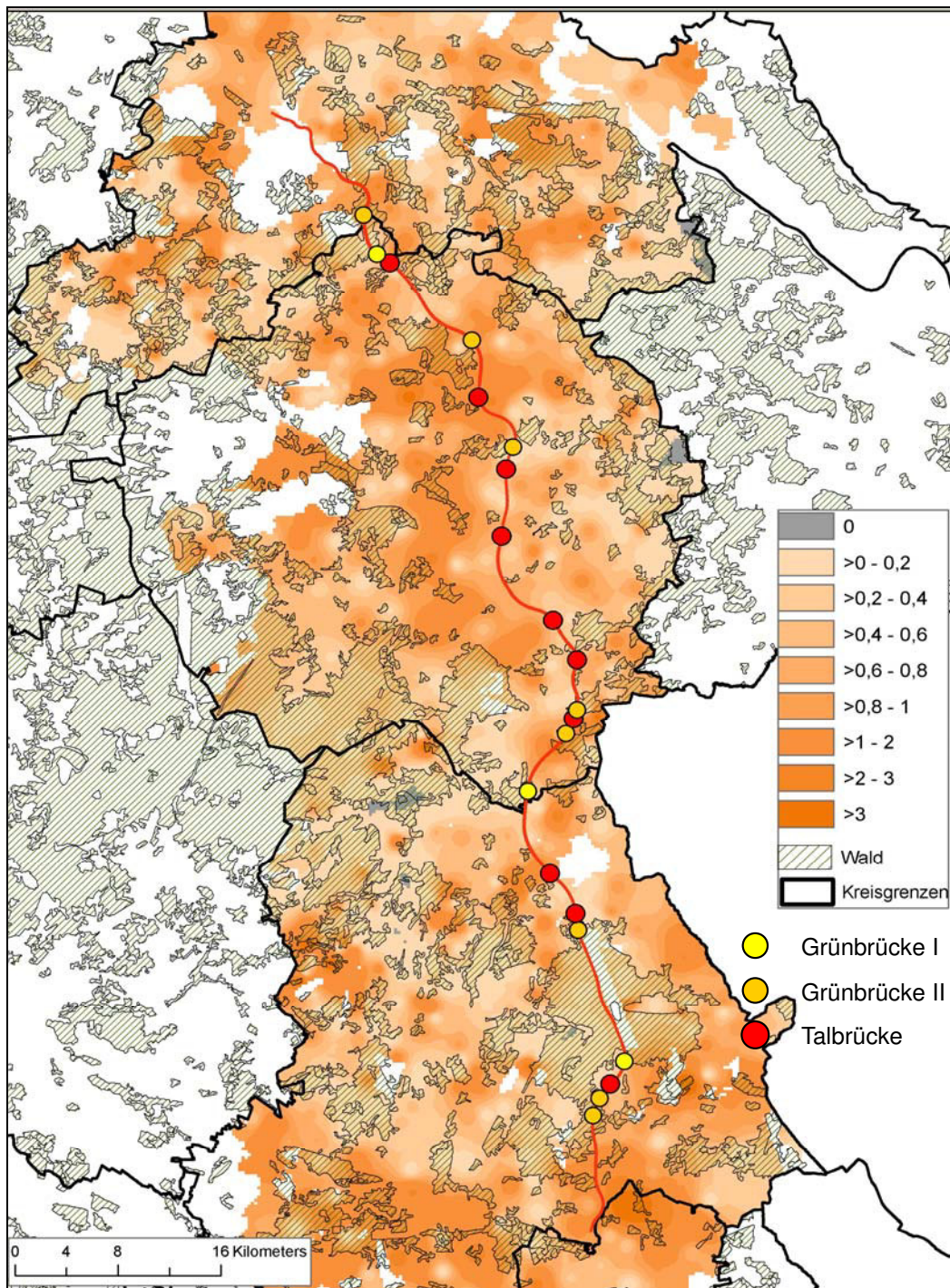


Abbildung 35: Isoplethendarstellung der Unfallrate beim Reh (Anzahl verunfallter Rehe / 100 km Straßenstrecke), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008, dargestellte Standorte der Bauwerke sind Vorschläge, die dem IWfo von den Kooperationspartnern zur Verfügung gestellt wurden

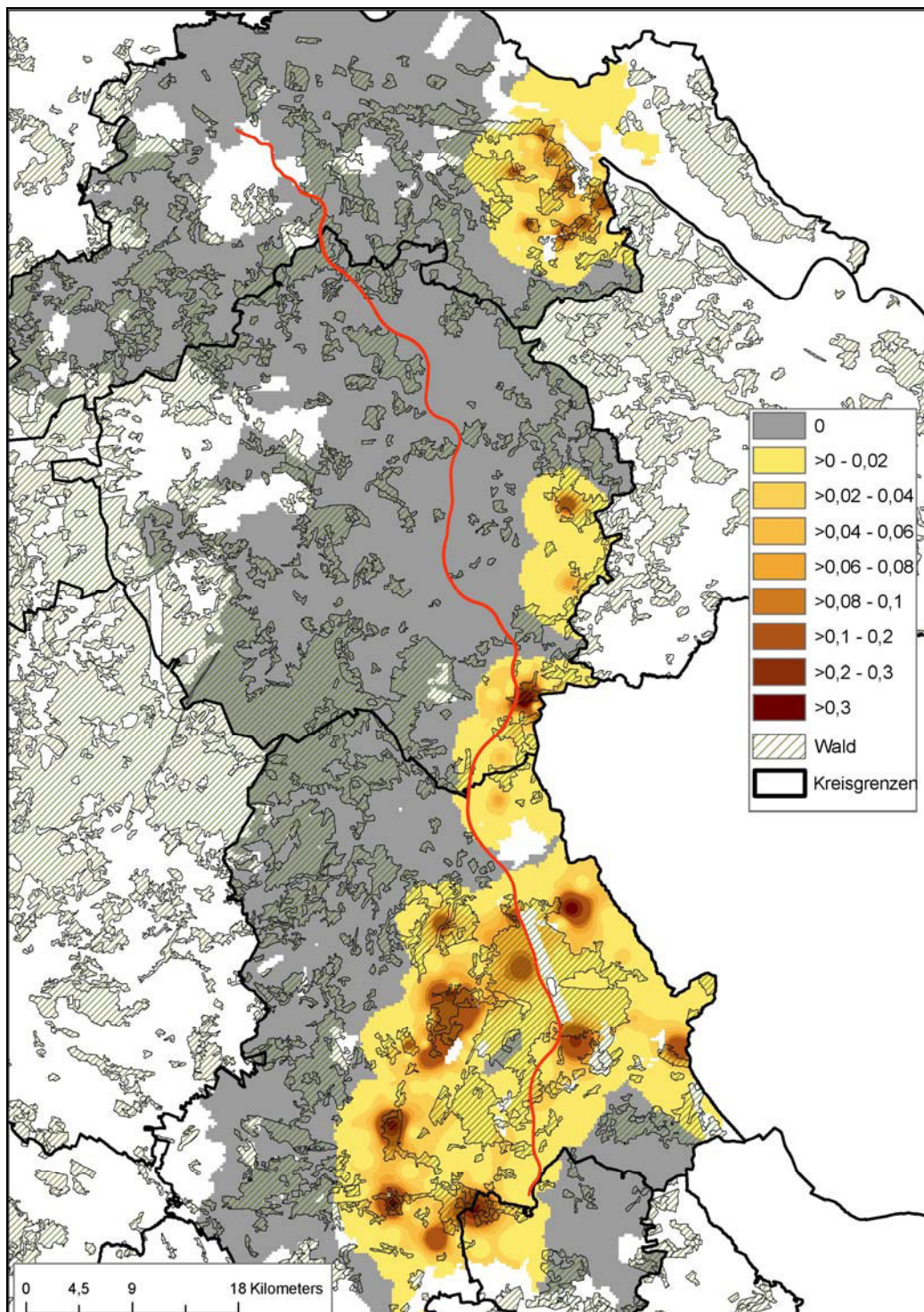


Abbildung 36: Isoplethendarstellung der Unfallrate beim Damhirsch (Anzahl verunfallter Individuen / 100 km Straßenstrecke), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

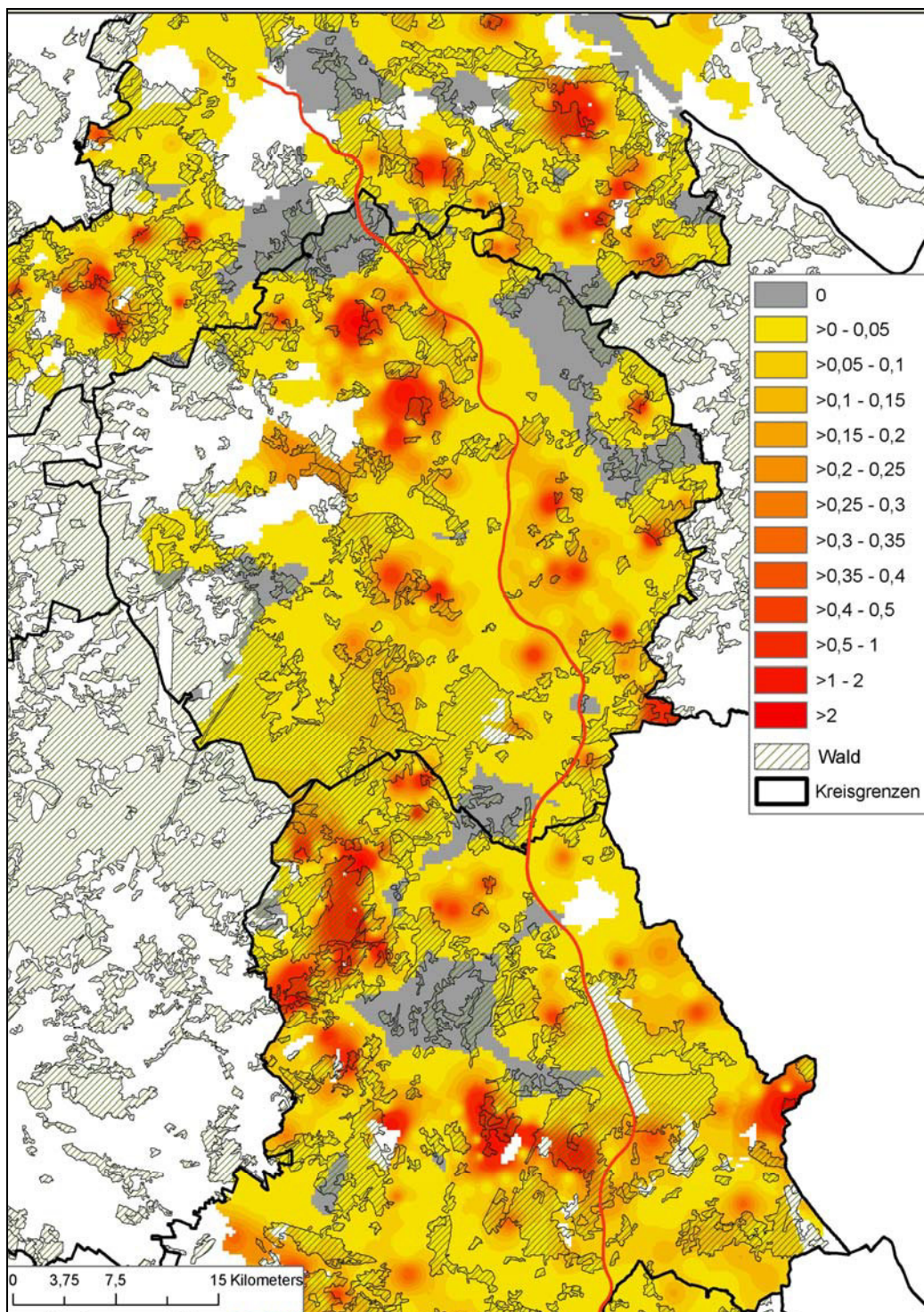


Abbildung 37: Isoplethendarstellung der Unfallrate beim Wildschwein (Anzahl verunfallter Individuen / 100 km Straßenstrecke), Mittelwert aus den Jahren 2006-2008

2.4.4. Darstellung der Damhirschvorkommen und Rothirschvorkommen

In den folgenden Abbildungen sind vor dem Hintergrund der Isoplethendarstellung des Fallwildes beim Damhirsch und Streckendichte beim Rothirsch die Verbreitungsschwerpunkte der Dam- und Rothirschpopulationen im Betrachtungsraum dargestellt, wie sie die Expertenbefragungen ergeben hat. Dabei wird zwischen ständigem Vorkommen und saisonalen Lebensräumen unterschieden.

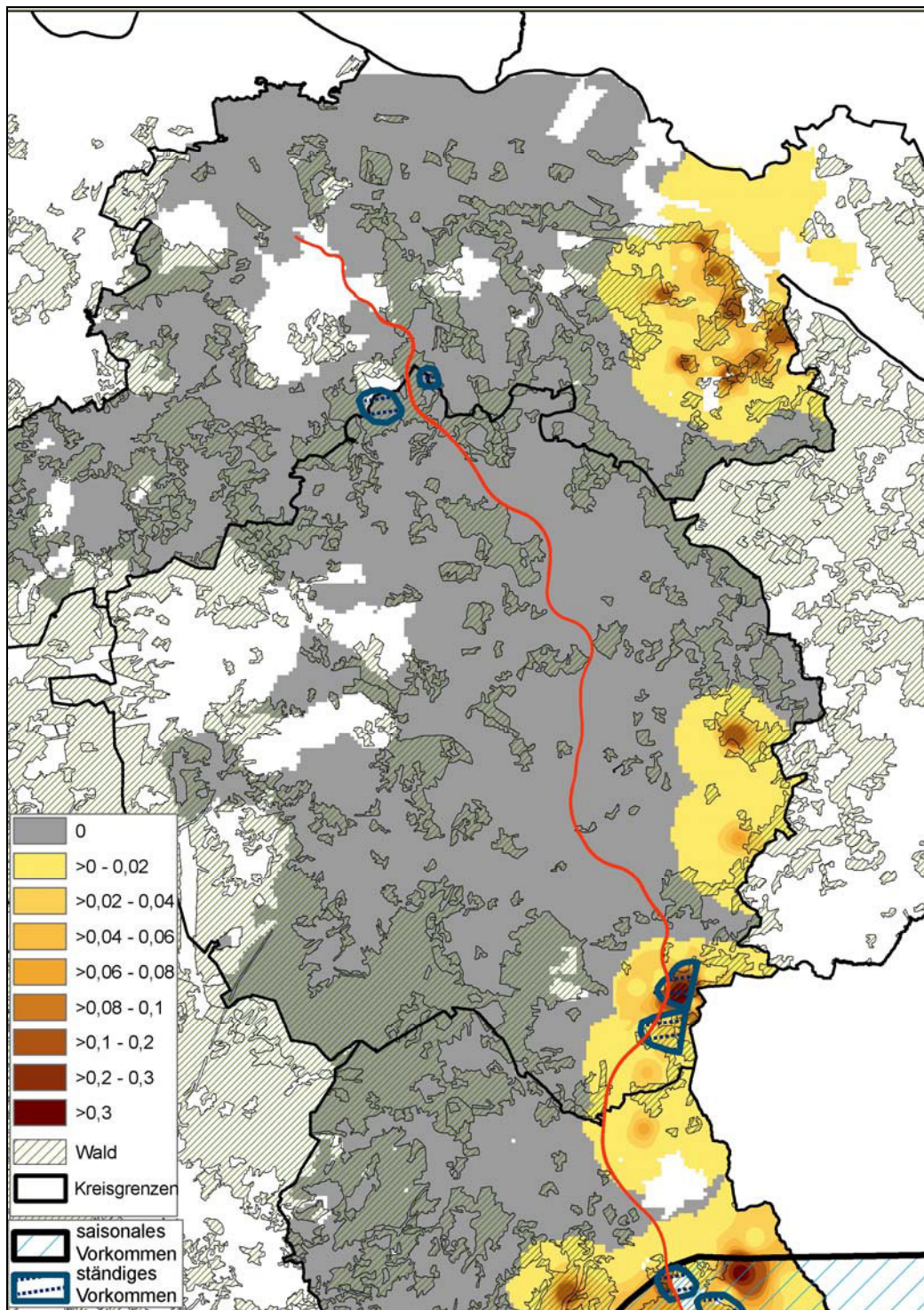


Abbildung 38: Vorkommensschwerpunkte des Damhirsches im nördl. Bereich der Trassenführung

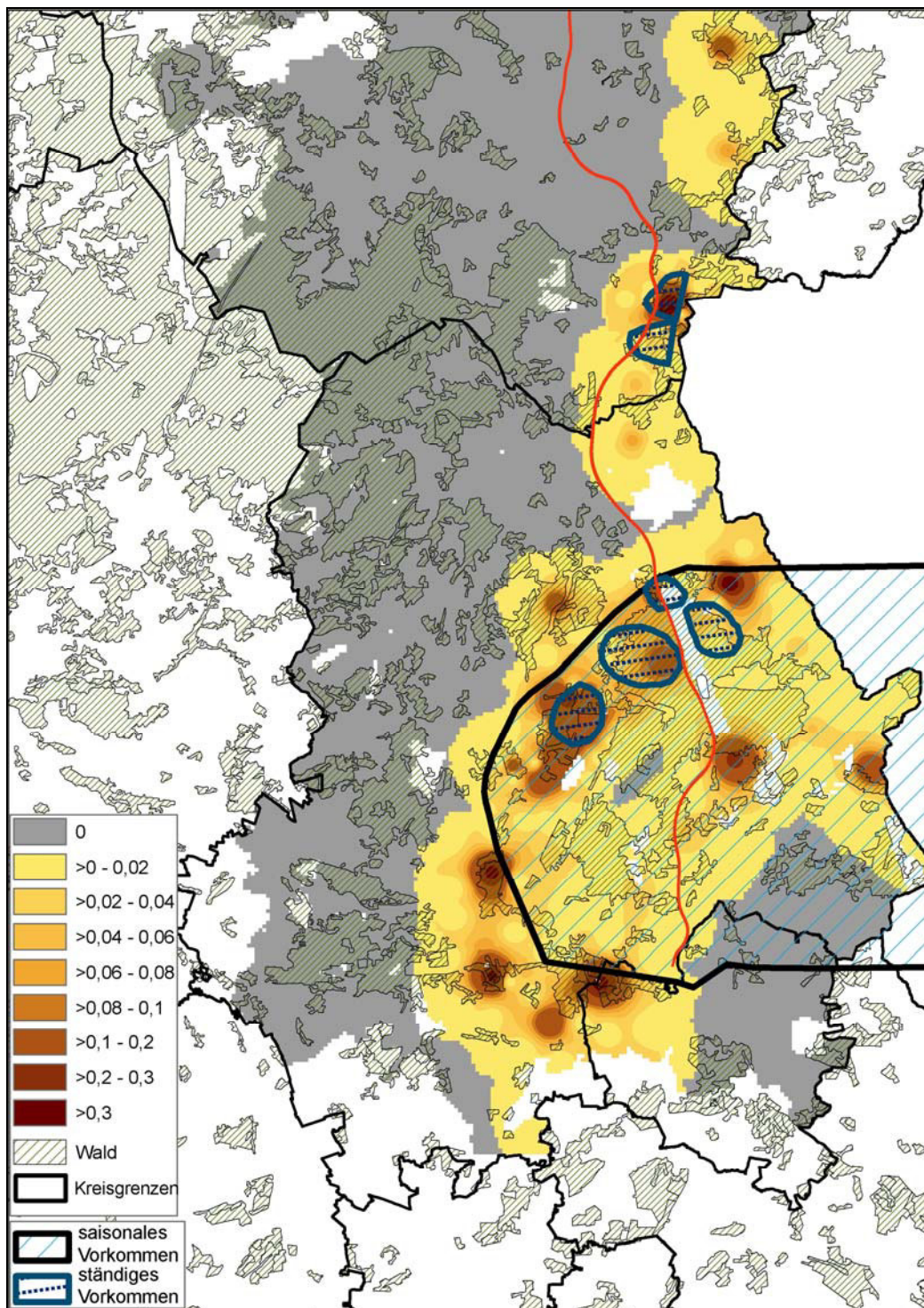


Abbildung 39: Vorkommensschwerpunkte des Damhirsches im südl. Bereich der Trassenführung

Die Damwildpopulation nördlich des Lüderbruches (s. Abb. 39) wird durch den Trassenverlauf der A39 im Kern zerschnitten. Daher sind hier Querungsmöglichkeiten erforderlich.

