

Master Thesis

im Rahmen des
Universitätslehrganges „Geographical Information Science & Systems“
(UNIGIS MSc) am Zentrum für GeoInformatik (Z_GIS)
der Paris Lodron-Universität Salzburg

zum Thema

Straßenverkehrslärm bedingter Verlust an Vogellebensraum - vergleichende Bilanzierung unter Berücksichtigung von Vegetation und Relief

vorgelegt von

Anno Heimerzheim
U1453, UNIGIS MSc Jahrgang 2009

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

Gutachter:
Ao. Univ. Prof. Dr. Josef Strobl

Bornheim, 15.11.2011

Vorwort

Ein berufsbegleitendes Studium erfordert, so meine Erfahrung, ein größeres Maß an Disziplin und Hilfe, als dies ein Studium im Regelbetrieb mit sich bringt. Hier ist auch die Unterstützung von Seiten der zuständigen Universität eine wichtige Stütze, wenn dies so angeboten wird, wie ich das am Zentrum für Geoinformatik kennengelernt habe. Danke dafür an unsere Tutorin Julia, das Lehrgangsteam und natürlich das Lehrgangsbüro. Insgesamt ist dies für mich eine durchweg positive Erfahrung gewesen.

Bedanken möchte ich mich an dieser Stelle auch für die vielgestaltige Unterstützung, die mir geholfen hat, die Thesis zu verfassen.

Ohne entsprechende Softwareausstattung ist eine anwendungsbezogene Arbeit im GI-Kontext wohl kaum machbar.

Daher möchte ich mich für die zur Verfügung gestellte GIS-Software ArcGIS 10 (Esri Absolventenprogramm) bedanken, die den GIS-Rahmen mehr als abdecken konnte.

Von unschätzbarem Wert für die Lärmberechnungen war die Möglichkeit, Cadna A verwenden zu können. Dafür ein herzlicher Dank an Herrn Dr. Probst (DataKustik GmbH).

Ohne entsprechende Daten zu Straßen und Gelände wären auch die besten Programme wertlos, daher mein Dank für die Bereitstellung von Daten und Informationen zu den untersuchten Straßenabschnitten an Herrn Egenter (Straßen.NRW) und Frau Landsberg (Geodatenzentrum NRW) für die Übermittlung von Straßendaten und den entsprechenden DGM-Kacheln in den gewünschten Auflösungen.

Im Teilbereich zur Lärmausbreitung in Wäldern ist die Literaturlage nicht besonders reichhaltig. Darum möchte ich mich bei Herrn Dr. Ing Trimpop (IfL Institut für Lärmschutz GmbH) für die Bereitstellung von Studienergebnissen zur Lärmausbreitung im Wald bedanken.

Meinen Kollegen möchte ich danken für die reflektierenden Fragen und aufmunternden Worte, sowie über die Unterstützung von Seiten des Arbeitgebers (Grontmij GmbH).

Aber ohne dass meine Klein- und Großfamilie meine Entscheidung mitgetragen hätte, wäre mir das gesamte Vorhaben nicht geglückt. Ohne die aufmunternde Unterstützung wäre das berufsbegleitende Studium schlicht so nicht möglich gewesen: Danken möchte ich hier für die vielen „freien Stunden“, für Geduld und Erdulden dieser anstrengenden Zeit. Natürlich auch für Korrekturlesen, Quer- und Mitdenken, für das Gewähren von „Lernasyl“ und auch für alle Ablenkung die notwendig ist. Danke!

Ich versichere, diese Master Thesis ohne fremde Hilfe und ohne Verwendung anderer als der angeführten Quellen angefertigt zu haben, und dass die Arbeit in gleicher oder ähnlicher Form noch keiner anderen Prüfungsbehörde vorgelegen hat. Alle Ausführungen der Arbeit die wörtlich oder sinngemäß übernommen wurden sind entsprechend gekennzeichnet.

Ort und Datum

eigenhändige Unterschrift

Kurzfassung

In mehreren aktuellen Studien ist über die Auswirkung von Straßenverkehrslärm auf Vögel geforscht worden und die Ergebnisse sind 2009 zur Unterstützung von Planungsvorhaben in einer Planungshilfe veröffentlicht worden. Dazu sind zwei unterschiedliche Bilanzierungsmodelle entwickelt worden, die die aus dem Straßenlärm resultierende Betroffenheit von Vögeln in Flächengröße übersetzen. Der grundsätzliche Unterschied beider Modelle liegt im Umgang mit Höheninformationen. In einem Modell sind diese unberücksichtigt, während das andere Modell diese verwendet. Klare Vorgaben, welche Bedingungen die Verwendung von Höheninformationen sinnvoll machen sind allerdings nicht gemacht. Genau diese Fragestellung ist Anlass der Thesis. Anhand von 5 Straßenabschnitten in der Eifel soll der Einfluss von Vegetation und Relief auf die Ausbreitung von Schall und damit die zu bestimmende Lage (= Abstand von der Straße) des kritischen Schallpegels bestimmt werden. Damit können Aussagen zur Größe des betroffenen Raumes gemacht werden. Alle Testabschnitte werden ohne Höheninformationen und mit drei jeweils unterschiedlich aufgelösten Höhenmodellen (DGM's) berechnet und dann verglichen. An jeweils sechs Stellen pro Abschnitt mit den größten Abweichungen zwischen den Datensätzen werden Profile erstellt, um Rückschlüsse darauf ziehen zu können, ob aus Kennzahlen des Reliefs (Hangneigung) bereits Hinweise gezogen werden können. Zum Einsatz kommen ArcGIS 10 als GIS-Software und Cadna A 4.1 zum Berechnen der Schallausbreitung. Methodisch ist die Arbeit im Bereich des Noise Mapping angesiedelt. Die Ergebnisse zeigen einen durchschnittlichen Unterschied von ca. 30 Prozent zwischen den Modellen (Flächen), liefern aber keine exakten Ergebnisse auf den Einfluss von Relief und Hangneigung.

Abstract

Several recent studies dealt with research on the impact of road traffic noise on birds. The results have been published in 2009 in form of a planning aid to support the planning of projects. Two different accounting models have been developed to translate the impact of resulting noise from streets on birds in area size. The fundamental difference between the two models is in the use of height information. In one model, these are not considered, while the other model uses this. Clear guidelines, which conditions the use of height information would strengthen the use of heights are left to the investigator. Precisely this question is the occasion of the thesis. On the basis of five road sections in the Eifel region, the influence of vegetation and relief on the propagation of sound and thus the location of the critical noise level (= distance from the road) can be determined. This allows statements about the size of the affected area. All sections are calculated without and with height information in form of three different resolution elevation models (DGM's) and then compared. At six sites per section with the largest discrepancies between the data sets are created profiles in order to draw conclusions on whether the ratios of relief (slope) can give evidence of the expected difference. ArcGIS 10 is used as the GIS software and CadnA 4.1 to calculate the sound propagation. Methodological the work is situated in the field of noise mapping. The results show an average difference of about 30 percent of the models (area), but provide no exact results on the influence of slope and vegetation.

Inhalt

1. Einführung	S.1
2. Schall und GIS	S.5
2.1 Schall und Lärm	S.5
2.2 Die Einflussfaktoren auf die Schallausbreitung im Freien	S.7
2.3 Berechnung von Schall	S.13
2.4 GIS und Schall	S.15
2.4.1 Grundlegendes	S.15
2.4.2 Arbeiten und Methoden	S.16
2.4.3 Noise Mapping / Sound Mapping	S.17
2.5 Wirkung von Lärm auf Vögel	S.20
2.5.1 Planungspraxis aufgrund früherer Untersuchungen	S.20
2.5.2 Die Ergebnisse der Forschungsvorhaben	S.21
3. Untersuchungsdesign	S.23
3.1 Auswahl und Beschreibung des Untersuchungsgebiet	S.25
3.2 Datenaufbereitung	S.30
3.3 Verfahren und Methoden	S.34
4. Ergebnisse	S.38
4.1 Grundlegende Ergebnisse zu den fünf Abschnitten	S.38
4.2 Ergebnisse der Lärmberechnung an der B258	S.45
4.3 Ergebnisse der Lärmberechnung an der B265	S.48
4.4 Ergebnisse der Lärmberechnung an der B266	S.50
4.5 Ergebnisse der Lärmberechnung an der L249n	S.53
4.6 Ergebnisse der Lärmberechnung an der L249s	S.55
5. Analyse der Ergebnisse	S.58
6. Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick	S.63
7. Literatur und Anhang	S.72

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Ablaufdiagramm zur Struktur der Thesis	S.3
Abbildung 2: Begriffe und Ablauf der Schallbewertung	S.6
Abbildung 3: Pegelverändernde Effekte bei der Schallausbreitung	S.7
Abbildung 4: Einfluss verschiedener Windlagen auf die Schallausbreitung	S.8
Abbildung 5: Vertikale Waldstruktur und Wirkungen auf den Schall	S.10
Abbildung 6: Einfluss des Reliefs auf die Schallausbreitung	S. 12
Abbildung 7: Vergleich der Schallausbreitung zwischen der Ebene und im Gebirge	S. 13
Abbildung 8: Noise mapping process	S. 19
Abbildung 9: Grundsätzliches Untersuchungsdesign	S.23
Abbildung 10: Untersuchte Straßenabschnitte	S.29
Abbildung 11: Gerasterte Photographie der Straßenbefahrung 2010	S.32
Abbildung 12: Topologie eines TIN	S.32
Abbildung 13: Workflow der Datenaufbereitung	S.33
Abbildung 14: Artefakte der Lärmberechnung	S.35
Abbildung 15: Workflow der Arbeit	S.37
Abbildung 16: Vergleich der Rohdaten aus der Lärmberechnung	S.38
Abbildung 17: Lage der 47dB(A)-Isophone bei unterschiedlichen Höheninformationen	S.39
Abbildung 18: Lagebereinigte Über- und Unterschätzung betroffener Flächen	S.42
Abbildung 19: Histogramm der Profile in überschätzten Lagen	S.43
Abbildung 20: Histogramm der Profile in unterschätzten Lagen	S.44
Abbildung 21: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der B258	S.46
Abbildung 22: TIN mit Profilen an der B258	S.47
Abbildung 23: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der B265	S.48
Abbildung 24: TIN mit Profilen an der B265	S.49
Abbildung 25: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der B266	S.51
Abbildung 26: TIN mit Profilen an der B266	S.52
Abbildung 27: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der L249n	S.53
Abbildung 28: TIN mit Profilen an der L249n	S.54
Abbildung 29: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der L249s	S.55
Abbildung 30: TIN mit Profilen an der L249n	S.57
Abbildung 31: Verteilung von Profillänge und Hangneigung	S.60
Abbildung 32: Prozentuale Abweichung der betroffenen Fläche in Abhängigkeit der Dichte des Höhenpunktnetzes	S.62

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Potenziell durch Lärm gestörte akustische Signale von Vögeln	S.22
Tabelle 2: GIS-Noise Spezifikationen	S.24
Tabelle 3: Brutvogelarten mit hoher Lärmempfindlichkeit	S.26
Tabelle 4: Daten zu den betrachteten Straßenabschnitten	S.28
Tabelle 5: Bilanzierung betroffener Flächen im Vergleich	S.41
Tabelle 6: Kennzahlen Profile B258	S.45
Tabelle 7: Kennzahlen Profile B265	S.49
Tabelle 8: Kennzahlen Profile B266	S.50
Tabelle 9: Kennzahlen Profile L249n	S.54
Tabelle 10: Kennzahlen Profile L249s	S.56
Tabelle 11: Vergleich von Hangneigung und lagebereinigten Flächenanteilen	S.59

Abkürzungsverzeichnis

°	Grad (Hangneigung)
ca.	circa
DTV	Durchschnittlicher täglicher Verkehr (Pkw/d)
DGM	Digitales Geländemodell
m (m ²)	Meter (Quadratmeter)
m ü. NN	Meter über Normal Null
NRW	Nordrhein-Westfalen
RLS 90	Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen, Ausgabe 1990, berichtigter Nachdruck 1992
TA Lärm	Technische Anleitung zum Schutz gegen Lärm - TA Lärm, Sechste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundes- Immissionsschutzgesetz
TIN	Triangulated Irregular Network
UML	Unified Modelling Language
WG-AEN	Arbeitsgruppe der Europäischen Kommission für die Bewertung von Lärmbelastungen
WMS	Web Map Service

Glossar

Effektdistanz	Als Effektdistanz wird die maximale Reichweite des erkennbar negativen Einflusses von Straßen auf die räumliche Verteilung einer Vogelart bezeichnet. Die Effektdistanz ist von der Verkehrsmenge abhängig.
Feature	Inhaltlich und geometrisch kleinste Merkmalseinheit, die als Repräsentation für Realweltobjekte dient.
Geotagging	Als Tagging wird die Indizierung von Inhalten bezeichnet. Im Zusammenhang mit Geoinformationen spricht man hier vom Geotagging.
kritischer Schallpegel/ Grensisophone	Als kritischer Schallpegel wird der Mittelungspegel nach RLS 90 bezeichnet, dessen Überschreitung eine ökologische relevante Einschränkung der akustischen Kommunikation und damit von wesentlichen Lebensfunktionen einer Brutvogelart nach sich ziehen kann. Die Grensisophone ist der Wert des Schallpegels, der den kritischen Schallpegel begrenzt.
Habitat	Durch spezifische abiotische und biotische Faktoren bestimmter Lebensraum, an dem eine Organismenart in einem der Stadien ihres Lebenskreislaufs zu Hause ist.
Web Map Service	Standardisierter Zugriff auf rasterbasierte Kartenwerke im Internet mittels einer genormten Spezifikation.

Quellen: Garniel 2009, Universität Rostock 2011, Spektrum der Wissenschaft Verlagsgesellschaft mbH

1. Einführung

Mit der zunehmenden Berücksichtigung von Belangen des Umwelt- und Naturschutz im Zuge von räumlichen Planungen aller Art werden die dafür notwendigen Untersuchungen immer aufwendiger und gleichzeitig inhaltlich präziser. Diese Thesis beschäftigt sich mit dem Fall der Auswirkungen von Straßenlärm auf die Vogelwelt und nutzt als Grundlage Studienergebnisse aus Forschungsvorhaben zu diesem Themenbereich. Bis 2010 sind die Ergebnisse der Forschungsvorhaben zu Straßenlärm und Vögel in Deutschland (FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR) und Österreich (Straßenlärm und Vögel in Österreich) abschließend publiziert worden. Die Studien dienten dazu, grundlegend zu klären, wie die Wirkung von Verkehrslärm auf Vögel zu bewerten ist. Für die Planungspraxis in Deutschland sind die Ergebnisse der Studien zu einem Handlungsleitfaden (FuE Vorhaben 02.286/2007/LRB) aufbereitet worden. Dieser Leitfaden soll dabei helfen, die im Zuge räumlicher Planungen gesetzlich vorgeschriebenen Eingriffsbewertung auf die Vogelwelt zu quantifizieren. Dies dient dazu, den Verlust an Vogellebensraum bewerten und entsprechend auch ausgleichen zu können.

Mit den Modellierungsunterschieden der beiden in der Arbeitshilfe vorgestellten Quantifizierungsansätzen (Standardprognose und vertiefte Raumanalyse) beschäftigt sich die vorliegende Thesis. In der vertieften Raumanalyse sind örtliche Gegebenheiten, darunter auch das Relief, stärker mit zu berücksichtigen, während dies in der Standardprognose nicht mit zur Quantifizierung verwendet wird.

Ein wichtiger Gesichtspunkt bei der Erstellung der Arbeitshilfe war den Autoren zufolge, einem „zumutbare[n] Niveau“ (Garniel et al. 2009, S. 1) der immer aufwendiger werdenden Untersuchungen nahe zu bleiben. Dahingehend sollen auch Überlegungen angestellt werden, die räumliche einer fachlichen Genauigkeit gegenüberzustellen und auch Aussagen dazu zu machen, wie sich eine zunehmende Präzisierung in Zeitaufwand und Kosten niederschlägt. Das betrifft sicher das Untersuchungsobjekt Lärm im Besonderen, da dessen genauer Erfassung und Modellierung Grenzen gesetzt sind. Auch diese sollen zur Sprache kommen.

Lärm ist von dem vom Straßenverkehr ausgehenden Wirkungsgefüge schwer von den anderen Wirkfaktoren (z.B. Licht und Bewegung), die bei Vögeln ein (räumliches) Meidungsverhalten verursachen, zu trennen. Daher

sind Aussagen einer Schadwirkung, die auf die Lärmeinwirkung reduziert werden können, nur auf relativ wenige Vogelarten begrenzt.

Die Ergebnisse der Studien und der Arbeitshilfe legen nahe, dass für viele Vögel eine Kombination unterschiedlicher Wirkfaktoren gravierender ist, als die Betrachtung des Lärms als Einzelstörquelle.

Für den Wirkfaktor Lärm sind nun mittels der Arbeitshilfe für die wichtigsten Vogelarten Mitteleuropas Störbereiche (über Effektdistanzen und Grenzisophonen) festgelegt und Vorgehensweisen zur Abschätzung von Verlusten dargelegt. Dabei werden zwei Untersuchungsdesigns skizziert, jedoch keine Aussagen dazu getroffen, wann genau welches Design zu verwenden ist. Die Normsituation (Standardprognose) für solche Abschätzungen ist das ebene Gelände, in dem das Relief nicht berücksichtigt wird. Vertiefende Untersuchungen sind für genau die Gegebenheiten vorgeschlagen, in denen das Relief (und Vegetation) erkennbar einen Einfluss auf die Bilanzierung (i.S. einer Quantifizierung des Verlust an Vogelbestand) haben. An genau dieser Unterscheidungsstelle (Reliefberücksichtigung ja oder nein, Berücksichtigung der Vegetation ja oder nein) setzten meine Überlegungen ein.

Untersucht wird:

Mit der Thesis soll überprüft werden, ob der im Sinne einer Störung der Vogelwelt durch Straßenverkehrslärm betroffene Raum über- oder unterschätzt wird, wenn Höhendaten und Vegetationsdaten bei der Berechnung der Schallausbreitung eingesetzt werden bzw. dies nicht erfolgt.

In einem zweiten Schritt sollen Indikatoren gesucht werden, die Grenzwerte beschreiben, ab wann unbedingt auf Höhendaten in der Ermittlung zurückgegriffen werden sollte. Dies kann z. B. über die Hangneigung festlegbar sein.

Nicht untersucht wird:

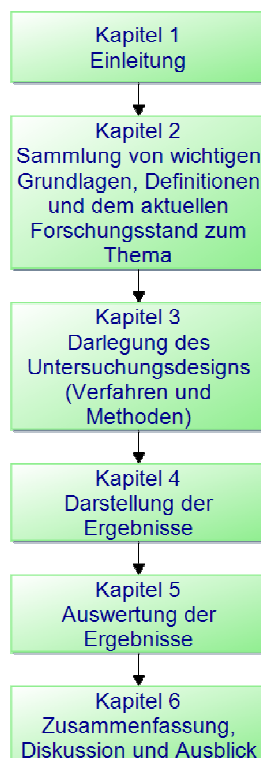
Die Ergebnisse der Studien/ Arbeitshilfe an sich. Die hier getroffenen Einschränkungen hinsichtlich weiterer Wirkfaktoren und des weiteren Forschungsbedarfes (gerade auch das Thema Habitatstrukturen) gelten weiter. Weiteres wird auch nicht die Berechnungsvorschrift RLS 90 geprüft, sondern entsprechend den Anforderungen eingesetzt. Auch ist dies kein Test der eingesetzten Software Cadna A zur Ermittlung der Schallausbreitung. Die Anwendung und Übereinstimmung einiger Parameter mit den Ergebnissen nach

RLS 90 ist durch Matuschek und Mellert getestet (s. Matuschek, Mellert 2003, S. 428-429)

Erwartete Ergebnisse(in Fragen formuliert):

- Wie hoch sind die Unterschiede in den Bilanzierungen zwischen der ebenen Situation und der gleichen Stelle unter Berücksichtigung von Höhendaten? Kann eine noch zu findende Signifikanzstufe eine Bewertung ermöglichen?
- Lassen sich Kennzahlen für das Relief finden (z.B. in Form von Auflösungen des zugrundeliegenden DGM, minimale Höhendifferenzen), der dem ermittelten Unterschied in den vergleichenden Bilanzierungen entspricht?
- Wie hoch ist der Effekt, der durch die Berücksichtigung bzw. Nichtberücksichtigung der Vegetation in der Lärmberechnung entsteht. Lassen sich auch hier Bedingungen/ Kennzahlen ermitteln, die die Berücksichtigung dieser Einflussgröße erforderlich erscheinen lassen?

Abbildung 1: Ablaufdiagramm zur Struktur der Thesis



Quelle: eigene Abbildung

Abbildung eins zeigt die Gliederung der Thesis, die in sechs Abschnitte unterteilt ist, die den Ablauf der Untersuchung zeigen. Nach dem einleitenden Kapitel werden in Kapitel zwei alle schalltechnischen Grundlagen und die möglichen Einflussfaktoren knapp erläutert. Die beiden hier besonders relevanten Parameter Relief und Vegetation werden ausführlicher eingeschätzt. Wichtig ist auch hier, einen Überblick über Arbeiten im GIS-Umfeld zu diesem Themenbereich vorzustellen und aktuelle Entwicklungen aufzuzeigen. Aus den Grundlagen werden in Kapitel drei die angewandten Methoden und Verfahren, sowie der Themenbereich Datenbeschaffung, Aufbereitung und Verarbeitung beschrieben. Die wichtigsten Ergebnisse werden in Kapitel vier zunächst allgemein und dann detailliert vorgestellt. Die Auswertung der Ergebnisse schließt sich in Kapitel fünf an. Das sechste und letzte Kapitel fasst die Thesis zusammen, diskutiert Methodik und Zielerreichung und gibt einen Ausblick auf noch zu erarbeitende mögliche Folgeschritte.

2. Schall

In diesem Abschnitt werden zunächst wichtige Begriffe im Zusammenhang mit Schall erläutert und die Einflussgrößen zur Schallausbreitung dargelegt. Ergänzend kommen Grundlagen zu Berechnungsverfahren und die Anwendung im GIS-Kontext zur Sprache.

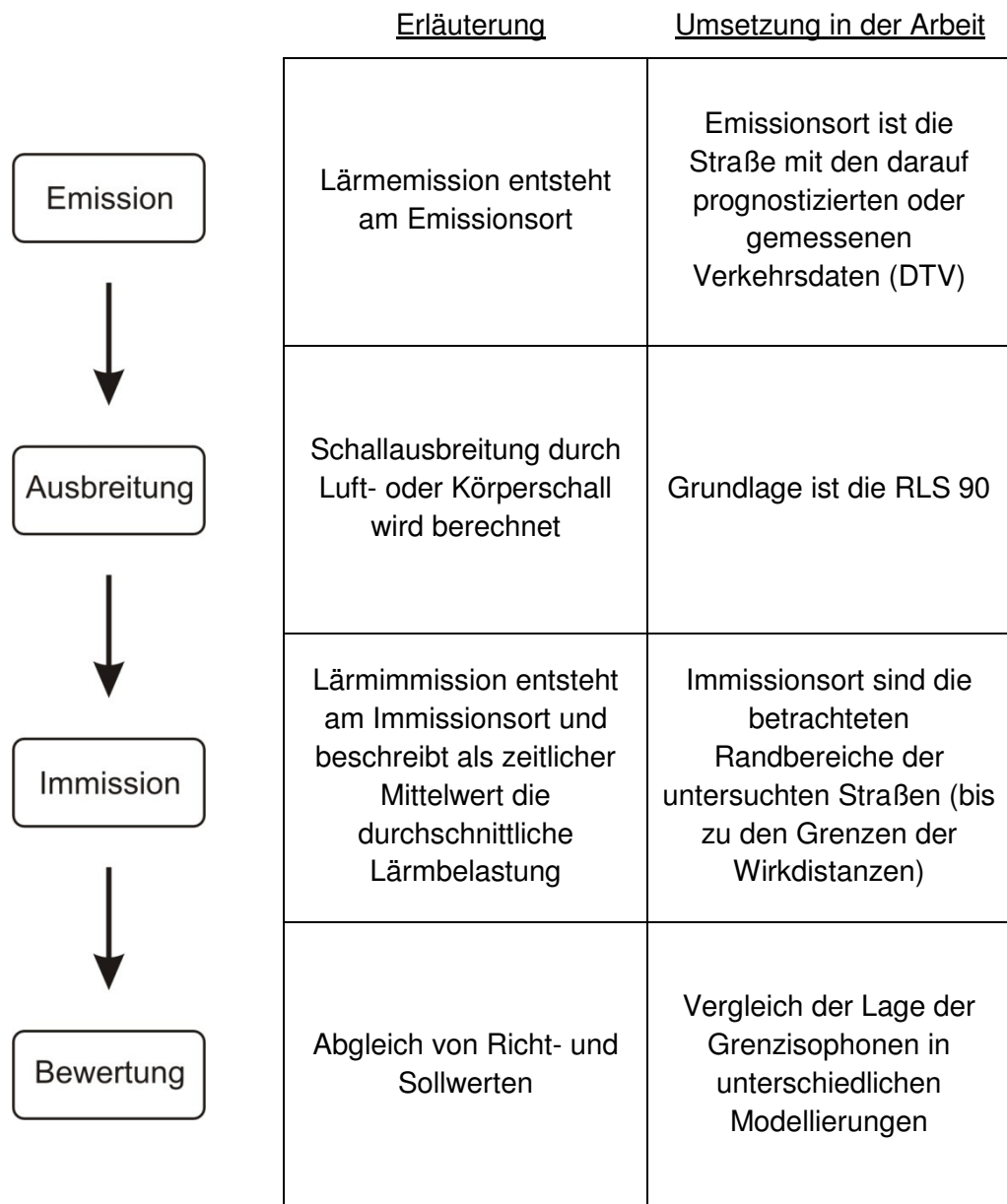
2.1 Schall und Lärm

Schall, so beschreiben dies Lerch, Sessler und Wolf, sind „mechanische Schwingungen, die sich in Gasen, Flüssigkeiten oder festen Körpern als Schallwellen ausbreiten“ (Lerch, Sessler, Wolf 2009, S.1). Für das menschliche Gehör sind Schallwellen nur in einem bestimmten Frequenzbereich hörbar. Dieser liegt zwischen 20 Hz und 20 kHz (s. ebd, S. 1, auch Maute 2006, S. 16-18). Für die unterschiedlichen Schalltypen sind unterschiedliche Ausbreitungsbedingungen bekannt. Physikalisch sind Schall und Lärm identisch. Die beiden Begriffe trennen in der Definition jedoch das entscheidende Moment einer Wertung.

Nach Maute bezeichnet der Begriff „Lärm“ störenden Schall und wird vom Autor subsummiert unter „akustische[r] Umweltverschmutzung“ (Maute 2006, S. 14). Dabei ist die Definition einer Störung (durch Schall) schwer zu formulieren, da dies mit subjektiven Eindrücken und Erfahrungen verbunden ist (siehe aktuelle politische Diskussion: Ist Kindergeschrei Ruhestörung oder Zukunftsmusik?). Die Diskussion darüber, ab und wann Schall als Lärm wahrgenommen wird, ist, wie Toyka-Seid aufzeigt, ein seit zwei Jahrhunderten intensiv geführter Diskurs (s. Toyka-Seid 2009). Eine allgemeingültige Aussage, wann Schall als störend einzuschätzen ist, wird in Gesetzen und zugehörigen Regelwerken festgelegt. Für den Straßenverkehr hat der Gesetzgeber in Deutschland dies mit der RLS 90 (als Berechnungsvorschrift) und entsprechenden Verordnungen (insb. die TA-Lärm) zum Bundes-Immissionsschutzgesetz (störende Schallpegel) festgelegt.

Die Festlegung von Schall als Lärm erfolgt immer in Form einer Bewertung. Abbildbar ist dies mit folgendem Prozess, der die wichtigsten Begriffe im Zusammenhang mit der Schallbewertung nennt.

Abbildung 2: Begriffe und Ablauf der Schallbewertung

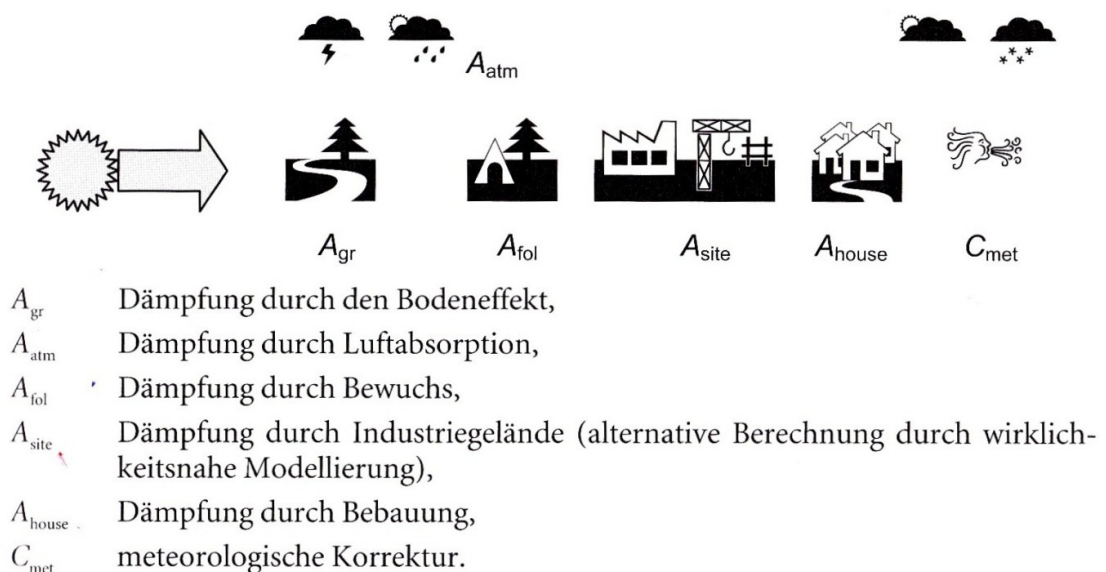


Quelle: verändert nach Maute 2006, S. 14

2.2 Die Einflussfaktoren auf die Schallausbreitung im Freien

Hier sollen nun die maßgeblichen Einflussfaktoren auf die Schallausbreitung im Freien kurz dargestellt werden. Diese sind die Grundlage der Berechnungen der Schallausbreitung und Bestandteil der relevanten Berechnungsverfahren (s. Bundesministerium 1992, Maute 2006). Für Straßen, die bei ausreichender Verkehrsstärke als linienförmige Schallquellen zu berechnen sind, werden der Abstand zur Straße, meteorologische Effekte, Boden und Vegetationseffekte sowie mögliche Wirkungen von Reflexionen und Abschirmungen auf dem Weg der Schallausbreitung berücksichtigt (s. dazu auch Tonin o.J.). Die Einflussgrößen werden meistens berechnet, da Messungen zu teuer und zeitaufwendig sind und die Ergebnisse von Messungen nicht reproduzierbar sind.

