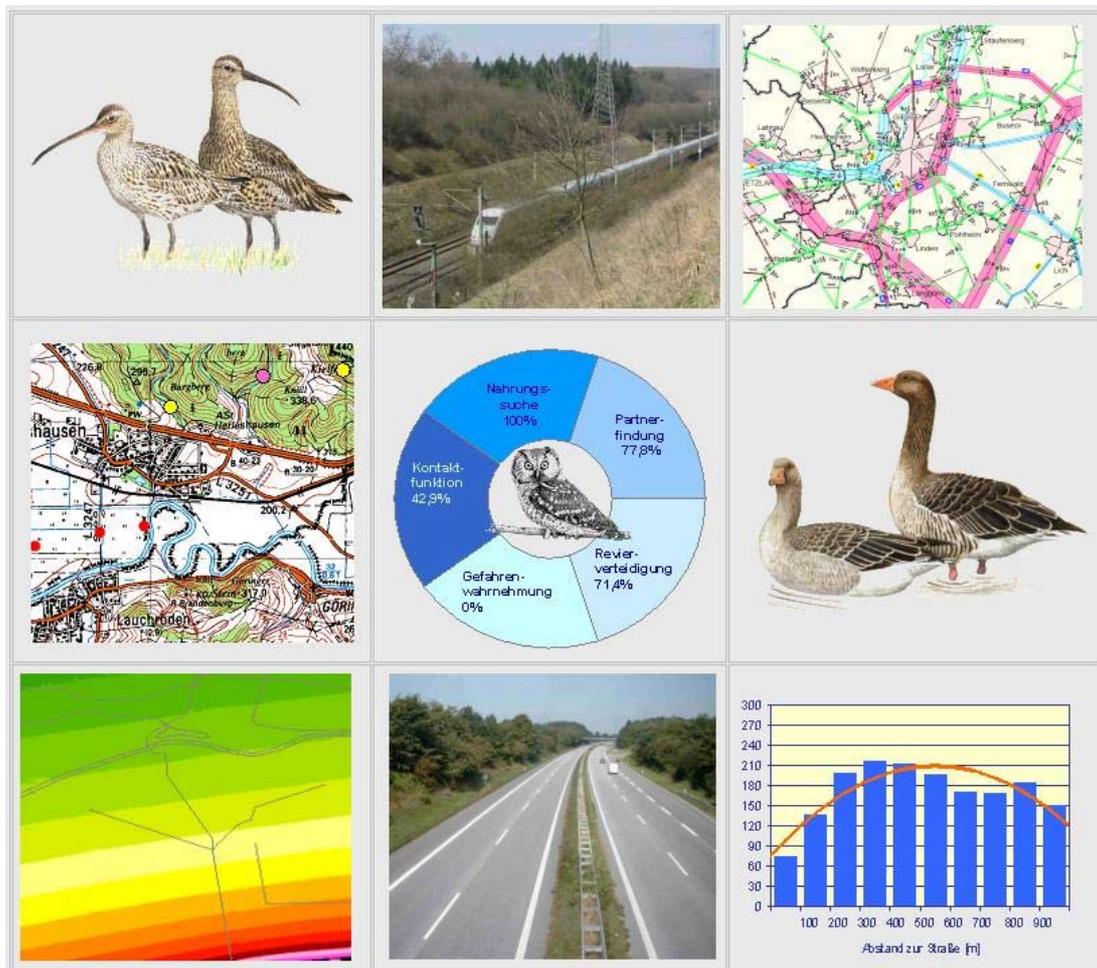


Vögel und Verkehrslärm

Schlussbericht – Kurzfassung –



Kieler Institut für Landschaftsökologie



FuE-Vorhaben des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung

November 2007

FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR

„Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen
von Verkehrslärm auf die Avifauna“

im Auftrag

des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung

Referat S 13
Robert-Schumann-Platz 1
53175 Bonn

Zitiervorschlag

Garniel, A., Daunicht, W.D., Mierwald, U. & U. Ojowski (2007): Vögel und Verkehrslärm. Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna. Schlussbericht November 2007 / Kurzfassung. – FuE-Vorhaben 02.237/2003/LR des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung. 273 S.. – Bonn, Kiel.

Anfragen und Korrespondenz sind bitte an das Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung (Ref-S13@bmvbs.bund.de) oder an das Kieler Institut für Landschaftsökologie (kifl@kifl.de) zu richten.