Am nördlichen Ende der VW-Teststrecke (Abb. 39) befinden sich mehrere kleinere Damwildsubpopulationen, zwischen denen Austauschbeziehungen existieren und die damit diesen Bereich als bedeutend in Hinblick auf die Erhaltung der Permeabilität des Lebensraumes für das Damwild ausweisen. Weiterhin kommt der Damhirsch westlich und östlich der Trasse dem Trassenverlauf nach Süden folgend sporadisch als Wechselwild vor. Hier würden Faunapassagen großräumige Wechselbeziehungen des Damwildes erhalten.

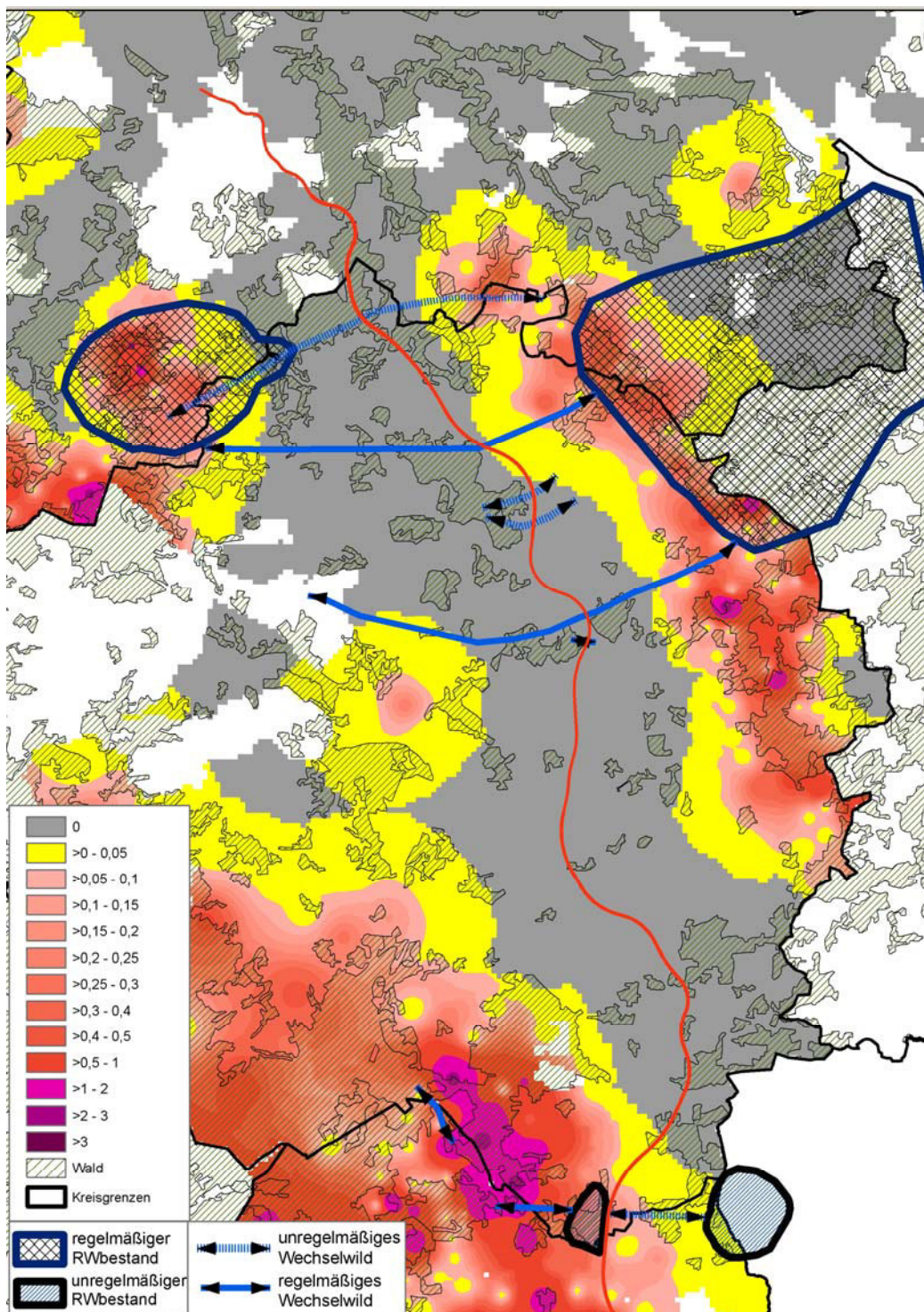


Abbildung 40: Vorkommensschwerpunkte des Rothirsches im nördl. Bereich der Trassenführung mit Darstellung regelmäßiger Wechselbeziehungen

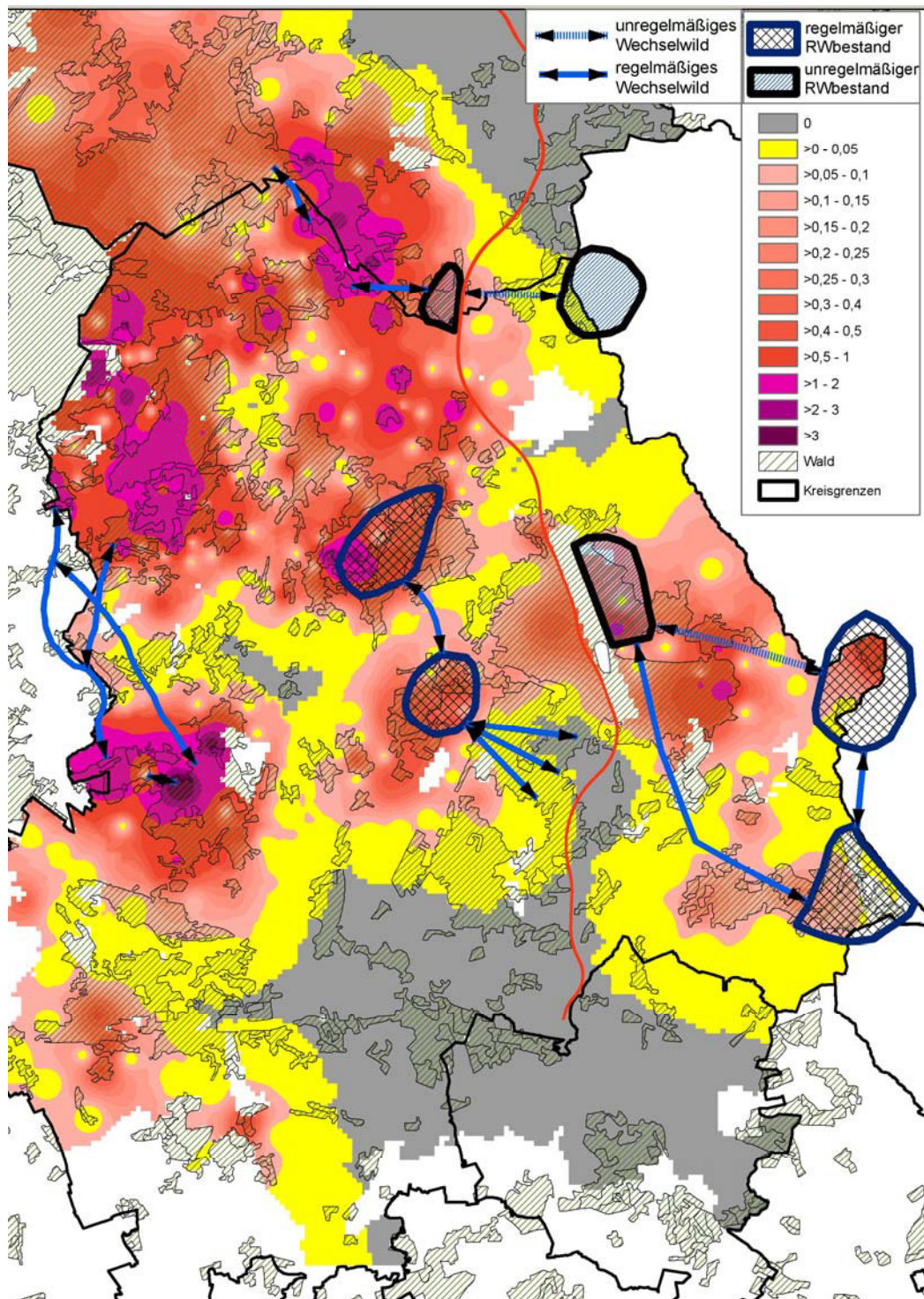


Abbildung 41 Vorkommensschwerpunkte des Rothirsches im südl. Bereich der Trassenführung mit Darstellung regelmäßiger Wechselbeziehungen

Die Abbildungen 41 und 42 verdeutlichen die Vorkommensschwerpunkte des Rotwildes im Bereich Góhrde, in der mittleren Lüneburger Heide mit Bezug zum Lüderbruch einschließlich der Vorkommen westlich und östlich der VW-Teststrecke. Hier sind die Wechsel zwischen den saisonal bevorzugten Einständen wiedergegeben. Diese definieren gleichzeitig die groben Suchräume für die Standortfindung von Querungsbauwerken.

2.5. Darstellung der Wildunfälle auf Bundes-, Land- und Kreisstraße gemittelt über die Jahre 2006 bis 2008 auf Jagdbezirksebene für die Wildtierarten

Die Anfrage bei den Polizeidienststellen ergab keine verwertbaren Ergebnisse, da die Wildunfälle nicht artspezifisch aufgenommen werden. Die Abfrage bei den entsprechenden Ordnungsämtern lieferte ebenfalls keine verwertbaren Daten.

Um dennoch Daten zu Wildunfällen spezifisch für bestimmte Wildtierarten und Straßenabschnitte zu erhalten, wurden in Zusammenarbeit mit den Kreisjägerschaften der betroffenen Landkreise Veranstaltungen organisiert, zu denen die Jagdausübungsberechtigten eingeladen wurden.

Die folgenden Daten und entsprechenden Karten basieren auf der Wildtiererfassung (WTE) Niedersachsens und wurden aus den Jahren 2007 bis 2009 gemittelt (Anzahl der Wildunfälle / 100 km Straße). Die Erfassung bezieht sich auf eine Abfrage bei den Jagdrevierinhabern pro Jahr auf die Anzahl des Wildunfalls (nach Tierart aufgeschlüsselt). Es wurde dabei Bundesstraßen, Kreis- und Landstraßen unterschieden. Für die Forstgebiete liegen solche Daten nicht aufgearbeitet vor. Sie konnten deshalb nicht in die Auswertung aufgenommen werden.

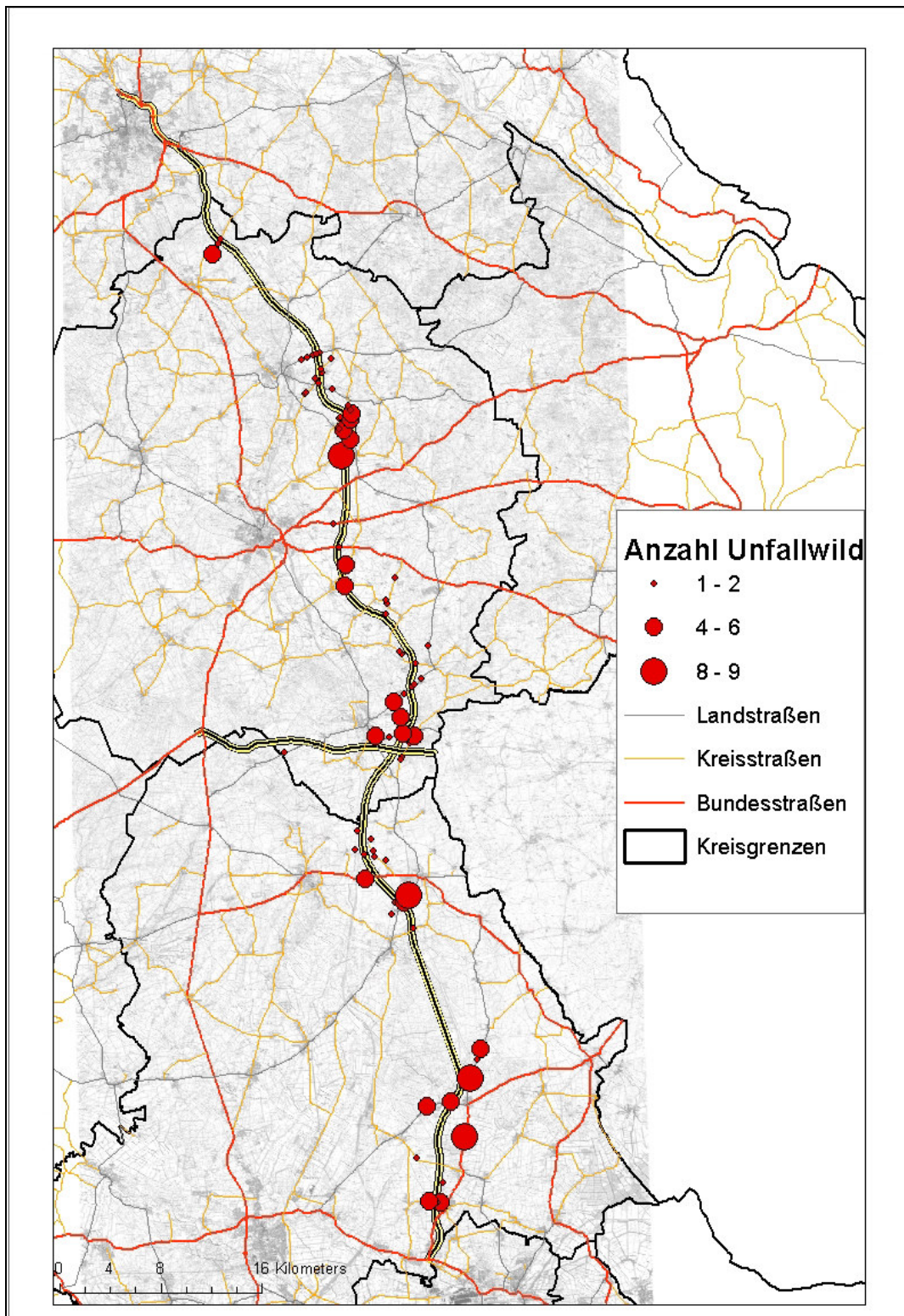


Abbildung 42: Abgefragte Wildunfalldaten, auf Grundlage der Unfälle aus 2009

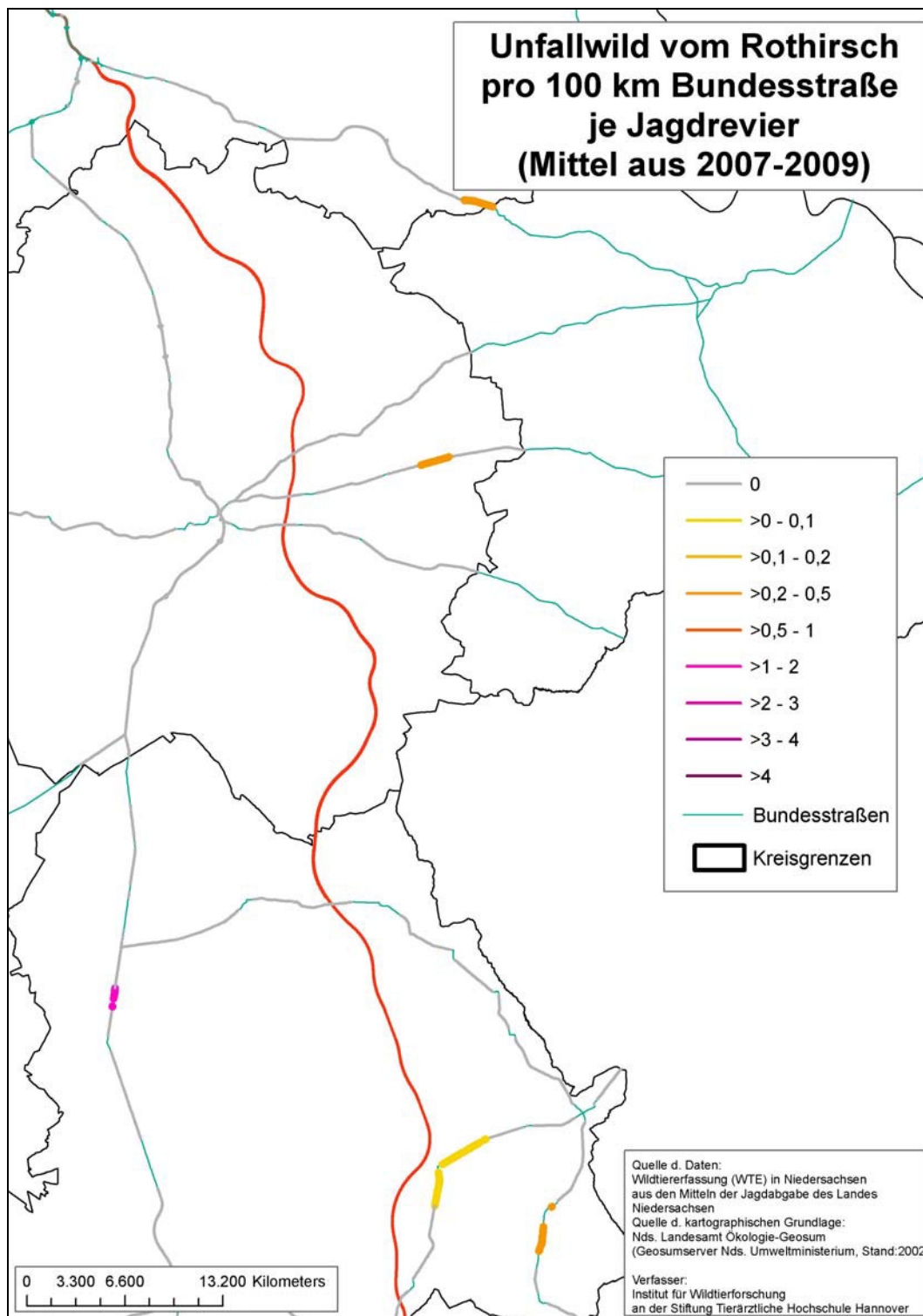


Abbildung 43: Unfallrate beim Rothirsch bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km
Straßenstrecke)