Abbildung 3: Pegelverändernde Effekte bei der Schallausbreitung



Quelle: Maute 2006, S. 95

Geometrische Pegelabnahme

Dies, so ist bei Schreiber zu lesen, berücksichtigt die logarithmische Pegelabnahme mit zunehmender Distanz von der Schallquelle. Andere pegelverändernde Einflussgrößen nicht beachtet, gilt für lineare Schallquellen, dass mit einer Abstandsverdoppelung von der Quelle aus eine Abnahme von ca. drei dB angenommen werden kann (vgl. Schreiber 2004, S. 194-195, auch Maute 2006). Diese Abnahme des Pegels, so erläutert Heutschi, ist unabhängig von der betrachteten Frequenz (s. Heutschi 2010, o. S.)

Dämpfung durch Bodeneffekt

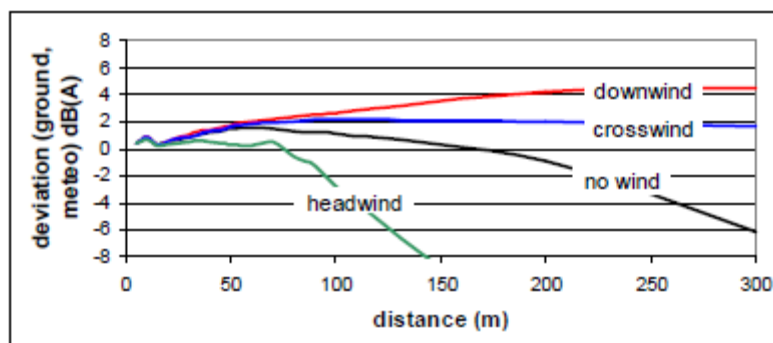
Hier kommen, so erläutert dies Maute, die Ausprägungen des Bodens an den Punkten der Schallentstehung sowie der Schallmessung zum Tragen. Dazu werden harte Böden (Asphalt, Beton) mit Reflektionen der Schallstrahlen und weiche Böden (Gras, Ackerland) mit Absorptionen von Schall unterschieden. Den Grenzwert der Abnahme durch den Bodeneffekt gibt Maute mit 4,8 dB an. Nach Heutschi kann der Bodeneffekt auch als pegelerhöhenden Faktor berechnet werden (s. Heutschi, 2010, o.S.)

Dämpfung durch Luftabsorption

Eine der auf die Schallausbreitung wirkenden Faktoren ist die Dämpfung durch die Luft. Dabei, so beschreibt dies Heutschi, sind Temperatur, Luftfeuchte und die betrachtete Frequenz entscheidend. Mit zunehmender Entfernung und Frequenz steigt die Abnahme in dB an (s. Heutschi 2010, o.S., auch Maute 2006, S. 100).

Meteorologische Effekte (Wind und Temperatur)

Abbildung 4: Einfluss verschiedener Windlagen auf die Schallausbreitung



Quelle, Probst 2010, S. 3

Die Schallausbreitung im Freien ist im Zusammenhang mit meteorologischen Effekten zu betrachten. Wie Probst für eine Reichweite von bis zu 300 m berechnet hat, sind je nach Wetter- und Windlage deutliche Unterschiede in der berechenbaren Schalleistung feststellbar, wie in Abbildung 4 sichtbar. Die Einflüsse dieses Parameters können sowohl eine Erhöhung als auch eine Minderung der gemessenen dB(A)-Werte an einem Immissionsort verursachen. Die bis hier vorgestellten wichtigen Parameter werden über Standardwerte im hier zuständigen und verwendeten Berechnungsverfahren (RLS 90) eingerechnet. Lediglich Vegetation und der Einfluss des Reliefs erfordern eine gesonderte Betrachtung.

Dämpfung durch Bewuchs

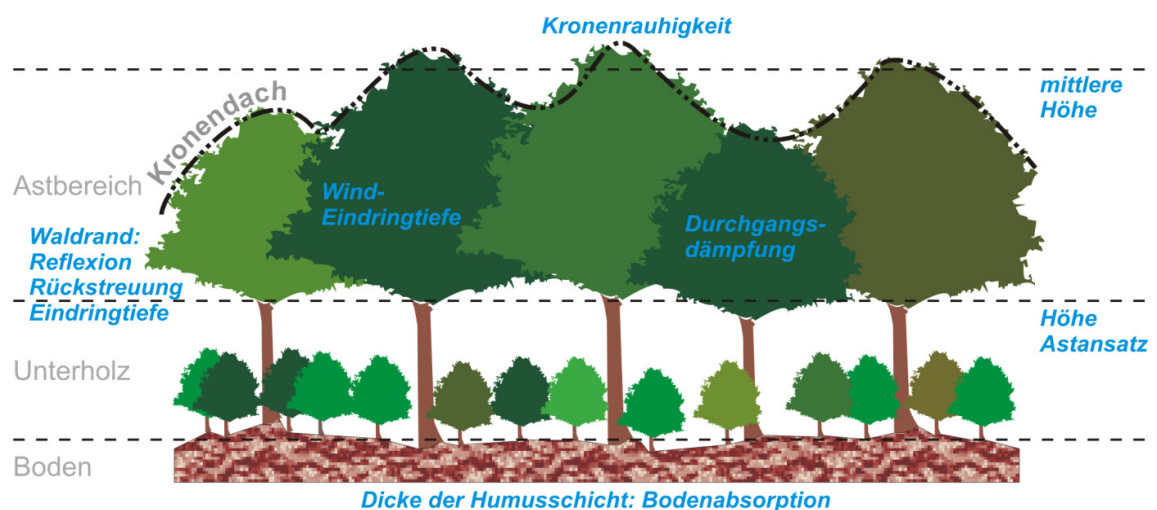
Übereinstimmend findet sich in der Literatur der Hinweis, dass vorhandener Bewuchs nicht generell eine Lärminderung verursacht. „Messbare und akustisch wahrnehmbare Schallminderung“ (LfU 1987, o.S.) ist durch Bewuchs erst ab einer gewissen Bewuchstiefe und einem stufigen Aufbau der Vegetation gegeben. Zu diesem Ergebnis kommt auch die österreichische Studie, die sich dabei auf die zugrunde liegenden österreichischen Messvorschriften stützt (s. Bieringer, Kollar, Strohmayer 2010, S.31, auch Heutschi, 2010, o.S., Stangl, Berger 2004, S. 77). Die Autoren der österreichischen Studie nennen eine Mindesttiefe des Bewuchses (Wald!) von 50 m, die notwendig ist, um eine pegelmindernde Wirkung auf die Schallausbreitung zu erzielen. Ähnliche Werte nennen auch Schreiber (s. Schreiber 2004, S. 200) und Fang und Ling (s. Fang, Ling 2001, S. 192). Pauschale Werte einer dB-Abnahme pro Meter, wie diese z.B. in der städtebaulichen Lärmfibel zu finden sind (s. Wirtschaftsministerium Baden Württemberg, Umweltamt Stuttgart 2008, o.S.), sind mit Vorsicht zu behandeln. Denn eine bestimmte Anordnung und Wuchs von Vegetation kann durchaus zu einer Pegelerhöhung bzw. einer Verlängerung der Reichweite des kritischen Schallpegels führen (s. Egli, Weber, Angst 2010, S. 11-12). Wie Aylor durch Versuche in unterschiedlichen Vegetationsformen belegte, spielt neben der Art des Bewuchses auch die Frequenz des Schalls eine entscheidende Rolle (s. Aylor 1971, S. 200-203, auch Kragh 1980, S. 235), wie ausgeprägt der Effekt der Schallminderung durch Vegetation ist. Bei den Untersuchungen Kragh's wurde auch die Dichte des Bewuchses als ein weiterer Einflussfaktor identifiziert. Für Kragh sind die Unterschiede in der Schallminderung zwischen

Baumgruppen bei Bewuchstiefen bis 25 m und offener Vegetation nicht signifikant (s. Kragh 1981, S. 235 -237).

Trimpop und Hirsch haben Vergleichsmessungen zur Schallausbreitung entlang von Messpfaden in Wäldern durchgeführt. Dabei wurden sowohl Laub- als auch Nadelwald untersucht. Die Autoren konnten grundlegende und situationsspezifische Kenngrößen ermitteln. Wald, so die Autoren, verursacht eine Pegeldifferenz im Gegensatz zu einer nicht bewaldeten Situation. Sowohl der vertikale als auch der horizontale Aufbau haben einen großen Einfluss auf den zu bestimmenden Pegel. Eine Reduktion des messbaren Schalls ist den Autoren zufolge auf zwei wesentliche Effekte zurückzuführen. Der erste Effekt ist die Dämpfung des Schalls beim Durchgang durch den Wald und der zweite der Abschirmungseffekt durch die Bäume selber (s. Trimpop, Hirsch 2010, S. 167-168, Hirsch, Trimpop 2010, S.169-170).

Verallgemeinerungen sind nach den Ausführungen von Trimpop und Hirsch jedoch nicht zulässig, da zu viele Indikatoren des Waldaufbaus eine Einzelwirkung aufweisen, die von Situation zu Situation unterschiedlich sind. Dazu zählt u.a. die Entfernung von Emissions- zu Immissionsort und auch die Entfernung vom Emmissionsort zum Wald spielt eine wichtige Rolle. Daneben sind Typ und Aufbau des Waldes wichtig, sowie bei Laubwäldern auch die Jahreszeit der Pegelbestimmung. In untenstehender Abbildung sind die vertikale Struktur (graue Schrift) sowie die wichtigsten Parameter der Wirkung von Wald und Baumgruppen auf Schall (blaue Schrift) dargestellt.

Abbildung 5: Vertikale Waldstruktur und Wirkungen auf den Schall



Quelle: eigene Darstellung, verändert nach Hirsch, Trimpop 2010, S.170

In einer Studie des Landes Brandenburg zur Funktion von Wald wird mit kritischer Tendenz zur Wirkung von Lärmschutzwald Stellung genommen. Die große Zahl an Einflussfaktoren (u.a. Blattgröße, Breite und Ausrichtung der Blätter, Art und Wuchs des Bestandes etc.) wird auch hier bestätigt und die Gesamtwirkung als pegelmindernde Einflussgröße als eher gering eingestuft. (s. Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg 2007, S. 18-20, auch Heimann et al 2007, S. 97).

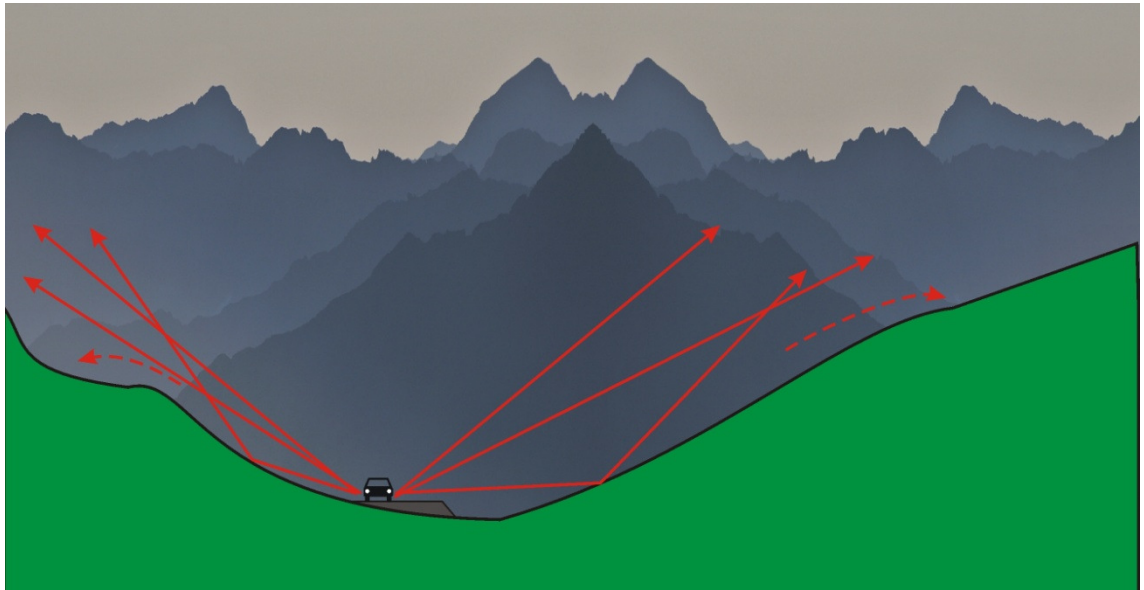
Abgesehen von dem zusätzlichen Zeit- und Kostenaufwand bei der Bestimmung der Indikatoren, ist eine entsprechende standardisierte Kartiervorschrift noch nicht entwickelt (s. Trimpop, Hirsch 2010, S. 170). Die Autoren liefern dazu einen Vorschlag zur akustischen Klassifizierung von Wäldern, der zu einem solchen Standard entwickelt werden könnte (s. Hirsch, Trimpop 2010, S. 170). Zu einer solchen Typisierung können vorhandene Messergebnisse gut kombiniert werden (s. Fang, Ling 2003, S. 192).

Einfluss des Reliefs

Zu diesem Themenkomplex sind nur wenige Studien vorhanden, die allgemeingültige Aussagen zur hier ausgewählten Reliefsituation erlauben. Die umfangreichste Studie dieser Art ist die Auswertung des ALPNAP-Projektes, in dem die Lärm- und Schadstoffausbreitung in alpinem Gelände untersucht wurde. Da die Grundsätze der durch dieses Gelände indizierten Veränderungen der Schallausbreitung auch in weniger reliefierter Umgebung gültig sind, werden sie hier kurz dargelegt.

Heimann et al. kommen insgesamt zu dem Ergebnis, dass der Effekt auf die Schallausbreitung durch die Reliefsituation im Gebirge hoch ist (s. Heimann et al. 2007, S. 90-97). Dabei, so die Autoren kommen zwei Dinge zum Tragen. Zum einem wirkt das Relief verstärkt (gegenüber der Ebene) auf die Schallstrahlen, da diese in besonderem Maße gebeugt, gestreut und reflektiert werden. Der zweite Effekt ist, dass genau dieser Einfluss auch auf alle pegelverändernden Einflussgrößen (vor allem Wind und Atmosphäre) wirkt und diese dadurch ebenfalls eine gebirgsspezifische Veränderung erfahren. Dieses wirkt sekundär erneut auf die Schallausbreitung (s. ebd).

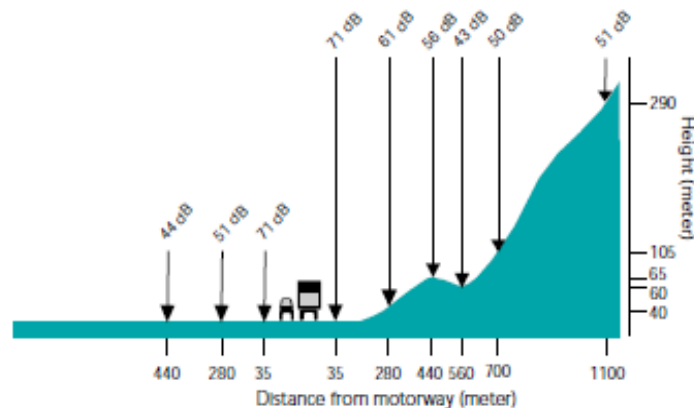
Abbildung 6: Einfluss des Reliefs auf die Schallausbreitung



Quelle: eigene Darstellung, verändert nach Heimann et al. 2007, S. 94

Abbildung sechs zeigt diese Effekte schematisch in einem Tal. Dabei sind Schallstrahlen ohne Ablenkung, reflektierte und an den Kuppen gebeugte Strahlen erkennbar. Je nach Immissionort und Höhe erklärt dies sowohl längere Reichweiten gleicher Schallpegel, als auch kürzere, wenn diese mit einer ebenen Situation verglichen werden (s. EEA 2001, S. 22, auch Ständiges Sekretariat der Alpenkonvention 2007, S. 100-102). Studien im Alpenraum haben beide Abweichungen dokumentiert (ebd., s. auch Abbildung sieben). Die Ergebnisse dürfen allerdings nicht auf die hier betrachteten Mittelgebirgssituationen übertragen werden, da die Parameter der Schallausbreitung einer anders ausgeprägten Veränderung unterliegen. Studien zur Schallausbreitung in Mittelgebirgsumgebungen sind im Rahmen der Literaturrecherche keine gefunden worden. Ob der aus dem Relief begründbare Effekt die Reichweite eines bestimmten Schallpegels verlängert oder verkürzt, ergibt sich erst mit Festlegung des Messortes und der Messhöhe.

Abbildung 7: Vergleich der Schallausbreitung zwischen der Ebene und im Gebirge



Quelle: unbekannte Quelle in EEA 2001, S. 22

In Abbildung sieben sind die Schallpegel links neben den Fahrzeugen in einer ebenen Situation aufgetragen. Rechts neben den in der Graphik sichtbaren Fahrzeugen sind Pegel innerhalb einer bewegten Reliefsituation aufgetragen und zeigen für die untersuchte alpine Situation die oben angesprochene nicht lineare Abnahme des Schallpegels und einen deutlichen Reichweitenunterschied gleicher Pegel rechts und links der Fahrbahn.

2.3 Berechnung von Schall

Schall wird als Schalldruck und/ oder Schallintensität beschrieben. Wie Maute erläutert, sind dieses unterschiedlich zu berechnende Größen, die sich jedoch in der Ermittlung im Freien nur minimal unterscheiden (s. Maute 2006, S. 32-35). Schalldruckpegel beschreiben die Laustärke von Geräuschen und werden als Pegel (L) mit der Angabe in Dezibel ermittelt. Pegel können bewertet sein und damit zur Beurteilung von daraus resultierenden Störungen herangezogen werden. Der für das menschliche Gehör normierte Pegel ist ein A-bewerteter Pegel (s. Maute 2006, S. 52-52, 58-59), auch Umweltbundesamt GmbH o.J., o.S.).

Für die Lärmberechnung an Straßen ist die RLS 90 als deutsche Rechenvorschrift zugelassen (und vorgeschrieben) und wird im Rahmen der Arbeit über die Software Cadna A für die Lärmausbreitung verwendet. In den

Richtlinien zur RLS 90 finden sich Festsetzungen zu Längenangaben (in m), Geschwindigkeitsangaben (in km/h) und zur Einheit der Pegel (dB (A)). In diesem Regelwerk ist ferner festgelegt, dass die Schallquelle(n) in 0,5 m Höhe über den beiden äußeren Fahrstreifen anzunehmen ist und aus beiden Pegeln ein Mittelungspegel L_m zu berechnen ist.

Die dazu angegebene Formel lautet:

$$L_m = 10 * \lg [10^{0,1 * L_{m,n}} + 10^{0,1 * 0,1 L_{m,f}}]$$

$L_{m,n}$ = Mittelungspegel des nahen äußeren Fahrstreifens

$L_{m,f}$ = Mittelungspegel des fernen äußeren Fahrstreifens

Zum Mittelungspegel finden sich folgende Formel und Hinweise:

$$L_m^{(25)} = 37,3 + 10 * \lg [M + (1 + 0,082 * p)]$$

mit

M = stündliche Verkehrsstärke (in Kfz/ h)

p = mittlerer LKW-Anteil (über 2,8 t)

(s. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 1992/2009, S. 11-16).

Für die anstehenden Berechnungen der Arbeit werden die möglichen Einflussfaktoren (siehe Kapitel 2.2) in den standardisierten Werten entsprechend den Vorgaben der RLS 90 belassen. Korrekturen werden nur über die zulässige Höchstgeschwindigkeit auf den Straßenabschnitten und über das Gefälle der Straßen eingebracht. Diese Eingaben erfolgen wie die vollständigen Ausbreitungsberechnungen in Cadna A. Damit soll der alleinige Einfluss des Reliefs deutlich gemacht werden.

Probst und Huber kommen bei ihren Untersuchungen zu den Berechnungsverfahren und deren Ergebnissen zur Schallausbreitung insgesamt zur Aussage, dass eine zusätzliche Berücksichtigung weniger wichtiger Faktoren keine weitere Präzisierung der Ergebnisse bringt. Somit kann auch für die hier untersuchte Fragestellung der Hinweis erfolgen, dass eine Reduktion der betrachteten Faktoren sicher einen Einfluss hat, dieser jedoch mit Hinweis auf die geringen Effekte hier vernachlässigbar ist (s. Probst, Huber 2010). „It is recommended to think thoroughly about an optimal balance between wanted accuracy and necessary precision (Probst 2009, o.S.).

2.4 GIS und Schall

Aus der Sichtweise heraus, Schall als räumliches Phänomen zu bearbeiten, ist die Bearbeitung in einem GIS eine logische Übersetzung in die Techniken der Geographie/ Geoinformatik. Die drei Unterkapitel in diesem Abschnitt werden dazu grundlegende Überlegungen festhalten und aktuelle Arbeiten und Methoden vorstellen.

2.4.1 Grundlegendes

In der Betrachtung von Schall/ Lärm als räumliches Phänomen ist es folgerichtig, dieses als ein typisches Anwendungsgebiet im GIS-Kontext zu verstehen. Wie Bräu et al. anführen, ist gerade bei flächenhaften Projekten, die mit Lärm befasst sind, eine Messung in Natura kaum zu bewerkstelligen. Hier muss ein Übertrag in entsprechende Modellierungen und Prozessierung durch eine Software erfolgen (s. Bräu et al. 2010, S. 21). In der Anwendungspraxis kommen hier die Charakteristika eines GIS zum Tragen. Stoter beschreibt diese im Zusammenhang mit der Lärm-Modellierung. Wichtigste Bestandteile sind, so der Autor, die Datenbankkomponente, die Analysemöglichkeiten und die Möglichkeit, dieses eigentlich nicht sichtbare Phänomen z.B. in Form von Lärmkarten zu visualisieren (s. Stoter 1999, S. 99-102, auch WG-EAN 2006, S. 112). Maidment betont in diesem Zusammenhang die wirkungsvolle Verzahnung von GIS als Technik und der Modellierung der Umwelt folgendermaßen: „Thus GIS and environmental modeling are synergistic, and GIS can serve as a common data and analysis framework for environmental models“ (Maidment, D. 1996, S. 315, s. dazu auch WG-AEN 2006, S. 112). Im hier betrachteten Ansatz ist unter Verzahnung die Verbindung von Geofachdaten (Lärm, potenzielle Vogellebensräume, Vegetation) mit Geobasisdaten (DGM) zu sehen. Damit wird auch der für die Planungspraxis wichtige Schritt der Verbindung sehr unterschiedlicher Datentypen und Datenmodelle in einem System Rechnung getragen. Gleichzeitig ist damit auch für den Planungsprozess die Möglichkeit der simultanen Visualisierung der relevanten Daten Rechnung getragen (s. Bräu et al. 2010, S. 21). Asheesh et al. sehen hier den entscheidenden Vorteil beim Einsatz von GIS für Lärmsimulationen (s. Asheesh et al. 2010, S. 189). Ein weiterer Vorteil liegt in der Möglichkeit durch den GIS-Einsatz auch große Bereiche mit hinreichender Genauigkeit abzuarbeiten (Pfäfflin, Diegmann, Stapelfeldt, 2004).

Alle Arbeiten zum Thema, folgt man den Ausführungen von de Kluijver und Stoter, müssen, um diese vergleichend bewerten zu können, Angaben zu Präzision von Dateneingabe und Berechnungsbedingungen sowie der Methodik machen. Anderenfalls lassen die Ergebnisse einen weiten Interpretationsspielraum zu (s. de Kluijver, Stoter 2003, S. 86-90). Aus diesem Grund ist der Methodenteil (Kapitel 3) ausführlich.

2.4.2 Arbeiten und Methoden

Wie Stoter, Kluijver und Kurakula darlegen, gibt es derzeit parallele Varianten in Entwicklung der Darstellung und Modellierung von Lärmausbreitung. Dabei spielt der Anwendungskontext, der den Autoren zufolge Detaillierungsgrad und Rahmenbedingungen vorgibt, eine wichtige Rolle. Die anfänglich meist zweidimensionale Betrachtungsweise und Modellierung von Lärm (u.a. Brückler 1996, Stoter 1999, Konstantinidis, Evangelidis, Stefanidou 2005) weicht den Ansätzen, die eine zweieinhalb bzw. dreidimensionalen Betrachtung (u.a. Stoter, de Kluijver, Kurakula 2008) entwickeln. Dadurch, so die Aussage dieser Studien, sind präzisere Auswirkungsprognosen möglich. Den Autoren zufolge ist hier der Anwendungskontext entscheidend. In städtischen Gebieten, wo Lärmbetroffenheit in 3D betrachtet werden sollte, um genaue Auswirkungen bestimmen zu können (übereinander wohnende Menschen), stehen dann Ansätze in 2D und 2,5D gegenüber, in denen nur die Reichweite kritischer Lärmwerte entscheidend ist (in ländlichen Gebieten). Mit Blick auf die der Arbeit zugrunde liegende Arbeitshilfe, kann dieser 2D/ 2,5D - Ansatz in den ländlichen Regionen als Rahmen für die lärmempfindlichen Arten im Standardverfahren der Arbeitshilfe angesehen werden. Ein neuer Ansatz ist die Verarbeitung von 2,5D Lärmrepräsentationen in 3D City Modellen (Kurakula, Stoter, de Kluijver 2007, Farcas, Sivertun 2009, Schildwächter 2005).

Ein großes Problem in der Modellierung des Schalls sehen letztgenannte Autoren darin, dass keine der standardmäßigen Interpolationsmethoden eines GIS die logarithmische Abnahme der Schallausbreitung abbilden kann (s. Stoter, Kluijver, Kurakula 2008, S. 349). Daher ist ein typisches Workflow-Szenario das Auslagern der eigentlichen Ausbreitungsberechnung in spezielle Fachschalen bzw. Skripte oder die Verwendung eigenständiger Berechnungssoftware und anschließende Prozessierung der Ergebnisse in einem GIS.

Mögliche Szenarien finden sich in unterschiedlichen Studien (jeweils in Klammern hinter dem Ansatz) zu diesem Thema wieder. Die Titel der Arbeiten sind über das Literaturverzeichnis zu finden.

- Implementierung von Skripten in einem GIS (z.B. s. Pamanikabud, Tansatcha 2003)
- Verwendung von Fachschalen und eigenständigen Programmen zur Lärmberechnung (z.B. Asheesh et al. 2010)
- Modellierung über 3D City GML (Kurakula 2007)

Die Thesis folgt vom Aufbau her dem zweiten Ansatz und verwendet die Ergebnisse aus einer eigenständigen Software zur Lärmberechnung.

2.4.3 Noise Mapping / Sound Mapping

Nicht ganz eindeutig ist die Trennung zwischen den beiden Begriffen des Sound Mapping bzw. Noise Mapping. Die Unterschiede liegen weitgehend in der semantischen Unterscheidung zwischen Schall (unbewerteter Schall) und Lärm (bewerteter Schall). Die Unterschiede, die in der Literatur zu finden sind, sollen hier kurz vorgestellt werden.

Sound Mapping ist kein streng wissenschaftlich besetzter Begriff, der, ganz allgemein, die Verortung von Geräuschen beschreibt. Darunter sind Ansätze, die analog zur Interaktion von openstreetmap, jedem (Internet-) Nutzer die Verortung von Geräuschen mittels geotagging auf webbasiertem Kartenmaterial ermöglichen, bis hin zur wissenschaftlich fundierten Umsetzung der Umgebungslärmrichtlinie der EU. Der Anspruch an den wissenschaftlichen Unterbau ist dabei konträr. Hier sieht Smith dann auch den Unterschied innerhalb der Typen von Sound Maps. Sound Mapping im GIS-Kontext mit entsprechend theoriegeleiteter Modellierung kann eine Präzision erreichen, die die informellen Ansätze nicht als Zielsetzung haben (s. Smith 2010, o.S.).