Die Langfassung des Schlussberichtes kann von der Internetseite des Bundesministeriums für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung heruntergeladen werden. www.bmvbs.de

November 2007

Bearbeitung



Kieler Institut für Landschaftsökologie

Rendsburger Landstraße 355, 24111 Kiel

e-mail: kifl@kifl.de

www.kifl.de

Dr. rer. nat. Annick Garniel
Dipl. Biol. Dr. Winfried Daunicht
Dipl. Biol. Ute Ojowski

Dipl. Biol. Dr. Ulrich Mierwald
Dipl. Geogr. Berrit Bredemeier
Dipl. Biol. Birgit Diekmann
Dipl. Biol. Inge Eischeid
Dipl. Biol. Astrid Wiggershaus

Vogelzeichnungen: © Dipl. Biol. Dr. Winfried Daunicht

in Zusammenarbeit mit

AG Tewes



Ing.-Büro für Landschaftsökologie
& Umweltplanung, 26205 Hatten-Sandkrug

e-mail: AG.Tewes@t-online.de

www.agtewes.de

Dipl. Landschaftsökol.
Martin Akkermann
(avifaunistische Kartierungen)

Lärmkontor GmbH



Altonaer Poststraße 13b, 22767 Hamburg

e-mail: laermkontor@laermkontor.de

www.laermkontor.de

Dipl. Ing. Christian Popp
Dipl. Ing. Carmen Wilke, Dipl. Ing. Marion Bing
(Beratung, Schallberechnungen für Unter-
suchungsgebiete)

memo-consulting



Am Landbach 7,
64342 Seeheim-Jugenheim

e-mail: memoEppler@aol.com

www.memo-consulting.de

Dipl. Biol. Gerhard Eppler
Dipl. Biol. Dr. Josef Kreuziger
(avifaunistische Kartierungen)

ökofakt



Am Dobben 43a, 28203 Bremen

e-mail: kempf@oekofakt.de

www.oekofakt.de

Dipl. Geogr. Gisela Kempf
(avifaunistische Kartierungen)

UmweltPlan



Tribseer Damm 2, 18437 Stralsund

e-mail: up@umweltplan.de

www.umweltplan.de

Dipl. Biol. Jochen Roeder
(avifaunistische Kartierungen)

Forschungsbegleitender Arbeitskreis

Leitung:

Dr. Udo Tegethof Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach

Mitglieder:

Dr. Michael Below Deutsche Bahn AG / Bahn-Umwelt-Zentrum, Berlin

Dipl.-Ing. Marita Böttcher Bundesamt für Naturschutz, Leipzig

Dr. Holger Figge Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, Bonn

Dr. Hans Jungelen Landesbetrieb Straßen und Verkehr Rheinland-Pfalz, Koblenz

Dr. Jens Ortscheid Umweltbundesamt, Dessau
(ab 2007)

BOR Dipl.-Ing. Eckhard Roll Eisenbahnbundesamt, Außenstelle Köln

BORin Gesa Schwoon Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Stadtentwicklung, Bonn

Dr. Yvonne Walther Hessisches Landesamt für Straßen- und Verkehrswesen, Wiesbaden

Dr. Heidemarie Wende Umweltbundesamt, Dessau
(bis 2006)

Inhaltsverzeichnis

Vorbemerkungen	1
Zusammenfassung	2
I Projektziele und Methoden	
Bezugsraum	5
Bearbeitete Arten	5
Worin besteht der Konflikt zwischen Avifauna und Verkehrslärm?	7
Warum ist es so schwierig, den Einfluss des Verkehrslärms auf die räumliche Verteilung von seltenen Arten zu bestimmen?	8
Gewählte Vorgehensweise:	
Empfindlichkeitsprognose und Bestimmung von kritischen Schallpegeln	9
II Hinweise zur Bewertung und Bewältigung der Eingriffsfolgen	
Ergebnisse	14
Brutvögel und Straßenverkehrslärm	14
Brutvögel und Schienenverkehrslärm	16
Rastvögel an Straßen und Eisenbahnen	16
Anwendungsbereich	18
Bewertung	18
Bewertungsinstrument vs. Bewertungsergebnis	18
Kritischer Pegel oder kritische Distanz?	18
Brutvögel: Bewertungsempfehlungen für Straßen	22
Kritische Schallpegel für Brutvögel	22
Kritische Effektdistanzen für Brutvögel	24
Brutvögel: Bewertungsempfehlungen für Eisenbahnen	29
Rastvögeln: Kritische Distanzen zu Straßen und Eisenbahnen	30
Vermeidung und Schadensbegrenzung	32
Arten mit kritischem Schallpegel	32
Arten mit kritischer Effektdistanz	35
Kompensation und Kohärenzsicherung	37
Ausblick: Der Lärm erklärt nicht alles.	38
Literatur und Quellen	39