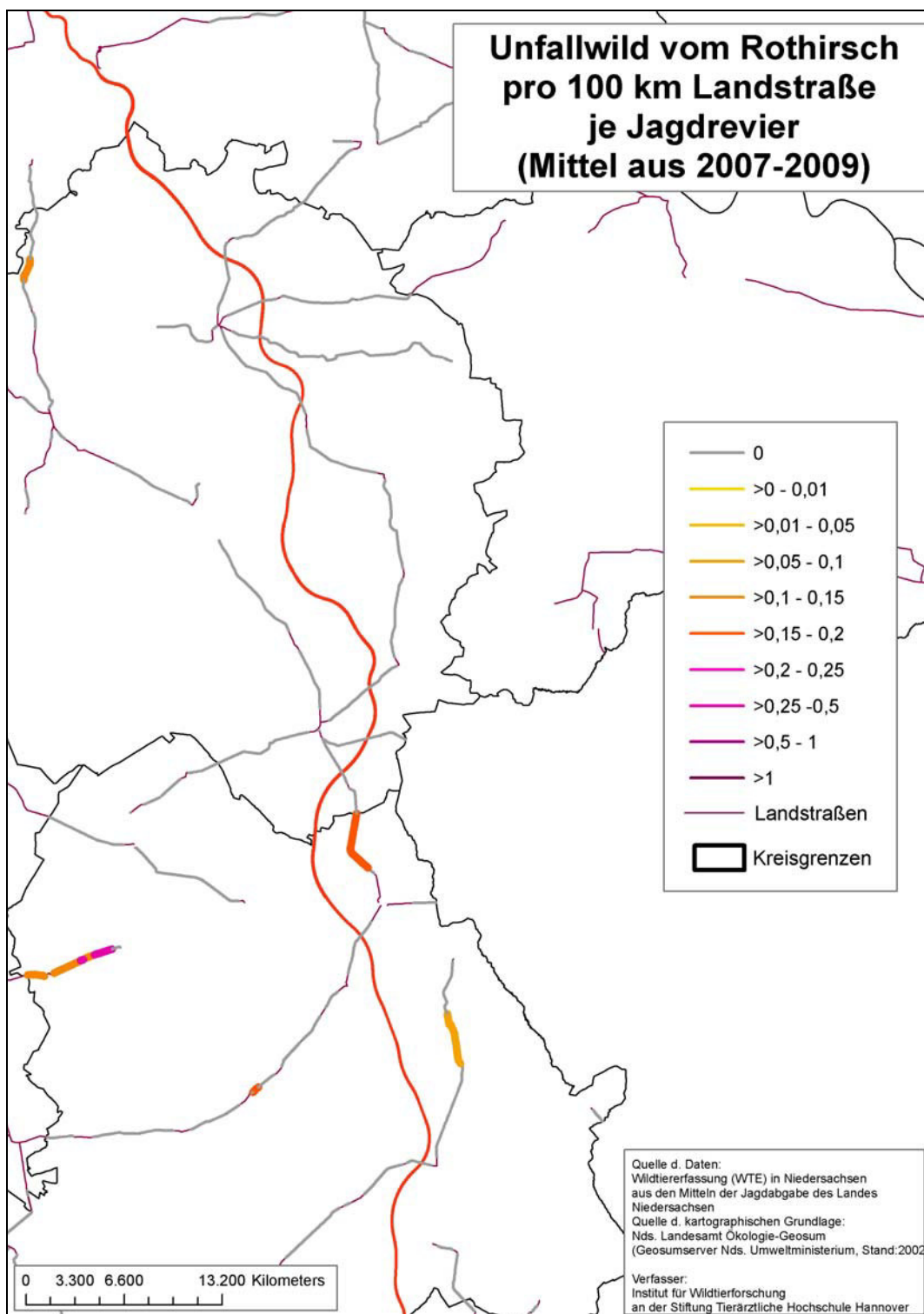


Abbildung 44: Unfallrate beim Rothirsch bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

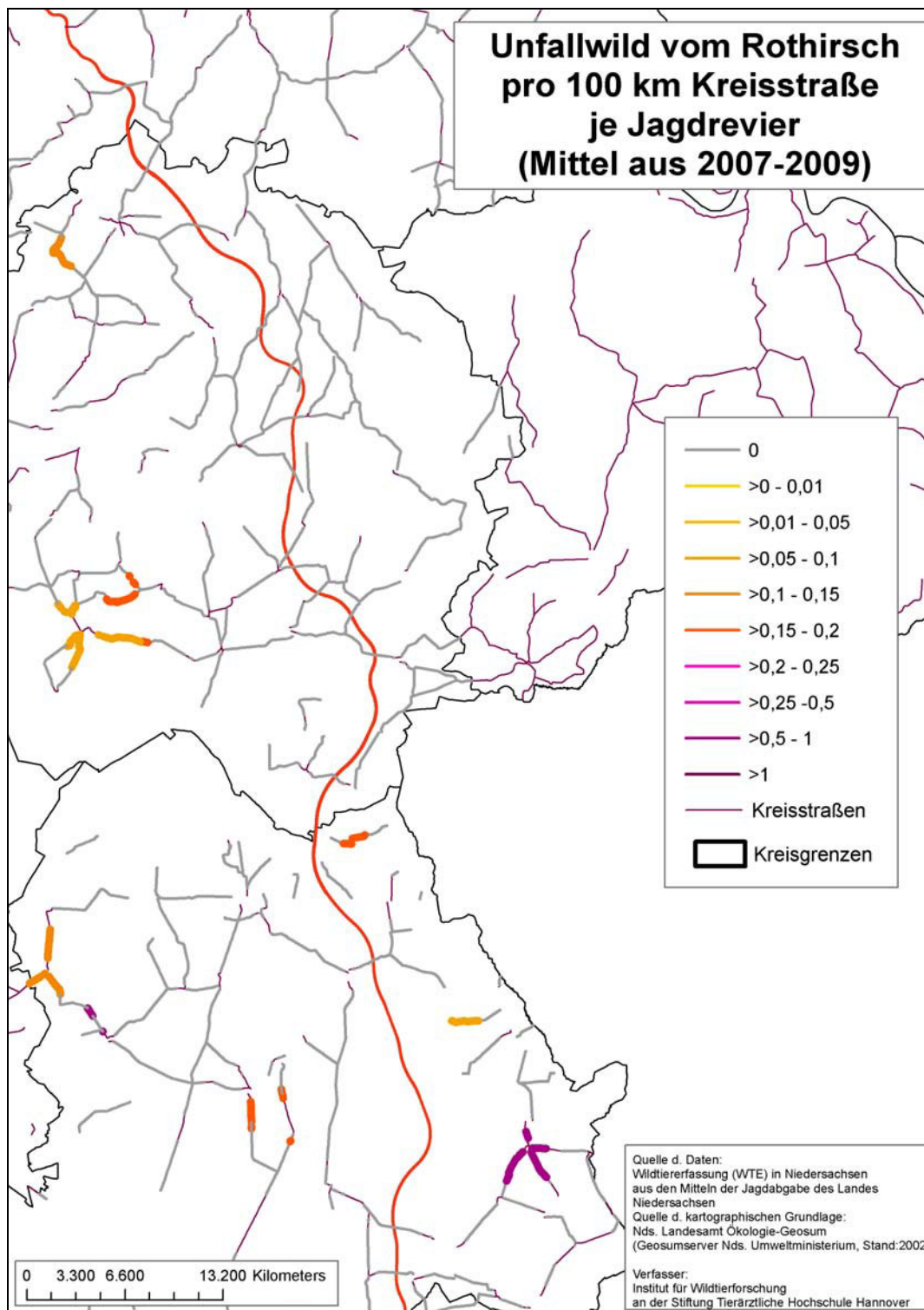


Abbildung 45: Unfallrate beim Rothirsch bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

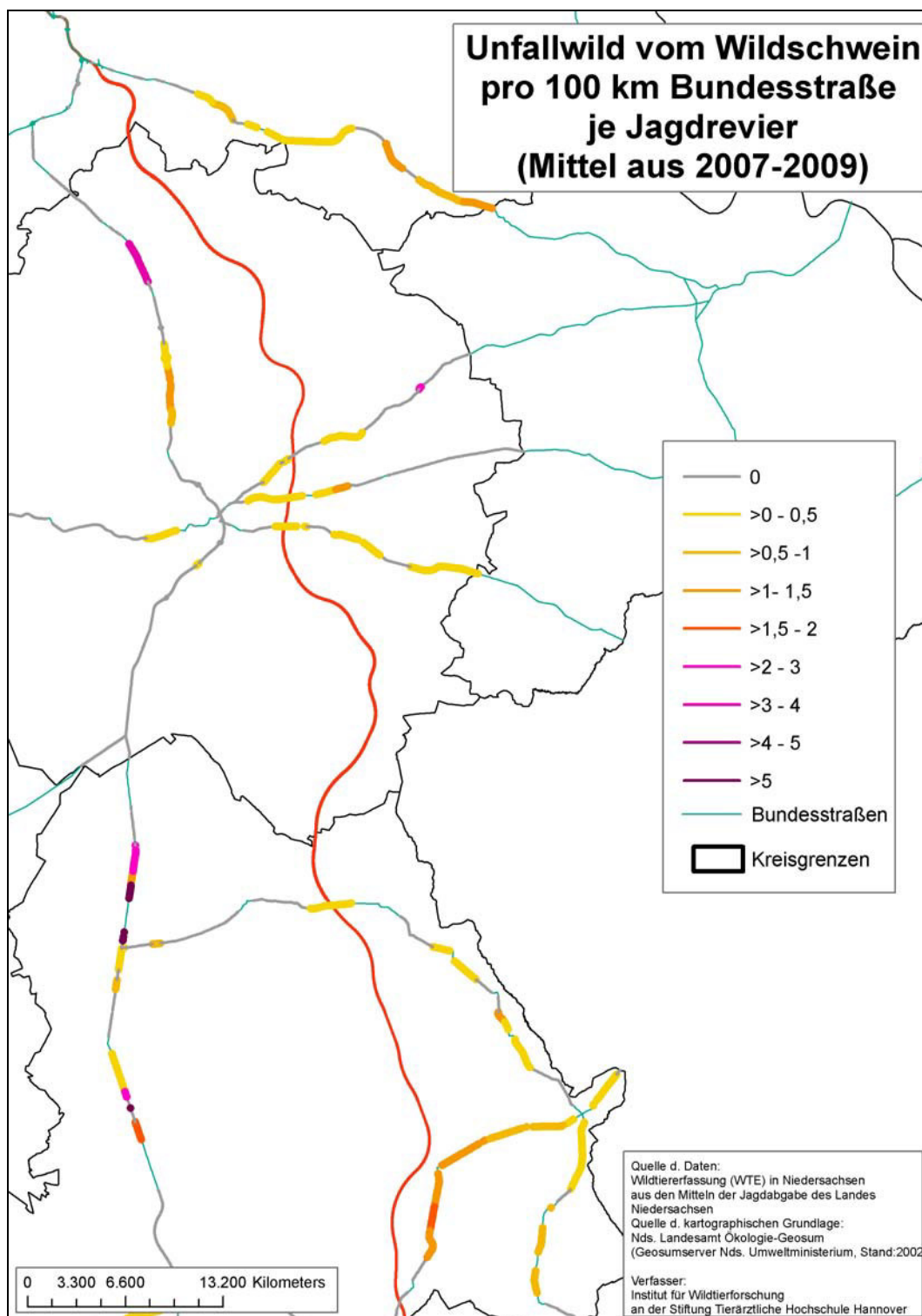


Abbildung 46: Unfallrate beim Wildschwein bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

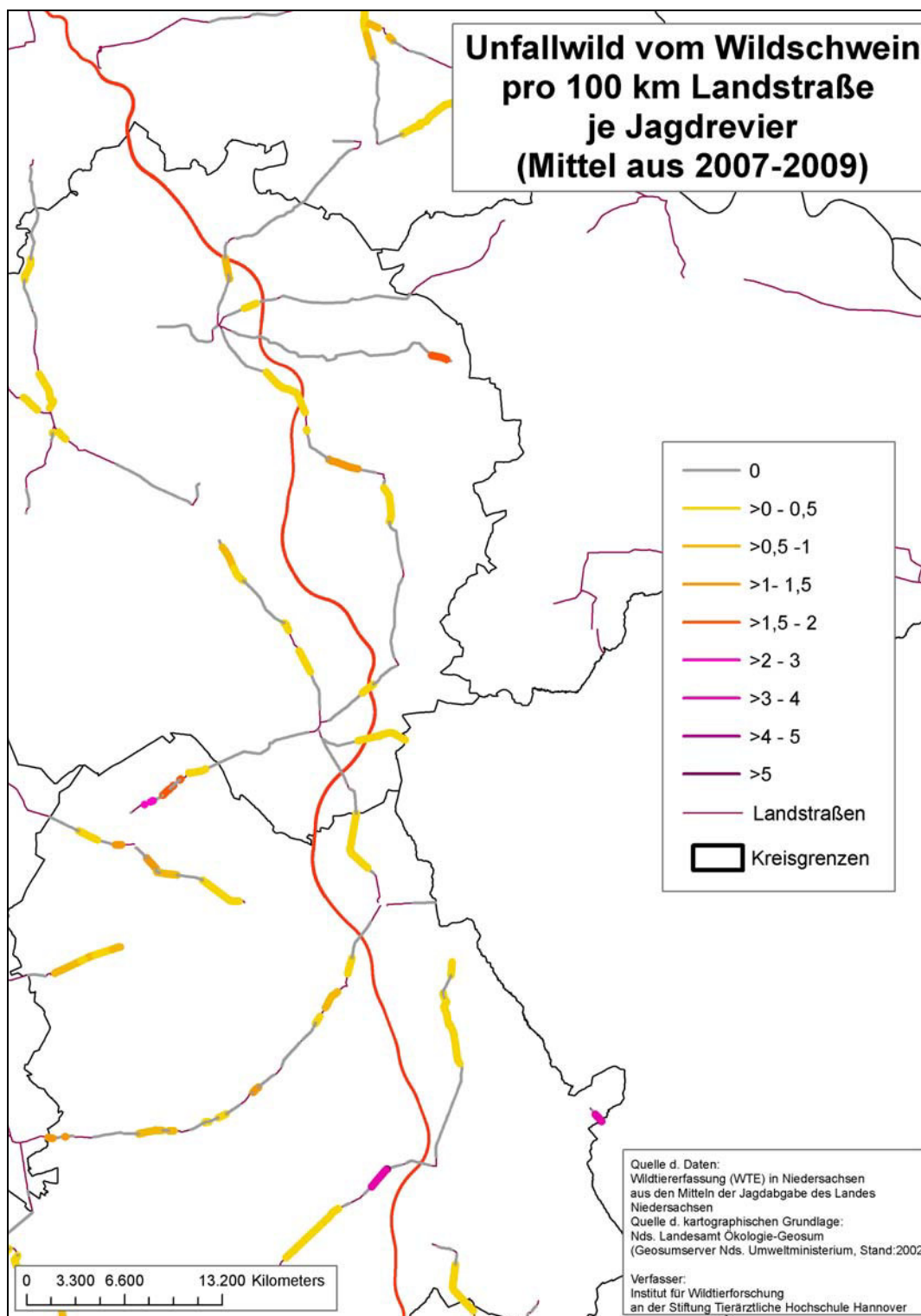


Abbildung 47: Unfallrate beim Wildschwein bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km
Straßenstrecke)