Ein Versuch bisherige Ansätze einzusortieren, erfolgte bislang eher nach künstlerischen Gesichtspunkten (s. Atlas Sound 2010). Hier werden unterschieden:

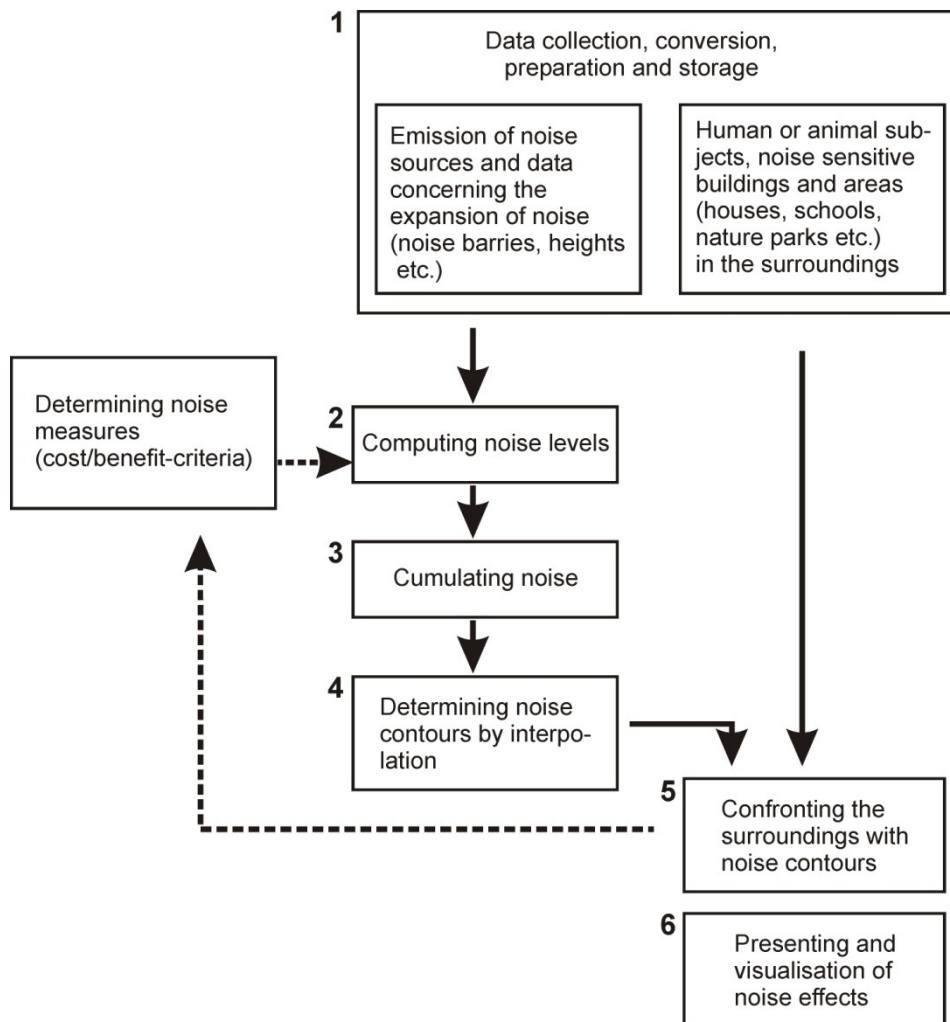
- Collaborative Documentary
- Composition/Artwork
- Consumer Empowerment
- Preservation
- Policy Data

Die ersten vier Kategorien teilen die gemeinschaftlich erstellten und Kartenwerke mit künstlerischem Anspruch weiter auf. In die letzte Kategorie sind die Lärmkarten einzuordnen, denen Regelwerke und Berechnungsvorschriften zugrunde liegen. In diese Kategorie fällt dann auch das Noise Mapping. Von einer semantischen Betrachtungsweise aus, ist Noise Mapping dann ein mittels Richtwerten eingeschätztes (bewertetes) Sound Mapping, das jedoch auch in den der Bewertung vorgelagerten Stufen normiert ist (siehe dazu Kapitel 2.1). Bei Murphy und King ist dies definiert als „[...] presenting calculated and/or measured noise levels in a representative manner over a particular geographic area.“ (Murphy, King 2010, S. 291).

Im GIS - Kontext ist für Lärmberechnungen die Bezeichnung des „Noise Mapping“, nicht zuletzt durch die EU-Direktive zum Umgebungslärm die entsprechende Fachbezeichnung dieses Feldes. Unabhängig von der verwendeten GIS-Software ist der Prozess des Noise Mapping immer gleich. Beginnend mit der Datensammlung und Aufbereitung werden die Lärmschwellen berechnet und diese mit den Objekten zusammengeführt, deren Betroffenheit zu untersuchen ist. Die Schritte 2 bis 5 in Abbildung sieben, so die Autoren, sind ein iterativer Prozess, der sich an den Kosten und dem notwendigen Detailgrad orientiert. Hierzu gibt es keine standardisierten Vorgaben, so dass eine Dokumentation der Arbeitsschritte unerlässlich ist, um die Aussage der Ergebnisse einordnen zu können und auch Ergebnisse unterschiedlicher Studien vergleichbar zu machen. Als Resultat werden Kartenwerke erstellt, die auf unterschiedlichem Aggregationsniveau entsprechende Bereiche aufweisen, die kritischen Lärmpegeln unterworfen sind. Der Übertrag auf die Ausgangslage in dieser Arbeit wird im folgenden Kapitel drei detailliert abgebildet. In dieser Thesis wird der Terminus Noise

Mapping verwendet, jedoch mit der Einschränkung, dass im weiteren Kontext die informellen, nicht dokumentierten Ansätze nicht gemeint sind.

Abbildung 8: Noise Mapping process



Quelle: ergänzt nach de Kluijver, Stoter 2003, S. 89

2.5 Wirkungen von Lärm auf Vögel

In diesem Abschnitt werden kurz die bisherigen Arbeiten zum Thema und die Folgerungen aus den beiden Forschungsvorhaben erläutert, um die für die Thesis relevanten Ergebnisse vorzustellen. Die „Störökologie“ ist dabei die hier phänomenologisch relevante Disziplin, um Störungen als solche zu definieren und Reaktionen auf Störreize zu untersuchen (s. Reichholf 2001, S. 11-16). Reichholf zufolge ist eine Störung eine „äußere Einwirkung“ (ebd. 2001, S.11), die andere Handlungen unterbricht. Störungen, so der Autor weiter, sind physiologisch über die Herzfrequenz der Tiere, verhaltensbiologisch und ökologisch messbar (z.B. Meidungsverhalten und Verhaltensänderungen). Lärm in Form der berechneten Lage der 47 dB(A)-Isophone ist hier die von außen einwirkende Störung auf lärmempfindliche Vogelarten. Die Ergebnisse der Berechnungen aus der Vorschrift RLS 90, die originär Aussagen zu Auswirkungen auf Menschen und ihre Umfeld machen, können auf die Vogelwelt übertragen werden. Steubing erläutert dazu, dass die Schwellen der Schallwahrnehmung von Mensch und Vogel sehr ähnlich sind (s. Steubing 1999, S. 26-30). Weitere Untersuchungen zu diesem Thema zeigen, dass Vögel zudem ein insgesamt besseres Hörvermögen als Menschen haben (s. u.a. Weismann et al. 2004).

2.5.1 Planungspraxis aufgrund früherer Untersuchungen

Schon vor den Untersuchungen zu den Forschungsvorhaben ist umfangreich zur Wirkung von Straßenlärm auf Vögel geforscht worden (s. Bieringer et al. 2010, S. 18-19). Übereinstimmend kommen alle Autoren zur Erkenntnis, dass Verkehrslärm eine Störquelle ist (vgl. dazu Klump 2001, Hüppop 2001, Wille 2001), jedoch sind die Aussagen zur genauen Wirkung unterschiedlich. Dies liegt auch mit in der Schwierigkeit begründet, die Reaktionen auf Schallreize von den übrigen vom Verkehr ausgehenden Reizen (z.B. Bewegungen) zu trennen. Bei Buchwald und Heckenroth findet sich in Bezug auf Lärmauswirkungen der allgemeine Hinweis auf Verhaltensänderungen, die den Fortpflanzungserfolg negativ beeinflussen und zu sinkenden Populationsdichten in den „Verlärmbänder[n] längs der Straße“ (Buchwald, K., Heckenroth, H. 1999, S. 63) führen. Wie die Autoren weiter ausführen, sind nicht alle Arten gleichermaßen betroffen und müssen die Effekte zwischen Bau der Straßen und dem Betrieb der Straßen unterschieden werden (s. ebd., S. 64-67). In

weiteren Arbeiten zum Thema werden als direkte Verhaltensänderungen primäre, sekundäre und tertiäre Folgewirkungen aufgeführt. Zusammenfassend sind deren Folgen ein dauerhafter Bestandsrückgang der Brutvögel und gleichzeitiger Verlust von Lebensraum (s. dazu Janssen 1980, in Reck et.al. 2001, S. 132-133).

Anfang bis Mitte der 90er Jahre wurden in den Niederlanden Feldversuche durchgeführt, die Angaben dazu machten, wie hoch (prozentual) die Störwirkung von Lärm einzuschätzen ist. Durch Kartierungen wurden dabei auch Stördistanzen für unterschiedliche Brutvögel ermittelt. Die hier ermittelten Stördistanzen, so ist bei Bieringer, Kollar und Strohmeyer zu lesen, fanden Eingang in die Bewertung von Verkehrslärm in der räumlichen Planung (s. Bieringer, Kollar, Strohmeyer 2010, S. 44-47).

Neuere Untersuchungen haben diese Annahmen untersucht und die Ergebnisse präzisiert. So fand Bieringer in einer Studie heraus, dass entlang von Autobahnen über alle untersuchten Vogelgruppen hinweg eine Beeinträchtigung durch den Lärm nachweisbar ist. Vogelarten, so der Autor, deren Gesangsfrequenz deckungsgleich mit derjenigen des Straßenverkehrs sind, sind signifikant stärker betroffen als Arten, die in einem anderen Frequenzbereich kommunizieren (s. Bieringer 2009, S. 356-357).

2.5.2 Die Ergebnisse der Forschungsvorhaben

Die Forschungsvorhaben aus Österreich und Deutschland korrigieren die bislang in der Planungspraxis angewendeten Werte und verweisen auf andere Lärmberechnungsverfahren (s. Bieringer, Kollar, Strohmeyer 2010, S. 1, S. 28-35). Die Unterschiede in den Berechnungen, so die Autoren liegen in anderen Berechnungsverfahren für den Lärm und anderen darin eingehenden Parameterwerten.

Bezogen auf den vom Straßenverkehr ausgehenden Lärm fassen Garniel et al. die negative Wirkung unter der Störung der akustischen Signale von Vögeln zusammen. Die Verfasser sprechen hier von der „Maskierung durch Verkehrsgeräusche“ (Garniel et al 2007, S. 15). In nachstehender Tabelle sind die in der Studie zu findenden Störungsbestände zusammengefasst. Die Störung des Gesanges umfasst sowohl die selber ausgesandten Signale, als auch die der Kommunikationspartner. Somit kann allein der Verkehrslärm zu einer negativen Beeinträchtigung von Vogellebensräumen führen.

Tabelle 1: Potenziell durch Lärm gestörte akustische Signale von Vögeln

Funktion	Erläuterung
Partnerwahl	Finden und Auswählen eines Partners
Reviermarkierung	Kennzeichnen der Territorialansprüche gegenüber Nachbarn und Konkurrenten
Nahrungssuche	Auffinden von Nahrung
Warnruf	Auf Gefahrenquelle hinweisen (Fressfeinde, Störungen aller Art)
Kommunikation	Kontakt im Familienverband

Quelle: verändert nach Bieringer et al. 2007, S. 15

Liegen Fundpunkte aus Kartierungen oder Zufallsbeobachtungen vor, können diese anhand der Lage in Relation zur Lage der Schallquelle bewertet werden. Ob unterschiedliche Ergebnisse aufgrund unterschiedlicher Modellierung der Schallausbreitung andere Bewertungen zulassen, kann anhand von Ergebnissen zu Wahrnehmungen von Schallpegeldifferenzen festgelegt werden.

Maute unterteilt Pegeländerungen über deren Lautheitsempfindungen folgendermaßen

Pegeländerung	Effekt / Lautheitsempfindung
bis zu 1 dB (A)	kaum wahrnehmbar
bis zu 3 dB (A)	wahrnehmbar, aber unauffällig
bis zu 6 dB (A)	deutlich wahrnehmbar

Quelle: Maute 2006, S. 59

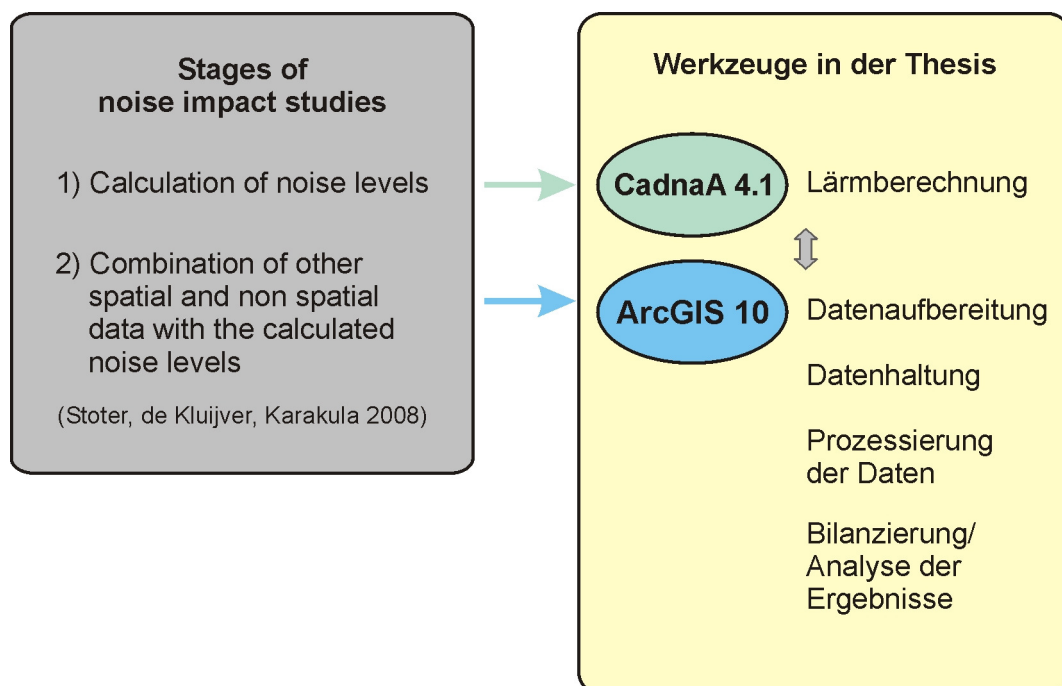
Im Rahmen dieser Arbeit kann dies für Punktdaten (kartierte Fundpunkte von Vögeln) als Signifikanzschwelle verwendet werden. Der Unterschied zwischen den Modellierungen (ebene und bewegte Situation an selber Stelle) muss am Fundpunkt der Art (=Immissionsort) mindestens 3 dB(A) betragen, damit hier ein signifikanter Unterschied durch Verwendung von Höhendaten attestiert werden kann. Dieser Größenunterschied wird damit für die Modellierung verwendet.

3. Untersuchungsdesign

In diesem Abschnitt wird das grundlegende Untersuchungsdesign mit der Methodik und dem Untersuchungsgebiet vorgestellt. Wie in Kapitel 2.4 als Variante des Noise Mapping beschrieben, wird hier der Ansatz der Auslagerung der Lärmberechnung in eine eigene Software verfolgt. In nachstehender Abbildung ist diese schematische Aufteilung analog zu den von de Kluijver und Karakula beschriebenen Grundbausteinen der Schallbewertung für die Thesis übersetzt.

Zunächst soll hier in Kapitel 3.1 die Auswahl der Abschnitte im Untersuchungsgebiet erklärt werden. Folgend in Kapitel 3.2 werden die Datenaufbereitung und in Kapitel 3.3 die Schritte zur Berechnung der Lärmausbreitung dargelegt.

Abbildung 9: Grundsätzliches Untersuchungsdesign



Quelle: eigene Darstellung

Im Rahmen des IMAGINE – Projektes (s. Imagine Consortium o.J.) wurden eine Reihe von Standardisierungsvorschlägen der EU Direktive zum Umgebungslärm vorbereitet. Dabei sind auch Spezifikationen und Methoden skizziert worden, die den Einsatz von GIS in diesem Zusammenhang beschreiben und in dieser Thesis als methodisches Grundgerüst dienen können.

Bei van Maercke ist dazu eine Aufstellung zu finden, die eine Übersetzung der Semantik von GIS und Lärm vornimmt.

Tabelle 2: GIS-Noise Spezifikationen

Graphical item	Semantics	Attributes
point	receiver	noise level
line	road	traffic data
area	noise contour	emission level
topology	administrative limits	affected area
		noise limits

Quelle: verändert nach van Maercke 2004, S. 50

Von der zuständigen Arbeitsgruppe im IMAGINE –Projekt (WG-AEN) sind darauf aufbauend weitere Grundüberlegungen zum GIS-Einsatz festgehalten worden. Insbesondere folgende Themenbereiche sind, so die Ausführungen der WG-AEN, zu bedenken und zu dokumentieren, damit eine Aussage zur Qualität der Arbeiten gemacht werden kann

- Datenaufbereitung
- Einsatz von Höheninformationen (Geländemodelle; Umwandlung von 2D-Datenmodellen in 2,5 bzw 3D- Datenmodelle)
- Fehlerquellen und Fehlerfortführung in Geometrie- und Sachdaten
- Anforderung an Präzision und Genauigkeit

(s. WG-EAN 2006, S. 109-114, und Anhänge dieses Bandes, dazu auch de Kluijver, Stoter 2003, S. 86-87, Shilton, S., van Leeuwen 2005)

Zu diesen Punkten sollen die folgenden Unterkapitel Aussagen liefern.

3.1 Auswahl und Beschreibung des Untersuchungsgebiet

Mit der Formulierung der Hypothesen war zunächst das Ziel gesetzt, mit vorhandenen Daten zu Straßen und zugehörigen Vogel- und Vegetationskartierungen, den Einfluss von Relief und Vegetation auf die Schallausbreitung zu beurteilen. Um diese auszuwählen, sind in einem ersten Schritt Merkmale festgelegt worden, die einen idealen Testfall (Straßenabschnitt) beschreiben. Dazu wurden auch die Schlüsse der Handlungsempfehlung (Garniel et al. 2009) berücksichtigt. Ein zu untersuchender Straßenabschnitt weist demnach folgende Merkmale auf:

- Lage in oder an hochwüchsiger Vegetation, idealerweise Wald
- Eingebettet in ein möglichst bewegtes Relief (quer und längs zur Fahrbahnachse)
- DTV-Werte über 10.000 Kfz/Tag
- Straßen in Revieren von durch die Handlungsempfehlung als lärmempfindlich eingestuften Vögeln

Zumindest die Indikatoren Vegetation und Relief ließen sich ohne weitergehende Untersuchung in der Mittelgebirgslandschaft der Eifel verorten. Bei der anschließenden detaillierten Auswahl der Abschnitte ergaben sich einschränkende Faktoren, die erst im Rahmen der Datenbeschaffung deutlich wurden.

- 1) Für die Fragestellung der Thesis ist die Grundgesamtheit aller qualifizierten (s. obige Merkmale) Untersuchungsstrecken unbekannt. Im Zuge meiner Nachforschungen habe ich keine Datenbank finden können, die Straßen nach den oben genannten Kriterien katalogisiert. Zudem ergab sich durch Nachfragen bei Straßenbaulastträgern, dass die hier erforderlichen Straßendaten z.T. nicht in digitaler Form vorliegen, sondern häufig in analogen, topologischen Übersichten vorhanden sind und erst zukünftig digital vorgehalten werden.
- 2) An bereits existierenden Straßen sind die lärmempfindlichen Vogelarten bereits aus den Zonen des nicht tolerierten Schalldrucks gewichen und/oder sehr seltene Arten, die im gewählten Regionalraum nicht vorkommen. Nach Ausweisung in der Roten Liste für Brutvögel in NRW

sind die lärmempfindlichen Arten (der Handlungsempfehlung) in NRW nicht mehr als Brutvögel nachweisbar, sehr selten oder vom Aussterben bedroht (s. NWO, LANUV 2009, o.S.). Aus der Arbeitshilfe wurde von dieser Vogelgruppe die höchste ermittelte Empfindlichkeit gegenüber Lärm in Höhe von 47 dB(A) als zu berechnende Größe angenommen. Kartierte Fundpunkte zu den Arten, deren Betroffenheit daraufhin getestet werden könnte, sind aus den geschilderten Gründen nicht zu bekommen. Der verwendete dB(A) - Wert ist die sog. Grenzisophone, die den niedrigsten nicht tolerierten Wert eines Vogels beschreibt.

Tabelle 3: Brutvogelarten mit hoher Lärmempfindlichkeit

Art	Gefährdung (Rote Liste NRW)	Lärmempfindlichkeit (Grenzisophone (in dB(A)))	Durchschnittliche Habitatgröße (in ha)
Auerhuhn	0	52	200-1000
Birkhuhn	0	52	>200
Drosselrohrsänger	1	52	0,5-2
Große Rohrdrommel	0	52	2-20
Raufußkauz	R	47	30-100.
Rohrschwirl	R	52	0,04-0,8
Tüpfelralle	Kein Brutvogel in NRW	52	1-5
Wachtel	2	52	20-50
Wachtelkönig	1	47	>10
Ziegenmelker	1	47	1,5-10
Zwergdommel	1	52	0,2-3

Kategorien der Rote Liste NRW

0 = Ausgestorben oder verschollen

1 = vom Aussterben bedroht

2 = stark gefährdet

R = extrem selten

Quelle: ergänzt nach Garniel et al. 2009, S. 14; Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 5. Fassung; Flade 1994, PAN 2006

Anstelle der Fundpunkte werden Flächen ermittelt, die von den Straßenabschnitten ausgehend innerhalb der Grenzisophonen beidseits der Straßen liegen. Abweichend zur Arbeitshilfe werden weder die Höhe des Immissionsortes noch die Unterscheidung in Tag- und Nachtzeiten berücksichtigt. Damit werden die grundsätzlichen Aussagen zur räumlichen Auswirkung von Verkehrslärm dennoch möglich. Lediglich die empirische Prüfung real betroffener Habitats ist ohne Funddaten nicht möglich.

- 3) Analog der Problematik zu den Brutvogel- und Vegetationsdaten ergab sich ein gleichgelagertes Problem mit den Vegetationsdaten. Selbst bei Vorliegen der Daten waren die Informationen nur zweidimensional und ohne ergänzende Informationen über den stockwerkartigen Aufbau und die Bewuchstiefen. Eine solche Kartierung wird nicht im Rahmen von Straßenbauvorhaben gefordert und dementsprechend auch nicht ausgeführt. Eine Klassifikation, die Waldbestände nach ihren akustischen Eigenschaften bewertet, ist noch nicht festgelegt (s. Kapitel 2.2). Nach Auswertung der Literatur zu diesem Thema, wurde die Hypothese zum Einfluss der Vegetation nur in Form dieser Literaturlauswertung aufbereitet, und wird für die Berechnungen nicht mehr berücksichtigt. Der Einfluss der Vegetation auf die Schallausbreitung (Reichweite und Differenz des Pegels) ist ohne diese grundlegenden Werte nicht bestimmbar.

Eine regionale Auswahl der zu untersuchenden Abschnitte erfolgt zunächst auf die Landschaft der Mittelgebirge (Kriterium Relief) und darin weiter die Einschränkung auf die Eifel. Eine Übersichtskarte zur Lage der Strecken ist im Anhang I beigefügt. Die Auswahl der zu untersuchenden Streckenabschnitte erfolgte primär visuell über den Viewer des Geodatenzentrums NRW (TIM-online). Dabei sind die Strecken so gewählt, dass keine sichtbare Bebauung vorhanden ist, und das Relief möglichst bewegt ist (s. dazu Tabelle 4). Daraus resultieren fünf unterschiedlich lange Abschnitte mit minimalen Höhenunterschieden im Fahrbahnverlauf von 60 m.

Die getroffene Auswahl ist methodisch aus der Perspektive der empirischen Forschung eine bewusste, bei der möglichst viele Merkmale erfüllt sein sollten

und nicht zufallsbasiert. Nach Höpflinger ist dies eine „pragmatische Auswahl (accidental sampling)“ (Höpflinger o.J, o.S.; dazu auch Schnell, Hill, Esser 2008, S. 297-301). Die Methodik der Auswahl, folgt man der Argumentation des Autors, schließt somit zwei Dinge aus: Die Wahl der Gebiete ist nicht repräsentativ und damit kann auch keine Signifikanz der Ergebnisse im statistischen Sinn erwartet werden (s. ebd, o.S.; auch Schnell, Hill, Esser 2008, S. 304-306). Alle Aussagen sind dementsprechend auf exakt die gewählten Straßen und oder gleiche Lagemerkmale beschränkt. Die hier gefundenen Ergebnisse müssten in einem weiteren Schritt mit einem umfangreicheren Datensatz abgeglichen werden, damit die Ergebnisse entweder als Ausreißer oder als passend für die Grundgesamtheit eingeordnet werden können. Das Verfahren an sich ist weiterhin gültig.

Alle endgültig festgelegten Abschnitte liegen im südlichen Nordrhein-Westfalen in der Landschaftseinheit der nördlichen Eifel. Folgende Kennzahlen sind zu den Straßen vorhanden:

Tabelle 4: Daten zu den betrachteten Straßenabschnitten

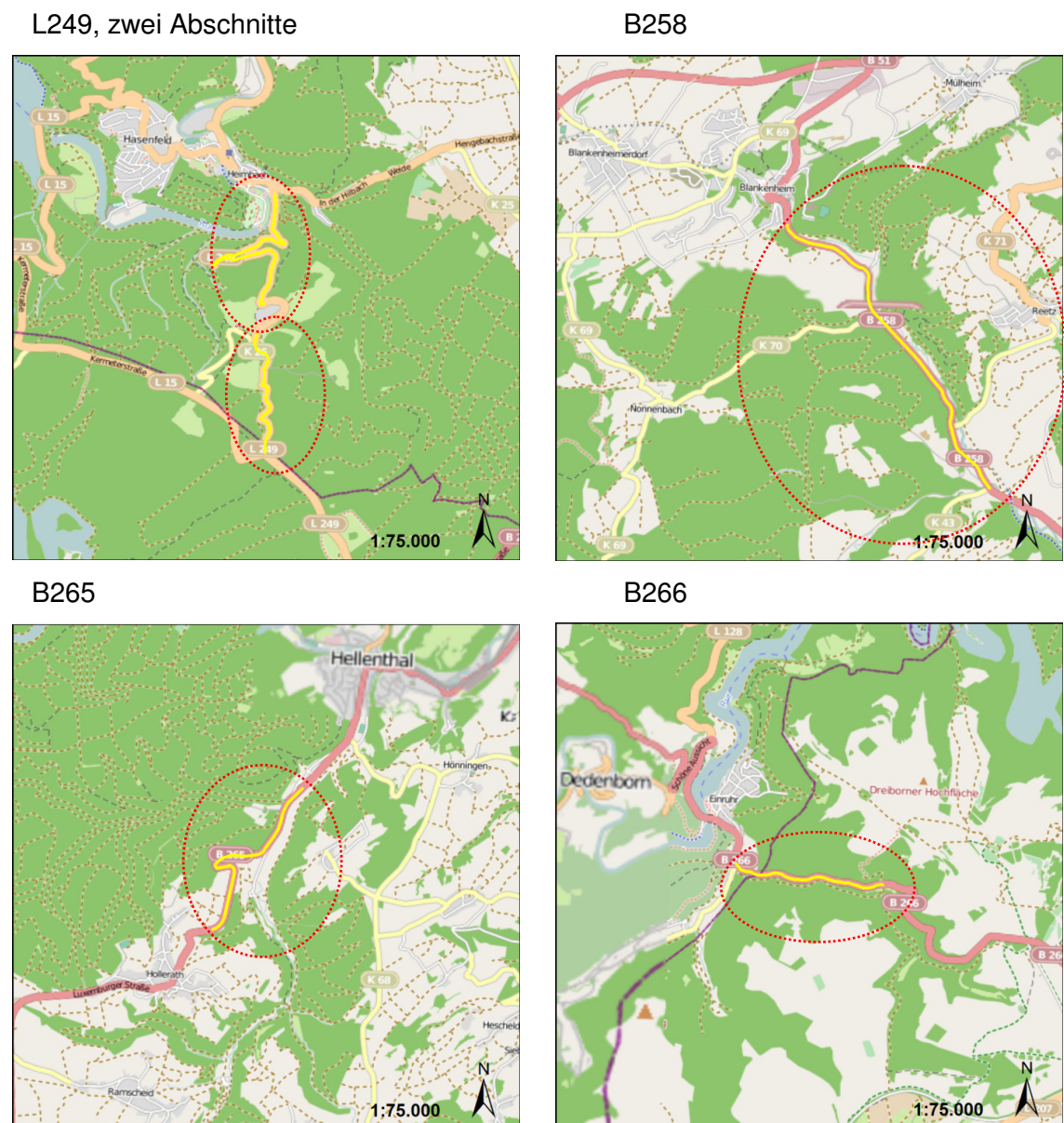
	DTV-Werte	Höchstgeschwindigkeit		Regelquerschnitt	niedrigste Stelle (in m ü. NN)	höchste Stelle (in m ü. NN)	Länge des Abschnitts (in m)
		PKW	LKW				
B258	3592	70	60	9,5	381,9	416,5	2633,8
B265	1573	100	60	15,5	423,9	548,9	2586,3
B266	5896	100	60	9,5	295,1	378,8	1827,4
L249nord	1595	50	50	9,5	222,1	391,1	3132,7
L249sued	1595	50	50	9,5	423,8	480,1	1679,2

Quelle: Straßen NRW, Verkehrszählung 2005/2010

Einschränkend hinsichtlich der eingangs formulierten Kriterien nach dem minimalen DTV-Wert von 10.000 Kfz/d weist keiner der behandelten Abschnitte solche Werte auf. Der Arbeitshilfe folgend sind Werte unterhalb der angegebenen Schwelle der DTV-Werte auch für besonders lärmempfindliche Arten nicht mit der Grenzisophone zu bewerten, sondern mit Fluchtdistanzen. Da weder die Ergebnisse der Arbeitshilfe noch die Lärmberechnung als solche getestet werden, wird am Vergleichswert „Lage der 47 dB(A) Grenzisophone“

festgehalten. Dadurch wird, wie bereits angemerkt, keine empirische Prüfung mehr möglich. Grundsätzliche Aussagen, in welcher flächenmäßigen Größenordnung mit Unterschieden zu rechnen ist, werden trotzdem gemacht, da eben keine Testung der Ergebnisse der Studie im Vordergrund stehen, sondern Aussagen zum Einfluss des Reliefs auf die Schallausbreitung. Die Aussagekraft der Ergebnisse ist, wie dargelegt, beschränkt.