Abb. 1: Ranking-Modell	10
Abb. 2: Bestimmung der Reichweite des Straßeneffektes.....	11
Abb. 3: Beispiele für Verteilungsmuster von Vogelarten.....	11
Abb. 4: Übertragung der Ergebnisse auf der Grundlage der Empfindlichkeitsprognose.....	12
Abb. 5: Berücksichtigung der lärmbedingten Verschärfung der Prädationsgefahr	26
Abb. 6: Schematische Darstellung der Wirkung einer Lärmschutzwand	35
Abb. 7: Normierte Spektren des Standardbelages und des offenporigen Belages	37
Abb. 8: Häufigkeitsverteilung von Wiesenvögeln und Waldvögeln zu Straßen.....	40
Tab. 1: Straßenverkehr – Kritische Schallpegel für Brutvögel	24
Tab. 2: Straßenverkehr – Maximale Effektdistanzen für Brutvögel.....	27
Tab. 3: Schienenverkehr – Kritischer Anteil der Lärmstörungen pro Stunde im Zeitraum der Ruf- und Gesangaktivitäten von Brutvögeln	31
Tab. 4: Beispiele von Effektdistanzen für Rastvögeln.....	32

Vorbemerkungen zur Kurzfassung

Die Thematik „Avifauna und Verkehrslärm“ wirft Fragen auf, die in der Schnittmenge zwischen der ornithologischen Ethologie (Verhaltensforschung), der experimentellen Bioakustik, der Landschaftsakustik, der Verkehrsakustik und Eingriffsplanung und -bewertung angesiedelt sind, also zwischen Fachbereichen, die sich in der Forschungs- und Ausbildungspraxis nur selten berühren. Um den Weg nachzuvollziehen, der zur Entwicklung der vorgeschlagenen Bewertungsinstrumente geführt hat, sind deshalb Grundkenntnisse aus verschiedenen Disziplinen erforderlich. Dementsprechend ist der Erläuterungsbericht zum FuE-Vorhaben auf 270 Seiten angeschwollen und ist damit für den Büroalltag viel zu dick. In der vorliegenden „abgespeckten“ Fassung wurde das Wesentliche in Kurzform zusammengestellt.

Im Rahmen des FuE-Vorhabens sind Bewertungsinstrumente entwickelt worden. Instrumente sind aber noch lange keine Ergebnisse. Ihre Anwendung in der Praxis beinhaltet meistens mehr als die Übertragung einer Grenzisophone oder einer Effektdistanz in den Planungsraum. Der dicke Bericht ist daher kein überflüssiger Ballast, sondern die Voraussetzung dafür, dass mit Hilfe der bereitgestellten Instrumente überzeugende Bewertungsergebnisse entstehen.

Wer sich aber einen Einblick über den fachlichen Hintergrund der vorgeschlagenen Bewertungsinstrumente verschaffen möchte, sollte einige Stunden in die Lektüre des „dicken“ Erläuterungsberichtes investieren.



So lange wie wir daran gesessen haben, muss sich aber niemand damit befassen.

Zusammenfassung

Ziel des Forschungsvorhabens war die Entwicklung von Grundlagen zur Bewertung der Auswirkungen des Straßen- und Schienenverkehrslärms auf Brut- und Rastvögel. Der Baulärm war nicht Gegenstand der Untersuchung.

- Die Überprüfung der oft zitierten Untersuchungen aus den Niederlanden (u.a. Reijnen 1995, 1996) hat gezeigt, dass diese Studien zur Beurteilung der Folgen des Verkehrslärms für die Vogelwelt in der Planungspraxis nicht geeignet sind. Zur Berechnung der Schallpegel wurde ein Verfahren verwendet, das Ergebnisse liefert, die mit den Pegelangaben nach RLS-90 nicht vergleichbar sind. Unter anderem aufgrund der in der statistischen Auswertung der Geländebefunde gewählten Konfidenzintervalle und Signifikanzniveaus wurden die Effektdistanzen überschätzt (Bieringer et al. 2006).
- Der im Rahmen des Vorhabens entwickelte Bewertungsansatz basiert auf der Kombination einer Prognose der Empfindlichkeit der Vogelarten gegen Verkehrslärm und einer Auswertung des Verteilungsmusters von Vögeln an Straßen unterschiedlicher Verkehrsstärke.
Die Bedeutung der akustischen Kommunikation aus verhaltensbiologischer Sicht sowie die akustischen Eigenschaften der artspezifischen Rufe und Gesänge wurden für 132 überwiegend gefährdete Brutvogelarten der Mittelgebirge und des norddeutschen Tieflands analysiert. Die 40 berücksichtigten Kriterien fließen in ein attributbasiertes Rankingmodell ein, das eine Prognose der artspezifischen Empfindlichkeit der Vögel gegen Straßenverkehrslärm ermöglicht.
Durch eine Auswertung des Verteilungsmusters von Vögeln an Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastungen wurden die Modellprognosen validiert und kritische Schallpegel ermittelt. Zur Validierung der Modellprognose wurde ca. 11.000 Brutreviere bis zu einem Abstand von 1 km von ca. 1.540 km Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastung und an Eisenbahnen ausgewertet.
Aufgrund ihrer Seltenheit war eine Validierung nur für eine Teilmenge der untersuchten Arten möglich. Diese Arten fungieren als Eichpunkte des Modells. Anhand der Modellprognose, die für alle Arten vorliegt, lassen sich die für einzelne Arten ermittelten kritischen Schallpegel auf Arten mit vergleichbarer Empfindlichkeit für Straßenverkehrslärm übertragen.
- Für 12 Brutvogelarten werden kritische Schallpegel benannt, die je nach Aktivitätszeitraum für die Tag- oder Nachtzeit gelten. Die Werte liegen zwischen 47 dB(A) nachts bis 58 dB(A) tags. Ein Risiko erhöhter Verluste durch Fressfeinde (Prädation) besteht für 9 weitere Brutvogelarten bei Schallpegeln über 55 dB(A) tags. Die genannten Schallpegel gelten nicht für Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h, bei denen keine negativen Effekte des Verkehrslärms festgestellt werden konnten.
Bei den genannten Werten handelt sich um Mittelungspegel, die nach den in Deutschland geltenden Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen (RLS-90) berechnet wurden. Es bestehen keine direkten Entsprechungen mit gemessenen Pegeln und mit Pegeln, die anhand anderer Verfahren ermittelt werden.
- Für die übrigen Arten wurde festgestellt, dass der Verkehrslärm in der Regel nicht der Wirkfaktor mit der größten Reichweite ist. Seine Auswirkungen lassen sich daher von den Folgen weiterer Störfaktoren (z.B. optische Störeffekte) im Raum nicht trennen. Dieses trifft für Brutvogelarten zu, für die das Modell eine mittlere bis geringe Empfindlichkeit für Straßenverkehrslärm prognostiziert. Für einige dieser Arten werden kritische Effektdistanzen vorgeschlagen, in denen sich die Gesamtwirkung der Effekte des Komplexes „Straße und Verkehr“ manifestieren. Die festgestellten Effektdistanzen sind artspezifisch und können je nach Verkehrsbelastung 100 bis 500 m vom Fahrbahnrand betragen.