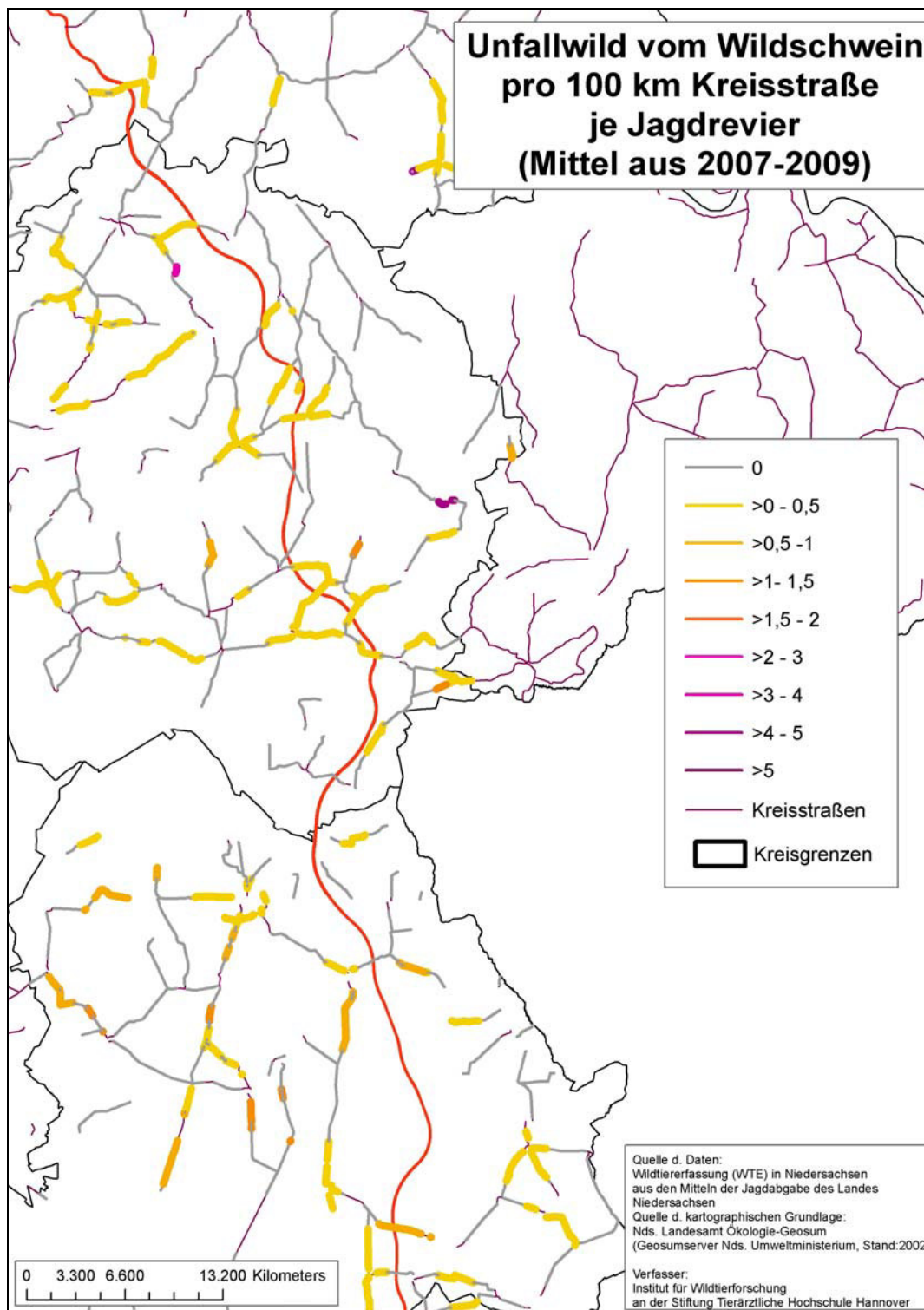


Abbildung 48: Unfallrate beim Wildschwein bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

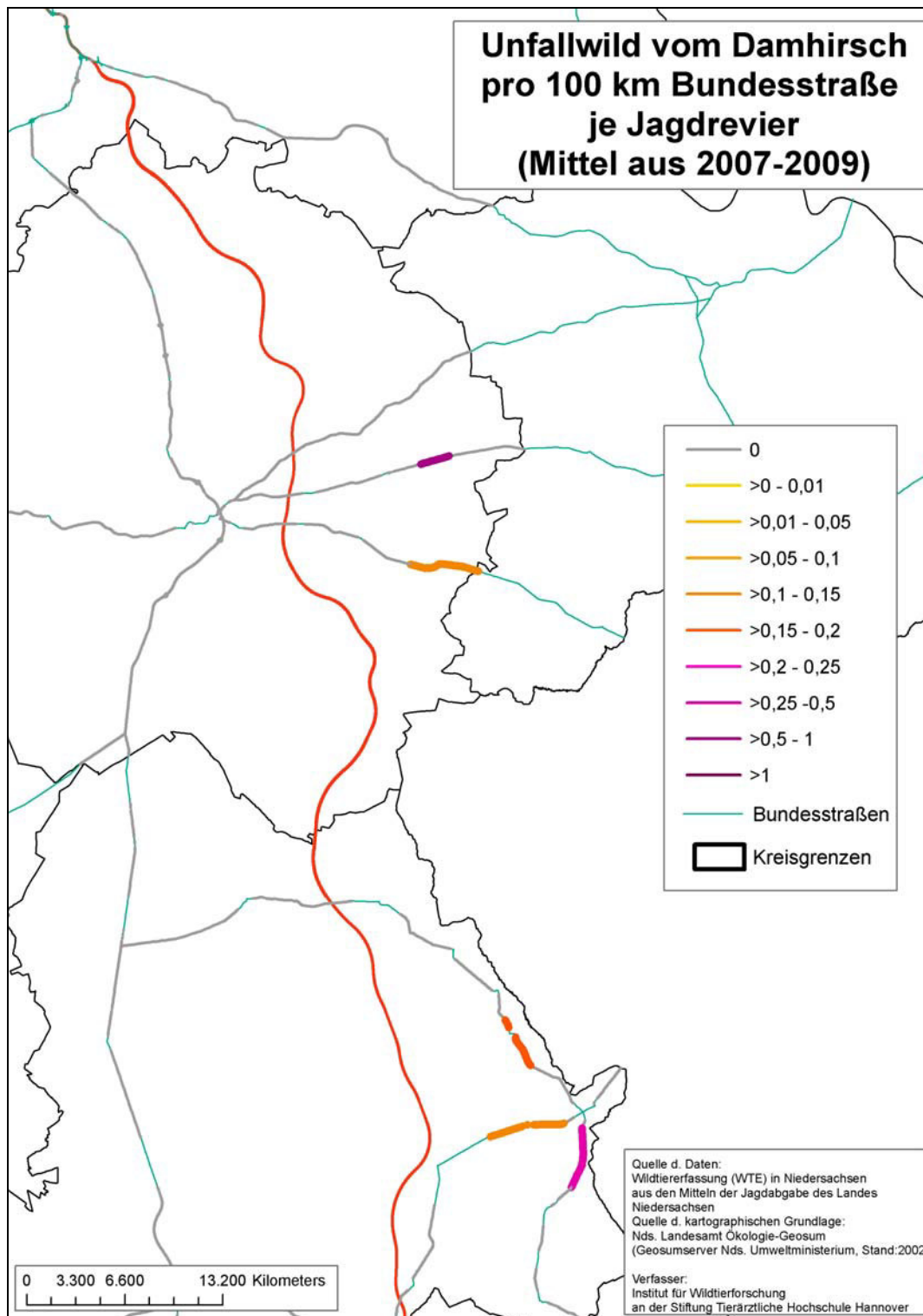


Abbildung 49: Unfallrate beim Damhirsch bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km
Straßenstrecke)

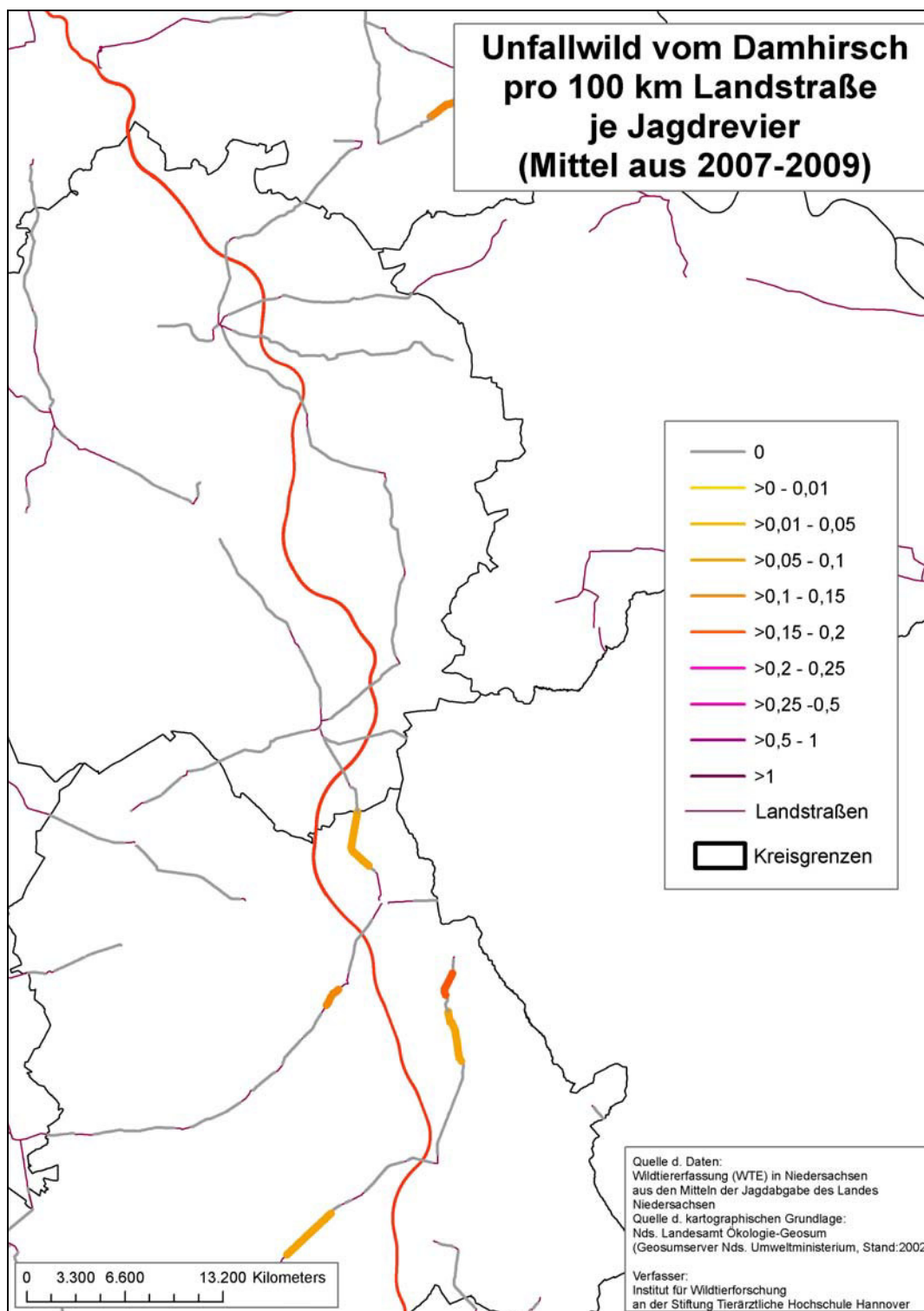


Abbildung 50: Unfallrate beim Damhirsch bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

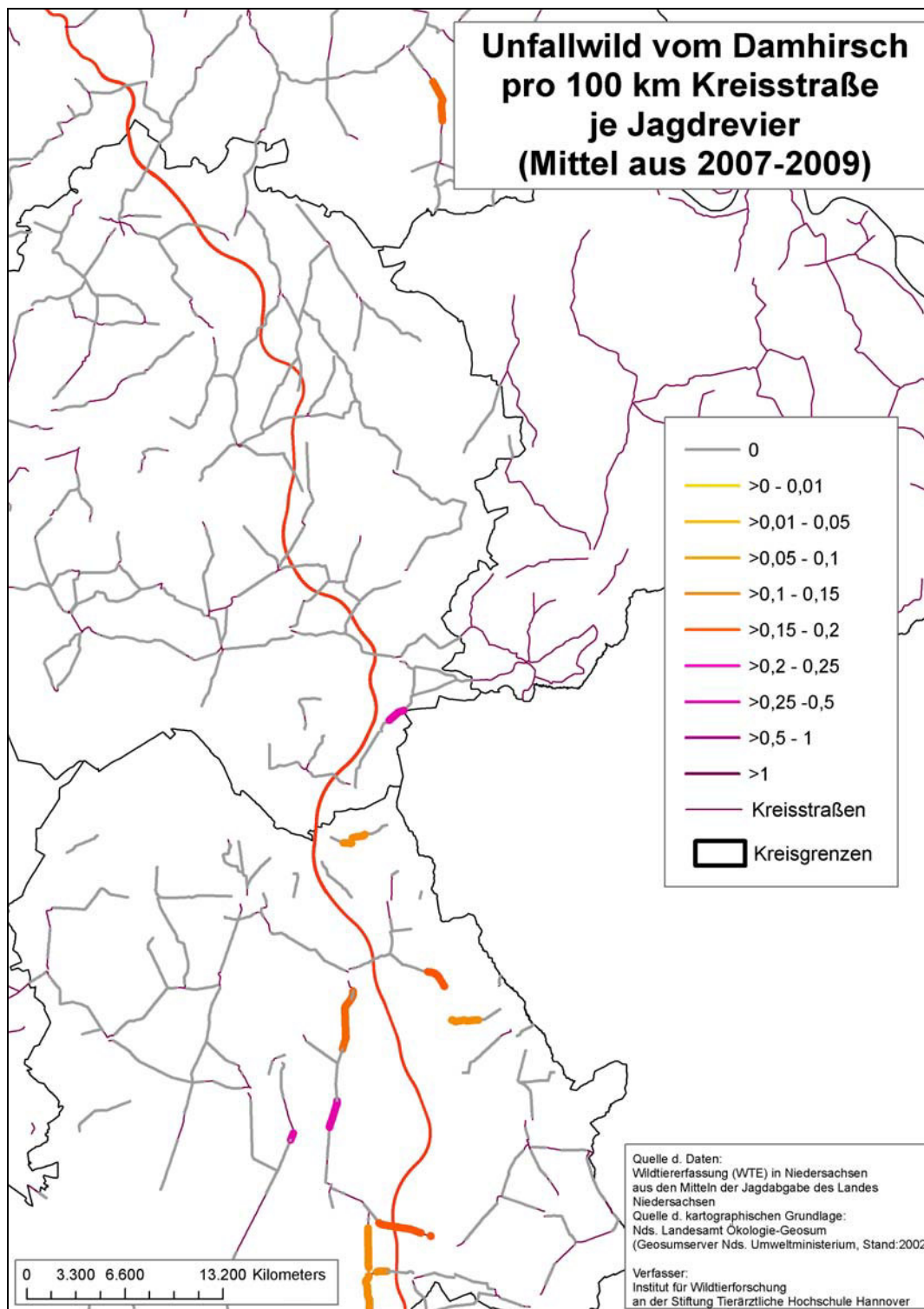


Abbildung 51: Unfallrate beim Damhirsch bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

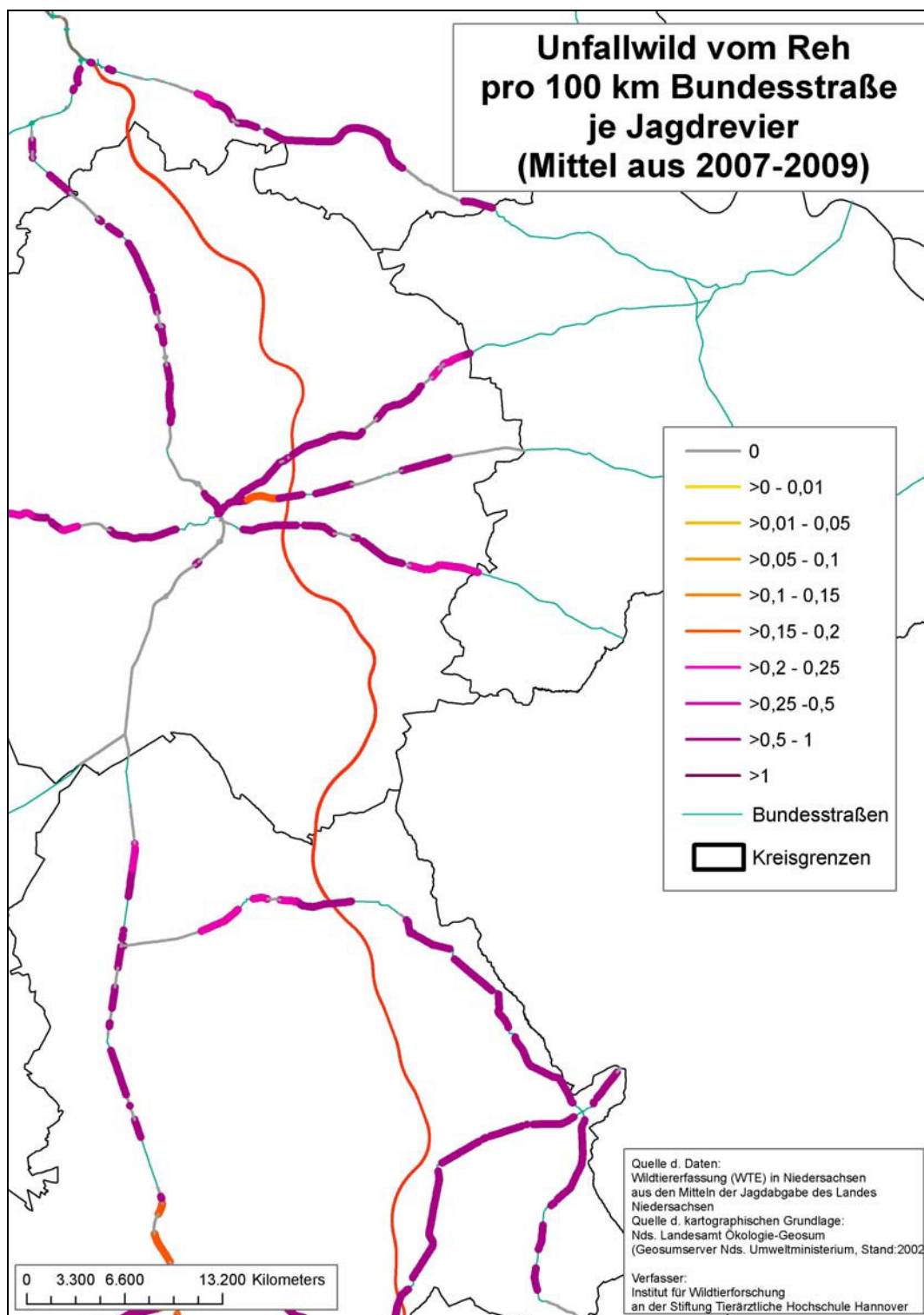


Abbildung 52: Unfallrate beim Reh bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