Abbildung 10: Untersuchte Straßenabschnitte



Quelle: eigene Darstellung; Geobasisdaten Openstreetmap

3.2 Datenaufbereitung und Datenqualität

Neben den Überlegungen zur Modellierung sollen hier auch Gedanken zur Präzision gemacht werden. Insgesamt, so führt die WG-EAN aus, können eine Reihe von Unsicherheitsfaktoren im Zusammenhang mit Schallmodellierungen ausgemacht werden

- Eingabeunsicherheiten (Ausgangsdaten und Datenhandhabung)
- Methoden-Unsicherheiten
- Fehlerübertrag (von der Fehlerquelle bis zum Endergebnis)

(s. WG-EAN 2006, S. 118-123)

Die Phänomene Lärm und Vegetation sind als kontinuierliche Phänomene zu sehen, d.h. eine strikte räumliche Abgrenzung mit festen Grenzen ist eine unrealistische Annahme. In der Modellierung wird (meistens einer gesetzlichen Festlegung geschuldet) jedoch die Annahme getroffen, dass für solche Phänomene auch feste Grenzen und Grenzlinien bestehen. Brückler bezeichnet dieses als „diskretes Korsett“ (Brückler 1996, o.S.) für ein originär kontinuierliches Phänomen. Diese festen Grenzen, die räumlich verortbar sind, erwecken den Eindruck eines hohen Maßes an Genauigkeit und Präzision. Dieses ist mit Vorsicht zu betrachten. Hinsichtlich Überlegungen zur Präzision darf, folgt man Stoter, die dem Maßstab und Zweck der Analyse angepasste Detaillierung auch nicht vergessen werden (s. Stoter 1999, .S 102, auch De Kluijver, H., Stoter, J. 2000, 2003). Ähnlich formuliert dies Probst für die rechnerisch mögliche Präzisierungen der Ausbreitungsberechnung durch Korrekturwerte (s. Probst 2009, o.S.).

Neben die räumliche Genauigkeit muss auch die zeitliche gestellt werden. Diese ist nur für den Moment der Datenaufnahme gegeben. Abhängig von Veränderungen im Bestand über die Zeit (z.B. Sukzession; veränderte DTV-Werte) werden auch die den Berechnungen zugrundeliegenden Werte verändert. Zudem sind, nach Brambilla et al., empirische Messungen immer mit einem größeren Verbrauch von Zeit und Kosten verbunden, als rechnerischen Ermittlungen (s. Brambilla et al. 2009, S. 2034). Messungen in Natura sind gegenüber den Berechnungen deutlicher beschränkt in der zeitlichen Gültigkeit, da die Messsituation nicht reproduzierbar ist (im Gegensatz zur modellierten Berechnung). Die Berechnung im GIS-Kontext zeigt hier den Vorteil des GIS-Einsatzes: Mögliche Berücksichtigung dynamischer Komponenten, die über die

Datenhaltung archiviert sind oder simuliert werden können (s. dazu Bräu et al. S. 20-21).

Die Geometrien zu den Straßen sind manuell digitalisiert, da in den betroffenen Abschnitten keine digitalen Daten vorlagen. Grundlage der Digitalisierung waren WMS-Dienste (DTK10 und DGK 5 im Geobasisdatenportal des Landes NRW), die in ArcGIS 10 eingeladen wurden. Die Straßen sind als Linienfeature immer in der Straßenmitte bei festgelegtem Maßstab (1:1.000) digitalisiert, damit die Geometrie auch in Cadna A importiert werden kann. Hier erfolgt die Zuweisung der für die Berechnung relevanten Attribute (DTV-Werte, Straßentyp, Steigung/ Gefälle). Durch dieses Vorgehen ergibt sich eine vertikale und horizontale Lageungenauigkeit, die mangels Referenzdaten nicht quantifiziert werden konnte. Die vertikale Lage wurde über die verfügbaren Höhenwerte aus dem 10m DGM auf die Straßengeometrie übertragen. Für die Lärmberechnung wird die Straßengeometrie als lineare Schallquelle verwendet. Durch die ungenaue Lage der Straße sind die Lagen der berechneten 47 dB(A)-Isophone mit einer ebensolchen, nicht quantifizierbaren Lageungenauigkeit behaftet.

Die für die Lärmberechnung relevanten Attribute zu den Straßen entstammen alle analogen Vorlagen aus Befahrungen der Straßenverwaltung. Daraus konnten die Fahrbahnbreiten anhand von gerasterten Fotografien (s. Abbildung neun) identifiziert und mittels einschlägiger Regelwerke in Regelquerschnitte übersetzt werden (RAS-Q 1996). Neben den Regelquerschnitten, die in Cadna A zur Berechnung vorgehalten sind, liefern die Bilder auch die weiteren notwendigen Angaben, wie zulässige Höchstgeschwindigkeiten und sonstige Beschränkungen. Gleichzeitig dienen die Fotoreihen auch zur Kontrolle der Geländesituation und der straßenbegleitenden Vegetation.

Weitere für die Berechnung erforderliche Werte (v.a. DTV-Werte) sind mit Stand 2010 aus analogen Übersichtskarten zu Verkehrserhebung entnommen (siehe Anhang III) und als Attribute den Straßengeometrien angehängt. Diese Daten stammen aus Verkehrszählungen und geben Auskunft über Verkehrsmengen und die Zusammensetzung der beobachteten Fahrzeugbewegungen (Anteile von Schwerverkehr etc.).

Abbildung 11: Gerasterte Fotografie der Straßenbefahrung 2010

- SM Blankenheim
Streckenbild vom 29.09.2010



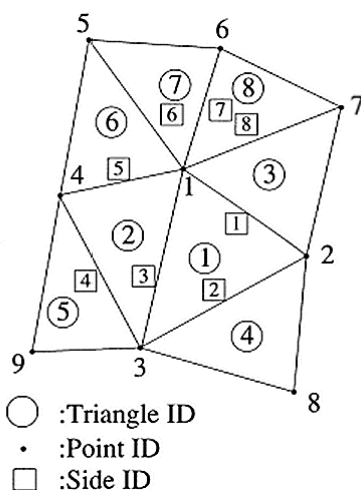
B0258, Abschnitt 39_55050270 - 55060090, KM 4,064
Fahrstreifen 1, in Stationierung

STRASZIM, Version 2.2.20
©2000-2010 TÜV Rheinland Sicherung GmbH
lizenziert für Landesbetrieb Straßenbau NRW

Quelle: Landesbetrieb Straßenbau NRW, Befahrung 2010

Die Höhendaten werden in Form von TIN's aufbereitet. Dabei werden die tabellarisch vorliegenden Höheninformationen einzelner Messpunkte (x,y,z-Werte) mittels der Delaunay Triangulation zu kompakten Dreiecken verrechnet, die eine zugehörige Topologie besitzen (s. Smith, Goodchild, Longley 2007, S. 113-115).

Abbildung 12: Topologie eines TIN

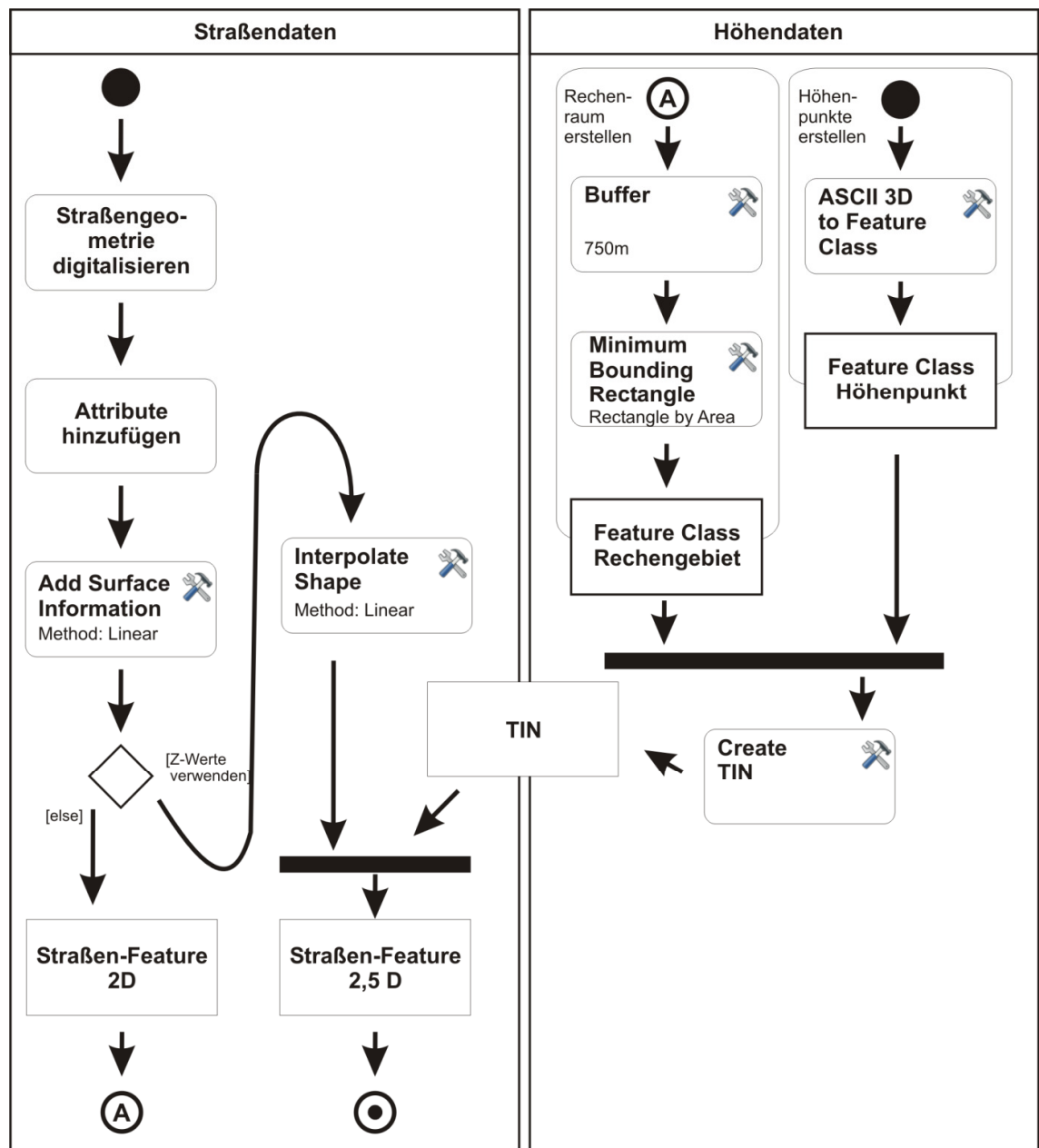



Quelle: Murai 1998 [Internet]

Dadurch entstehen Oberflächen aus zusammenhängenden Dreiecken, die in entsprechenden Viewern (z.B. Arc Scene) als Geländeoberflächen sichtbar sind. Die berechneten Beispiele sind in Kapitel vier eingebunden. Für einige GIS-Funktionen ist das Vorliegen von TIN's Voraussetzung für weitere Schritte des Geoprocessing und daher zwingend erforderlich.

Damit ergibt sich zudem die Möglichkeit der perspektivischen Betrachtung der Geländesituation. Für Lärmberechnungen sind die Anwendungen von TIN's bereits untersucht worden. Erforderliche Genauigkeiten des TIN-Einsatzes in der Lärmberechnung für die hier angewandte Modellierung sind dort bestätigt (vgl. Kapitel 2.4). Die gesamte Datenaufbereitung bildet die folgende Darstellung in der UML-Notation ab.

Abbildung 13: Workflow der Datenaufbereitung



 Werkzeug in ArcGIS

Quelle: eigene Abbildung

3.3 Verfahren und Methoden

Methodisch lehnt sich die Arbeit an das Noise Mapping an (vgl. Kapitel 2.4.3). Dazu werden im hier untersuchten Fall folgende Parameter festgelegt:

- Straßen werden als lineare Schallquellen behandelt
- Um den Einfluss des umgebenden Geländes möglichst nahe zu kommen, wird eine nur wenig über dem Boden liegende Immissionshöhe festgelegt (0,5 m; s. Anhang II). Damit ist auch klar, dass nur für eine einzige Höhe (bodennah) über dem Gelände Aussagen gemacht werden können (Dimension 2,5 D). Die in der Handlungsempfehlung pro Vogelart gesondert zu berechnenden Immissionshöhen bleiben hier mangels der Funddaten unberücksichtigt. Andere Immissionshöhen werden andere Ergebnisse (andere lagen der 47 dB(A)-Isophone) liefern!
- Die berechnete Größe für den Schall ist der A-bewertete Dauerschallpegel in Form von Flächen gleichen Pegels. Für die Berechnungen werden pro gewählten Straßenabschnitt jeweils die Lage der 47 dB(A) – Isophone und durch diese der betroffene Raum ermittelt. Die Berechnungen werden jeweils in vier Varianten berechnet:
 - 1) Ohne Höheninformationen
 - 2) Mit Höheninformationen in Form des DGM 50m
 - 3) Mit Höheninformationen in Form des DGM 25m
 - 4) Mit Höheninformationen in Form des DGM 10m

Diese drei Auflösungen sind gewählt worden, da diese deutschlandweit vorhanden sind. Dichtere Auflösungen im 1m - Bereich aus Laserscanning durch Befliegungen hergestellt liegt noch nicht flächendeckend vor. Laut Auskunft des Geodatenzentrums NRW stehen diese Daten ab 2012 flächendeckend für NRW zur Verfügung.

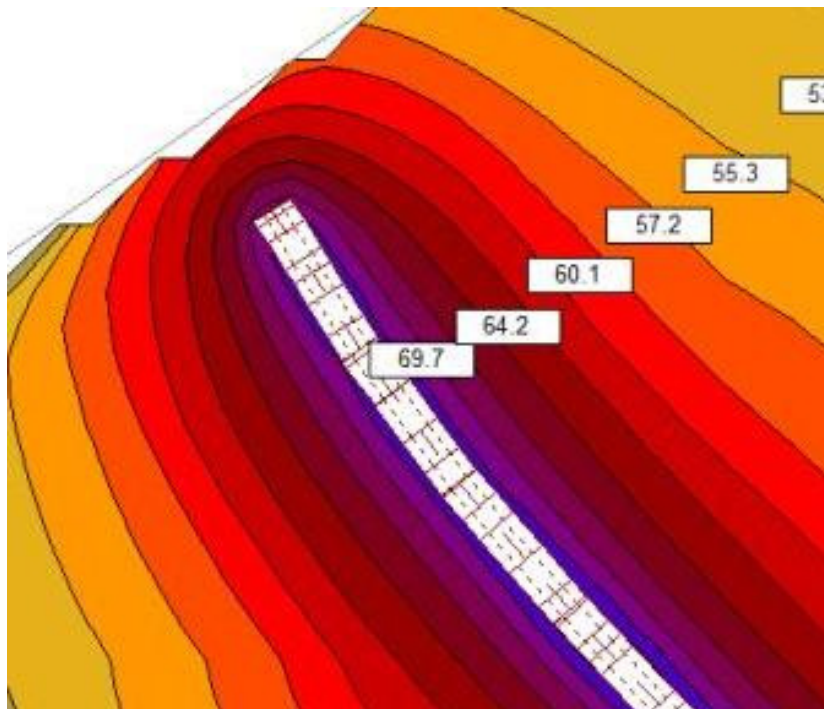
Die Ergebnisse der Lärmberechnung liegen dann einmal in der Dimensionen 2D (Berechnung ohne Höheninformationen) und dreimal in 2,5 D (Berechnung mit Höheninformationen) vor. Eine Vergleichsreihe mit den unterschiedlichen Interpolationsverfahren zeigt, dass die Berechnung über ein TIN die beste Wahl

ist (s. Stoter, de Kluijver, Kurakula 2008, S. 348-350, dazu auch Murphy, Rice, Meskell 2006, S. 6, dazu auch Lenk 2001).

Die ermittelte Flächengröße ohne die Berücksichtigung von Höheninformationen wird als Referenzgröße den Kalkulationen mit den drei unterschiedlich genauen DGM's gegenübergestellt. Dabei soll eine Aussage zur Größe einer tendenziellen Unter- oder Überschätzung von betroffenen Flächen gemacht werden, wenn Höhendaten verwendet werden. An auffälligen Stellen wird zudem eine Aussage über die unterschiedlichen Reichweiten (Abstand der Grenzisophone von der Straße) der Grenzisophone gemacht.

Berechnet wird ein Rechengebiet, d.h. über einen rechteckigen Umring um den Straßenabschnitt, der die darin eingeschlossene Fläche minimiert. Dies ist eine Vorgabe aus der Lärmberechnungssoftware Cadna A. Das Rechengebiet wird aus einem Puffer (750m) um die Straßengeometrie gebildet. Um den Puffer wird ein Rechteck gezogen und als Rechengebiet für Cadna A exportiert. In der Berechnung des Schalls werden die relevanten Daten (Straßengeometrie und Höhendaten) über das Rechengebiet hinaus berücksichtigt, damit an den Rändern des Rechengebietes keine Artefakte der Lärmberechnung entstehen (s. Abbildung 14).

Abbildung 14: Artefakte der Lärmberechnung



Quelle: eigene Abbildung (alle Werte in dB(A))

Diese Ausrundungen der berechneten Schallpegel (in roter, oranger und gelber Farbe) am Ende der Straßengeometrie (weiß mit angedeuteten Fahrbahnmarkierungen) sind rechnerisch nicht falsch, da die Lärmberechnung in Cadna A hier eine endende Straße berechnet. Für die hier „richtige“ Berechnung müssen also die Eingangsparameter (Straßengeometrie, Höhendaten) deutlich über den Rand des Rechenraumes hinausgehen, damit randlich an den berechneten Gebieten keine Artefakte entstehen.

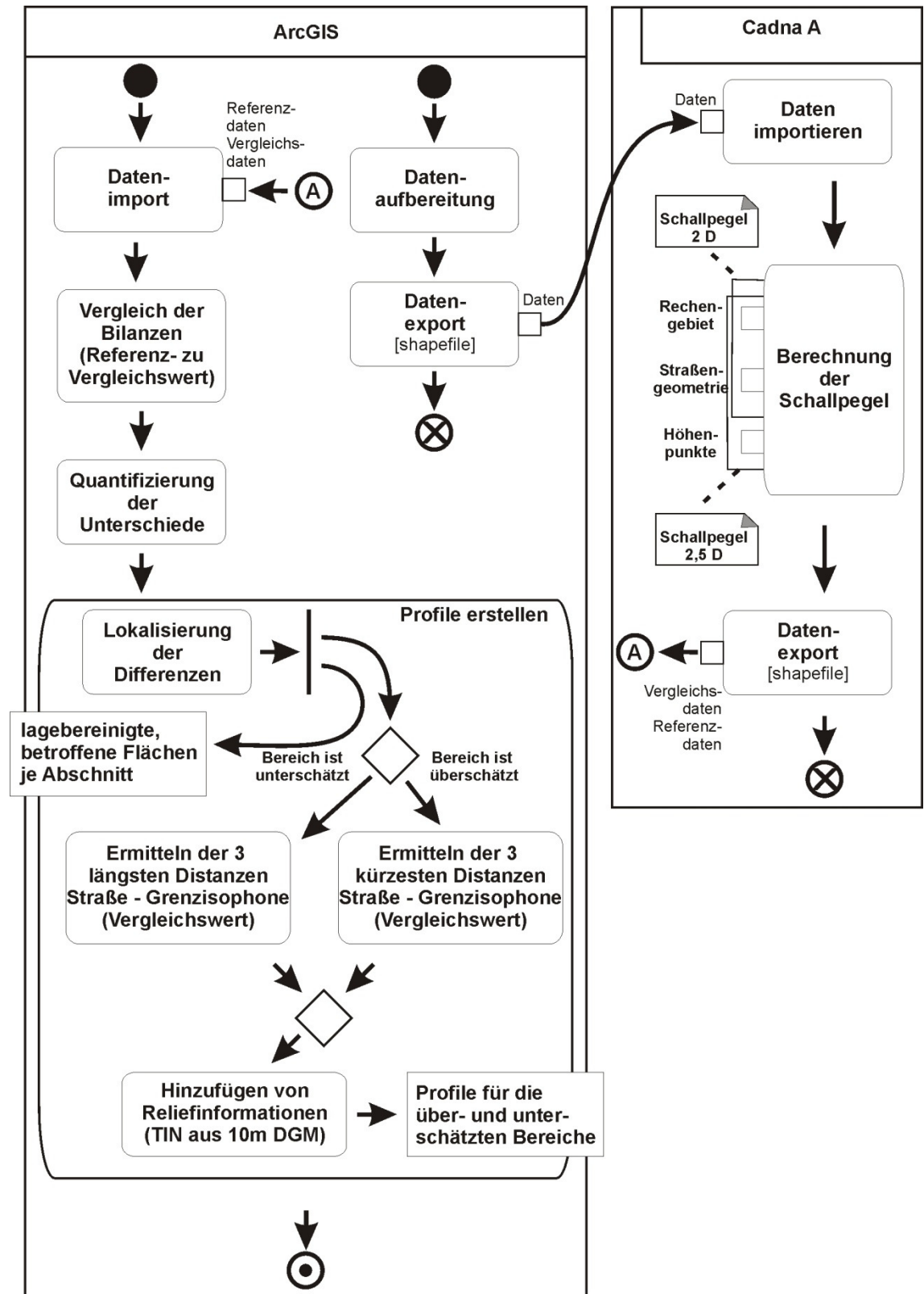
Für den Vergleich des am genauesten aufgelösten DGM (10m) mit der Referenzgröße soll in einem zweiten Schritt der Zusammenhang mit dem Relief untersucht werden. D.h., dass neben der flächenmäßigen Unterscheidung hier die Abhängigkeit mit der Variablen „Relief“ untersucht wird. Diese wird in dem Grad der Bewegtheit des Reliefs vermutet, dass über die Hangneigung („Slope“) abgebildet wird. Dazu werden pro Straßenabschnitt jeweils sechs Querschnitte (Profile) berechnet und analysiert, die den größten Unterschied in der Lage der 47dB(A)-Isophone aufweisen (jeweils die drei maximalen Über- als auch Unterschätzungen in der Entfernung zur Straße). Referenzgröße ist auch hier wieder die Lage der Isophone ohne berücksichtigte Höheninformationen.

Zum Einsatz kommen ArcGIS 10 als GIS-Komponente und für die Lärmberechnung Cadna A 4.1. Die Berechnung der Schallausbreitung erfolgt in Cadna A unter Verwendung der nationalen Vorschrift RLS 90 (s. Kapitel 2.3). Die genauen Einstellungen sind im Anhang II angehängt. Die Korrekturen zur Vegetation bleiben aus den in Kapitel 3.1 geschilderten Gründen unberücksichtigt.

Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind in den Abbildungen 13 und 15 nur die GIS- relevanten Bestandteile der Arbeit enthalten. Zur Beantwortung der eingangs aufgestellten Fragen fehlt natürlich noch die Aktivität der Auswertung. Die einzelnen Ergebnisse der Datenaufbereitung und aus dem Workflow zur Arbeit (s. Abbildung 13 und 15), die in der UML-Notation als Objektknoten modelliert sind, werden in diesem Auswertungsschritt zur Beantwortung der aufgestellten Fragen ausgewertet. Hier sind relevant die „Straßen-Feature 2D“ und „Straßen-Feature 2,5D“ zur Ermittlung der betroffenen Flächen. Ergänzend für die Profile, wird der Objektknoten „Profile für die über- und unterschätzten

Bereiche“ verwendet. Über ArcGIS werden hier die Daten zur Hangneigung eingeschrieben.

Abbildung 15: Workflow der Arbeit



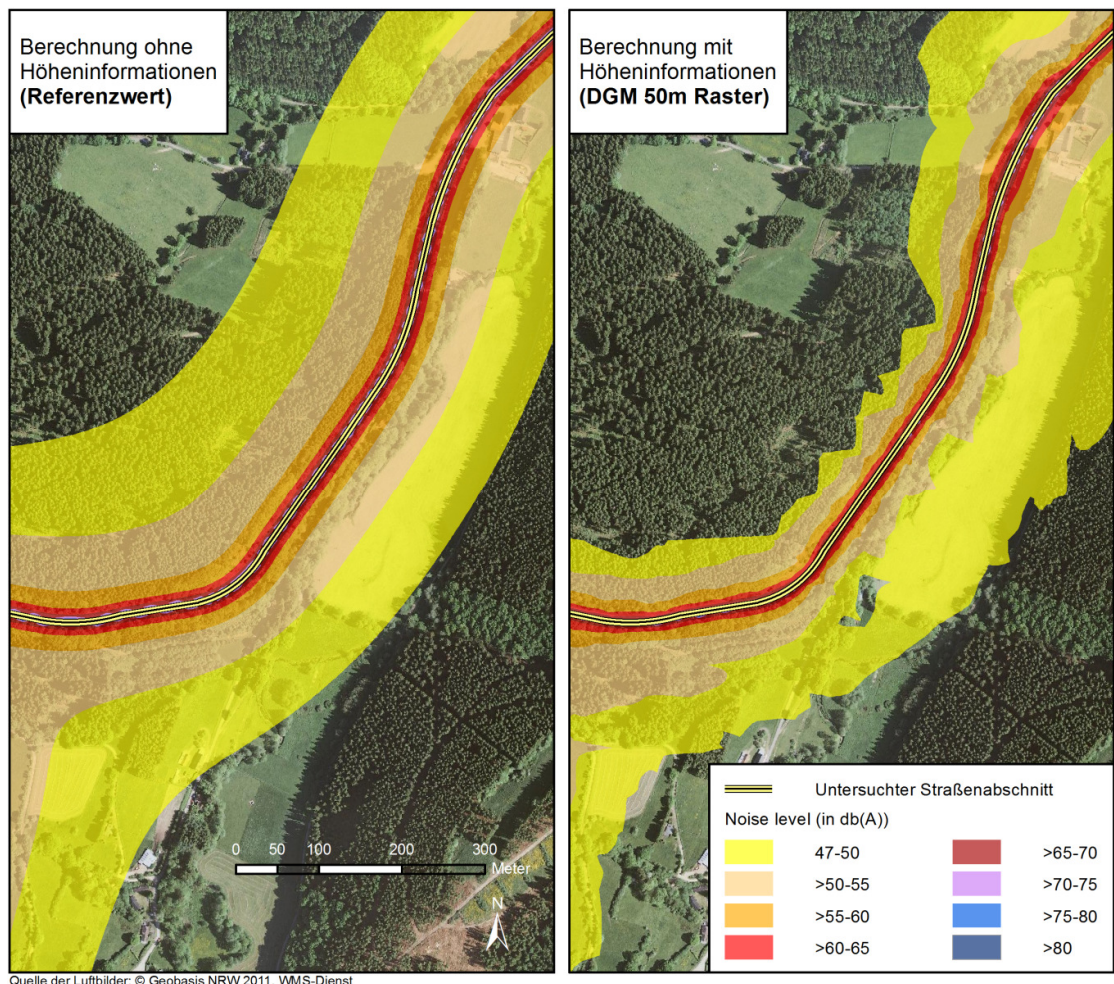
Quelle: eigene Darstellung

4. Ergebnisse

In diesem Kapitel sollen die Ergebnisse vorgestellt werden. Grundlegende Ergebnisse werden in Kapitel 4.1 zunächst gemeinsam dargestellt. Die folgenden Abschnitte in Kapitel 4 werden dann folgend die Einzelergebnisse zu den Abschnitten sein. Für jeden Abschnitt sind aus den Berechnungen mit Cadna A jeweils alle Werte berechnet. Diese werden in den separaten Kapiteln nicht vollständig verwendet (nur Minimum- und Maximum-Werte) und arithmetische Mittelwerte, da die Gebiete unterschiedlich groß sind und absolute Werte nicht vergleichbar sind.

4.1 Grundlegende Ergebnisse zu den fünf Abschnitten

Abbildung 16: Vergleich der Rohdaten aus der Lärmberechnung

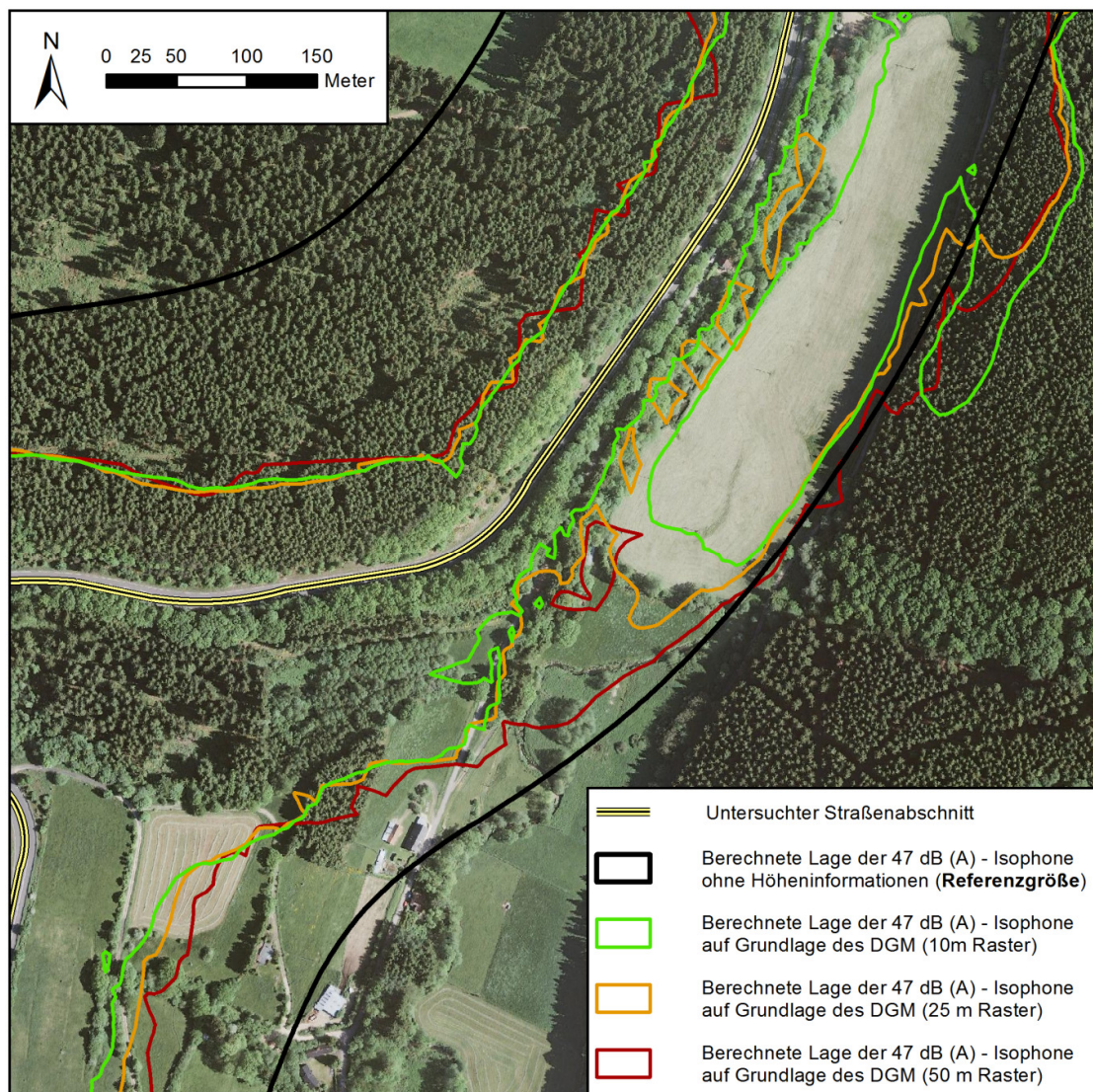


Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung, Farbschema nach ISO 1996-2:1987

In Abbildung 16 kann zunächst einmal der Einfluss des Reliefs auf die Lage der Isophonen entnommen werden. Ohne die Verwendung von Höhenwerten ergeben sich die im linken Bildteil sichtbaren straßenparallelen Verläufe der Schallbänder. Dagegen ist eine deutliche Lageveränderung dieses Verlaufes sichtbar, wenn Höheninformationen bei der Lärmberechnung berücksichtigt werden (rechter Bildteil).