- Im Unterschied zum Dauerlärm stark befahrener Straßen erzeugt der Schienenverkehr eine Abfolge von sehr intensiven Schallereignissen von jeweils kurzer Dauer. Zwischen den einzelnen Vorbeifahrten kann die akustische Kommunikation ungestört stattfinden. Für die meisten Brutvogelarten entspricht die festgestellte Wirkung des Schienenverkehrslärms derjenigen von schwach befahrenen Landstraßen. Zur Beurteilung der Auswirkungen des diskontinuierlichen Schienenverkehrslärms ist der relative Anteil der Ruhezeiten und der Störzeiten relevant. Für 11 besonders empfindliche Brutvogelarten werden vorsorglich Schwellenwerte der Störzeiten von 12 Minuten pro Stunde vorgeschlagen (6 Min./Std. für die Große Rohrdommel, *Butaurus stellaris*). Bei Einhaltung dieser Schwellen können negative Effekte des Schienenverkehrslärms auf Vögel ausgeschlossen werden. Die tolerierbare Dauer der Störzeiten liegt möglicherweise darüber, mangels Daten konnte dieses im Rahmen des Forschungsvorhabens jedoch nicht ermittelt werden.
- Für Rastvögel des Offenlands und der Gewässer werden weder für den Straßen- noch für den Schienenverkehr kritische Schallpegel benannt. Die Reichweite der akustischen Störwirkungen ist im Störradius der aus der Fachliteratur bekannten optischen Scheueffekte eingeschlossen (art-spezifisch 100 bis 500 m).
- Da sich die Mehrheit der Vögel nicht nur in Bodennähe – d.h. dort, wo übliche Schallschutzwälle oder -wände ihre größte Wirksamkeit entfalten – aufhält, sind zur Minderung der Wirkungen des Verkehrslärms Maßnahmen besonders geeignet, die eine Schallreduzierung an der Quelle erzielen (z.B. offenporige Asphalte nach dem Stand der Technik). Sie werden zur Einhaltung der artspezifischen kritischen Schallpegel in den relevanten Vogelhabitaten empfohlen.
Für Arten, bei denen die Effekte des Verkehrslärms nicht weiter reichen als die Effekte anderer Störfaktoren, lässt sich nicht sicher prognostizieren, in welchem Umfang Lärmschutzmaßnahmen die Besiedelbarkeit der betroffenen Vogelhabitate innerhalb der festgestellten Effektdistanzen verbessern würden. Eine Schallreduzierung an der Quelle ist zwar grundsätzlich wünschenswert, als Schadensbegrenzung bieten sich jedoch auch Maßnahmen an, die auf eine Stützung und Förderung der betroffenen Bestände abzielen. Da solche Maßnahmen unmittelbar bei den Vogelpopulationen ansetzen, entschärft sich die Notwendigkeit, den Anteil der verschiedenen Faktoren des Wirkungsgefüges „Trasse und Verkehr“ exakt zu bestimmen und für jeden einzelnen Wirkfaktor quantifizierte Schwellenwerte zu bestimmen. Bestandsstützende Maßnahmen stellen pragmatische Lösungen dar, mit denen in der Planungspraxis negative Folgen des gesamten Wirkungsgefüges „Trasse und Verkehr“ reduziert werden können.