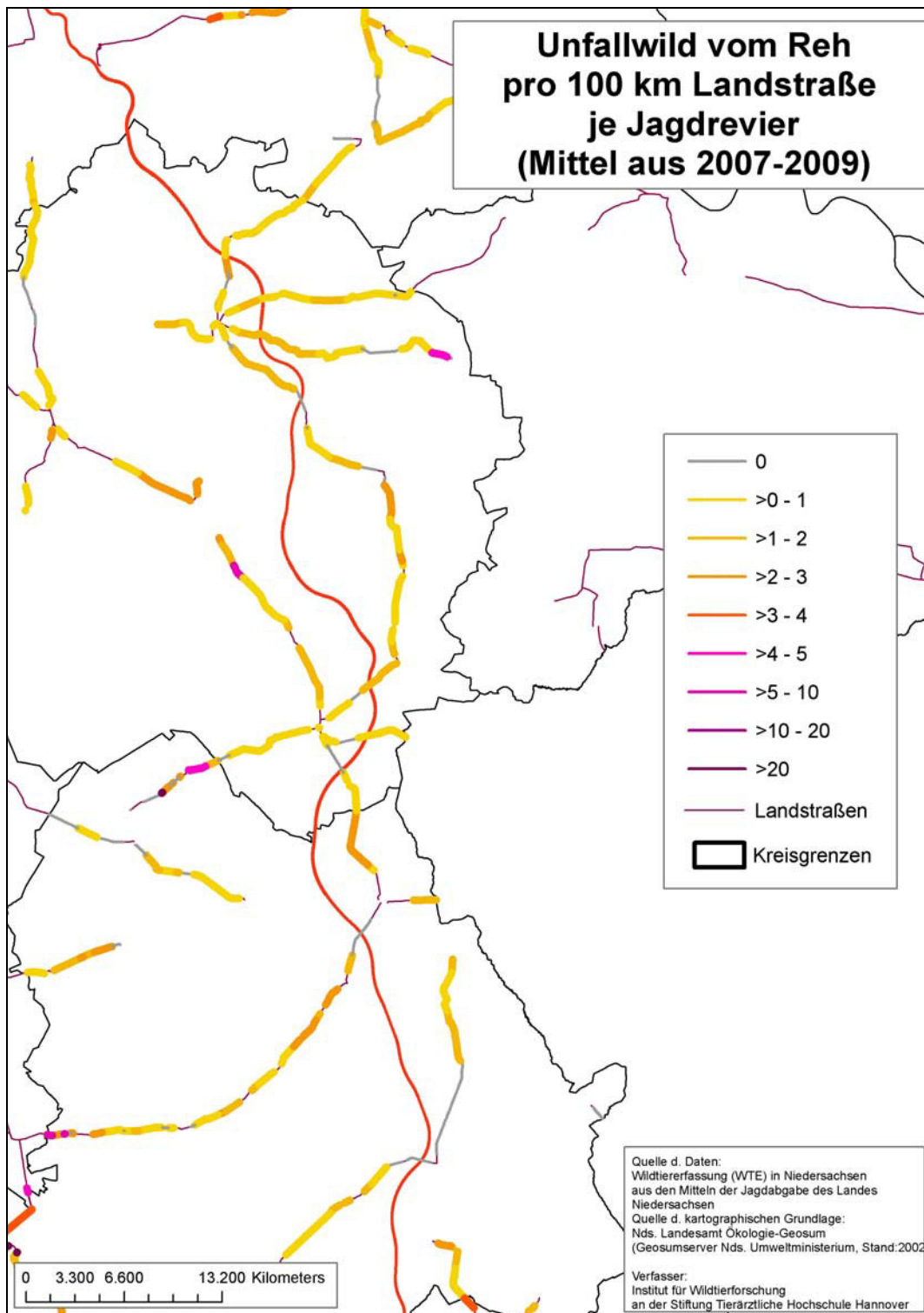


Abbildung 53: Unfallrate beim Reh bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßen-
strecke)

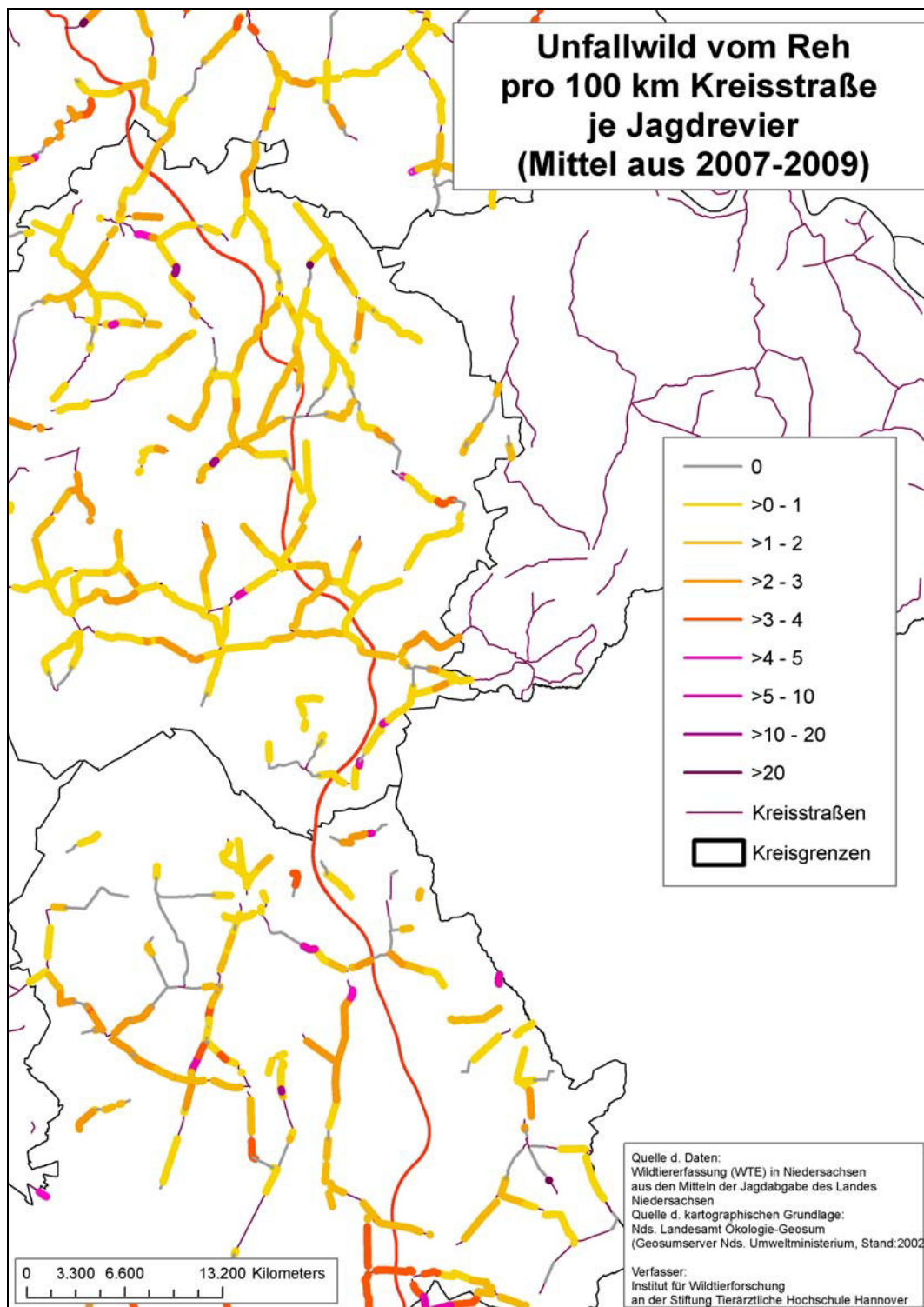


Abbildung 54: Unfallrate beim Reh bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

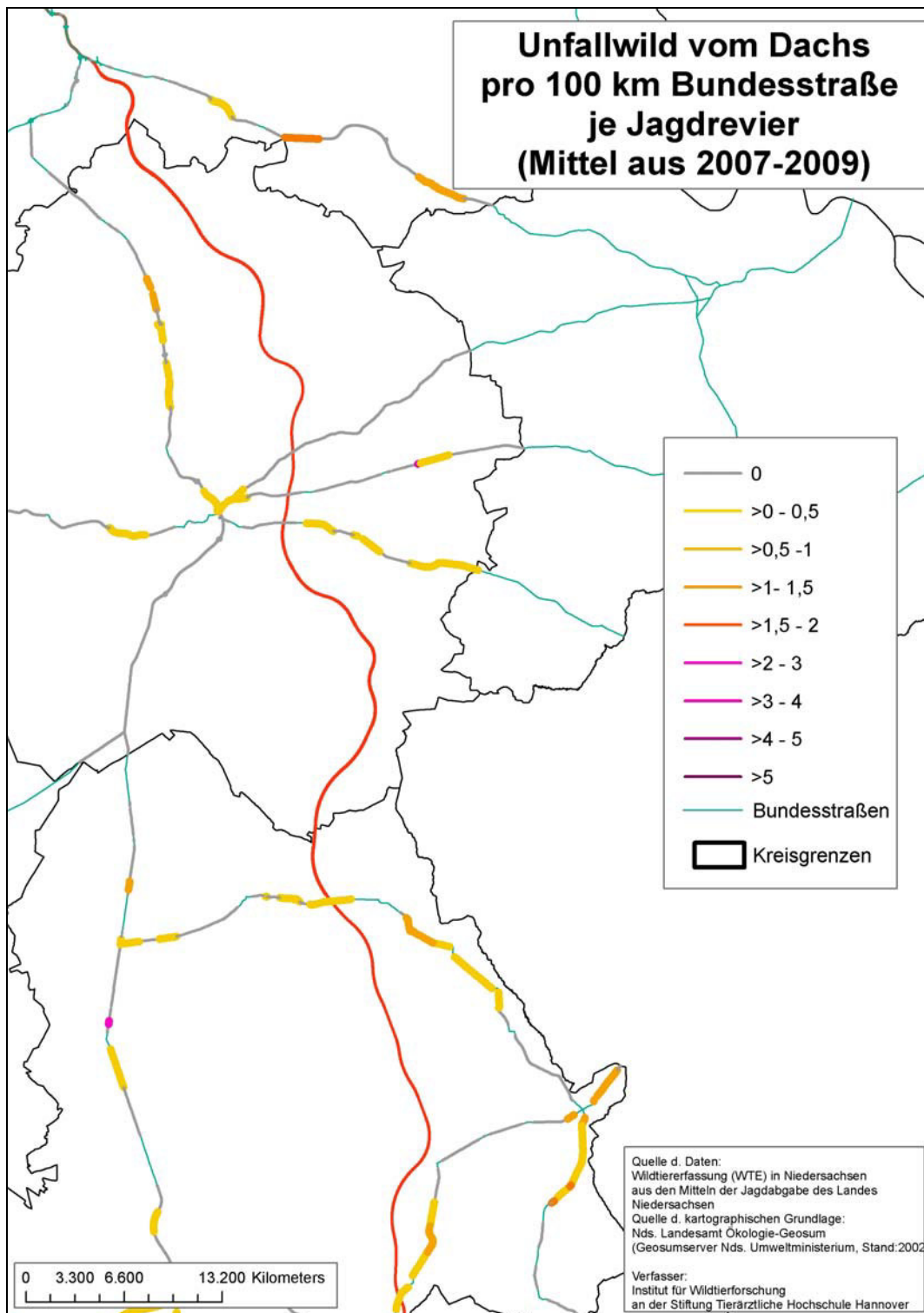


Abbildung 55: Unfallrate beim Dach bezogen auf Bundesstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

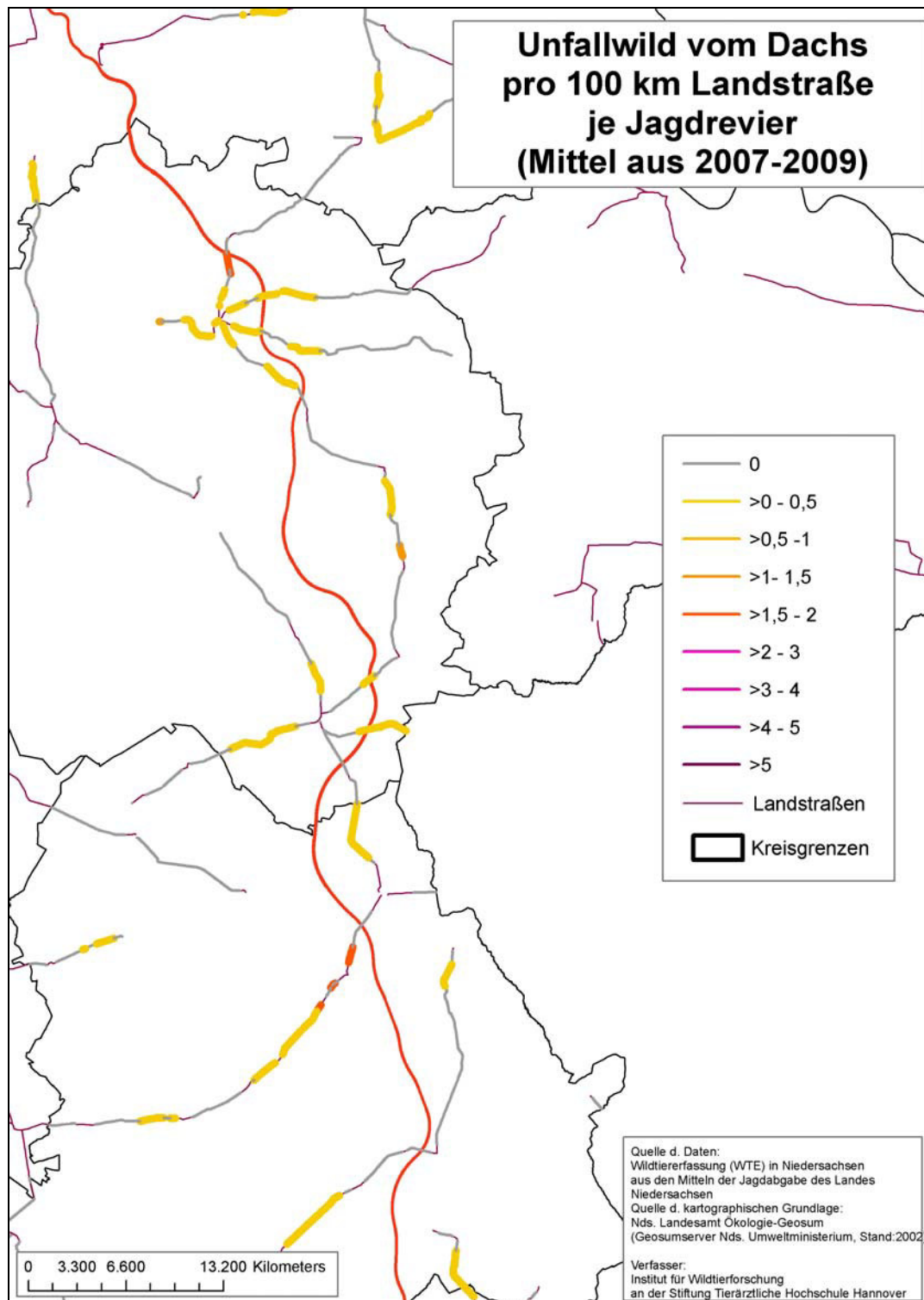


Abbildung 56: Unfallrate beim Dachs bezogen auf Landstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

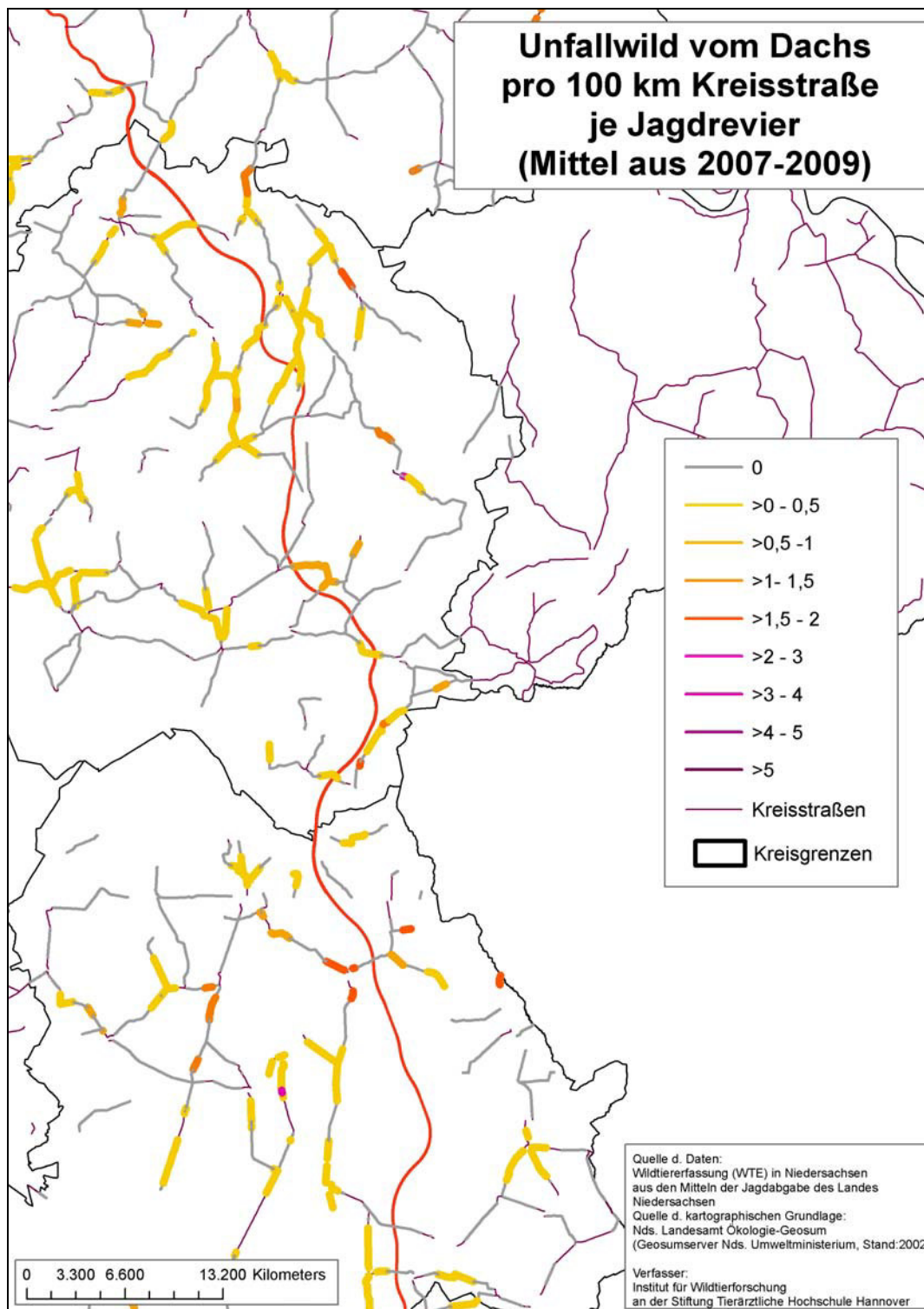


Abbildung 57: Unfallrate beim Dachs bezogen auf Kreisstraßen (Unfälle / 100 km Straßenstrecke)

2.6. Dachsbaukartierung

Der Dachs (*Meles meles*) ist eine marderartige Wildtierart strukturreicher Kulturlandschaften, die ihren Lebensraum nicht hauptsächlich an Wald und Gehölzen findet, sondern aufgrund des höheren Nahrungsangebotes auch in Feld- und Grünlandbereiche ausweitet. Natürliche Feinde hat der Dachs hierzulande nicht. Hauptgefahren für Dachse sind sowohl Krankheitserreger, der Lebensraumverlust durch die sich verändernde Landnutzung in der Agrarlandschaft und die Habitatzerschneidung durch Verkehrsinfrastruktur mit entsprechend gesteigerter direkter Mortalität durch den Straßenverkehr.