Hier ist das DGM in der 50 m – Rasterung verwendet worden.

Abbildung 17: Lage der 47dB(A)-Isophone bei unterschiedlichen Höheninformationen



Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung

Werden, wie in Abbildung 17 sichtbar, zusätzlich die Rasterungen aus den Berechnungen mit den Höheninformationen aus den 25m- und 10m-DGM

hinzugefügt, ergeben sich auch im Vergleich zwischen den drei DGM unterschiedliche Lagen der hier relevanten 47 dB(A)-Isophone. Abbildung 16 und 17 zeigen inselförmige Bereiche innerhalb der kritisch von Lärm betroffenen Zonen, die Werte unterhalb von 47 dB(A) aufweisen. Rechnerisch ist dies richtig und wird auch nicht verändert. Im Sinne einer rein auf die Lebensraumeignung ausgerichteten Betrachtung müssten diese Bereiche jedoch ignoriert, d.h. wieder hinzugerechnet werden. Dies ist nicht die Ausrichtung der Arbeit und wird deshalb nicht vorgenommen.

Verdeutlicht werden die Unterschiede, wenn die zugehörigen Flächenanteile betrachtet werden. Die prozentuale Abweichung der Vergleichs- von den zugehörigen Referenzwerten reicht dabei von knapp 18 bis über 41 %. In vier der fünf betrachteten Fälle sind die Abweichungen zunehmend, je feiner die zugrunde liegenden Höheninformationen sind. Umgekehrt verhält sich dies im Falle der B266. Hier liefert das engmaschigste Höhennetz die geringste Abweichung vom Referenzwert. Gleichzeitig ist dies der Fall mit den prozentual größten Abweichungen vom Referenzwert und den geringsten Differenzen (prozentual) zwischen den Vergleichsgrößen. Diese Unterschiede sind hier unter 1 %. Die größten Unterschiede innerhalb der Vergleichswerte an einem Abschnitt zeigen die Berechnungen zur B265 und der L249n mit Werten zwischen 3 und fast 6 %. Die Spannweite der Abweichungen pro Abschnitt sind um den Faktor sieben unterschiedlich. An der B265 ist die Spannweite mit 9,8 Prozentpunkten maximal und entspricht damit einem Unterschied in der berechneten Fläche von 9,9 ha (s. Tabelle 5). Die kleinste Spannweite von 1,3 Prozentpunkte ist an der B266 und steht hier umgerechnet für eine Flächengröße von 1,8 ha.

Bedingt durch den Straßenverlauf und die angewandten Kriterien sind die Rechengebiete unterschiedlich groß und damit zunächst nur über prozentuale Anteile vergleichbar. Diese werden in Form der Abweichungen der drei Vergleichswerte pro Abschnitt gegenüber gestellt. Damit ergeben sich Hinweise auf die Auswirkungen der Verwendung der unterschiedlich fein gerasterten Höhenwerte. In Zahlen ausgedrückt ist der kleinste Flächenunterschied an einem Abschnitt (L249s) zwischen der Verwendung der 10m DGM und 50 m DGM 1,5 ha groß. Dies ist vor dem Hintergrund der Ansprüche der betrachteten Vogelarten an eine minimale Habitatgröße eine entscheidende Flächengröße. Zu beachten gilt hier allerdings, dass dies eine rein rechnerische Überlegung

ist. Aussagen zu tatsächlichen Habitatverlusten lassen sich mit diesen Zahlen nicht ableiten, da keinerlei Aussagen zur tatsächlichen Habitateignung der Flächen vorliegen!

In Tabelle fünf sind die berechneten Unterschiede in der betroffenen Fläche des Referenzwertes und der drei mit Höhendaten vollzogenen Berechnungen gegenübergestellt. Als betroffen gilt hier die Fläche, die innerhalb der beiden 47 dB(A)-Isophonen rechts und links der Fahrbahn liegt.

Tabelle 5: Bilanzierung betroffener Flächen im Vergleich

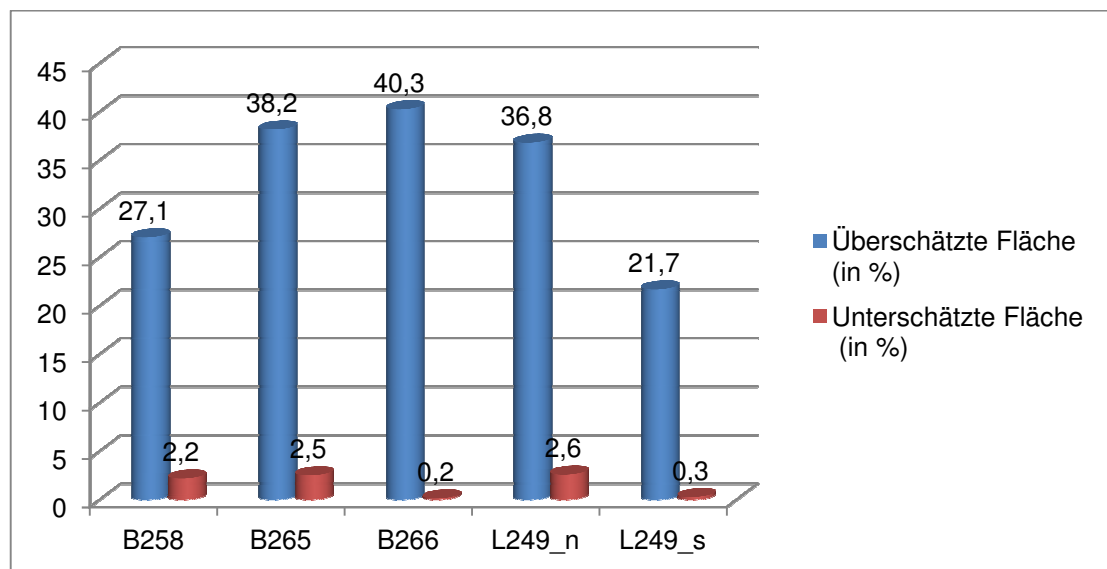
Fall	Fläche innerhalb der 47 dB(A)-Isophonen (in ha)	Abweichung vom Referenzwert (in %)	Spannweite d. Abweichung (Prozentpunkte)	Fläche der Spannweite (in ha)
B258_ohneDGM (Referenzwert)	136,2			
B258_10mDGM	102,3	24,9	2,9	3,9
B258_25mDGM	104,5	23,2		
B258_50mDGM	106,2	22,0		
B265_ohne DGM (Referenzwert)	101,5			
B265_10mDGM	65,3	35,7	9,8	9,9
B265_25mDGM	69,8	31,3		
B265_50mDGM	75,2	25,9		
B266_ohneDGM (Referenzwert)	138,4			
B266_10mDGM	82,9	40,1	1,3	1,8
B266_25mDGM	82,3	40,5		
B266_50mDGM	81,1	41,4		
L249n_ohneDGM (Referenzwert)	84,8			
L249n_10mDGM	55,8	34,2	8,8	7,5
L249n_25mDGM	60,7	28,4		
L249n_50mDGM	63,3	25,4		
L249s_ohneDGM (Referenzwert)	41,2			
L249s_10mDGM	32,3	21,4	3,6	1,5
L249s_25mDGM	33,3	19,1		
L249s_50mDGM	33,9	17,8		

Quelle: eigene Berechnungen

In Anbetracht der minimalen Größenordnung von 1,5 ha Größenunterschied im Vergleich der drei DGM-Auflösungen erfolgt die Betrachtung der Profile im nächsten Schritt nur noch auf Grundlage des dichtesten Höhenrasters (10m DGM). Damit sind räumlich genauest aufgelöste Vorhersagen für die Berechnung von Fläche innerhalb der 47 dB(A)-Isophonen möglich.

Werden zusätzlich die Rasterungen mit 25 m und 10 m hinzugefügt, ergeben sich auch im Vergleich zwischen den drei DGM unterschiedliche Lagen der hier relevanten 47 dB(A)-Isophone.

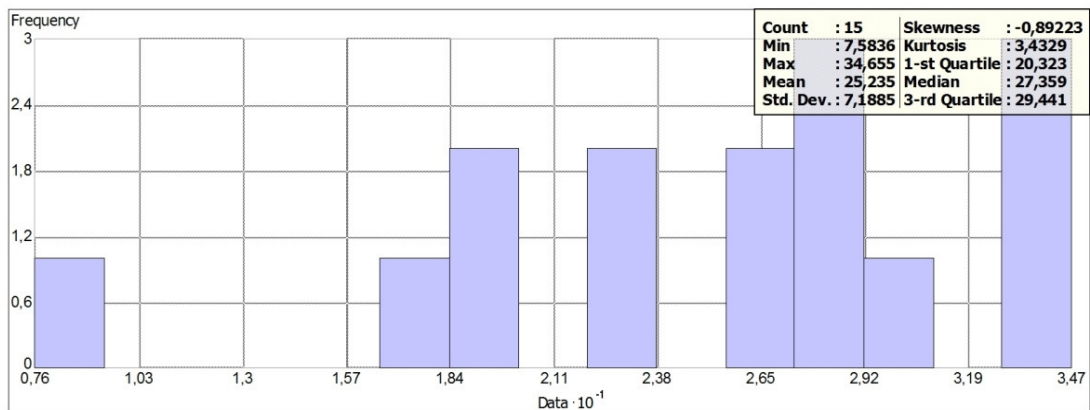
Abbildung 18: Lagebereinigte Über- und Unterschätzung betroffener Flächen



Quelle: eigene Berechnung

Neben der rein rechnerischen Ermittlungen zu den Abweichungen können auch die lagebedingten Unterschiede zwischen den vier Einzelbilanzen an den Straßenabschnitten ermittelt werden. Dies geschieht in Abbildung 18 anhand der Lage der 47 dB(A) Isophonen vom Referenzwert und dem Vergleichswert auf Grundlage des DGM 10m. Dazu lassen sich die jeweiligen Bereiche die zu Unter- bzw. Überschätzung von Flächen führen, je Abschnitt bilanzieren, indem die jeweils berechneten Flächen verschnitten werden. In Abbildung 18 sind die Anteile gegenübergestellt und zeigen sehr unterschiedliche Größen. Als unterschätzt (rote Säulen) gilt eine betroffene Fläche dann, wenn diese außerhalb der Reichweite der 47 dB(A)-Isophone des Referenzwertes liegt. Überschätzt (blaue Säulen) sind analog dazu die Flächen, die außerhalb der Reichweite des Vergleichswertes liegen.

Abbildung 19: Histogramm der Profile in überschätzten Lagen

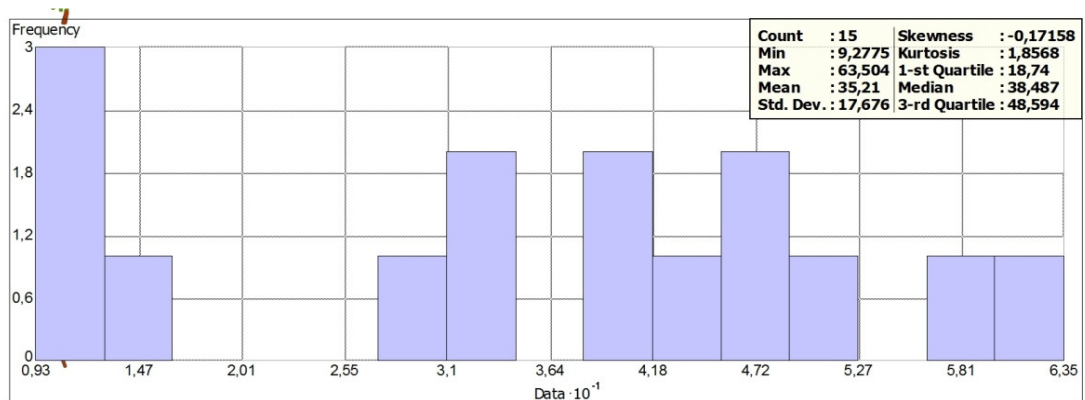


Quelle: eigene Berechnung

Werden die beiden Profiltypen getrennt voneinander betrachtet, können die Maße der Zentraltendenz sowie die Maße der Streuungen der Werte verglichen werden. Dies soll einen Eindruck davon geben, ob es grundsätzliche Unterschiede in den beiden Profiltypen gibt, die über das Relief erklärbar sind. Abbildung 18 zeigt die Werte der durchschnittlichen Hangneigung in Grad der überschätzten Lagen. Diese haben Werte von etwa 7,5 bis 34,6 Grad bei einer mittleren durchschnittlichen Hangneigung von etwas über 25 Grad. Die Standardabweichung beträgt knapp 7,2 Grad. Die Verteilung ist linksschief und leptokurtisch, d.h. die Kurve der Verteilung ist steiler und breiter als die Kurve einer Normalverteilung.

In Abbildung 20 ist der komplementäre Satz der Profile mittels der Parameter der deskriptiven Statistik aufbereitet. Bei den Profilen in den unterschätzten Lagen ist die Spannweite zwischen den Minimal- und Maximalwerten der Hangneigung größer als dies für die Profile in Abbildung 17 der Fall ist. Hier beträgt die geringste mittlere Neigung etwa 9,3 und die maximale Neigung im Mittel 63,5 Grad. Die Standardabweichung ist mit rund 17,7 Grad berechnet.

Abbildung 20: Histogramm der Profile in unterschätzten Lagen



Quelle: eigene Berechnung

Diese Verteilung ist leicht linksschief. Mit dem Wert der Skewness von -0,17158 ist die Verteilung der Probe annähernd normal. Auch hier ist die Wölbung größer der Wölbung in einer Normalverteilung und damit leptokurtisch, d.h. der zentrale Peak fällt auch in dieser Verteilung höher und steiler als bei einer Normalverteilung aus.

Für beide Verteilungen gilt nach den Werten der Histogramme, dass dies beiden keine perfekt normalverteilten Stichproben sind und damit neben der durch das Auswahlverfahren bedingten Beschränkung statistischer Mittel weitere Tests nicht anwendbar sind, ohne das die Werte normalisiert werden. Eine durchführbare Normalisierung der Fälle liefert aufgrund der geringen Fallzahl keine robusten Ergebnisse. Die Konsequenzen daraus werden in Kapitel fünf dargelegt und deutlich.

Als Bezugsgröße zum Vergleich der Profile wurde die durchschnittliche Hangneigung verwendet. Andere Parameter der Hangneigung, wie die maximalen und minimalen Hangneigungswerte wurden nicht untersucht, da hier durch fehlende Werte keine Vergleichbarkeit mehr gegeben ist. Nahezu alle Profile weisen ebene Abschnitte und damit minimale Hangneigungen von „Null“ auf. Bei den Maximalwerten weisen einige Profile nicht plausible Werte auf (Werte über 180 Grad). Diese als Ausreißer zu klassifizieren ist aufgrund der unbekanntem Grundgesamtheit und den dadurch weiter absinkenden Fallzahlen nicht sinnvoll. Dies bedeutet allerdings auch, dass fehlende und nicht erklärbar hohe Werte in die Berechnung der Durchschnittswerte eingeflossen sind. Dieser Effekt ist nicht quantifizierbar, aber durch die Profillängen nivelliert.

4.2 Ergebnisse der Lärmberechnung an der B258

Als unterschätzt gilt eine betroffene Fläche dann, wenn diese außerhalb der Reichweite der 47 dB(A)-Isophone des Referenzwertes liegt. In Abbildung 21 (und den in den jeweiligen Abschnitten zu den einzelnen Straßen folgenden) sind dies die grünen Bereiche. Überschätzt (in der Abbildung in grau) bedeutet in diesem Zusammenhang eine Lage der 47 dB(A)-Isophone des Vergleichswertes näher zur Straße hin, als dies für den Referenzwert der Fall ist.

An den Stellen, an denen die Reichweite von 47 dB(A) von der Straße ausgehend, am deutlichsten über- oder unterschritten wurden (gemessen an der Distanz zur Straße; in der Abbildung 21 mit blauen und pinken Linien dargestellt), ergeben sich folgende Kennzahlen für die Querschnitte/ Profile. Rote Werte in der Spalte Distanz zwischen Referenz- und Vergleichswert zeigen eine unterschätzte Lage des Vergleichswertes an. D.h., dass in diesen Fällen die 47 dB(A)-Isophone des Vergleichswertes weiter von der Straße entfernt liegt, als dies für den Referenzwert der Fall ist.

Tabelle 6: Kennzahlen Profile B258

Typ	Länge des Profils (in m)	durchschnittliche Hangneigung (in °)	Höhenunterschied zw. Straße und 47 dB(A)-Isophone (in m)	Distanz zw. Referenz- und Vergleichswert (in m)
ÜB	59,1	31,2	17,0	157,0
ÜB	76,5	9,3	4,8	116,7
ÜB	81,5	11,7	9,2	123,4
UN	273,1	25,1	53,1	-68,7
UN	318,6	22,9	59,7	-54,7
UN	335,5	20,5	57,1	-59,5

ÜB = Lage der 47 dB(A)-Isophone ist straßennäher als Referenzwert

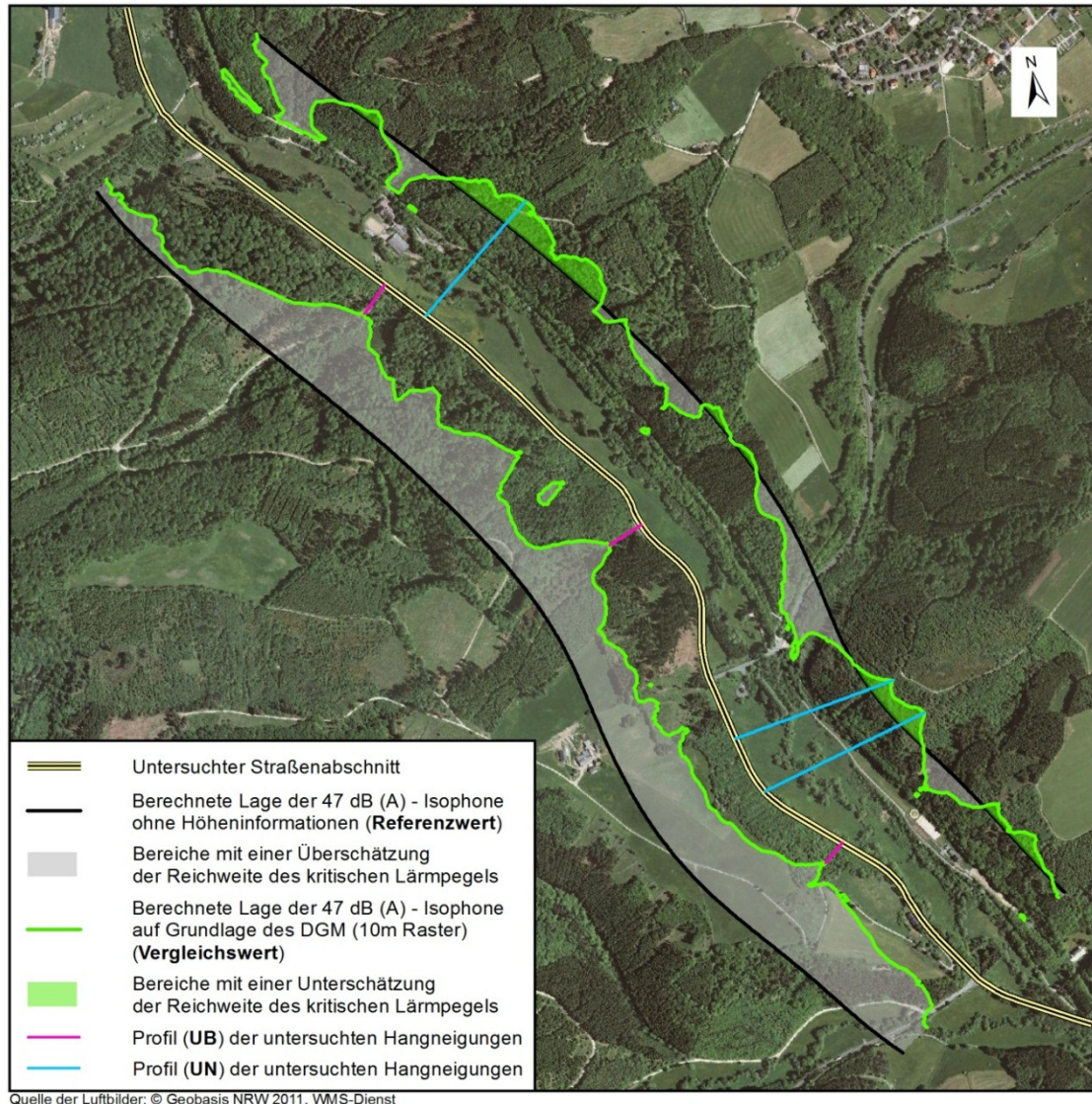
UN = Lage der 47 dB(A)-Isophone weiter weg von der Straße entfernt als Referenzwert

Quelle: eigene Berechnung

Deutlich unterscheiden sich in diesem Straßenabschnitt die durchschnittlichen Differenzen in den über- und unterschätzten Abständen zur Straße. Dort, wo die Referenzgröße eine zu große Entfernung ergab, war diese im Mittel 132 m von den Vergleichswerten entfernt. Ist die Lage der Vergleichswerte weiter von der Straße entfernt als dies die Referenzwerte sind, so ist hier die durchschnittliche Entfernung zwischen über- und unterschätzten Daten weniger als halb so groß

(ca. 61 m). Dies ist zugleich die geringste ermittelte Distanz zwischen Referenz und Vergleichswerten des Typs UB.

Abbildung 21: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der B258

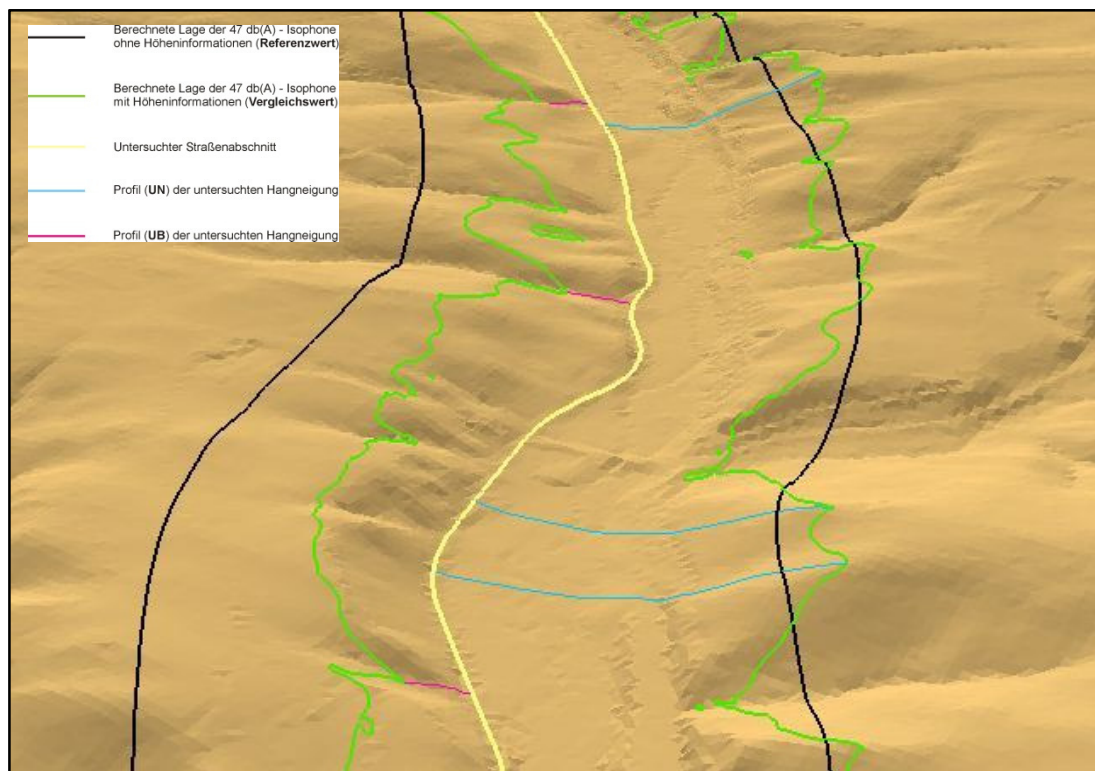


Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung

Während die mittleren Höhenunterschiede zwischen den unterschätzten und überschätzten Lagen sich um das Fünffache unterscheiden, sind die für die Hangneigung ermittelten Durchschnittswerte um etwa 5 Grad unterschieden. Dabei haben die Werte der unterschätzten Lagen eine geringere Spannweite. Ein Profil der überschätzten Lage (UB) hat eine mittlere Hangneigung von 17,4°. Die deutlich längeren Profile der unterschätzten Lagen (UN) sind im Mittel 22,8° geneigt.

Unter Fokussierung auf die Lage der beiden abgebildeten 47 dB(A)-Isophonen kommt es bei der Berechnung des Referenzwertes zu einer deutlichen Überschätzung von Flächen. Gut 27 % (in der Abbildung in grau dargestellt) wären im Vergleich mit den Werten des DGM 10m überschätzt, während ein Anteil von 2,2 % außerhalb der Reichweite der 47 dB(A)-Isophone des Referenzwertes liegt. Diese Flächenanteile (in der Abbildung in grün dargestellt) werden ohne Verwendung von Höheninformationen unterschätzt.

Abbildung 22: TIN mit Profilen an der B258

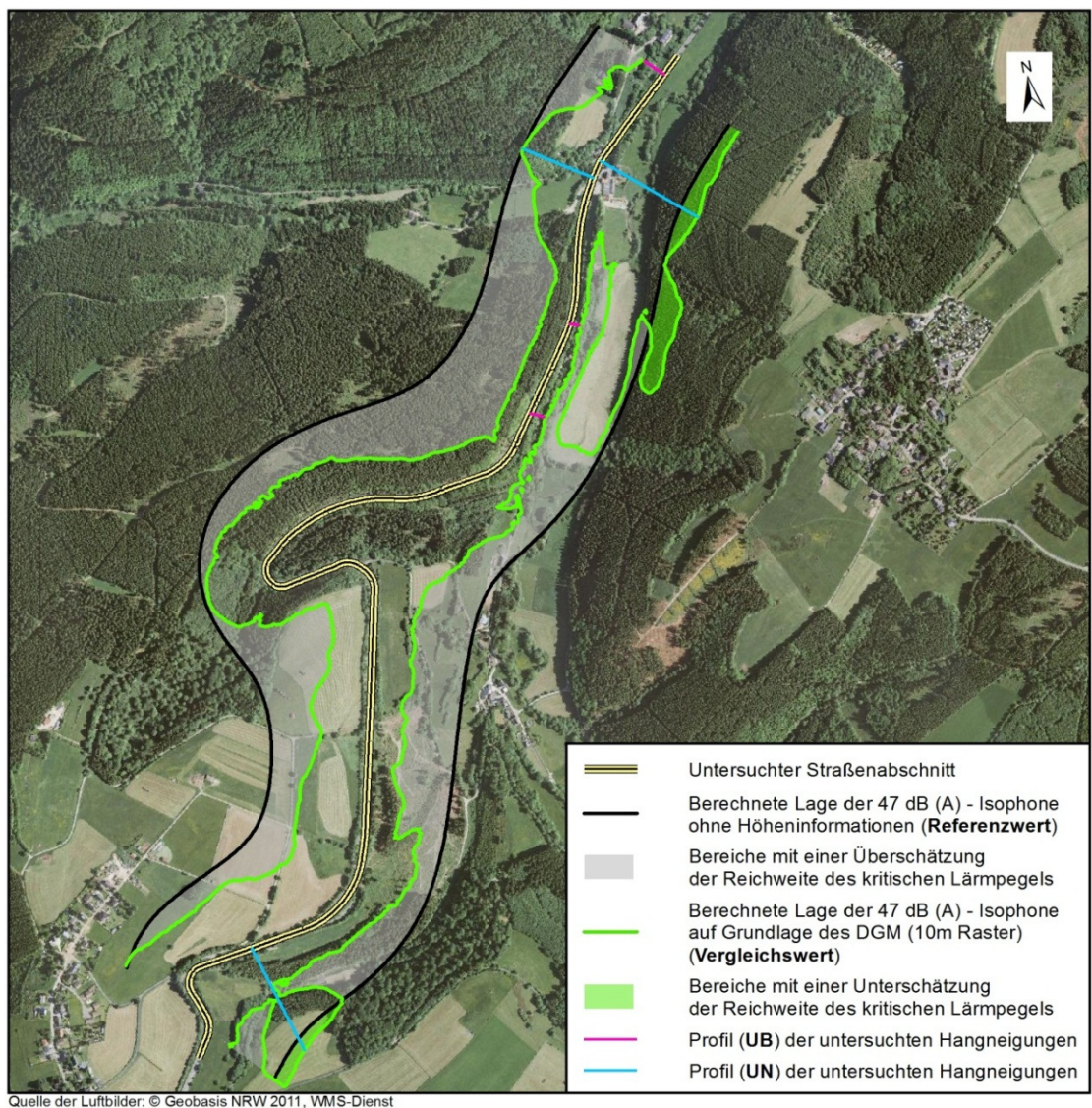


Quelle: Eigene Darstellung (ArcScene), Blickrichtung Süd-Nord

4.3 Ergebnisse der Lärmberechnung an der B265

An diesem Straßenabschnitt sind die Unterschiede der als betroffen berechneten Flächen zwischen den verschiedenen aufgelösten DGM's am größten. Zwischen den Bilanzen der 10m DGM und des 50m DGM ist ein Flächenunterschied von 9,9 ha. Lagebereinigt hat der Anteil der überschätzten Fläche im Falle de B265 eine Größe von gut 38 % vom Referenzwert. Flächenanteile von 2,5 % der insgesamt als betroffen ermittelten Fläche liegen außerhalb der Referenzfläche und würden damit unterschätzt.