Projektziele und Methoden

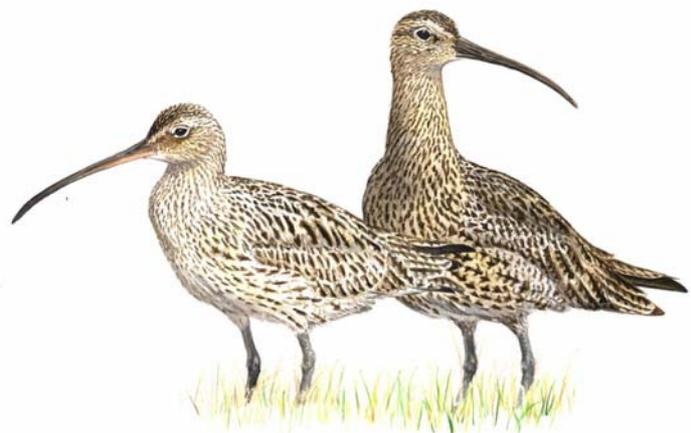
Bezugsraum

Bearbeitete Arten

Worin
besteht der Konflikt zwischen
Avifauna und Verkehrslärm?

Warum ist es so schwierig,
den Einfluss des Verkehrslärms
auf die räumliche Verteilung von seltenen Arten
zu bestimmen?

Gewählte Vorgehensweise



Großer Brachvogel

Projektziele

Zu den wichtigsten Erfahrungen, die bei der bisherigen Auseinandersetzung mit der Problematik „Verkehrslärm und Avifauna“ gemacht wurden, gehört die Erkenntnis, dass eine pauschale, für alle Vogelarten identische Vorgehensweise zwar einfach ist, jedoch bei der Anwendung oft zu unverhältnismäßigen und schwer begründbaren Ergebnissen führt. Die Ermittlung von neuen Bewertungsvorschlägen soll deshalb auf artspezifischer Basis stattfinden. Dieses schließt nicht aus, dass sie – den Bedürfnissen der Planungspraxis entsprechend – im Ergebnis zusammengefasst werden, soweit dieses nach Betrachtung auf Artebene angemessen ist.

Aufgabe des Projektes ist es für die Planungspraxis für Straßen- und Schienenverkehr

- quantitative Maßstäbe zur Bewertung der Lärmbelastung von Vogelarten zu entwickeln,
- art- bzw. artengruppenspezifische Schwellenwerte zu benennen, die zur Beurteilung der Erheblichkeit der Beeinträchtigung durch die Verkehrslärmbelastung herangezogen werden können,
- Empfehlungen zur Minderung und Kompensation zu formulieren.

Bezugsraum

Die Ergebnisse gelten für das Flach- und Hügelland sowie die Mittelgebirgslandschaften Deutschlands. Im Gegensatz zu den Landschaften der Küsten und der Hochgebirge besitzen diese Räume aus topografischen Gründen eine höhere Priorität für die Planung von Straßen- und Schienenverbindungen des Bundes.

Behandelte Arten

Brutvögel

In Deutschland kommen aktuell 278 Brutvogelarten vor. 16 zusätzliche Arten werden zurzeit als verschollen eingestuft (Bauer et al. 2002). 48 Arten treten regelmäßig als Rastvögel auf, wobei manche Arten sowohl als Brut- als auch als Rastvögel in Deutschland vorkommen. Sie zeigen in beiden Lebensphasen ein unterschiedliches Verhalten, sodass eine gesonderte Betrachtung erforderlich ist.

Aus Zeit- und Kostengründen war eine vertiefte Bearbeitung aller 294 in Deutschland vorkommenden Arten im Rahmen des Vorhabens nicht möglich. Prioritäten mussten deshalb unter dem Gesichtspunkt der Relevanz für die Verkehrsplanung gesetzt werden. Arten, die ausschließlich im Bereich der Meere, der Küsten und der alpinen Stufen der Gebirge vorkommen, wurden nicht einbezogen. 132 Arten wurden bearbeitet:

- Arten des Anhangs I der Vogelschutzrichtlinie (VSchRL)
- Arten, die im Sinne des Artenschutzes als streng geschützt einzustufen sind,

- ein repräsentatives Set von charakteristischen Arten der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie (FFH-RL), die nach Flade (1994) ausgewählt wurden. Dabei wurde der Schwerpunkt auf die Gruppe der Singvögel gelegt, die im Anhang I VSchRL und unter den streng geschützten Arten unterrepräsentiert sind.

Darunter befinden sich alle im Flach- und Hügelland sowie in den Mittelgebirgen vorkommenden Arten, die als Nachhaltigkeitsindikatoren für die Artenvielfalt in den Hauptlebensraumtypen „Agrarlandschaft“, „Binnengewässer“ und „Wälder“ in Deutschland eingestuft wurden (Achtziger et al. 2004).