Aufgrund der durch Straßen verursachten Barrierewirkung zwischen Familiengruppen einer Dachspopulation und deren Teilhabitaten erhielt das Institut für Wildtierforschung an der Stiftung Tierärztliche Hochschule im Rahmen des Vernetzungskonzeptes zum Neubau der A 39 den Auftrag, entlang des Trassenbereiches zwischen Lüneburg und Wolfsburg eine Kartierung der Dachsbau durchzuführen. Der Kartierungsbereich umfasst einen 500 m Saum rechts und links entlang der geplanten Trasse.

Im Vorfeld fand an drei Terminen eine Vortragsveranstaltung mit anschließender Befragung der Revierinhaber auf Ebene der „Kreisjägerschaften“ statt. Hierzu wurden insbesondere die vorher identifizierten betroffenen Inhaber von Revieren innerhalb des Puffers aus den Landkreisen Gifhorn und Uelzen angerufen und eingeladen, um die Standorte der Dachsbau in Karten einzuzeichnen. Das von der NLStBV zur Verfügung gestellte Kartenmaterial dtk 25 diente dabei als Vorlage. Insgesamt beteiligten sich 81 Personen an den drei Befragungsterminen. Ergänzend wurden auch Informationen zu „traditionellen“ Wildwechseln und Unfallschwerpunkten abgefragt. Insgesamt lässt sich eine ausgeprägte Kooperationsbereitschaft der Jäger feststellen.

Nach Absprache mit den Revierinhabern konnten die eingezeichneten Baue Ende April 2010 kontrolliert werden. In einigen Revieren wurden uns die Dachsbau vor Ort von den Revierinhabern gezeigt.

Während der Kartierung wurden verschiedene Parameter protokolliert: Die Anzahl der Baueingänge, um Mutter- bzw. Hauptbaue von Nebenbauen zu unterscheiden, und Dachsspuren, um die aktuelle Nutzung des Baues zu dokumentieren. Außerdem wurde das Biotop in dem sich der Bau befand charakterisiert. Zusätzlich wurden die Baue durch Fotos dokumentiert.

Die Standorte der Dachsbau liegen in shape-Format vor, daraus können auch die protokollierten Daten in der zugehörigen Attributtabelle entnommen werden.

Es wurden 36 Dachsbau (22 Haupt-, 14 Nebenbaue) erfasst, davon konnten 28 Baue (19 Haupt-, 9 Nebenbaue) als von Dachsen „befahren“, eingestuft werden.

2.6.1. Weitere Details zu den einzelnen Dachsbauen:

Dachsbau Nr. 1:



- Eingänge: 5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: Fußabdrücke, frisch umgegrabener Boden
- Biotop: am Waldrand, Kiefernwald

Dachsbau Nr. 2:



- Eingänge: 2 (Nebenbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Waldrand, Kiefernwald

Dachsbau Nr. 3:

- Gelände durch das Moor nicht begehbar

Dachsbau Nr. 4:

- Eingänge: 4 (Nebenbau)
- Dachsspuren: keine

- Biotop: Fichtenwald

Dachsbau Nr. 5:

- Bau nicht auffindbar, da durch Forstarbeiten gefälltte Bäume den gesamten Boden bedeckten

Dachsbau Nr. 6:

- kein Bau auffindbar

Dachsbau Nr. 7:



- Eingänge: 6 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Feldgehölzstreifen, Birken-Eschengehölz

Dachsbau Nr. 8:



- Eingänge: 2 (Nebenbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Rand von Feldgehölzinsel, Birken-/Buchengehölz

Dachsbau Nr. 9:

- Eingänge: 9 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Kiefern-/Fichtenwald

Dachsbau Nr. 10:



- Eingänge: 4 (Nebenbau)
- Dachsspuren: belaufer Baueingang
- Biotop: am Rand von Feldgehölzstreifen, Mischgehölz

Dachsbau Nr. 11:



- Eingänge: 7 (Hauptbau)
- Dachsspuren: belaufer Baueingang
- Biotop: Feldgehölzstreifen, Mischgehölz

Dachsbau Nr. 12:



- Eingänge: 13 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Waldrand, Kiefernwald

Dachsbau Nr. 13:



- Eingänge: 9 (Hauptbau)
- Dachsspuren: belauferter Baueingang
- Biotop: Kiefern-/Fichtenwald

Dachsbau Nr. 14:



- Eingänge: 5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Mischwald

Dachsbau Nr. 15:



- Eingänge: 1 (Nebenbau)
- Dachsspuren: Fußabdruck
- Biotop: Feldgehölzstreifen, Birkengehölz

Dachsbau Nr. 16:



- Eingänge: 2 (Nebenbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 17:



- Eingänge: 3 (Nebenbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 18:



- Eingänge: >18
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden, Federn am Baueingang
- Biotop: Waldrand, Kiefernwald

Dachsbau Nr. 19:



- Eingänge: 3 (Nebenbau)
- Dachsspuren: Fußabdruck, frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Waldrand, Kiefernwald

Dachsbau Nr. 20:



- Eingänge: 8 (Hauptbau)
- Dachsspuren: Fußabdrücke, frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Mischwald

Dachsbau Nr. 21:



- Eingänge: >5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden, Moos im Baueingang

- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 22:



- Eingänge: 6 (Hauptbau)
- Dachsspuren: Exkremente, Skelettteile
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 23:



- Eingänge: 5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 24:



- Eingänge: > 8 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden, Wolle auf Pfad zu Baueingang, Federn an Baueingang
- Biotop: Waldrand, Mischwald

Dachsbau Nr. 25:



- Eingänge: > 5
- Dachsspuren: Fußabdrücke, frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Laubmischwald

Dachsbau Nr. 26:

- Eingänge: 6 (Hauptbau)
- Dachsspuren: keine
- Biotop: Laubmischwald

Dachsbau Nr. 27:

- Eingänge: 4 (Nebenbau)
- Dachsspuren: Fußabdrücke
- Biotop: Rand von Feldgehölzinsel, Sträucher

Dachsbau Nr. 28:



- Eingänge: 5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden, Stroh am Eingang
- Biotop: Feldgehölzinsel, Birkengehölz

Dachsbau Nr. 29:



- Eingänge: 3 (Nebenbau)
- Dachsspuren: belauener Eingang
- Biotop: Mischwald

Dachsbau Nr. 30:



Eingänge: 3 (Nebenbau)

- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden
- Lage: Wald
- Biotop: Mischwald

Dachsbau Nr. 31:



- Eingänge: > 5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden,
Dachsjungtier (tot)
- Lage: Waldrand
- Biotop: Kiefernwald



Dachsbau Nr. 32:

- Eingänge: 6 (Hauptbau)

- Dachsspuren: Exkremente, frisch umgegrabener Boden, Skelettteile
- Biotop: Wald, Fichtendickicht

Dachsbau Nr. 33:



- Eingänge: > 12 (Hauptbau)
- Dachsspuren: Fußabdrücke, frisch umgegrabener Boden, Stroh im Baueingang
- Biotop: Feldgehölzinsel, Mischgehölz

Dachsbau Nr. 34:



- Eingänge: 3 (Nebenbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 35:



- Eingänge: 6 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden, Moos am Eingang
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 36:



- Eingänge: > 6 (Hauptbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden, Federn und leere Schneckengehäuse am Baueingang
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 37:



- Eingänge: 5 (Hauptbau)
- Dachsspuren: Exkremente, frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 38:



- Eingänge: 4 (Nebenbau)
- Dachsspuren: belaufener Baueingang
- Biotop: Kiefernwald

Dachsbau Nr. 39:



- Eingänge: 2 (Nebenbau)
- Dachsspuren: frisch umgegrabener Boden
- Biotop: Kiefernwald

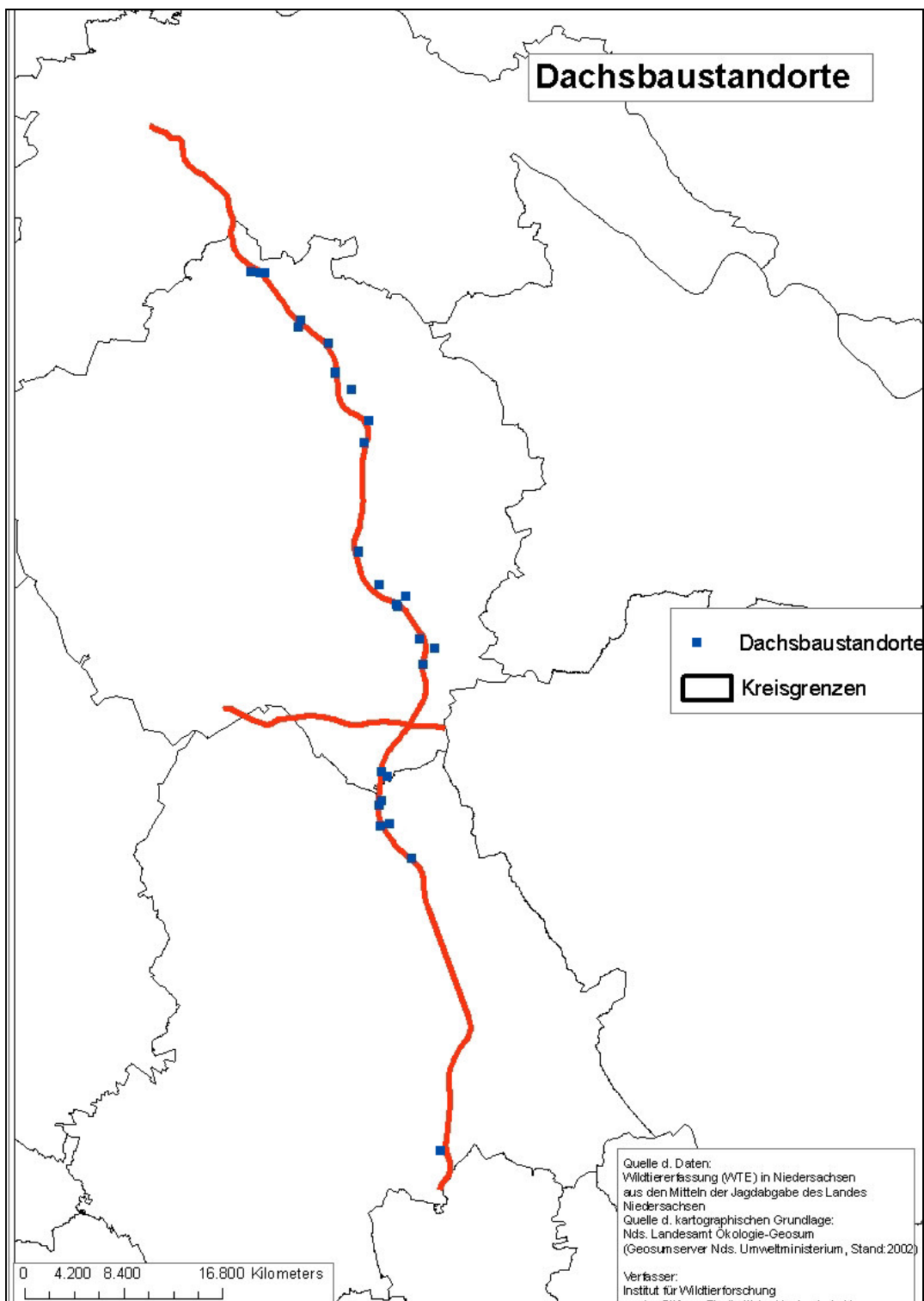


Abbildung 58: Dachsbaustandorte im Untersuchungsgebiet

In Abbildung 58 wird deutlich, dass sich die geringsten Dachsbaudichten entlang der geplanten Trasse im Bereich geschlossener, größerer Waldareale befinden. Dieses Ergebnis entspricht dem ökologischen Profil des Daches mit der Bevorzugung abwechslungsreicher

Landschaften als Habitat. In diesen Bereichen sind dementsprechend die Querungsbauwerke, die den Ansprüchen des Dachses genügen, zu berücksichtigen.

2.7. Vorgaben und Empfehlungen für ein Bejagungsmanagement im Bereich von Querungsbauwerken

Aufgrund des allgemeinen Waldbetretungsrechtes, des flächendeckenden Jagdausübungsrechtes und des Freizeitverhaltens kann die Ruhe von Wildtieren in deren Kernlebensräumen durch menschliche Aktivitäten gestört werden und die Wildtiere zu mehr oder weniger großräumigen Fluchtbewegungen veranlassen.

Ob Querungsbauwerke von Wildtieren erfolgreich angenommen werden und damit effizient den Lebensraumverbund gewährleisten, hängt von verschiedenen Faktoren ab. Diese müssen so beeinflusst und gestaltet sein, dass die Bauwerke optimal ihre ökologische Funktionalität erreichen.

Eine wesentliche Voraussetzung für die erfolgreiche Annahme der Querungshilfen durch Wildtiere ist die Vermeidung von beeinträchtigenden Nutzungen, Barrieren bzw. Störungen wie z.B. durch die Jagdausübung im Umfeld von Querungsbauwerken. Dieser Sachverhalt muss planungsrechtlich berücksichtigt und abgesichert sein. Eine angepasste Lenkung der Jagdausübung und anderer potentieller Störgrößen, z.B. auch des Wander- und Freizeitbetriebes, ist hierbei erforderlich.

Von Seiten der Jagd wird der Lebensraumverbund und in diesem Zusammenhang der Erhalt bzw. die Wiederherstellung der Durchlässigkeit der Landschaft für Wildtiere allgemein gefordert. Diese Forderung schließt die ausreichende Ausstattung von Autobahnen mit Querungshilfen ein. Der Deutsche Jagdschutzverband (DJV) weist hierzu in seinem Positionspapier aus dem Jahr 2006 die Jägerschaft darauf hin, sich der hohen Bedeutung von Querungshilfen wie Grünbrücken über Straßen und Bahntrassen bewusst zu sein. Bezüglich ihres Bestimmungszweckes, die zerschnittenen Lebensräume der Wildtiere wieder zu verbinden, darf die Jagd im Umfeld von Grünbrücken nicht zum begrenzenden Faktor für deren Annahme durch Wildtiere werden. Alle Voraussetzungen für eine erfolgreiche Überquerung des Verkehrsweges durch die Wildtiere müssen gewährleistet sein. Dieses kann nur durch angepasste Vermeidungs- und Kompensationsmaßnahmen erreicht werden. Der DJV verweist in diesem Positionspapier aus dem Jahr 2006, wonach in einem Umkreis von mindestens 300 Metern um die Brückenköpfe Jagdruhe herrschen soll. Auf Einzeljagd und

feste jagdliche Einrichtungen soll in diesem Bereich verzichtet werden. Bewegungsjagden werden danach nicht ausgeschlossen.

Einige Bundesländer haben zur Optimierung der ökologischen Effizienz von Querungsbauwerken für Wildtiere die Jagd in deren Umfeld Restriktionen auferlegt, die mehr oder weniger präzise und detailliert sind:

Exemplarische Vorgaben aus einigen Bundesländern

- Mecklenburg-Vorpommern Jagdzeitenverordnung - JagdZVO M-V: vom 14. November 2008, § 3 Bejagungsverbote: Jagdruhe in einem 400-Meter-Abstand von Unter- und Überführungen von Autobahnen und Kraftfahrstraßen, die zum Wechseln von Wild bestimmt sind
- Rheinland-Pfalz Landesjagdgesetz (LJG): vom 9. Juli 2010, GVBl, § 27: Wildschutzgebiete, Querungshilfen: In einem Umkreis mit einem Radius von 250 Meter um Querungshilfen für Wild, insbesondere Grünbrücken und Grünunterführungen, gemessen von der Mitte der Querungshilfe, ist die Jagdausübung untersagt
- Hessischer Landtag, Kleine Anfrage: vom 11.03.2002 betreffend Grüne Brücken: Antwort: in unmittelbarer Nähe der Querungshilfen sollen weder land- noch forstwirtschaftliche Nutzungen noch der damit verbundene Verkehr stattfinden

Diese Abstandsaufgaben sind nicht das Ergebnis konkreter wissenschaftlicher Studien an Grünbrücken, sondern vielmehr an der Fluchtauslösedistanz verschiedener Zielarten ausgerichtet. Das Sicherheitsbedürfnis (Feindvermeidung) von Wildtieren muss bei der Planung von Ruhezeiten im Bereich der Querungshilfe entsprechende Berücksichtigung finden.

Im Regelfall wird der Rothirsch mit seinen Ansprüchen an einen beruhigten Lebensraum als Leitart herangezogen. Er gilt in den Planungsvorgaben von Wildbrücken als empfindliche und anspruchsvolle „wertgebende“ Wildart und ist damit auch für andere Wildarten stellvertretend.

Da bisher keine wissenschaftlichen Untersuchungen über das wildtiergerechte Ausmaß von Ruhezeiten im Umfeld von Querungsbauwerken durchgeführt wurden, sind exakte Größenangaben der notwendigen Ruhezone nicht möglich. In Hinblick auf die Dimensionierung von Jagdruhezeiten im Umfeld von Querungsbauwerken wird im Regelfall auf verschiedene Literaturangaben und Untersuchungsergebnisse zum Fluchtverhalten von Rotwild eingegangen. Rotwild ist vergleichsweise vorsichtiger und weicht, wenn immer es kann, dem

Menschen aus. Insbesondere Studien mittels Satellitentelemetrie haben neue Erkenntnisse zum Verhalten des Rotwildes gegenüber Störreizen aufgezeigt. Auf Wanderung befindliche Wildtiere kennen das Gebiet nicht oder nur wenig und dürften schon deswegen empfindlicher gegenüber Störungen reagieren, sie weichen evtl. großräumiger aus und können somit trotz passender Geländestrukturen die Grünbrücke sogar „verfehlen“. Dieses „Verfehlen“ könnte bereits bei einem einmaligen Störereignis eintreten. Damit wäre die Bedeutung der Grünbrücke als Querungshilfe hinfällig.