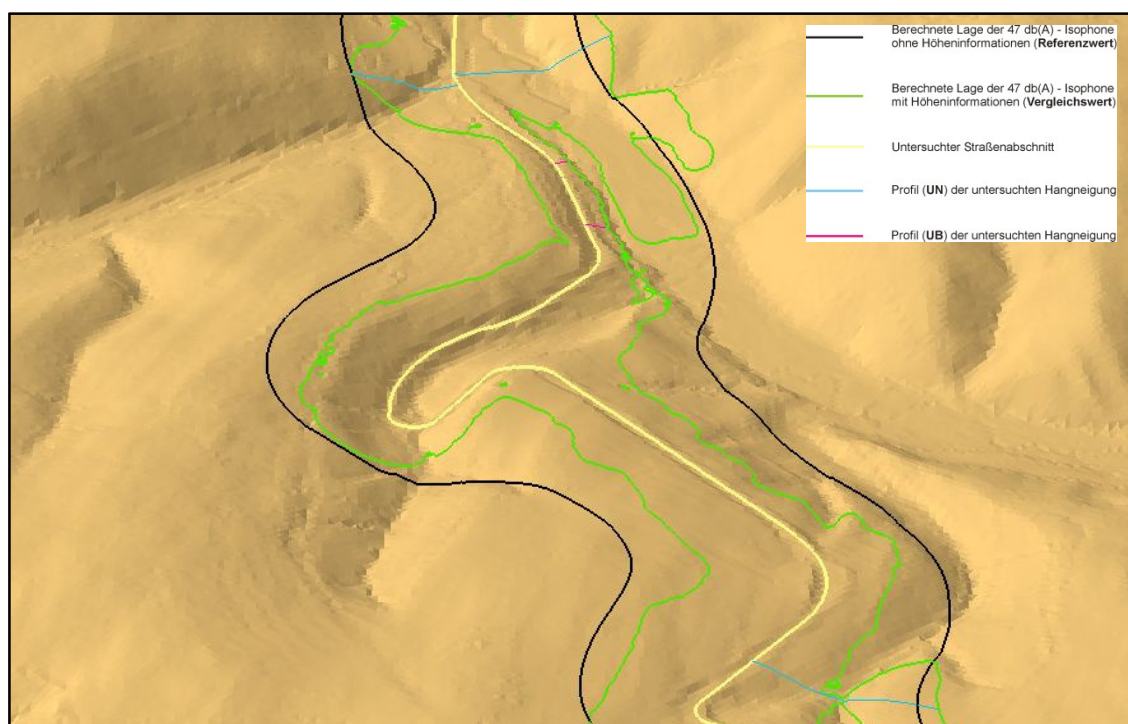
Abbildung 23: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der B265



Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung

Die Profile zu den drei entfernungsmäßig überschätzten Bereichen haben eine mittlere Länge von 36,5 m bei einer gemittelten Neigung von 34,7°. Für die maximal unterschätzten drei Profile ergeben sich Durchschnittslängen von 226,6 m und eine Neigung von 25,3°. In diesem Abschnitt sind die Längenunterschiede zwischen den beiden Profiltypen am kleinsten (ca. 190 m).

Abbildung: 24: TIN mit Profilen an der B265



Quelle: Eigene Darstellung (ArcScene), Blickrichtung Süd-Nord

Tabelle 7: Kennzahlen Profile B265

Typ	Länge des Profils (in m)	durchschnittliche Hangneigung (in °)	Höhenunterschied zw. Straße und 47 dB(A)-Isophone (in m)	Distanz zw. Referenz- und Vergleichswert (in m)
ÜB	22,0	9,4	1,9	131,7
ÜB	32,8	31,3	9,6	121,3
ÜB	54,6	63,5	10,7	71,8
UN	172,2	29,7	43,3	-0,3
UN	256,0	26,9	54,6	-47,7
UN	251,6	19,3	24,4	-27,7

ÜB = Lage der 47 dB(A)-Isophone ist straßennäher als Referenzwert

UN = Lage der 47 dB(A)-Isophone weiter weg von der Straße entfernt als Referenzwert

Quelle: Eigene Berechnung

Aus der Tabelle zu den Kennzahlen der sechs Profile an der B 265 ist ersichtlich, dass hier die niedrigsten Werte des mittleren Höhenunterschiedes

zwischen Straße und der Lage der 47 dB(A)-Isophone zu finden sind. Diese sind durchschnittlich 7,4 m. Der Minimalwert für ein einzelnes Profil mit 1,9m Höhenunterschied wird auch an diesem Abschnitt erreicht. Die Längen der Profile in den überschätzten Bereichen sind mit 22, 32 und 54 m kurz. Im Vergleich mit den anderen Lagen ist dies in Abbildung 13 an den kurzen pinkfarbenen Profilen sichtbar.

An der B265 wird über den visuellen Eindruck des Verlaufs der 47 dB(A)-Isophone der Einfluss des Reliefs deutlich. Im nördlichen Abschnitt der Straße sind die Abweichungen der Vergleichsisophone von der fahrbahnparallel laufenden Referenzisophone gut sichtbar.

4.4 Ergebnisse der Lärmberechnung an der B266

Die Situation in Abbildung 25 dokumentiert den groß bleibenden Anteil an überschätzter Fläche, wenn die Referenz- und Vergleichsfläche lagebereinigt werden. Dieser ist in der Abbildung als graues Band zwischen Referenz- und Vergleichswert zu erkennen. Von den fünf Straßenabschnitten ist dies mit mehr als 40 % Unterschied zwischen Referenz- und Vergleichswert der Maximalwert. Gleichzeitig ist hier der Anteil an unterschätzter Fläche sehr klein (0,2%). Wie bereits visuell erkennbar, liegt die betrachtete 47 dB(A)-Isophone nur an einer Stelle straßenentfernter als der zugehörige Referenzwert.

Tabelle 8: Kennzahlen Profile B266

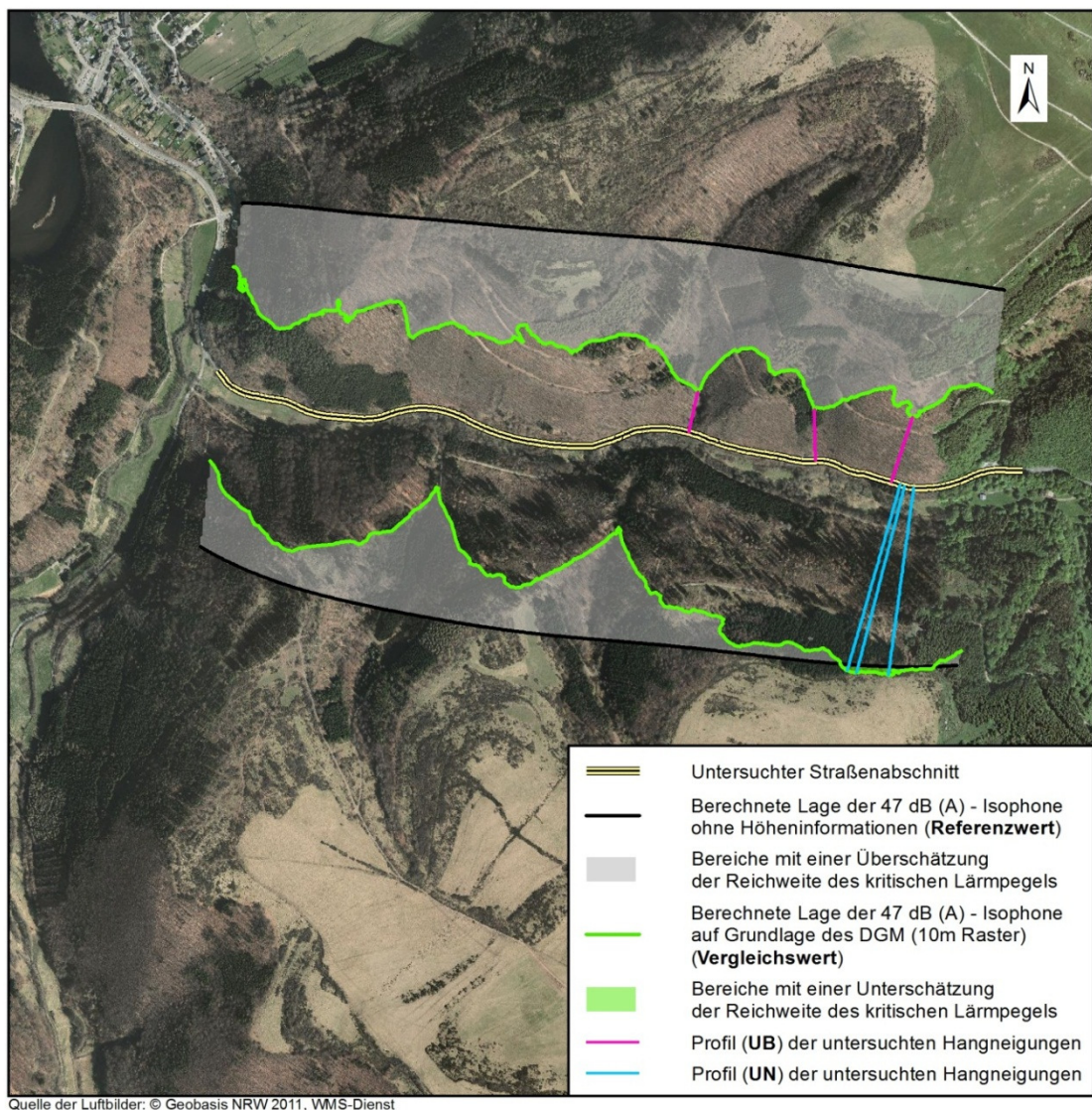
Typ	Länge des Profils (in m)	durchschnittliche Hangneigung (in °)	Höhenunterschied zw. Straße und 47 dB(A)-Isophone (in m)	Distanz zw. Referenz- und Vergleichswert (in m)
ÜB	89,9	15,5	6,4	237,5
ÜB	115,4	28,5	15,4	223,9
ÜB	162,1	48,2	31,8	149,3
UN	437,8	32,9	64,8	-25,7
UN	431,2	34,7	65,3	-11,7
UN	436,7	33,2	64,2	-13,5

ÜB = Lage der 47 dB(A)-Isophone ist straßennäher als Referenzwert

UN = Lage der 47 dB(A)-Isophone weiter weg von der Straße entfernt als Referenzwert

Quelle: Eigene Berechnung

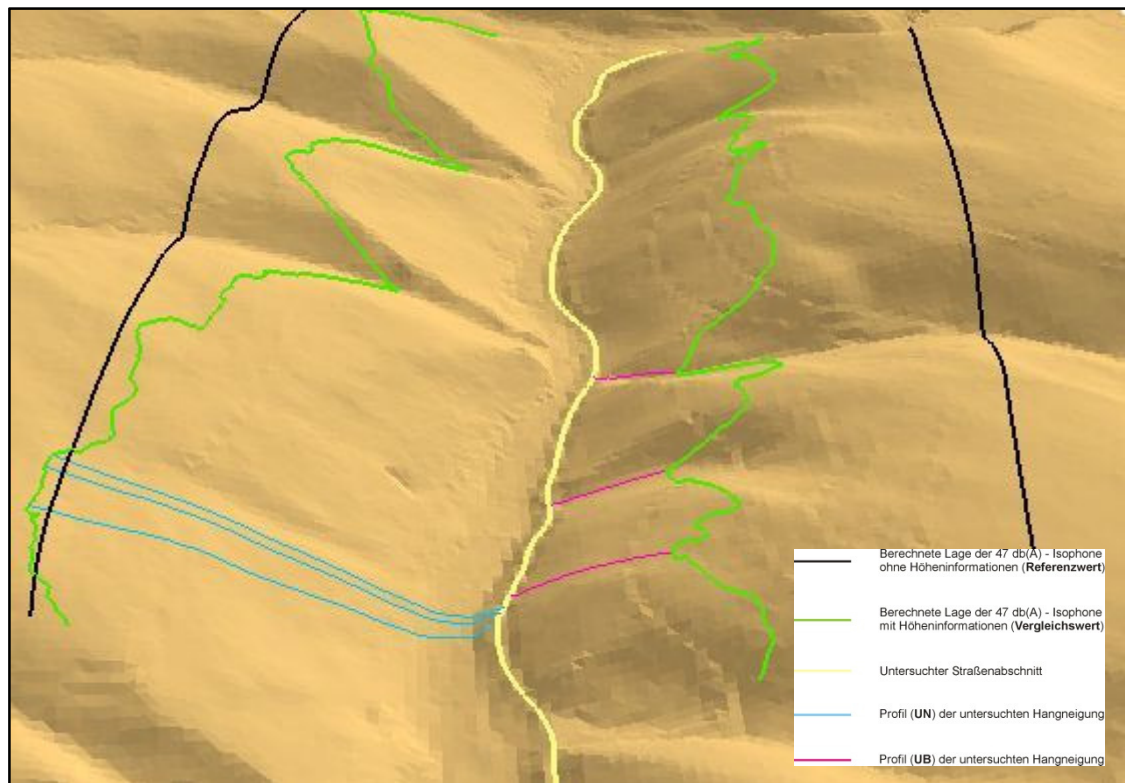
Abbildung 25: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der B266



Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung

Auch für die Vergleiche der jeweils drei zugehörigen drei Profile ergeben sich Maximal- und Minimalwerte bei einer Gegenüberstellung der fünf Abschnitte. Der Unterschied in der Länge der gemittelten beiden Profiltypen ist von allen Abschnitten maximal (312,7 m), während der Unterschied in den Neigungen am geringsten ist (2,9°). An der B266 gilt zudem, dass sowohl die Profillängen der überschätzten Lagen als auch die Längen der unterschätzten Lagen maximal sind (122,5 und 435,2 m). Auch für die mittleren Abstände je Profiltyp zwischen den Vergleichs- und Referenzwerten werden hier die maximalen Distanzen berechnet. Die Differenz in den Lagen der Isophone für den Typ ÜB beträgt 203,6 m.

Abbildung 26: TIN mit Profilen an der B266

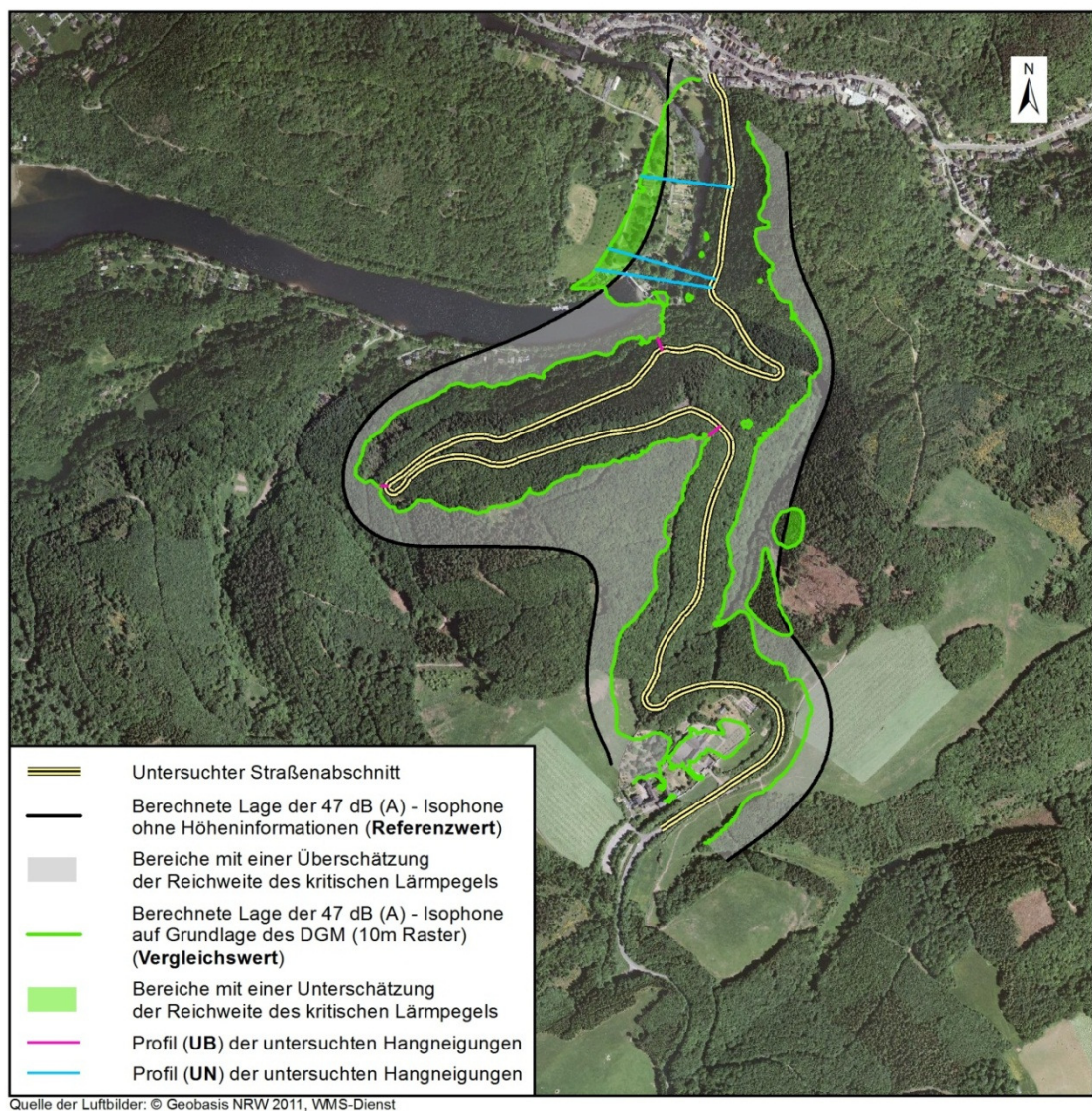


Quelle: Eigene Darstellung (ArcScene), Blickrichtung Ost-West

In der perspektivischen Darstellung unter Verwendung des berechneten TIN wird die Tallage des Straßenabschnittes deutlich. Rein optisch entsteht hier der Eindruck, dass ein flacher Hang in der gewählten Ausbreitungsmodellierung den Schall weiter transportiert, als dies am steileren gegenüberliegenden Hang zu beobachten ist. Deutlich bildet sich die Veränderung des Reliefs im Bereich der Taleinschnitte im Hang ab. Der Verlauf des Vergleichswertes ist an diesen Stellen mit Einbuchtungen hin zur Straße anders, als der Verlauf des Referenzwertes ohne die zugrunde liegende Höheninformation, der wie in allen Abschnitten fahrbahnparallel ist. Zu Darstellungszwecken ist hier die Lage auf die TIN-Oberfläche projiziert (gilt für alle Abbildungen mit TIN's).

4.5 Ergebnisse der Lärmberechnung an der L249n

Abbildung 27: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der L249n



Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung

Am nördlichen Abschnitt an der L249 ist der prozentuale Anteil an unterschätzter Fläche maximal. 2,6% der Fläche des Vergleichswertes liegen außerhalb des Referenzwertes. Der Anteil an überschätzter Fläche liegt bei mehr als einem Drittel (36,3 %). Optisch sind große Unterschiede im Verlauf der Isophonen im Bereich der Kehren im Straßenverlauf sichtbar (Abbildung 27).

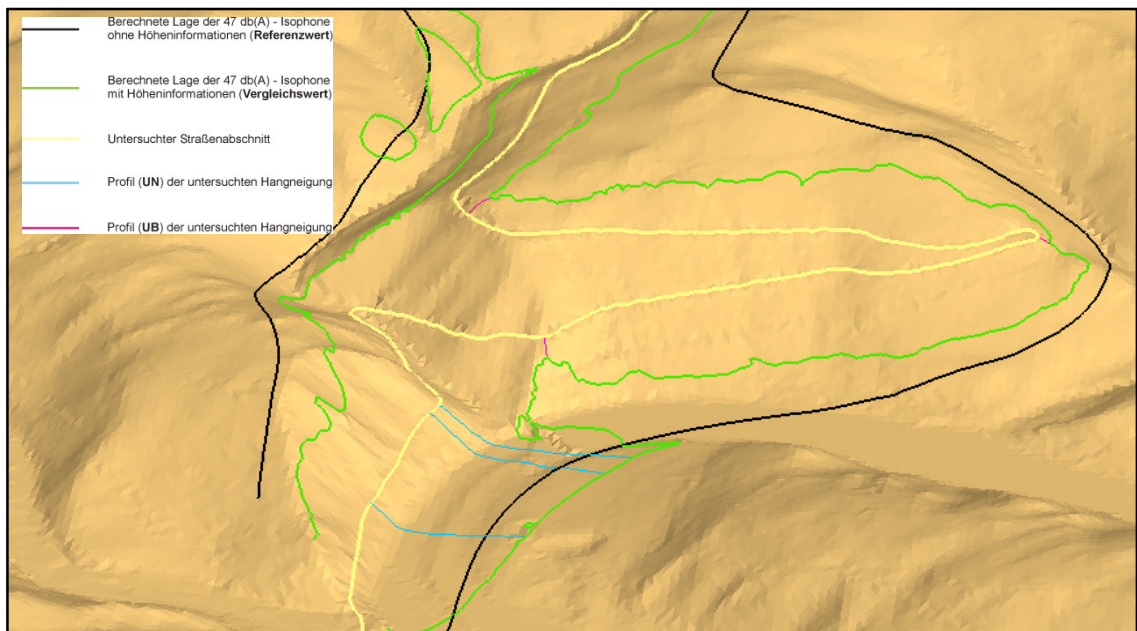
Tabelle 9: Kennzahlen Profile L249n

Typ	Länge des Profils (in m)	durchschnittliche Hangneigung (in °)	Höhenunterschied zw. Straße und 47 dB(A)-Isophone (in m)	Distanz zw. Referenz- und Vergleichswert (in m)
ÜB	17,9	51,6	7,8	65,3
ÜB	31,6	57,0	14,5	164,6
ÜB	36,3	44,9	14,3	344,6
UN	205,7	27,6	30,4	-50,7
UN	252,1	28,5	42,8	-60,3
UN	266,2	27,4	44,2	-56,3

ÜB = Lage der 47 dB(A)-Isophone ist straßennäher als Referenzwert
 UN = Lage der 47 dB(A)-Isophone weiter weg von der Straße entfernt als Referenzwert
 Quelle: Eigene Berechnung

Die ermittelten Werte für die Hangneigung an der L249 haben an den überschätzen Lagen die Maximalwerte aller Vergleichswerte. Die gemittelten Werte der Hangneigung im Vergleich der Typen UN und UB haben hier maximale Unterschiede. Im Vergleich zu den drei Bundesstraßen betragen die Unterschiede zwischen den Profiltypen jeweils mehr als 20°, wenn die arithmetischen Mittelwerte als Vergleich herangezogen werden.

Abbildung 28: TIN mit Profilen an der L249n

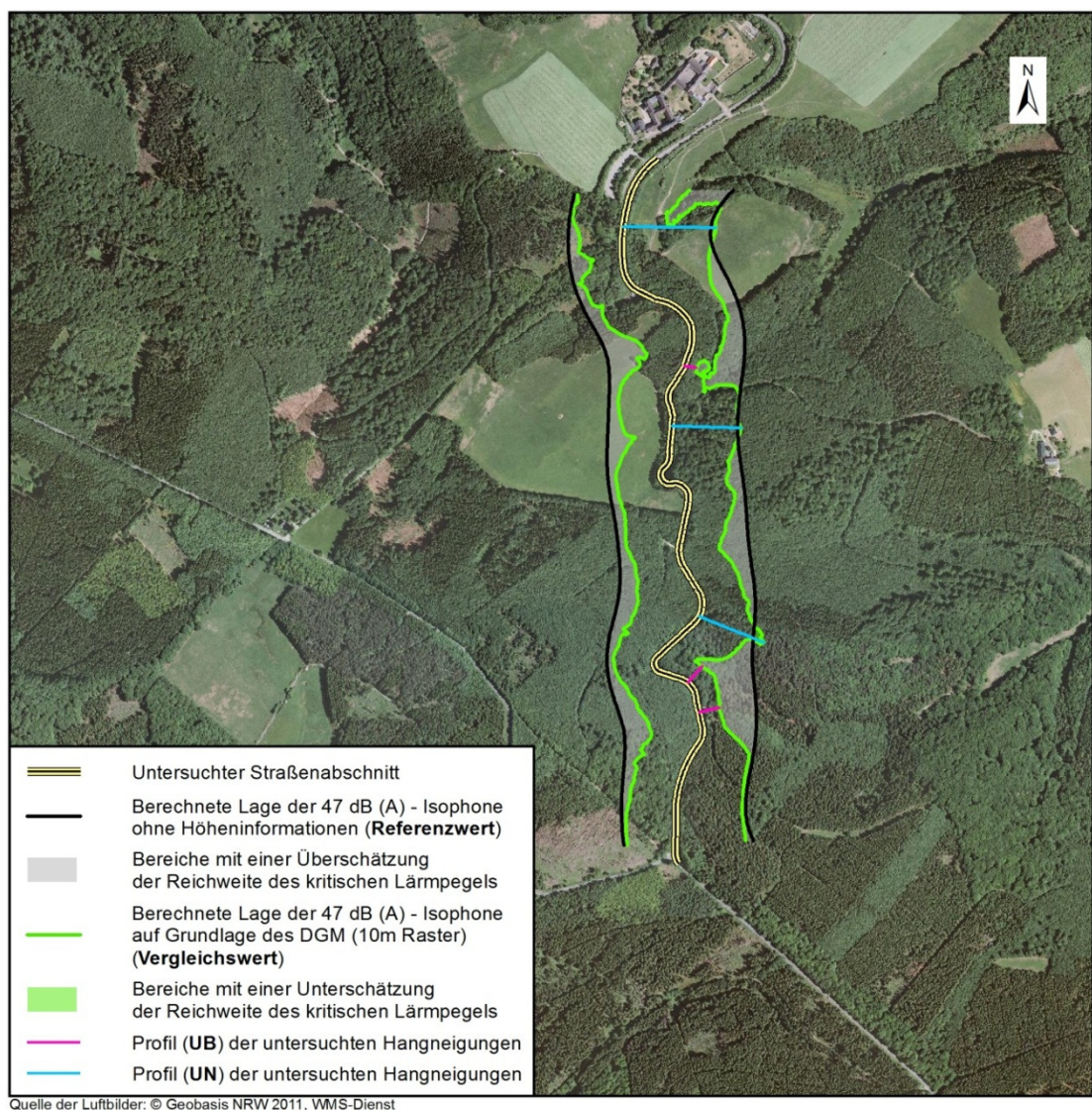


Quelle: Eigene Darstellung (ArcScene), Blickrichtung Nord-Süd

Zwei Dinge fallen hier auf (s. Tabelle 9). Die Profile UB haben im Durchschnitt die größte ermittelte Hangneigung aller Profile dieses Typs (51,2°). Eine weitere Besonderheit liegt in der Länge dieser Profile. Das arithmetische Mittel beträgt hier 28,6 m und ist das Kürzeste an den Abschnitten ermittelte.

4.6 Ergebnisse der Lärmberechnung an der L249s

Abbildung 29: Ergebnisse zu den 47 dB(a)-Isophonen an der L249s



Quelle: eigene Darstellung aus der Lärmberechnung

Der Abschnitt Süd an der L249 hat von allen untersuchten Abschnitten den kleinsten Anteil an überschätzter Fläche (21,7 Prozent). Der korrespondierende Anteil an unterschätzter Fläche ist sehr gering (0,3%ger Anteil vom Referenzwert). Dies ist der zweitkleinste Wert von allen Abschnitten.