Rastvögel

Der Schwerpunkt liegt auf Arten, die im Binnenland in größeren Ansammlungen rasten und deren Bedeutung (international, national usw.) anhand anerkannter Schwellenwerte abgeschätzt werden kann. Für die Verkehrsplanung von vordringlicher Bedeutung sind Arten, die traditionelle Rastplätze bzw. Räume mit spezifischen Eigenschaften nutzen. Dieses trifft für folgende Gruppen zu:

- Gänse und Schwäne,
- Limikolen (z.B. Kiebitz, Uferschnepfe),
- Wasservögel (z.B. Enten, Taucher),
- Weihen (Kornweihe, Wiesenweihe),
- Kranich.

Worin besteht der Konflikt zwischen Avifauna und Verkehrslärm?

In ihrer Umwelt sind Vögel – je nach Art – darauf angewiesen, akustische Signale wahrzunehmen, die

- beim Finden und Auswählen eines Partners als Orientierung dienen,
- die Grenzen des Territorialanspruchs von Nachbarn und Konkurrenten erkennen lassen,
- das Auffinden von Nahrung (z.B. Insekten, Kleinsäugetiere, Amphibien, andere Vögel) erleichtern,
- auf Gefahrenquellen hinweisen (Rufe von Artgenossen und Angehörigen anderer Tierarten, die vor natürlichen Feinden (= Prädatoren) oder Menschen warnen) und
- die Aufrechterhaltung des Kontakts im Familienverband unterstützen.

Die Bedeutung der akustischen Wahrnehmung variiert unter den Vogelarten sehr stark. Manche Arten singen bzw. rufen kaum und verlassen sich in erster Linie auf optische Signale. Bei Anderen, die nachtaktiv sind oder in unübersichtlichen Habitaten wie Wäldern oder Röhrichten leben, spielt die akustische Kommunikation eine entscheidende Rolle.

Für Vögel, die sich von Pflanzenmaterial (z.B. Samen) ernähren, spielt die akustische Ortung der Nahrung verständlicherweise keine Rolle. Greifvögel lokalisieren ihre Beute in erster Linie optisch. Andere Arten wie Eulen sind dagegen darauf angewiesen, bei der nächtlichen Jagd Insekten und Mäuse akustisch zu orten.

Die Mehrheit der Vögel ist ferner auf den Empfang von akustischen Botschaften aus ihrer Umwelt angewiesen. Warnrufe von Artgenossen oder von anderen Arten signalisieren drohende Gefahren. Werden Rufe und Gesänge durch andere Schallquellen teilweise oder vollständig überdeckt (= maskiert), erhalten die Vögel u.U. überlebenswichtige Botschaften nicht mehr bzw. nicht mehr rechtzeitig. Werden Fressfeinde zu spät wahrgenommen, kann dieses zu höheren Prädationsverlusten als in leiseren Gebieten führen.

Methoden

Warum ist es so schwierig, den Einfluss des Verkehrslärms auf die räumliche Verteilung von seltenen Arten zu bestimmen?

Die überwältigende Mehrheit der bislang durchgeführten Untersuchungen über den Einfluss des Verkehrslärms auf die Avifauna basiert auf Erfassungen der Vögel entlang von Straßen und Eisenbahnenlinien und auf Auswertungen ihrer Häufigkeit in trassennahen und trassenferneren Bereichen. Als Ausgangshypothese galt, dass ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen der Häufigkeit der Vögel und dem Schallpegel bzw. zwischen Vogelhäufigkeit und Entfernung zur Verkehrsstrasse besteht. Die Mehrzahl der Studien deuten jedoch darauf hin, dass das Gewicht des Parameters Lärm u.a. vom Habitatangebot und von anderen Störfaktoren vollständig überlagert werden kann. Um die relative Bedeutung des Verkehrslärms herauszuarbeiten, müsste deshalb geprüft werden, ob andere Faktoren möglicherweise mit einer höheren Signifikanz mit der räumlichen Verteilung der Vögel korrelieren. Zur Durchführung von multivariaten Analysen werden sehr umfangreiche Datensätze benötigt. Eine seriöse statistische Auswertung lässt sich deshalb nur für Arten durchführen, die sowohl in den verkehrsnahen als auch in den verkehrsfurtheren Bereichen in ausreichenden Mengen vorkommen. *de facto* funktioniert dieser Ansatz in erster Linie für häufige Arten.