F. BURGHARDT (2010) konnte in seinen Untersuchungen eine intensive Störung von Rotwild durch Jäger, Pilzsucher, Skiläufer oder durch Geocaching nachweisen und belegt dieses durch den gleichzeitigen Einsatz von Telemetrie und Fotofallen. Demnach versucht Rotwild der Störquelle bei einer Distanz (Fluchtdistanz) von ca. 300 - 400 m in sichtdichtere Bestände auszuweichen. Auch SIMON et al. (2008) berichten, dass die Störreichweite eines Menschen (Jäger) gegenüber Rotwild je nach Landschaftssituation wie z.B. Relief- und Deckungsgrad oder auch individueller Erfahrung des Wildtieres zwischen 200 und 500 m liegt. Dunkelheit und Nebel können dabei die Funktion von Deckung erlangen.

PETRAK (1996) untersuchte die Fluchtreaktionen des Rotwildes in der Eifel und stellte durch seine Dauerbeobachtungen geschlechterspezifische (Kahlwildrudel, Gemischte Rudel und Hirschrudel), tageszeitlich und jahreszeitlich unterschiedliche Fluchtdistanzen fest. Die von ihm beobachteten mittleren Fluchtdistanzen der Rotwildrudel reichten von 53 m bis 128 m. Als maximale Entfernung zur akustischen Identifizierung eines Jägerfahrzeuges wurden 1000 m beobachtet. Petraks Befunde sind für die Praxis, wie z.B. für die Anlage von Wildruhezonen oder Wanderwegen von Bedeutung. Er formuliert folgendes: " Störfreiheit des Verhaltens ist bei sichtdichter Deckung (günstige Deckung) zwischen Störgrößen (Mensch) und Rotwild bei einer Entfernung aus Fluchtdistanz + zweifacher Standardabweichung, d.h. in der Größenordnung von 250 – 300 m gewährleistet. Bei Sichtkontakt zwischen Störgrößen und Rotwild (d.h. bei fehlenden Deckungsmöglichkeiten) ist als Richtwert für die Feinderkennungsentfernung zuzüglich der zweifachen Standardabweichung für gemischte Rudel in der Phase von Hochsommer bis Spätherbst zugrunde zu legen, entsprechend 500 m.

GEORGII (1980) ermittelte anhand telemetrischer Untersuchungen in den Bayrischen Kalkalpen in den Tallagen im Frühjahr eine mittlere Fluchtdistanz von 114 m, im Herbst, d.h. zur Jagdzeit stieg diese auf 610 m an.

Vor dem Hintergrund der hier vorgestellten Literatur zum Feindvermeidungsverhalten des Rothirsches bei Störungen lässt sich analog zu den oben angeführten pauschalen Empfehlungen in verschiedenen Bundesländern der grobe Rahmen zur Dimensionierung von Jagdruhezonen im Umfeld von Querungsbauwerken aufspannen, um die Funktionalität (z.B. Verbindung potentieller/tatsächlicher Rotwildlebensräume) von Grünbrücken und Talbrücken zu maximieren.

Daher muss bei den Querungsbauwerken der BAB 39 im Umkreis des Brückenkopfes von mindestens 250 - 400 m absolute Jagdruhe eingehalten werden - die entsprechende Fläche der Jagdruhezone beträgt dann 20 bis 50 ha. D.h. es sind auf dieser Fläche keine Einzeljagd, keine jagdlichen Einrichtungen und auch keine Bewegungsjagden erlaubt. Ausnahmen von dieser Regelung sind nur vorzusehen, wenn zur Erhaltung der Landeskultur überhöhte Schalenwildpopulationen (Reh-, Rot-, Dam- und Schwarzwild) zu reduzieren sind und es dafür unabdinglich ist, die Jagdruhezone mit einzubeziehen. In diesem Zusammenhang ist die Einbeziehung der Jagdruhezone auch ausnahmsweise im Kontext seuchenhygienischer Begründungen zu gestatten. Da diese Ausnahmen nur zur deutlichen Reduzierung von Wildbeständen gestattet werden, sind sie auch ausschließlich auf die effizienten Bewegungs- bzw. Beunruhigungsjagden zu beziehen – die Einzeljagd bleibt ausgeschlossen. Die Abwicklung dieser Ausnahmeregelung sollten die Unteren Jagdbehörden koordinieren.

Bei verschiedenen Talbrücken sowie Grünbrücken ist die Vernetzungsfunktion auch für weniger störungsempfindliche Arten gegeben. Auch deshalb sollten die Distanzwerte der Jagdruhezonen in Anpassung an die örtlichen Gegebenheiten (Deckung, Geländeausformung, Störungsregime, etc) für die einzelnen Querungshilfen spezifisch festgelegt werden. Das erfolgt in Absprache mit den relevanten örtlichen Akteuren und den betroffenen Jagdrechtsinhabern. Bei der Dimensionierung und Konturierung der Jagdruhezonen sind insbesondere auch die Lebensraumkorridore, der überörtliche und besonders der örtlichen Biotopverbund mit seinen zu den Querungsbauwerken führenden Strukturen zu berücksichtigen.

Im Folgenden wird die Betroffenheit von Jagdbezirken durch die Etablierung von Querungsbauwerken der geplanten BAB 39 dargestellt (vgl. Abbildung 59 und Abbildung 60).

Jagdreviere die von geplanten Querungsbauwerke (Grünbrücken 1. u. 2. Priorität, Talbrücken) betroffen sind:

- Beim zu Grunde gelegten Stand der Linienplanung A39 (15.07.2011) liegen 35 Jagdbezirke im Bereich von Grünbrücken 1. und 2. Priorität und Talbrücken (> 200m)
- Durchschnittliche Größe der betroffenen Jagdreviere liegt bei ca. 590 ha (Min = 83 ha / Max = 2500 ha)
- Durchschnittlich ist ein „Verlust“ von ca. 6,35% der Jagdfläche durch Jagdruhe an den Grünbrücken und Talbrücken (400 m Umkreis) zu erwarten

Bei einer Befragungen und im Rahmen einer Diskussionsveranstaltung in Landkreis Gifhorn am 08.12.2010 mit Vertretern des Jagdbeirates des Landkreises Gifhorn, den Vorständen verschiedener Rotwildringe, Vertretern des Forstamtes Unterlüß und Wolfenbüttel sowie Vertretern der Jägerschaft Lüneburg wurden o.a. Vorschläge des IWFO zur Jagdruhe im Umfeld von Querungsbauwerken vorgestellt. Das dargestellte Vorgehen fand überwiegend Zustimmung.

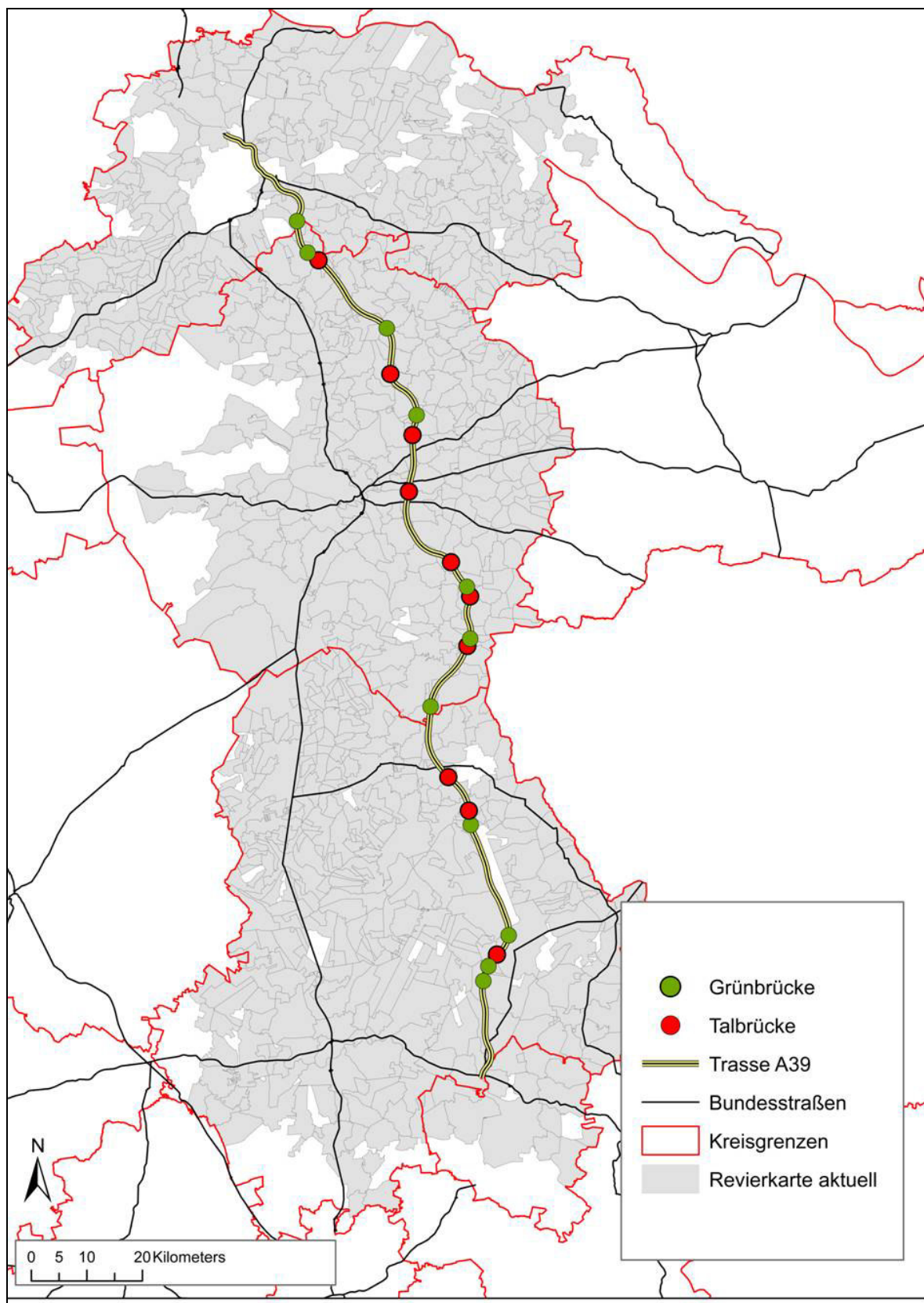


Abbildung 59: Querungsbauwerke der A39 vor dem Hintergrund der Jagdrevierstruktur

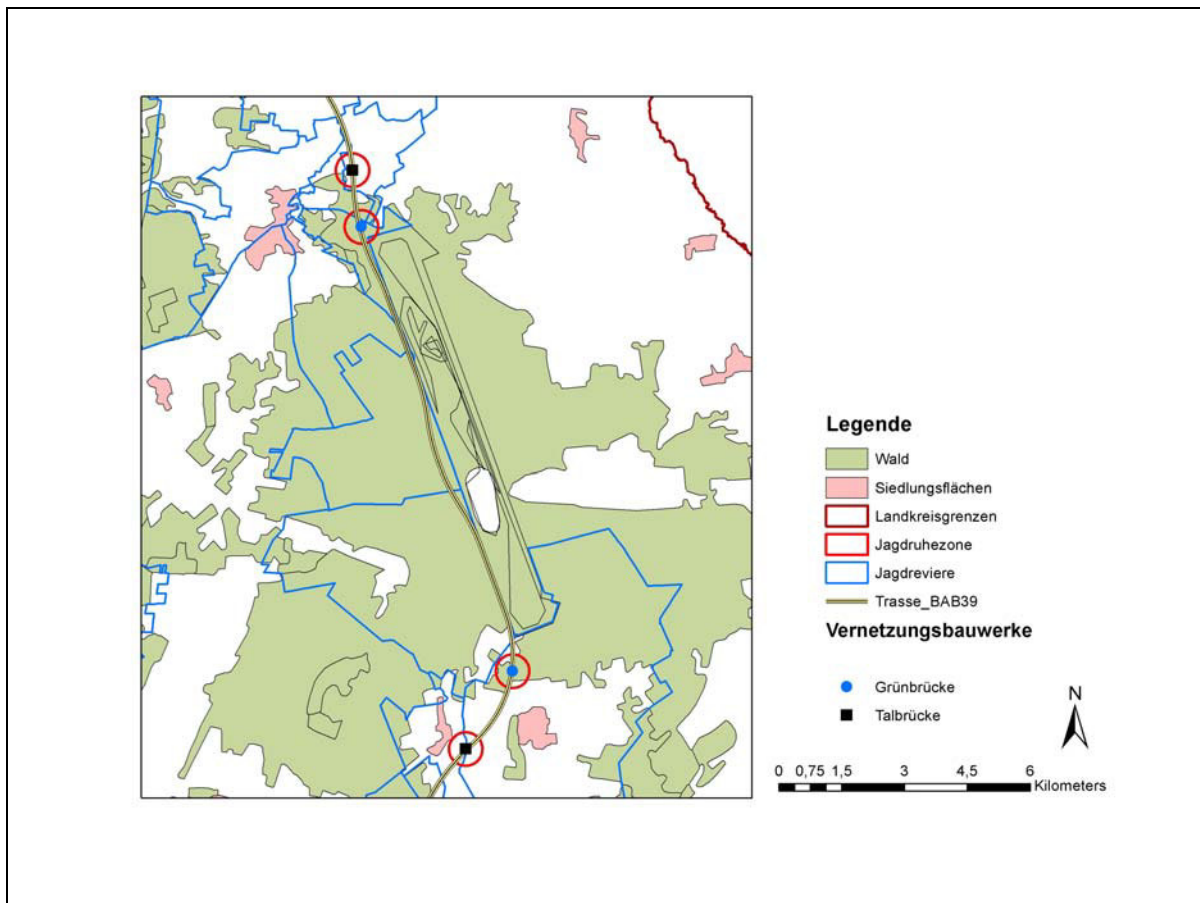


Abbildung 60: Exemplarischer Ausschnitt der Betroffenheit von Jagdbezirken durch Jagdruhezonen im Umfeld der Grün- und Talbrücken (400 m im Umfeld) im Bereich der VW Teststrecke (Abschnitt 6 bzw. Abschnitt 7 im Fall der südl. Talbrücke)

3. Literatur

- Andrews A (1990): Fragmentation of habitat by roads and utility corridors: A review Australian Zoologist 26, 130-141.
- Barth W-E, Gagla-Dietz S (2005): Naturwalddynamik als Leitbild für ökologische Vernetzungen durch wildnisartige Grünbrücken und Natur- Korridore. Naturschutz und biologische Vielfalt, 17, Bundesamt für Naturschutz, 127-148 S.
- Berberich W, Riechert V (1994): Raumnutzung des Rotwildes (Cervus elaphus) im Nationalpark Berchtesgarden. Nationalpark Berchtesgarden: Zur Situation des Schalenwildes in Berchtesgarden. Vol. 28, 27-55.
- Bernard JM, Lansiat M, Kempf C, Tille M (1985): Routes et Faune Sauvage. Actes du colloque au Conseil de l'Europe, Strasbourg 5.-7. Juni 1985. 406 S.
- Bohemen HDv, Vries JGd (1994): Versnippering-ontsnippering (habitat fragmentation: policy and research at the Ministry of Transport and Public Works). Landschap 11 (3), 15-25.
- Bützler W (1986): Rotwild. BLV- Verlag, 256 S.
- Burckhardt F. (2010): Die Verantwortung des Tourismus für einen Ausgleich Wald und Wild. 5. Rotwildsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung, 1. bis 3. Dezember 2010, Deutsche Jagd- und Fischereimuseum, München
- Canters K, Piepers A, Hendriks-Heersma D (1995): Habitat Fragmentation & Infrastructure. International conference on habitat fragmentation, infrastructure and the role of ecological engineering, Delft, 17.-21. September 1995. 474.
- De Santo RS, Smith DG (1993): Environmental auditing: An introduction to issues of habitat fragmentation relative to transport corridors with special reference to high-speed rail (HSR). Environ Management 17/1, 111-114.
- Fehlberg U (1994): Ökologische Barrierewirkung von Strassen auf wildlebende Säugetiere- ein Tierschutzproblem. Dtsch Tierarztl Wochenschr 101, 125-129.
- Fielitz U (2000): Satellitentelemetrie an Schalenwild in Thüringen. Teil 1: Rotwild.
- Forman RTT, Alexander LE (1998): Roads and their major ecological effects (Review). Annu Rev Ecol Syst 29, 207-231.

- Georgii, B. (1980): Einflüsse menschlicher Störungen auf Standortwahl und Aktivitätsmuster weiblicher Rothirsche (*Cervus elaphus* L.). Verhandl. Ges. f. Ökol. VIII, Freising-Weihenstephan, 1979
- Georgii B (1980a): Home Range Patterns of Female Red Deer (*Cervus-Elaphus* L) in the Alps. *Oecologia* 47 (2), 278-285.
- Georgii B (1980b): Home Range Patterns of Female Red Deer (*Cervus-Elaphus* L) in the Alps. *Oecologia* 47 ((2)), 278-285.
- Georgii B (2001): Defizite von Umweltverträglichkeitsstudie und Landschaftspflegerischen Begleitplan - vom Blick über den Straßenrand hinaus. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz, Baden-Württemberg, C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.), 61-73 S.
- Georgii B, Schroder W (1983): Home Range and Activity Patterns of Male Red Deer (*Cervus-Elaphus* L) in the Alps. *Oecologia* 58 (2), 238-248.
- Hohmann U (2003): Gutachterliche Stellungnahme zur Barrierewirkung von Strassen für Rotwild (*Cervus elaphus*) dargestellt am Beispiel Pfälzerwald/Nordvogesen - Literaturübersicht, Situationsanalyse, Empfehlungen. Internetdokument der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft Rheinland-Pfalz. 45 S.
- Holzgang O, Pfister HP (2001): Wildtierkorridore - Engpässe im ökologischen Vernetzungssystem am Beispiel der Schweiz. Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden- Württemberg 30, Ein Brückenschlag für Wildtiere. Hutter, C.P.; Jauch, E.; Link, F.G. , 43-53 S.
- Holzgang O, Pfister; HP, Heynen; D, Blant; M, Righetti; A, Berthoud; G, Marchesi; P, Maddalena; T, Müri; H, Wendelspiess; M, Dändliker; G, Mollet; P, Bornhauser-Sieber U (2001): Korridore für Wildtiere in der Schweiz. Schriftenreihe Umwelt, 326, SGW & Schweizerische Vogelwarte, Bern. 116 S.
- Holzgang O, Sieber U, Heynen D, von Lerber F, Keller V, Pfister HP (2000): Wildtiere und Verkehr - eine kommentierte Bibliographie. Schweizerische Vogelwarte, 72 S.
- Jäger J, Grau S, Haber W (2005): Einführung: Landschaftszerschneidung und die Folgen. GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society 14, 98-100.
- Karger S (1989): Homerange-Berechnungen an Rehen in einem Hochgebirgsareal. Ludwig-Maximilians-Universität München.