Tabelle 10: Kennzahlen Profile L249s

Typ	Länge des Profils (in m)	durchschnittliche Hangneigung (in °)	Höhenunterschied zw. Straße und 47 dB(A)-Isophone (in m)	Distanz zw. Referenz- und Vergleichswert (in m)
ÜB	28,3	48,7	11,7	80,0
ÜB	48,2	38,9	17,1	38,1
ÜB	50,3	38,5	17,5	123,4
UN	153,4	19,7	15,4	-7,9
UN	150,5	7,6	9,0	-24,9
UN	202,9	17,2	25,0	-11,2

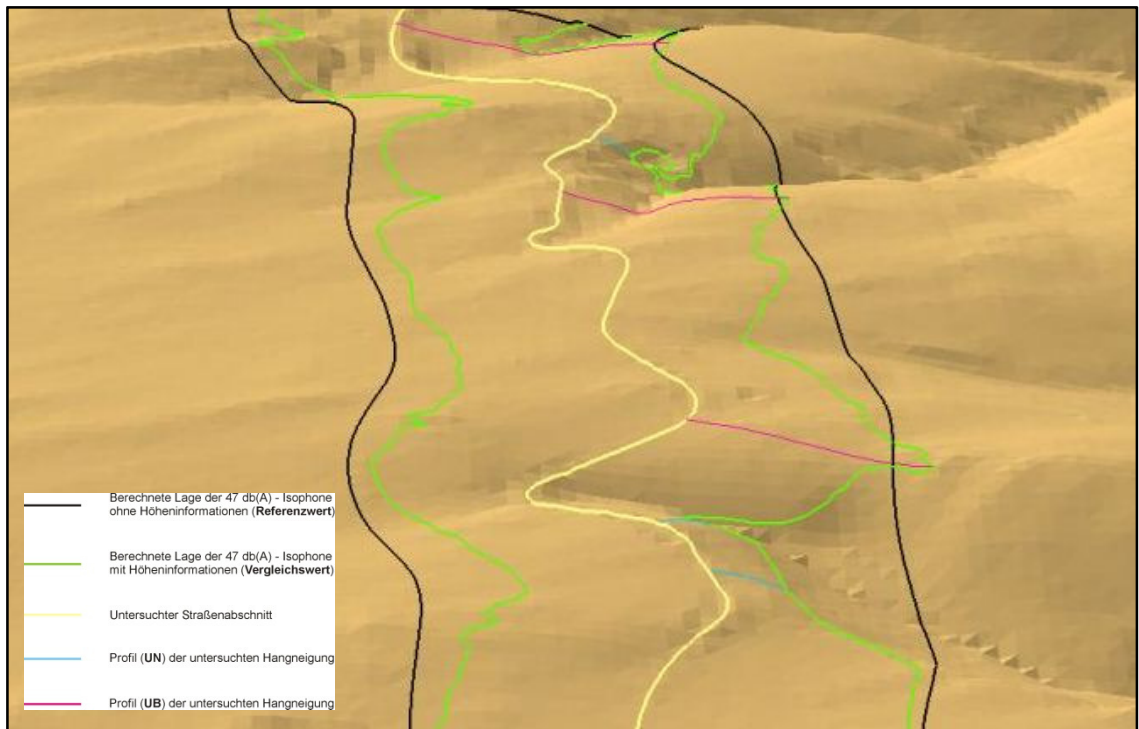
ÜB = Lage der 47 dB(A)-Isophone ist straßennäher als Referenzwert

UN = Lage der 47 dB(A)-Isophone weiter weg von der Straße entfernt als Referenzwert

Quelle: Eigene Berechnung

Im Vergleich der beiden Profiltypen (UB und UN) weisen die Profile die kleinsten längenmäßigen Unterschiede aus (126,6 m). Gleichzeitig sind an diesem Abschnitt die Unterschiede in den Hangneigungen am größten. Der Unterschied zwischen den beiden Typen beträgt hier 27,1°. Die Profile der unterschätzten Lagen sind im Durchschnitt die kürzesten (168,9 m) und gleichzeitig die mit der geringsten durchschnittlichen Hangneigung (14,9°). Im Vergleich der Lageunterschiede der Isophonen für den Typ UN und UB werden jeweils die geringsten durchschnittlichen Werte berechnet. Die Abweichungen in der Lage betragen hier 14,7 m (UN), d.h. dass hier die Isophone von Vergleich- und Referenzwert gemittelt nur 14,7 (UN) bzw. 80,5 m (UB) auseinander liegen..

Abbildung 30: TIN mit Profilen an der L249s



Quelle: Eigene Darstellung (ArcScene), Blickrichtung Süd-Nord

5. Analyse der Ergebnisse

Als wichtiges Ergebnis kann hier festgehalten werden, dass der Unterschied in der berechneten Fläche zwischen den beiden Varianten für die hier untersuchten Streckenabschnitte deutlich ist. Lagebereinigt ist die als betroffen bewertete Fläche knapp ein Drittel (32,8%) größer, wenn keine Höheninformationen zur Schallberechnung eingesetzt werden. Der Flächenanteil der als durch die Referenzdaten nicht betroffen berechnete Raum ist vergleichsweise gering. Lediglich ein durchschnittlicher Anteil von 1,6 % der Vergleichsfläche liegt lagebereinigt außerhalb der Referenzfläche und würde bei einer Berechnung ohne Höhendaten nicht als betroffen erfasst.

Als zweites Ergebnis aus diesen Berechnungen kann hier gefolgert werden, dass die tatsächliche Lage der 47 dB(A)-Isophone an allen Abschnitten in beide Richtungen abweicht. Dies deckt sich mit den Ergebnissen aus den Messungen aus alpinen Bereichen (s. Kapitel 2.2). Es gibt an allen untersuchten Straßenabschnitten Bereiche, an denen die Lage der Vergleichswerte näher zur Straße ist, als auch solche Bereiche, in denen die Lage der Isophone weiter entfernt von der Straße ist. Die Größenordnung dieses Verhältnisses liegt bei Spannen zwischen 1:12 (B 258) und 1:200 (B 266).

Mit der gegebenen Vorsicht hinsichtlich der aus der Methodik der Probenauswahl nicht zu überprüfenden Signifikanz der Ergebnisse (s. Kapitel 3), können für die Probestrecken einige Statements festgehalten werden.

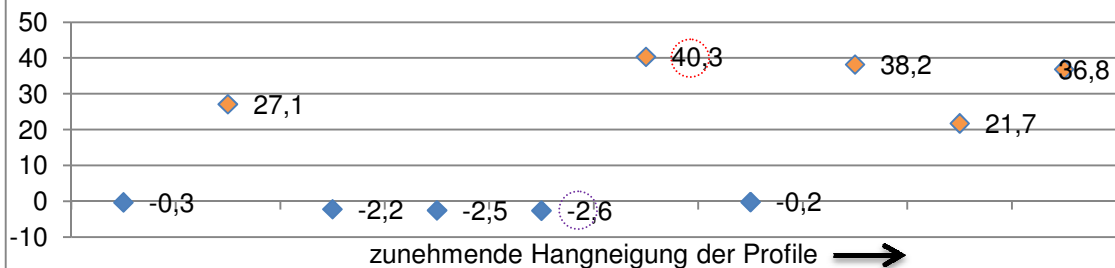
Aus den Daten ergibt sich nicht, dass ein Zusammenhang zwischen der Höhe der Abweichung in die eine Richtung zur Abweichung in die andere Richtung besteht (z.B. dass ein zunehmend hoher prozentualer Anteil an überschätzter Fläche einen abnehmenden Anteil an unterschätzter Fläche abbildet, s. Abbildung 18). Die Daten zeigen hier keine Linearität.

Keine Ergebnisse liefert die Auswertung der durchschnittlichen Hangneigung bzw. des Höhenunterschiedes zwischen der Lage der Grenzisophone des Vergleichswertes und der der Straße. Hier ergibt sich keine Linearität zwischen Hangneigung und Größe der über- oder unterschätzten Fläche.

Tabelle 11: Vergleich von Hangneigung und lagebereinigten Flächenanteilen

Typ	durchschnittliche Länge des Profils (in m)	durchschnittliche Hangneigung (in °)	mittlerer Höhenunterschied zw. Straße und 47 dB(A)-Isophone (in m)	mittlere Distanz zw. Referenz- und Vergleichswert (in m)	Unter (neg.) - oder überschätzter (pos) Flächenanteil (in%)
UN	168,9	14,9	16,5	14,7	-0,3
ÜB	72,4	17,4	10,3	132,4	27,1
UN	309,1	22,8	56,6	61	-2,2
UN	226,6	25,3	40,7	25,2	-2,5
UN	241,3	27,8	39,1	55,8	-2,6
ÜB	122,5	30,7	17,9	203,6	40,3
UN	435,2	33,6	64,8	16,9	-0,2
ÜB	36,5	34,7	7,4	108,3	38,2
ÜB	42,3	42,0	15,5	80,5	21,7
ÜB	28,6	51,2	12,2	191,5	36,8

unter (negative) und überschätzte (positive) Flächenanteile (in %)



- ◆ Profil aus einem unterschätzten Bereich
- ◆ Profil aus einem überschätzten Bereich

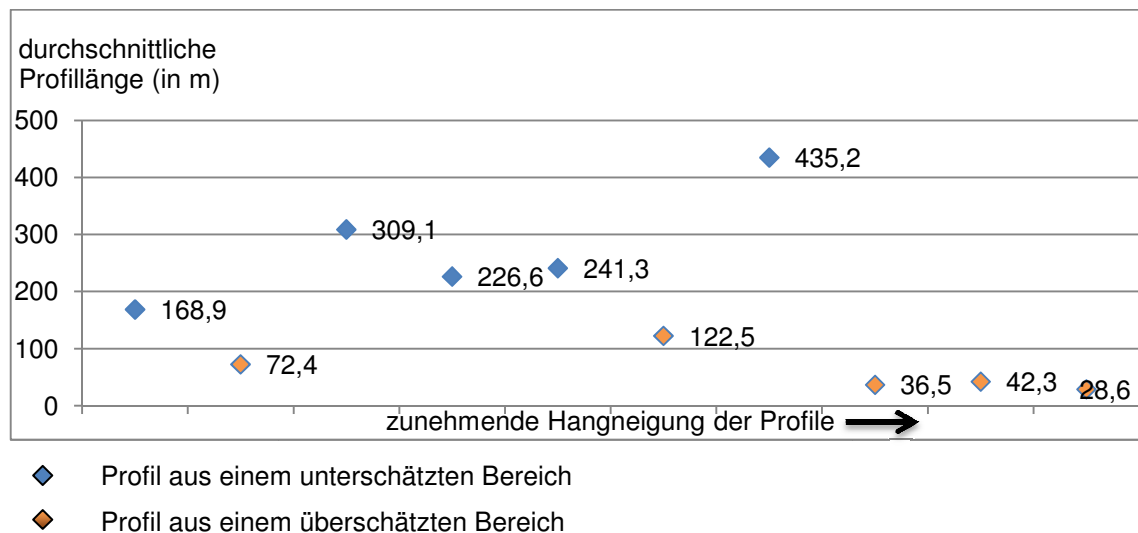
Quelle: eigene Berechnungen

Dennoch zeigt die Datenreihe aus Tabelle 11, dass mit zunehmender mittlerer Hangneigung der ausgewerteten Profile der Anteil der unterschätzten Fläche zunächst zunimmt und dann wieder sinkt. Im Hangneigungsbereich bis ca. 30 Grad zeigen vier Profile, dass die Lage der Grenzisophone weiter entfernt ist, als dies die berechnete Lage mittels Referenzwert zeigt. Ab 34 Grad Hangneigung dreht sich dieses um, und vier der fünf gemittelten Profile zeigen eine straßennähere Lage der Grenzisophone, als dies die jeweiligen Referenzwerte abbilden. Für vier der fünf untersuchten Abschnitte ist demnach ab 31 Grad Hangneigung eine Größe erreicht, die zur Überschätzung der

betroffenen Fläche führt. Im gleichen Verhältnis führen hier gemittelte Hangneigungen unter 31 Grad Hangneigung zu einer Unterschätzung der betroffenen Fläche. Signifikanzen zu diesen Ergebnissen sind nicht berechenbar. Dass dazu eine Verallgemeinerung nicht zulässig ist, ergibt sich durch die Einschränkungen aus der Methodik der Streckenauswahl und der geringen Fallzahl.

Keine durch die deskriptive Statistik erkennbare Reihung ergibt sich beim Vergleich der Hangneigung mit den mittleren Höhenunterschieden zwischen Straße und Grensisophone der Vergleichswerte. Auch die mittlere Distanz zwischen den Isophonen von Referenz- und Vergleichswert ergibt keine Reihung anhand zunehmender Hangneigung. Auch keine Reihung von Hangneigung und Profillänge ist erkennbar (s. Abbildung 31). Sichtbar ist jedoch, dass die kürzesten Profile auch gleichzeitig die sind, die die größte Hangneigung besitzen. Allerdings kann auch hier keine Aussage zum Zusammenhang der Variablen und dem Bestimmtheitsmaß gemacht werden. Die vorliegenden Daten können in diese Richtung nicht ausgewertet werden.

Abbildung 31: Verteilung von Profillänge und Hangneigung



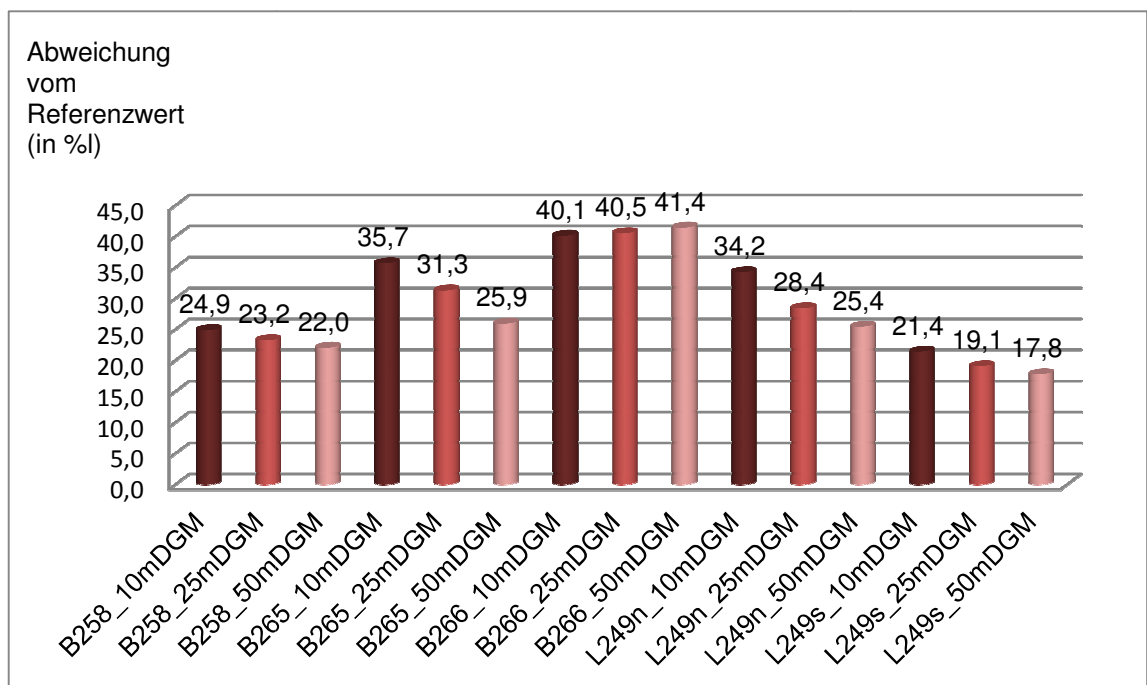
Quelle: eigene Berechnungen

Werden die Schallberechnungen betrachtet, die in den perspektivischen Abbildungen in Kapitel vier abgebildet sind, wird klar, dass die Berechnung von Lärm keine einfache Addition sich überlagernder Pegel ist (s. Maute 2006, S. 36-42). Neben den Interferenzen an den Straßenkehren und Kurven werden an den geraden Abschnitten die alleinigen Einflüsse des Reliefs sichtbar. Allerdings gilt auch für diese Abschnitte, dass die Berechnungen nur für die gewählte Höhe gültig sind. Modelliert als dreidimensionales Phänomen oder allein mit einer anderen Betrachtungshöhe würde die halbkreisförmige Ausbreitung (Sichtweise: vertikal über der Straßenachse!) der Schallwellen von der linearen Schallquelle Straße aus einen deutlich größeren Einfluss auf die Ausbreitungsrechnung haben. Dieser Unterschied zur gewählten Modellierung kann an dieser Stelle nicht quantifiziert werden, ist in älteren Untersuchungen jedoch dokumentiert (s. Pack 1980). Für den Fall von Lärmquellen in Alpentälern sind hier im Vergleich zu ebenen Situationen straßenfernere Lagen der betrachteten Isophonen erkennbar. Die Ergebnisse sind allerdings nicht vergleichbar (s. Kapitel 2.2), da die Eingangsparameter unterschiedlich und zudem unbekannt sind (DTV- Werte, Anzahl der Fahrbahnen, Fahrbahnbeläge, Schallschutzeinrichtungen etc.). Die visuelle Auswertung der TIN-Abbildungen legt nahe, dass auch in den hier untersuchten Geländeformen ähnliche Modifikationen der Einflussparameter auf die Schallausbreitung im Freien wirken, wie diese aus alpinen Gelände dokumentiert ist. Dies bedeutet u.U. auch eine andere Einschätzung von atmosphärischen Parametern, da diese, so zeigen die Fallstudien der Alpen, nicht mit den Standardwerten der RLS 90 berechnet werden können. Zudem wirken, wie an den Taleinschnitten und Kuppen in den TIN's sichtbar ist, sich überlagernde Schallwellen und solche, die zu Schallschatten direkt hinter Kuppen führen. Diese Aussagen können hier allerdings weder bestätigt noch abgelehnt werden und bedürfen einer gesonderten Überprüfung.

Unbeantwortet ist bis hierher noch die Fragestellung nach einer notwendigen Präzision in Form der Dichte der Höhenpunkte. Wie im Zusammenhang mit der Erstellung der Profile festgehalten, erscheint eine zunehmende Präzisierung dann besonders wichtig, wenn die Habitatansprüche der untersuchten Vogelart kleinräumiger sind (siehe Kapitel 3). An dieser Stelle sind zusätzlich absolute Flächengrößen wichtig, da hier eine auf ha-Angaben beruhende Abschätzung erfolgt. Eine definitive Verlustbestätigung ergibt sich auch dann erst, wenn der Aktionsraum des Vogels bekannt ist und mit der berechneten Fläche innerhalb des kritischen Schallpegels überlagert wird. In Abbildung 26 ist das prozentuale Präzisionspotenzial der einzelnen DGM's gegenüber Berechnungen ohne Höheninformationen sichtbar.

Mit den gemachten Erkenntnissen ist mit zunehmender Dichte der Höhenpunkte eine Abnahme der als betroffen berechneten Fläche zu erkennen. Ausnahme ist hier der Abschnitt an der B 266. Auch dieses Ergebnis ist aber als Präzision zu bewerten!

Abbildung 32: Prozentuale Abweichung der betroffenen Fläche in Abhängigkeit der Dichte des Höhenpunktnetzes



Quelle: eigene Berechnung

6. Zusammenfassung, Diskussion und Ausblick

Zusammenfassung:

Zielsetzungen dieser Thesis waren die Beantwortung von drei Fragen

1. Herausfinden, ob die Verwendung von Höhendaten bei der Ermittlung von durch Lärm betroffenen Gebieten ein anderes Ergebnis liefert, als wenn keine Höhendaten verwendet werden. Der wichtigste Unterpunkt hierzu, war zu ermitteln, ob das Ausklammern von Höhendaten zu einer Unter- oder Überschätzung des als betroffen zu charakterisierenden Fläche führt.
2. Untersuchen, ob Parameter des Reliefs (hier die Hangneigung) Grenzwerte zeigen, die Auskunft über eine sinnvolle Verwendung (i. Sinne von einer Balance zwischen erzielbarer und notwendiger Präzision) von Höhendaten liefern.
3. Klären, wie die Vegetation auf die Schallausbreitung wirkt und so Einfluss auf die Lage der kritischen Isophone hat.

Mit Hinweis auf die in Kapitel drei ausgeführten einschränkenden Bedingungen sind bei Betrachtung der fünf Straßenabschnitte folgende Erkenntnisse gewinnbar. Die Verwendung von Höhendaten bei der Berechnung der kritischen Isophone führt in zweierlei Hinsicht zu anderen Ergebnissen, als dies eine Berechnung ohne die Berücksichtigung von Höheninformationen tut.

- 1) Die Lage ist überwiegend straßennäher
- 2) Die Ergebnisse ohne die Verwendung von Höhendaten führen zu einer Überschätzung der insgesamt als zunächst potenziellen Verlust zu beziffernden Fläche

Zusammengefasst sind die Ergebnisse hinsichtlich des Einflusses der Vegetation, dass auch hier ein genereller Einfluss besteht. Dieser ist im Sinne einer effektiven Veränderung der Schallausbreitung nur für die Vegetationsform „Wälder“ relevant, die eine Mindestbewuchstiefe aufweisen. Im Zuge der Recherche wurde deutlich, dass noch keine Klarheit über die genaue Bewuchstiefe besteht und dies noch nicht abschließend bewertet ist. Deutlich

wurde auch, dass ergänzende Vegetationsaufnahmen notwendig sind, um die Ergebnisse weiter zu präzisieren. Insbesondere die Punkte zur Gestalt des Bewuchses und der Artenzusammensetzung sind hier entscheidende Faktoren. Hier sind die Ergebnisse zu Schallschutzwäldern hilfreich, die Situationen mit maximaler Dämpfungsleistung beschreiben. Der in den Waldfunktionenkartierungen ausgewiesene Anteil der Funktion „Lärmschutz“ ist z.T. sehr niedrig (z.B. 1% in Sachsen). Dies kann durchaus auch als Indiz für eine geringe Wirkung dienen (s. Freistaat Sachsen 2007, S.9).

Insgesamt ist der Einfluss von Wald auf die Dämpfung von Schall aus dem Straßenverkehr als gering einzustufen. Da auch die Frequenz des Schalls nicht unberücksichtigt bleiben darf und das Maximum an Dämpfungsleistung von Wäldern andere Frequenzen aufweist, als dies durch Straßenverkehr produzierter Schall besitzt, werden hier keine großen Differenzen beim Durchgang des Schalls durch die Vegetation zu erwarten sein.

Aufgrund der sehr unterschiedlichen Ansprüche von Vögeln an ihren Lebensraum und die doch unterschiedliche Störemfindlichkeit hinsichtlich des Lärms werden Einzelanalysen weiter unvermeidlich bleiben. Zunächst gilt ganz allgemein, dass je engmaschiger das Höhenpunktnetz ist, desto präziser werden die Ergebnisse. Da die Unterschiede zwischen den Maschenweiten in Fläche umgerechnet z.T. größer sind, als die erforderlichen minimalen Habitatgrößen einzelner Arten, ist zu diesem Punkt festzuhalten, dass ein möglichst engmaschiges Netz verwendet werden sollte. Dies gilt aber nur für die ausgewiesenen lärmempfindlichen Arten.

Diskussion:

Dieser Abschnitt soll in allgemeiner Form Gedanken zu Auswirkungen aus dem Design und dem Inhalt der Thesis festhalten. Dazu gehören Aspekte zur Methodik, der Genauigkeit und Aussagekraft der gefundenen Ergebnisse.

Methodik

Die hier umgesetzte Variante des Sound Mapping ist einfach und rasch umzusetzen. Das Aufteilen zwischen dem GIS-Baustein zur Datenhaltung und als Komponente der Geoprozessierung neben der reinen Lärmberechnung in einer eigenständigen Software gelingt über die Im- und Exportfunktionen beider Bestandteile über standardisierte (Industriestandard!) Austauschformate. Um eine völlige Redundanzfreiheit der Daten zu erzielen, ist sicher die Variante der Integration der Lärmberechnung in ein GIS vorteilhafter. Allerdings ist die komplexe Materie der Ausbreitungsberechnung in einem GIS nicht über vorhandene Werkzeuge eingebunden und müsste in Form von Skripten oder Erweiterungen noch bereitgestellt werden. Die bislang noch gültige nationale Berechnungsvorschrift RLS 90 wird zukünftig durch europaweite Standards ersetzt oder zumindest mit dem Parameter für Vegetation variiert werden müssen. Eine generelle Notwendigkeit der Einbindung von Höhendaten zeigen die untersuchten Streckenabschnitte und die hier an allen Abschnitten auftretenden Bilanzierungsunterschiede zwischen den Berechnungen mit und ohne Höhendaten. Die für die Thesis in den Standardparametern belassenen sonstigen Einflussfaktoren auf die Schallausbreitung müssten mit den der Lage angepassten Werten ergänzt werden. Hier sind vor allem atmosphärische Rahmenbedingungen und die Dämpfung durch Vegetation zu nennen, auch wenn der Einfluss auf die Lärmausbreitung eher gering sein dürfte. Erst nach einer solchen Betrachtung, wären die Ergebnisse mit Blick auf die Studienresultate in alpiner Umgebung vergleichbar. Zurzeit sind für die qualitative Bewertung (im Sinne der akustischen Klassifizierung) der Waldvegetation keine geeigneten Methoden vorhanden. Eine solche Methode würde zweierlei Probleme gleichzeitig lösen helfen. Grenzwerte könnten Wälder in relevant und nicht relevant klassifizieren und dann auch Aussagen zu Richtung und Höhe des Einflusses liefern. Zudem sind dadurch Aussagen zu Sichtbarkeitsanalysen möglich, die die Gruppe der bewerteten Vögel ausweitet. Dann sind nicht nur, wie für die Thesis einschränkend festgelegt, Vögel mit

besonderer Lärmempfindlichkeit in einem Störungsgrad bewertbar, sondern auch Arten, bei denen eine Analyse der Sichtbarkeit anderer Störreize (vor allem Bewegungen und Lichteinfall von Fahrzeugen) gravierender ist. Dies ist dahingehend wichtig, um andere Tiergruppen und bei Vögeln die Arten einbinden zu können, die den überwiegenden Teil der relevanten Arten in Planungsvorhaben bilden.

Modellierung

Die Thesis nimmt in der Modellierung einen Punkt in Kauf, der nicht nur in dieser Arbeit nicht befriedigend gelöst werden kann. Bei Vegetation, Lärm und Tierlebensräumen handelt es sich um kontinuierliche Phänomene, die eigentlich keine scharfen, klar abgrenzbaren Ränder haben. In der Planungspraxis sind diese aus Gründen der Praktikabilität als diskretes Phänomen umgesetzt. Dies ist (auch) Gesetzen geschuldet, die klar Auskunft dazu verlangen, wie viel Fläche betroffen und auszugleichen ist. Diese Angaben sind in m² zu machen und nicht mit Wertebereichen. Diese Ungenauigkeit ist nur schwer zu fassen und derzeit kaum in berechenbaren Modellierungen umzusetzen, da auch der Aufwand hier möglichst gering zu halten ist. Einerseits würde durch eine aufwendige Modellierung die eingangs angesprochene auskömmliche Projektbearbeitung kaum noch möglich, andererseits (und als zwingender Punkt) ergibt sich aus den Vorgaben der Auftraggeber ein nicht veränderbares Abstraktionsniveau, das aus Kompatibilitätsgründen nicht veränderbar ist.

Genauigkeit

In der Thesis gibt es einige Punkte, die mit Blick auf die eingangs gestellten Fragen nach einer Präzisierung beleuchtet werden sollten. Bereits die Datenaufbereitung verursachte in diesem Fall Ungenauigkeiten, die nicht quantifizierbar sind. Straßen per Hand zu digitalisieren, ohne dass dazu methodische Standards vorliegen (z.B. vorgeschriebene Grundlagen und Maßstäbe) ist generell kritisch, da sich dieser Ungenauigkeitsfehler durch alle folgenden Berechnungen durchzieht. Diesen Fehler verstärkend wirken sich die unter der Modellierung angesprochenen Probleme mit der Diskretisierung der kontinuierlichen Phänomene aus. Auch hier gibt es keine Möglichkeit, die Höhe des Fehlers zu bestimmen. Ein denkbarer Ausweg sind Sicherheitszuschläge, wie sie in der Handlungsempfehlung für die Abgrenzungsproblematik von

tatsächlichen Habitate vorgesehen sind. Das Problem der nicht präzisierbaren Ungenauigkeit der Ergebnisse löst dieses aber nicht.

Neben der lagemäßigen Ungenauigkeit sind beim Übertrag von attributiven Informationen aus analogen Vorlagen auch inhaltliche Fehler nicht vermeidbar. Diesem Fehler wird in Zukunft mit dem Vorliegen von flächendeckenden Geoinformationen zu Straßen begegnet werden können. Dies ist ebenfalls keine Garantie für Fehlerfreiheit der Straßendaten, beschränkt diese Fehlerquelle aber deutlich und stellt für alle Bearbeiter eine einheitliche Vorlage. Neben der räumlichen und attributiven Komponente der Genauigkeit steht die der zeitlichen Genauigkeit. Im Zuge der Erstellung einer Kartiervorschrift für die Dreidimensionalität der Waldvegetation kann auch die zeitliche Genauigkeit dieser Aufnahmen mit festgelegt werden (z.B. verändert sich der dämpfende Effekt eines Laubwaldes gegenüber immergrünen Beständen mit der Jahreszeit; Tiere verändern die Habitatnutzung). Auch zu diesem Punkt sind Festlegungen kein Garant für Fehlerfreiheit, sichern aber wenigstens die Validität und Vergleichbarkeit von Untersuchungen.

Signifikanz der Ergebnisse

Wie im Kapitel zur Methodik dargelegt, erfolgte die bewusste Auswahl auf fünf Abschnitte, die sehr heterogen hinsichtlich der Eingangsparameter waren (Länge, Steigung, Verkehrsstärke) und damit auch unterschiedlich große Rechenräume für die Lärmberechnung verursachten. Neben der bewussten Auswahl der Untersuchungsfälle ist auch die geringe Fallanzahl statistisch ein Problem für die Frage der Signifikanz der Ergebnisse. Im Rahmen dieser Arbeit konnte aus zeitlicher und finanzieller Hinsicht keine Erweiterung der Strecken erfolgen. Die kostenfreie Bereitstellung von Höhendaten im Rahmen wissenschaftlicher Arbeiten ist mit den hier vorliegenden Daten erschöpft. Eine Erweiterung der Fallzahlen und eine Erweiterung hinsichtlich tatsächlich ebener Situationen (diese sind hier einfach durch Weglassen der Höheninformationen simuliert) kann die hier gemachten Ergebnisse stützen oder als Ausreißer identifizieren. Zu bestimmen wären dann aber Kriterien, die eine ebene und eine Geländesituation mit bewegtem Relief unterscheiden. Denkbar ist, dies auch rückwirkend anhand von gefundenen Kennzahlen zu machen, die eindeutig die Anwendung von Höhendaten vorschreiben, da ansonsten die betroffenen Räume falsch beziffert werden. Von einer Signifikanz im

statistischen Sinne kann auch im Vergleich mit bestehenden robusten Studien nicht gesprochen werden. So kann hier aufgrund der Unterschiede zu diesen Untersuchungen nicht gesagt werden, ob diese Ergebnisse in die gleiche Richtung weisen, oder dies nicht tun. Sowohl die Eingangsparameter sind unterschiedlich und auch die publizierten Ergebnisse sind nicht vergleichbar (z.B. unbewertete dB und bewertete dB(A) – Angaben). Diese Feststellung betrifft sowohl die flächenmäßigen Berechnungen als auch die Parameterprüfung des Reliefs.