Unter den planungsrelevanten Arten, die im Rahmen des Vorhabens zu bearbeiten waren, sind zu einem hohen Anteil Vogelarten vertreten,

- die selten bis extrem selten sind (30 Arten mit weniger als 1.000 Brutpaaren in Deutschland),
- die seltene Standorte benötigen (z.B. Eisvogel: steile und unbewachsene Böschung in bindigem Boden mit wenig Steinen und Baumwurzeln, fischreiche Gewässer in der Nähe),
- die sehr spezifische Ansprüche an mehrere Standortparameter stellen (z.B. Raufußkauz: Altholz (Buche, Kiefer) mit mehreren unbesetzten Schwarzspechthöhlen in enger Nachbarschaft; Isolierte Höhlen werden trotz sonstiger Eignung nicht angenommen),
- die große Gebiete zu unterschiedlichen Zwecken nutzen (z.B. Eulenvogel, Greife),
- die wegen ihrer versteckten Lebensweise schwer bzw. sehr aufwändig zu erfassen sind (z.B. Rohrdommel, Tüpfelralle).

Für den Großteil der seltenen Arten, für die im Projekt Aussagen zu treffen sind, war es deshalb illusorisch, in überschaubaren Räumen sowohl Vögel als auch für sie potenziell geeignete Standorte in einer Menge zu finden, die eine seriöse statistische Analyse erlaubt. Zur Bewertung der Bedeutung des Verkehrslärms für seltene Arten mussten zusätzliche Instrumente entwickelt werden, die nicht nur auf dem räumlichen Verteilungsmuster der Vögel entlang von Straßen und Eisenbahnen basieren.

Gewählte Vorgehensweise:

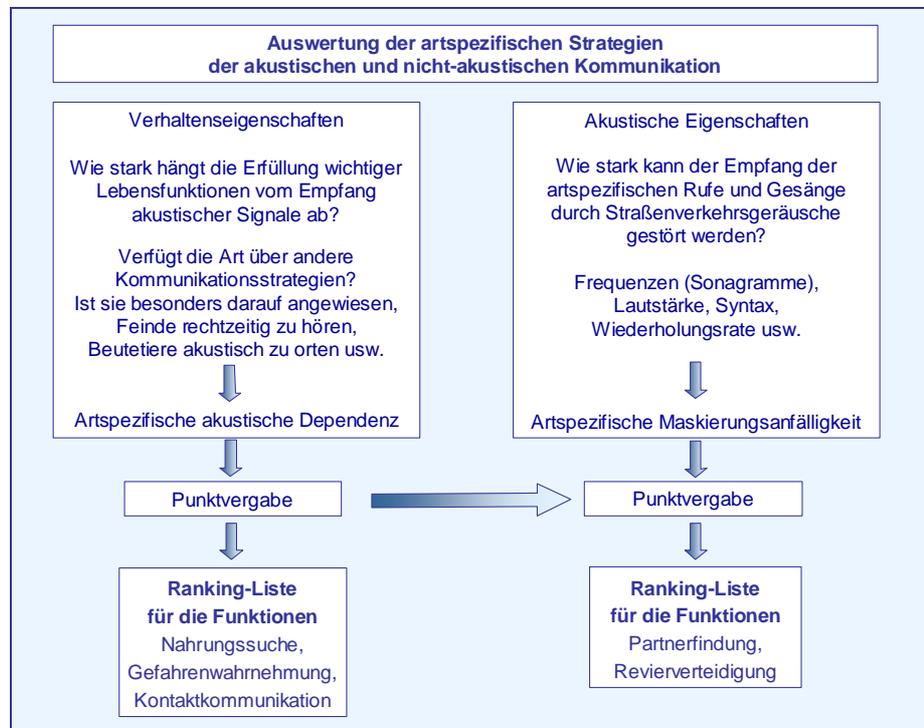
Empfindlichkeitsprognose und Bestimmung von kritischen Schallpegeln

Der im Rahmen des Vorhabens entwickelte Ansatz basiert auf der Kombination einer Prognose der Empfindlichkeit der Vogelarten gegen Verkehrslärm und einer Auswertung des Verteilungsmusters von Vögeln an Straßen unterschiedlicher Verkehrsstärke. Durch die Verbindung von theoretischer Prognose und partieller empirischer Validierung lässt sich das Dilemma der für den Großteil der seltenen Arten fehlenden Datenbasis überwinden.

Ranking-Modell

Die Prognose der Empfindlichkeit gegen Straßenverkehrslärm erfolgt anhand der Auswertung ausgewählter Eigenschaften der Kommunikationsstrategie der Arten (attributbasiertes Rankingmodell).