- Klar N, Herrmann M, Kramer-Schadt S (2006): Effects of roads on a founder population of lynx in the biosphere reserve "Pfälzerwald - Vosges du Nord". Naturschutz und Landschaftsplanung 38 (10/11), 330-337.
- Kramer-Rowold EM, Rowold WA (2001): Zur Effizienz von Wilddurchlässen an Strassen und Bahnlinien. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen (1), 2-58.
- Macdonald DW, Barret R (1993): Collins field guide: Mammals of Britain & Europe. Harper Collings Publisher, London, 312 S.
- Mader HJ (1980): Die Verinselung der Landschaft aus tierökologischer Sicht. Natur und Landschaft 55, 91-96.
- Maizeret C, Camby A (1987): Les cerf et l' autoroute - bilan des observations réalisées en Charent-Maritime dans le cadre du souvi écologique de l' A10. ÔNC - Bulletin mensual, 119, 25-34 S.
- Murphy SM, Curatolo JA (1987): Activity budgets and movements of caribou encountering pipelines, roads and traffic in northern Alaska. Can J Zool 65, 2483-2490.
- Oggier P, Righatti A, Bonnard L (2001): Zerschneidung von Lebensräumen durch Verkehrsinfrastrukturen COST 341. Schriftenreihe Umwelt Nr. 332, Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bundesamt für Raumentwicklung, Bundesamt für Verkehr, Bundesamt für Strassen, Bern. 102 S.
- Pegel M (2001): Wanderbewegungen von Wildtieren. Grundsätzliche Betrachtungen am Beispiel der Säugetiere, die dem Jagdrecht unterliegen. Ein Brückenschlag für Wildtiere., 30, Beiträge der Akademie für Natur- und Umweltschutz Baden-Württemberg, 83-107 S.
- Petrak M. (1996): Der Mensch als Störgröße in der Umwelt des Rothirsches (*Cervus elaphus* L. 1758). Z. Jagdwiss. 42, 180 - 194
- Reck H (1990): Zur Auswahl von Tiergruppen als Biodeskriptoren für den zooökologischen Fachbeitrag zu Eingriffsplanungen. Schr.R. f. Landschaftspflege und Naturschutz, 32, Symposium über Möglichkeiten und Grenzen der Bioindikation durch Tierarten und Tiergruppen im Rahmen raumrelevanter Planungen, Bonn- Bad Godesberg. 99-119 S.
- Reck H, Kaule G (1993): Straßen und Lebensräume - Ermittlung und Beurteilung straßenbedingter Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und ihre Lebensräume. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik 654, 1-230.

- Rost GR, Bailey JA (1979): Distribution of mule deer and elk in relation to roads. *J Wildlife Management* 43, 634-641.
- Schlierer A (2001): Möglichkeiten der Aufhebung von Lebensraumzerschneidung durch Straßen. Ein Brückenschlag für Wildtiere. C.P. Hutter; E. Jauch & F.G. Link (Hrsg.) Vol. 30, 133-150.
- Schmidt K (1992): Über den Einfluß von Fütterung und Jagd auf das Raum-Zeit-Verhalten von alpinem Rotwild. *Zeitschrift für Jagdwissenschaft* 38, 88-100.
- Simon, O., Lang J. UND M. Petrak (2008): Rotwild in der Eifel. Verlag Lutra, Klitten, S 204
- Stroka I (1987): Untersuchung zur Raum/Zeitnutzung an Rothirschen (*Cervus elaphus* L 1758) im Nationalpark Berchtesgarden. Nationalparkverwaltung Berchtesgarden.
- Suchant R, Strein M, Müller U (2004): Lebensraumvernetzung für Wildtiere. FVA-Einblick, Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg (FVA),
- Tegethof U (2002): Querungshilfen für Tiere in Deutschland - Grünbrücken, Fließgewässerquerungen und Wilddurchlässe. *Straßenverkehrstechnik* 1.2000, 18-23.
- Wölfel H, Krüger H (1991a): Gestaltungsmöglichkeiten von Wilddurchlässen an Autobahnen.
- Wölfel H, Krüger H (1991b): Gestaltungsmöglichkeiten von Wilddurchlässen an Autobahnen.

4. Anhang

4.1. Habitateignung

4.1.1. Arbeiten in Arc Gis

Pseudo Absence Punkte zur Identifizierung bevorzugter Rothirscheinstände

In ArcMap wurden in einem ersten Schritt die maximalen Homeranges der einzelnen Individuen berechnet, und in diese Flächen dann zufällige Punkte generiert. Für diesen Schritt wurde das Zusatzpaket "Hawth-Tools" in ArcMap verwendet; basierend auf diesem Add-in wurden zuerst die Homeranges von allen Individuen generiert. In diese wurden dann jeweils die Zufallspunkte generiert. Hierfür wurde auch das Hawth-Tools Plugin verwendet. Die Anzahl der Zufallspunkte, die das Angebot innerhalb des Streifgebietes erfassen war identisch mit der Anzahl der jeweiligen Telemetriepunkte des einzelnen Individuums. Eine höhere Anzahl von Zufallspunkten war nicht möglich, da es keine Rechenkapazitäten für eine solche Berechnung gab. Die Generierung dieser Daten ermöglicht die Berechnung der Habitatnutzung basierend auf einem binomialen („presence-absence“) Model. Hierfür wurde ein Gesamtdatensatz aller Individuen erstellt, der sowohl die Presence als auch die Absence Punkte enthält. Für diesen Schritt wurde wieder die Software Excel verwendet.

Extraktion der Umweltdaten

Basierend auf diesem Datensatz wurden die Corine Daten für jeden Punkt extrahiert, sowie die Größe der jeweiligen Patches berechnet. Außerdem wurde die Distanz von jedem Punkt zur nächsten Straße sowie Querungsereignisse von Straßen extrahiert. Die Corine Daten wurden aus dem Internet akquiriert (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data#c12=corine+land+cover+version+13>). Beide Datensätze lagen als Shapefile vor. Die Extraktion der Umweltdaten erfolgte mit Hilfe der Toolbox in ArcMap.

Isoplethendarstellung der Populationsdichten und Streckendichten verschiedener Wildtierarten

Aus fast jedem Jagdbezirk konnte mit Hilfe der Wildtiererfassung ein Wert zu den ausgewählten Wildtierarten ermittelt werden (z.B. N / 100 ha). Diese Werte wurden in ArcGIS 9.2 interpoliert und in einem Raster dargestellt. Die Zellgröße des Rasters beträgt 50x50m. Die Interpolation basiert auf einer IDW-Analyse (Inverse distance weighted). Der berechne-

te Wert einer Rasterzelle ergibt sich aus den Mittelwerten der beobachteten Datenpunkte dieser Zelle und der umgebenden Zellen. Dabei erfolgt eine Gewichtung proportional zur Inversen des Abstandes, d.h. bei zunehmender Entfernung eines Datenpunktes verringert sich sein Einfluss. Demzufolge können die Werte eines nicht erfassten Datenpunktes durch das gewichtete Mittel benachbarter Werte geschätzt werden. Die Gewichtung kann mit zunehmender Entfernung verschieden eingestellt werden.

Die Raster der Wildtierdaten orientieren sich an der Standarteinstellung, um eine ausreichende Glättung der Daten zu erhalten: Die Gewichtung der Datenpunkte in der unmittelbaren Umgebung der bearbeiteten Zelle war nicht wesentlich höher, wie in den weiter weg liegenden Zellen. Die Anzahl der eingehenden Punkte aus den umliegenden Zellen wurde auf 12 Punkte limitiert, die einen variablen Abstand bis zu 500 m haben konnten.

4.1.2. Binomiales Model in R

Die gesamte Datentabelle wurde in R (Version 2.10) importiert und die gesamte statistische Analyse durchgeführt. Zusätzlich wurden die Packages `car`, `lmer`, `nlme`, `MASS`, `multcomp`, `ape`, `spdep` und `ndf` benutzt. Mit Hilfe von gemischten Modellen wurde die Habitatnutzung analysiert, wobei die einzelnen Individuen als Störgröße in das Model eingebaut wurden, um für die Varianz der Individuen in Bezug auf das Sampling zu korrigieren. Die Berechnung erfolgte basierend auf Penalized Quasi Likelihood, da die Anzahl der Wiederholung pro Individuum ausreichend war und der entsprechende Befehl (`glmmPQL`, package `MASS`) die geringsten Rechenkapazitäten im Vergleich zu anderen gemischten Modellen in R (`lme4`, `nlme`, `ML`) verwendet.

```
model1<-glmmPQL(type~CODE_00,random=~1|ECEP_Z,family=binomial,data=hvw)
summary(model1)
```

Die zeitlich ungleiche Verteilung der Daten wurde durch eine Gewichtung der einzelnen Datenpunkte korrigiert. Diese unterschied sich aber nicht signifikant von Ergebnissen ohne Gewichtung, was auf eine ausreichend dichte Sampleintensität der Telemetriedaten hinweist. Eine randomisierte Berechnung von Teildatensätzen basierend auf Korrelogrammen (Morans I) zeigte keine räumlichen Autokorrelationseffekte innerhalb der Residuen des Habitatmodelles. Hierfür wurden die Residuen des Models im `Correlog`-Befehl weiterverar-

beitet, wobei geographische Koordinaten in den correlog-Befehl als UTM-Werte eingegeben wurden.

```
fm1.glmm <- glmmPQL(type_01~hab+slope+biomass.8x8+distwater, family="binomial",
  random=~1|group)
moran.fm1.glmm <- correlog(utmX,utmY, resid(fm1.glmm), increment=100, resamp=200)
plot(moran.fm1$correlation, pch=sym[(p.adjust(moran.fm1$p,"holm")<0.05)+1], xlab="Lag-
Distanz", ylab="Moran's I", main="Residuen")
abline(0,0)
plot(moran.fm1.glmm$correlation,
  pch=sym[(p.adjust(moran.fm1.glmm$p[1:20],"holm")<0.05)+1],
  xlab="Lag-Distanz", ylab="Moran's I", main="Residuen")
abline(0,0)
```

Die Patchgröße wurden sowohl als Störgröße als auch als Interaktion in das Model mit aufgenommen. Hierdurch änderte sich aber das Ergebnis nicht signifikant, bzw. die Interaktionen und einzelnen Effekte sind nicht signifikant. Dies war insoweit zu erwarten, weil nicht alle Habitatpatches von den einzelnen Individuen voll ausgenutzt wurden. Dieser Umstand ist insoweit relevant, weil dies sowieso eine Einbeziehung der Patchgrößen unlogisch erscheinen lässt, da die reine Größe eine eventuell präferierten Habitatpatches nicht positiv auf seine Teileigenschaften in Bezug auf die ökosystemaren Prozesse auswirkt.

Jedes gemischte Model der Habitatnutzung wurde mit einem Posthoc Test berechnet (Tukey), um die Bevorzugung bestimmter Habitattypen zu testen. Innerhalb dieses Tests wurde auf multiple Testing, also das mehrmalige Testen der Daten in den Signifikanzwerten getestet. Dieser Test wurde mit Hilfe des multcomp Packages durchgeführt.

Der Code der Posthoc-Tests sah wie folgt aus:

```
summary(glht(model1,linfct=mcp(CODE_00="Tukey")))
```

4.1.3. Durchführung Durchlässigkeitsmodell

Zur Darstellung der Durchlässigkeit wurde ein Model der Straßen berechnet, sowie ein Model, dass die Interaktionen zwischen der Distanz zu Straßen und den jeweiligen Habitattypen testet. Hierfür wurden diese Parameter als weitere Informationen in ArcMap extrahiert. Hierfür wurden die entsprechenden Vektorinformationen mit Hilfe des Spatial Ana-

lyst gebuffert, und zwar jeweils mit einer Auflösung, die den Corine-daten entspricht (30 Meter). Querungen von Straßen waren insgesamt sehr selten, und somit auch zwangsläufig vermieden. Querungsereignisse konnten aufgrund der Seltenheit in ArcMap manuell zugewiesen werden. Auffällig war die hohe Variabilität der Individuen in Bezug auf die Vermeidung von Straßen, sowie die individuelle Variabilität in Bezug auf Querungen von Straßen. Diese wurde mit Hilfe von Histogrammen verglichen, die in R (hist) basierend auf Teildatensätzen erstellt wurden.

```
hist(subset$bundes,xlim=c(0,5000),breaks=c(100),main=c(""),xlab=c("Entfernung (Meter)"),ylab=c("Häufigkeiten"))
```

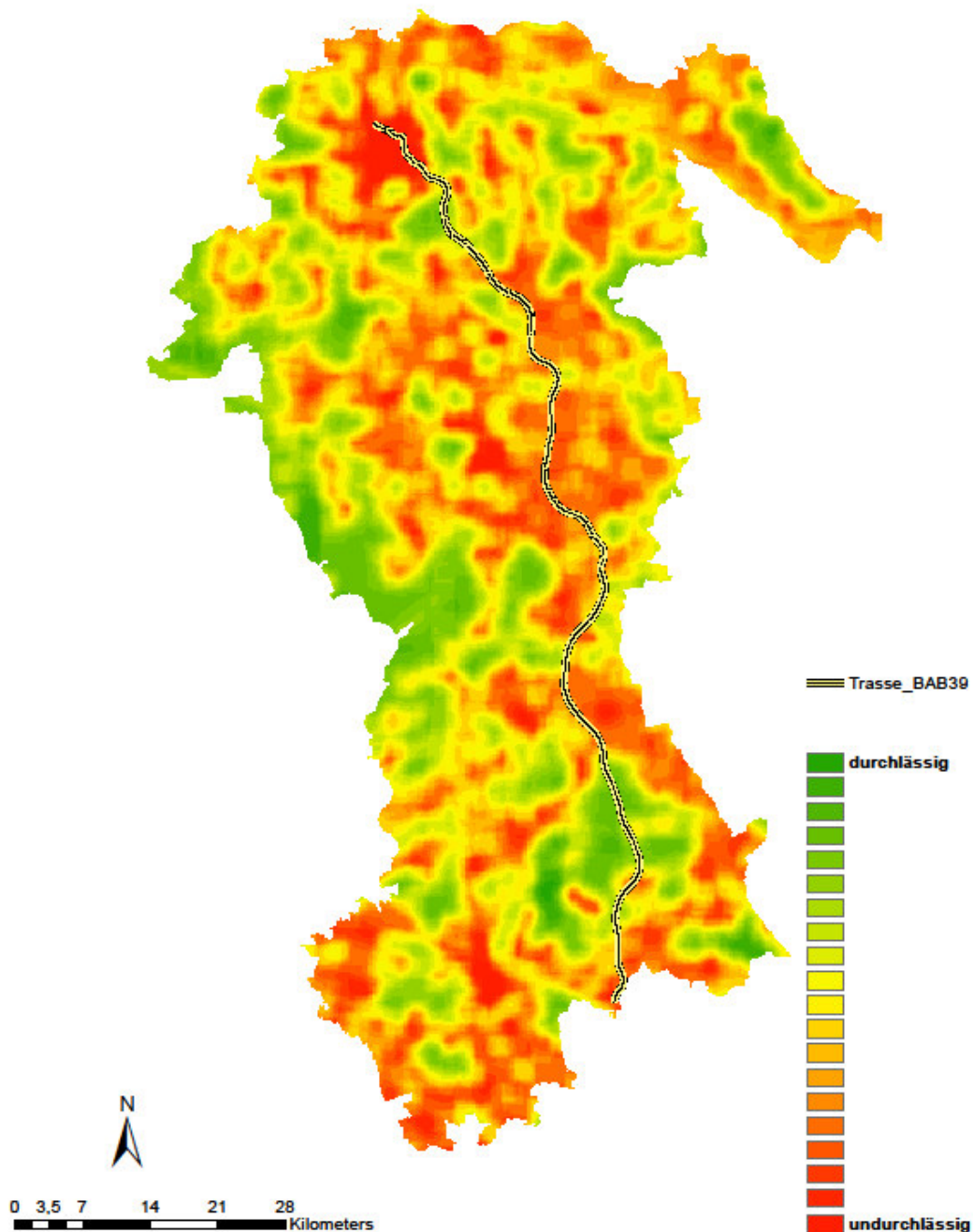


Abbildung 61: Durchlässigkeit der Landschaft in den Landkreisen Lüneburg, Uelzen und Gifhorn

Die einzelnen Modelle wurden danach miteinander verglichen; die Unterschiede sind hierbei hoch signifikant, was im Wesentlichen auf die hohe Samplingdichte zurückzuführen ist. Daher wurden die Ergebnisse noch mit Bonferroni korrigiert. Die Unterschiede waren weniger in den Signifikanzen der Bevorzugung bzw. Meidung von Habitaten, als vielmehr in der Stärke der Selektion begründet. Diese wurde mit Hilfe der Estimates der einzelnen Post-hoc Tests untereinander verglichen. Die Estimates wurden dann in eine Gewichtung

der Daten integriert; diese wurde manuell in ArcMap erstellt, so dass am Ende eine Shapefile mit den einzelnen Habitatbevorzugungen / Meidungen generiert werden konnte. Diese wurden dann mit den entsprechenden Vorgaben über Straßen und Agglomerationen kombiniert. Die Kombination der Datensätze erfolgte mit Hilfe der Toolbox in ArcMap. Basierend auf einem Nearest Neighbour Filter (Spatial Analyst) wurden die Daten dann entsprechend den Vorgaben der Auftraggeber angeglichen, um eine entsprechende Ausweisung von Wanderungskorridoren zu ermöglichen (Grüne bis gelbe Bereiche Abbildung).