Ausblick:

Die Ergebnisse liefern keine prüfenden Aussagen hinsichtlich der der Arbeit zugrunde liegenden Handlungsempfehlungen. Diese gehen von anderen Voraussetzungen aus (Verkehrsstärken, arttypische Werte hinsichtlich einer möglichen Störung durch den Lärm, artspezifisch festgelegte Immissionshöhe). Die gemachten Erkenntnisse zeigen, dass die Methodik auf andere Störreize als auch auf potenziell durch Lärm gestörte andere Tiergruppen übertragbar ist.

Als Folgerungen ergeben sich aus diesen Ergebnissen für die Planungspraxis folgende Überlegungen. Voran dazu noch einmal der Hinweis, dass die gewählten Straßenabschnitte nicht die erforderlichen Verkehrsstärken der Handlungsempfehlung aufweisen und auch die rechnerische Annahme, dass die betroffenen Flächen innerhalb der 47 dB(A)-Isophone alle mit potenzieller Habitatfläche gleichzusetzen sind, ist nicht zulässig.

Folgende Ergebnisse liefern die Betrachtungen der Straßenabschnitte:

- Der Einsatz von Höhendaten in der Lärmausbreitung ist, um betroffene Bereiche genauer abzugrenzen, generell anzuraten.
- Je genauer die Rasterungen der Höhendaten sind, desto präziser wird der tatsächlich betroffene Raum auch berechnet. Die berechneten Straßenabschnitte weisen hier Abweichungen von bis zu 10% der Fläche auf – dies sind je nach Vogelart (rein rechnerisch) mehr als ein betroffenes Habitat.

Auf die Frage, wie wichtig die Einbeziehung von Höhendaten bei der Evaluierung von Störgrößen für lärmempfindliche Vogelarten ist, zeigt sich doch deutlich, dass dies angebracht scheint. Die Flächenunterschiede in Höhe von bis zu zehn Prozent lassen hier ein großes Präzisionspotenzial erkennen. Da weitere Wirkfaktoren mit großer Reichweite (vor allem Aspekte von Blickbeziehungen) deutlich vom umgebenden Relief abhängig sind, ist auch hier eine Präzision von vorliegenden Ergebnissen im Falle von Gelände mit deutlichen Höhendifferenzen wahrscheinlich. Parallel dazu sollten

Kartiermethoden gefunden werden, die zumindest für Waldbereiche ab einer noch festzulegenden Mindestbewuchstiefe deren Dreidimensionalität aufnehmen können. Die daraus folgende Kartierung wird nicht ohne erheblich gesteigerten Aufwand möglich sein und die Kosten solcher Untersuchungen zusätzlich steigern.

Diese Vegetationsaufnahmen liefern jedoch einen zweiten wichtigen Hinweis. Ähnlich wie für den Lärm ist bei Sichtbarkeitsanalysen, die als weitere wichtige Störreize für Vögel untersucht werden müssten, die auf der Oberfläche stehende Bewuchs ein wichtiges zu beachtendes Hindernis bei Sichtbeziehungen. Durch eine solche Erweiterung werden die Ergebnisse auch auf andere Vogelgruppen anwendbar, die auf andere weit reichende Störwirkungen deutlicher reagieren (Licht und Bewegung) als auf Lärm. Damit könnten dann auch für diese Gruppen präzisere Bewertungen erfolgen, als dies mit dem Standardverfahren ohne Verwendung von Höheninformationen und Vegetationsdaten möglich ist.

Allerdings darf der entstehende Aufwand nicht vergessen werden. Allein der Zeitunterschied für die Prozessierung der drei Höhenmodelle lag durchschnittlich im Verhältnis von 1: 5 im Falle der Lärmausbreitungsberechnung (50m DGM zu 10m DGM). Diese Steigerung der Präzision lässt die Kosten in mehrerer Hinsicht steigen.

- 1) Die durch die längere Prozessierungszeit im GIS und in der Lärmsoftware länger gebundenen Ressourcen
- 2) Die Kosten der Datenbeschaffung (2011) steigen pro km² von 1€ für DGM 50m auf 4€ für das DGM 25m bis auf 10€ beim DGM 10m. Die aktuellen Beschaffungskosten für das künftig flächendeckend erhältliche DGM 1m betragen 80€ pro Km² (Stand 2011).
- 3) u.U. höhere Soft- und Hardware- und Wartungskosten, da die Prozessierung (vor allem) großer Mengen von Höhendaten daran besondere Anforderungen stellt.
- 4) u.U. erhöhter Schulungsbedarf für Mitarbeiter

Hier muss noch an einer Balance zwischen hinreichender Genauigkeit durch die Wahl der Punktdichte im Höhenmodell und der erzielbaren und notwendigen Steigerung der Präzision gearbeitet werden. Da auch die Habitatgrößenansprüche bei den Arten sehr unterschiedlich sind, sollte ein Versuch unternommen werden, diese hinsichtlich dieses Anspruches zu klassifizieren. Denkbar ist, dass kleinräumig agierende Arten mit dichteren Höhennetzen zu untersuchen sind, während bei mehrere Hundert Hektar beanspruchenden Arten eher mit grobmaschigeren Höhenpunkten gearbeitet werden kann. Eine solche Klassifizierung bräuchte jedoch dringend noch die Beachtung weiterer Parameter (u.a. Höhe des Immissionspunktes, ggf. mehrere je nach Nutzung des Habitates).

Neben dieser rein rechnerischen, quantitativen Annäherung an die Betroffenheit von Arten muss gleichzeitig ein Schritt hinsichtlich der qualitativen Prüfung der als betroffen ermittelten Flächen erfolgen. Denn nicht jeder verlärmte Bereich ist von der aufgefundenen Struktur her automatisch als Habitat geeignet. Auch das, so ist in der Arbeitshilfe zu lesen, ist ein noch zu erforschender, eigener Themenkomplex.

Literatur

Arbeitsgruppe der Europäischen Kommission für die Bewertung von Lärmbelastungen (WG-AEN) 2006. *Leitfaden zu den Best Practices für die strategische Lärmkartierung und die Zusammenstellung entsprechender Daten zur Lärmexposition. Positionspapier (Endgültiger Entwurf)*, o.O.

Arbeitsgruppe der Europäischen Kommission für die Bewertung von Lärmbelastungen (WG-AEN) 2008. *Presenting Noise Mapping Information to the Public*. Position paper, o.O.

Asheesh S. et al. 2010. *Development of Noise Simulation Model for Stationary and Mobile Sources: A GIS-Based Approach*. In: Environmental Modeling and Assessment, Volume 15, Number 3, S. 189-197

Aylor, D. 1971. *Noise reduction by vegetation and ground*. In: The journal of the Acoustical Society of America, Volume 51, S. 198-205

Bezirksregierung Köln (Hrsg.) o.J. *TIM-online. Topographisches Informationsmanagement Nordrhein-Westfalen*. [Internet] – Abrufbar unter: <http://www.tim-online.nrw.de/tim-online/nutzung/index.html>, Stand 01.01.2011

Bezirksregierung Köln (Hrsg.) o.J. *Geobasisdatenportal*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.geoserver.nrw.de/gbdaten.html>, Stand 01.01.2011

Bieringer, G. 2009. *Auswirkungen von Straßenlärm auf Brutvögel eines Auwaldes*. In: Vogelwarte. Zeitschrift für Vogelkunde, Band 47, Heft 4, 2009, S. 356-357

Bieringer, G., Kollar, H.P. & Strohmayer, G. 2010. *Straßenlärm und Vögel – Road noise and birds*. Straßenforschung, grüne Reihe (587), Wien: Selbstverlag

Buchwald, K., Heckenroth, H. 1999. *Gefährdung der Vogelwelt und ihrer Lebensräume durch den Straßenverkehr – Naturschutzproblematik, Planung und Durchführung von Schutzmaßnahmen*. In: Buchwald, K. Engelhard, W. (Hrsg.): Verkehr und Umwelt: Wege zu einer Raum- und sozialverträglichen Mobilität. Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Band 16/I, Economica Verlag: Bonn, S. 62 -90

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 1992/2009. *Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen. RLS-90*. (Beigeheftet: Allgemeines Rundschreiben Straßenbau Nr. 3/2009), FGSV Verlag GmbH: Köln

Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung 1996. *Richtlinien für die Anlage von Straßen (RAS). Teil: Querschnitte (RAS-Q)*. FGSV Verlag GmbH: Köln

Bräu, J. et al. 2010. *Viel Lärm um GIS // Noise Mapping in GIS*. In: GIS.Trends + Markets - The Geomatics News Magazine, 1/2010, abcverlag GmbH: Heidelberg, S.20-23

Brambilla, M. et al. 2009. *GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of Lanius collurio at multiple levels and conservation implications*. In: Biological Conservation, Volume 142 (10), S. 2033-2042

Brückler, M. 1996. *GIS-gestützte Verkehrslärmanalysen für Raumplanungszwecke*. In: Schrenk, Manfred (Hrsg.). Computergestützte Raumplanung – Beiträge zum Symposium CORP´96 vom 14. bis 16. Februar 1996; Selbstverlag des Instituts für EDV-gestützte Methoden in Architektur und Raumplanung der TU Wien, [Internet] - abrufbar unter: <http://www.corp.at/index.php?id=28&L=0>, Stand 12.12.2010

European Environment Agency (EEA) (Hrsg.) 2001. *Road Freight transport and the environment in mountainous areas. Case studies in the Alpine region and the Pyreneas*. Technical report No 68, Copenhagen

Egli, W., Weber, M. und P. Angst 2010. *Einfluss der Bepflanzung auf die Schutzwirkung von Lärmhindernissen. Bäume-Rauschen ohne Wind*. In: Umweltpraxis, Nr. 60, 04/2010, S. 11-12

De Kluijver, H., Stoter, J. 2003. *Noise Mapping and GIS: optimizing quality and efficiency of noise effect studies*. In: Computers, Environment and Urban Systems, Volume 27, Issue 1, S. 85 -102

Fang, C-F., Ling, D-L. 2003. *Investigation of the noise reduction provided by tree belts*. In: Landscape and Urban Planning 63, S. 187-195

Farcas, F., Sivertun A. 2009. *Road Traffic Noise: GIS Tools for Noise Mapping and a case study for skane region*. Workshop report from ISPRS Workshop on quality, scale and analysis aspects of city models. - Lund, Sweden, o.S.

Flade, M. 1994. *Die Brutvogelgemeinschaften Mittel- und Norddeutschlands: Grundlagen für den Gebrauch vogelkundlicher Daten in der Landschaftsplanung*. Eching: IHW-Verlag

Freistaat Sachsen, Staatsbetrieb Sachsenforst 2007. *Waldfunktionenkartierung im Freistaat Sachsen. Ergebnisbericht zur Aktualisierung der Waldfunktionenkartierung*, o.O.

Garniel, A. et al. 2009. *Arbeitshilfe Vögel und Straßenverkehr*. Bericht zum Forschungsprojekt FE 02.286/2007/LRB „Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“ Kiel, Bergisch Gladbach

Garniel, A. et al. 2007. *Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna - Vögel und Verkehrslärm*. Forschung Straßenbau und Straßenverkehrstechnik (1019). Bremerhaven: Wirtschaftsverlag NW

Heimann, D. et al. (Hrsg.) 2007. *Air Pollution, Traffic Noise and Related Health Effects in the Alpine Space. A Guide for Authorities and Consultants*. ALPNAP comprehensive report. Trento

Heutschi, K. 2010. *Schallausbreitung im Freien. Vorlesungsmaterial zu Akustik*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.isi.ee.ethz.ch/teaching/courses/ak1/eth-akustik-1>, Stand 15.02.2011

Hinton, J. 2002: *How to map noise*. In: *Noise & Health*, Volume 4, Issue 15, S. 1-5

Hirsch, K.W., Trimpop, M. 2010. *Lärmschutz durch Wald – Teil 2: Forstliche Aspekte bei der Schallausbreitungsberechnung*. Fortschritte der Akustik – DAGA 2010, 36. Jahrestagung für Akustik in Berlin, Berlin, S. 169-170

Höpflinger, F. o.J. *Stichprobenauswahl und Samplingverfahren*. [Internet] - abrufbar unter: <http://www.hoepflinger.com/fhtop/fhmethod1F.html> [Stand 15.01.2011]

IMAGINE Consortium o.J. *Imagine - Improved Methods for the Assessment of the Generic Impact of Noise in the Environment*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.imagine-project.org/>, Stand 15.03.2011

Konstantinidis, A., Evangelidis, K. & E. Stefanidou 2005. *GIS-Based visualisation of traffic noise*. In: *Proceedings of the 9th International Conference on Environmental Science and Technology*, Rhodes Island, Greece, 1.-3. September 2005, S. 431-436

Kurakula, V. 2007. *A GIS-based Approach for 3D Noise Modelling Using 3D City Models*. [Master thesis] International Institute for Geo-Information Science and Earth Observation (ITC), The Netherlands

Kurakula, V., Stoter, J. & de Kulijver, H 2007. *3D noise models. A methodology to improve noise modelling and visualization of noise in urban areas*. In: *Coordinates*, 3(12): S. 24-29

Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (LfU) 1987: *Materialien zur Grünordnungsplanung Teil 1. Siedlungsökologische und gestalterische Grundlagen*. Untersuchungen zur Landschaftsplanung, Band 10. [Internet] - Abrufbar unter: http://www.fachdokumente.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/50040/gopl_1.html?COMMAND=DisplayBericht&FIS=200&OBJECT=50040&MODE=BER, [Stand 15.01.2011]

Lerch, R., Sessler, G. & D. Wolf 2009. *Technische Akustik. Grundlagen und Anwendungen*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag

Lenk, U. 2001. *Strategies for integrating height information and 2D GIS data*. [Internet] - Abrufbar unter: www.msg.com.mx/~arturo/Junk/xx/lenk_paper.pdf, Stand 01.06.2011

Maidment, D. 1996. *Environmental Modeling with GIS*. In: Goodchild, M. F. et al. (Hrsg.). *GIS and environmental modeling: progress and research issues*. John Wiley & Sons Inc., New York, S. 315-324

Maute, Dieter, 2006. *Technische Akustik und Lärmschutz*. Leipzig: fv Fachbuchverlag Leipzig im Carl Hanser Verlag

Matuschek, R., Meller, V 2003. *Vergleich von technischen Prognoseprogrammen für die Schallimmission mit physikalischen Berechnungen der Schallausbreitung im Freien*. In: Fortschritte der Akustik: Plenarvorträge und Fachbeiträge der 29. Jahrestagung für Akustik DAGA 2003, Aachen, S. 428-429

Ministerium für Ländliche Entwicklung, Umwelt und Verbraucherschutz des Landes Brandenburg (Hrsg.) 2007. *Waldfunktionen im Land Brandenburg*. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe Band XXXIV. Potsdam, Eberswalde

Murai S. 1998. *GIS Work Book (Technical Course)*. [Internet] – abrufbar unter: <http://cret.cnu.edu.cn/syix/Content/giswb/vol2/contents.htm>, Stand 01.05.2011

Murphy, E., King, E.A. 2010. *Strategic environmental Noise Mapping. Methodological issues concerning the implementation of the EU Environmental Noise Directive and their policy implications*. In: *Environment International* 36 (2010), S. 290-298

Murphy, E, Rice, H.J. & C. Meskell 2006. *Environmental Noise Prediction, Noise Mapping and GIS Integration: the case of inner Dublin, Ireland*. In: *Proceedings, 8th International Symposium on Transport Noise and Vibration 2006*, St. Petersburg, Russia, S. 1- 10

Nordrhein-Westfälische Ornithologengesellschaft (NWO), Vogelschutzwarte im Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz (LANUV) (Hrsg.) 2009. *Rote Liste der gefährdeten Brutvogelarten Nordrhein-Westfalens, 5. Fassung*. [Internet] – abrufbar unter: <http://www.nw-ornithologen.de/index.php?cat=projects&subcat=2>, Stand 01.04.2011

o.A. *Atlas Sound. A typology of sound maps*. [Internet] - abrufbar unter: <http://www.weirdvibrations.com/2010/01/10/atlas-sound-a-typology-of-sound-maps/>, Stand 01.06.2011

Pack, I. 1981. *Darstellung der Lärmbelästigung durch Linienquellen in stark gegliedertem Gelände mittels Computerprogramms*. Kongressbericht Arbeitsgemeinschaft Alpenländer, Umweltschutzkongress 23.-25. Oktober 1980 in Gardone Riviera (Lombardei)

Pamanikabud, P., Tansatcha, M. 2003. *Geographical information system for traffic noise analysis and forecasting with the appearance of barriers*. In: Environmental Modelling & Software, Volume 18, Issue 10, December 2003, S. 959-973

Pfäfflin, F., Diegmann, V., Stapelfeldt, H. (2004): *Großräumige Lärmmodellierung im GIS*. In: Strobl/Blaschke/Griesebner (Hrsg.): Angewandte Geoinformatik 2004, Wichmann Verlag Heidelberg, S. 518-523

Probst, W. 2009. Accuracy and precision of prediction models for road noise. Proceedings of Euronoise 2009, Edinburgh. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.datakustik.com/en/company/publications/>, [Stand: 15.01.2011]

Probst, W. 2010. *New Techniques in Noise Prediction*. Proceedings of 20th International Congress on Acoustics, ICA 2010, Sydney. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.datakustik.com/en/company/publications/>, [Stand: 15.01.2011]

Probst, W., Huber, B. 2010. *Accuracy and Precision in Traffic Noise Prediction*. Proceedings of the 1st EAA – EuroRegio 2010 Congress on Sound and Vibration, Ljubljana. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.datakustik.com/en/company/publications/>, [Stand: 15.01.2011]

Reichholf, J. 2001. *Störungsökologie: Ursache und Wirkungen von Störungen*. In: Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL) (Hrsg.). Störungsökologie. Laufener Seminarbeiträge 1/01, S. 11-16

Schildwächter, R. 2005. *3D-Stadtmodelle – Spielzeug oder Arbeitshilfe*. In: EDV IN DER RÄUMLICHEN PLANUNG und BAUVERWALTUNG. 502. Tagung der Deutsche Akademie für Städtebau und Landesplanung / Institut für Städtebau Berlin. 07-09.12.2006, Berlin. [Internet] - Abrufbar unter: www.schildwaechter.name/ECHTZEITPLANUNG_full.pdf, Stand 04.02.2011

Schnell, R, Hill, P.B. & E. Esser 2008. *Methoden der empirischen Sozialforschung*. Oldenbourg Wissenschaftsverlag: Hamburg

Schreiber, L. 2004. *Schallausbreitung im Freien*. In: Müller, G., Möser, M (Hrsg.) 2004³. Taschenbuch der technischen Akustik. Springer Verlag: Berlin, Heidelberg, New York, S. 193-206

Shilton, S., van Leeuwen, H. 2005. *Error propagation analysis of XPS 31-133 and CRTN to help develop a Noise Mapping standard*. In: Proceedings of Forum Acusticum 2005 Budapest, S. 1281-1287

Smith, M.J. Goodchild, M.F. und P.A. Longley 2007. *Geospatial Analysis. A comprehensive Guide to Principles, Techniques and Software Tools*. Troubador Pub Ltd: Leicester

Smith, J.G. 2010. *Sound Mapping: A Primer*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.currentintelligence.net/columns/2011/2/15/sound-mapping-a-primer.html>, Stand 01.06.2011

Späh, M., Weber L. und P. Leistner 2009. *Schallschutzpflanzen – Optimierung der Abschirmwirkung von Hecken und Gehölzen*. Zwischenbericht Januar 2009 (BWU 27009). Stuttgart

Spektrum der Wissenschaft Verlagsgesellschaft mbH (Hrsg.) o.J. *Wissenschaft online. Wissenschaft im Überblick*. [Internet] – Abrufbar unter: <http://www.wissenschaft-online.de/abo/lexikon/biok/5179>, Stand 01.07.2011

Stangl R., Berger, J. 2004. *Untersuchung zur Wirksamkeit von Gehölzstrukturen für den Lärm -und Sichtschutz an der Brennerautobahn*. Arbeitsbericht im Auftrag der Autostrada del Brennero S.P.A., Wien

Ständiges Sekretariat der Alpenkonvention (Hrsg.) 2007. *Alpenzustandsbericht. Verkehr und Mobilität in den Alpen*. Alpensignale – Sonderserie 1. Innsbruck

Steubing L. 1999. *Belastungen von Boden, Pflanze, Tier und Mensch durch den Straßenverkehr*. In: Buchwald, K. Engelhard, W. (Hrsg.): *Verkehr und Umwelt: Wege zu einer Raum- und sozialverträglichen Mobilität*. Umweltschutz – Grundlagen und Praxis, Band 16/I, Economica Verlag: Bonn, S. 26-61

Stoter, J. 1999. *Noise Prediction Models and Geographic Information Systems, a sound combination*. In: Whigham, P.A. (Hrsg.) *Proceedings: Eleventh Annual Colloquium of the Spatial Information Research Centre*, 13 - 15 Dec, Dunedin, S. 97-108

Stoter, J., de Kluijver, H. & V. Kurakula 2008. *Towards 3D environmental impact studies: example of noise*. In: van Oosterrom, P et al. (Hrsg.) 2008. *Advances in 3D Geoinformation Systems. Lecture Notes in Geoinformation und Cartography*. Berlin, Heidelberg: Springer Verlag, S. 341-360

Tonin, Renzo, o.J. *Modelling and predicting environmental noise*. [Internet] - abrufbar unter: <http://www.rtatechnology.com/pdfs/22.pdf> [Stand 01.01.2011]

Toyka-Seid, M. 2009. *Von der „Lärmpest“ zur „akustischen Umweltverschmutzung“ – Lärm und Lärmwahrnehmung als Themen einer modernen Umweltgeschichte*. In: Herrmann, B. (Hrsg): Beiträge zum Göttinger Umwelthistorischen Kolloquium 2008 - 2009, Heidelberg, Universitätsverlag Heidelberg, S. 253- 276

Trimpop, M., Hirsch, K.W. 2010. *Lärmschutz durch Wald – Teil 1: Bestimmungen der Minderungen durch Pfadvergleichsmessungen*. Fortschritte der Akustik – DAGA 2010, 36. Jahrestagung für Akustik in Berlin, Berlin, S. 176-168

Umweltbundesamt GmbH o.J. *Schalldruckpegel, energieäquivalenter Dauerschallpegel und Lärmindizes*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.umweltbundesamt.at/umweltsituation/laerm/schalldruckpegel/>, Stand 01.02.2011

Universität Rostock, Agrar- und Umweltwissenschaftliche Fakultät, Professur für Geoinformatik (Hrsg.) 2001-2011. *Geoinformatik Service. Lexikon*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.geoinformatik.uni-rostock.de/lexikon.asp>, Stand 01.07.2011

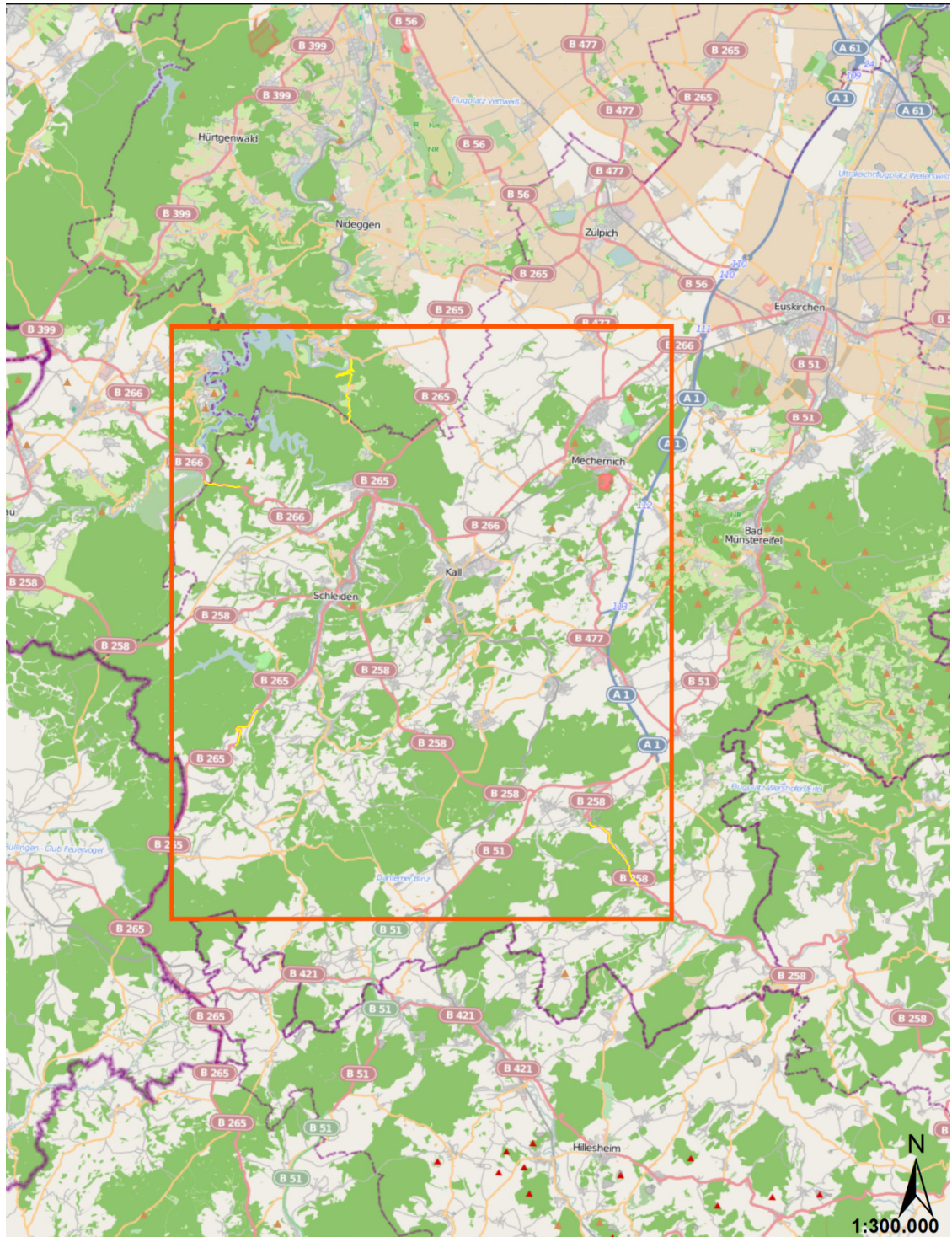
Van Maercke, D. 2004. *Mapping specifications and GIS*. In: Proceedings of the Workshop on Noise Mapping, imagine project, Prague, Czech Technical University, S. 44-52

Weisman, R.G. et al. 2004. *A behavior analysis of absolute pitch: sex, experience, and species*. In: Behavioural Processes, Volume 66, Issue 3, Pages 289-307

Wirtschaftsministerium Baden Württemberg, Amt für Umweltplanung Stuttgart (Hrsg.) 2008. *Städtebauliche Lärmfibel online. Hinweise für die Bauleitplanung*. [Internet] - Abrufbar unter: <http://www.staedtebauliche-laermfibel.de/index-1.htm>, Stand 01.02.2011

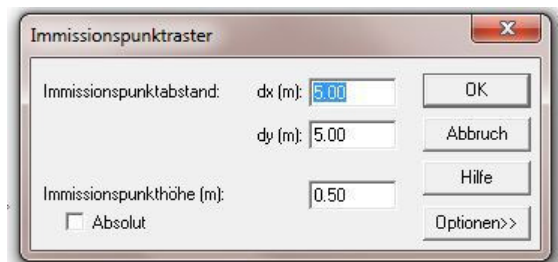
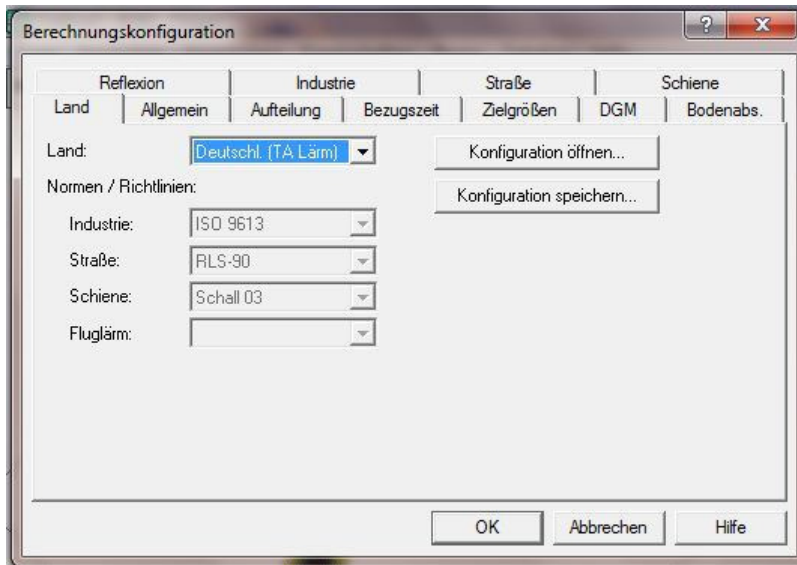
Wissen, U., 2009. *Virtuelle Landschaften zur partizipativen Planung: Optimierung von 3D Landschaftsvisualisierungen zur Informationsvermittlung*. Publikationen des Institutes für Raum- und Landschaftsentwicklung (IRL) der ETH Zürich (5). Zürich: vdf Hochschulverlag AG

Anhang I: Übersicht zur Lage der Abschnitte



Quelle: eigene Darstellung; Geobasisdaten Openstreetmap

Anhang II : Einstellungen in Cadna A



Anhang III