Abb. 1: Ranking-Modell

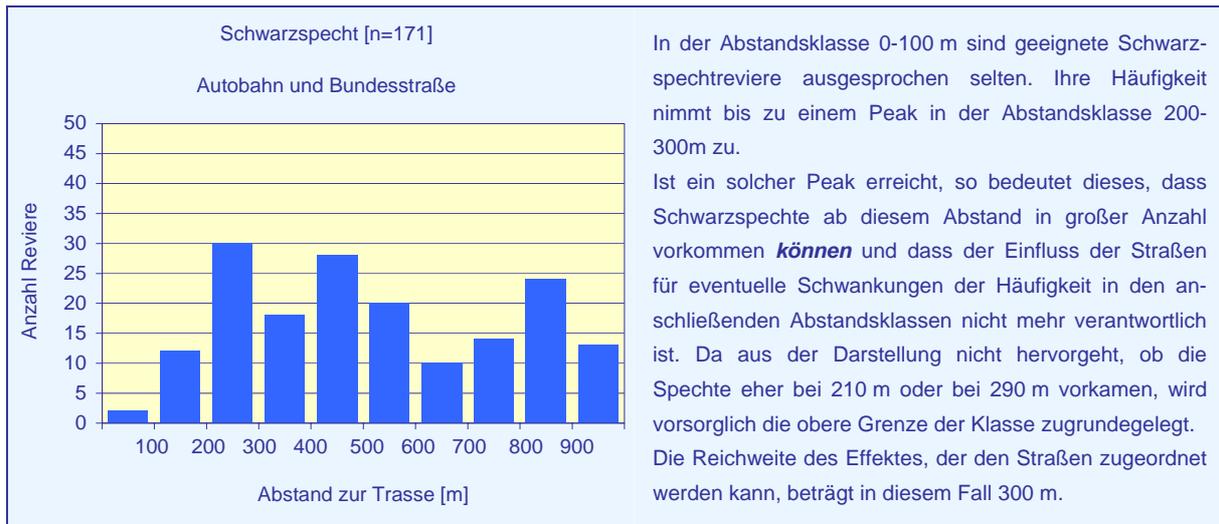


Validierung

Die Abstände von Brutrevieren zur Straßen und Eisenbahnen wurden bis zu einer Entfernung von 1.000 m nach 100 m-Klassen ausgewertet. Jeder Fundpunkt stellt ein Brutrevier und damit einen Standort dar, der für die Art geeignet war. Da nur geeignete Standorte in die Darstellung einfließen, ist es nicht entscheidend, ob im jeweiligen Herkunftsgebiet der einzelnen Vögel die Standortbedingungen ein Vorkommen bis zum Straßenrand gestatteten oder nicht.

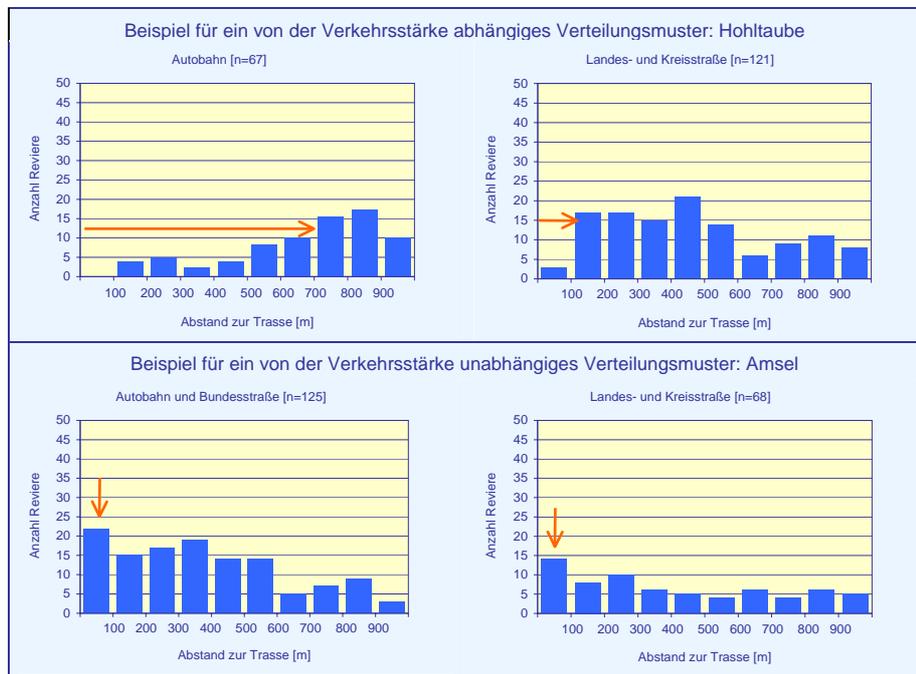
Aus der Häufigkeitsverteilung der Brutreviere einer Art in den verschiedenen Abstandsklassen lässt sich die Reichweite der negativen Effekte des Komplexes „Trasse und Verkehrs“ ablesen. In dieser Reichweite manifestiert sich in synthetischer Form die gemeinsame Wirkung mehrerer Störfaktoren wie Lärm, optische Störungen, landschaftsverändernde Schneisenwirkung der Trasse usw.

Abb. 2: Bestimmung der Reichweite des Straßeneffektes



Aus der Reichweite des Effektes lassen sich keine präzisen kausalen Rückschlüsse zum Einfluss des Lärms ziehen. Zeigt sich jedoch, dass sich Arten, für die das Modell eine hohe Empfindlichkeit prognostiziert, zur Verkehrsstärke weitgehend indifferent verhalten, oder dass Arten mit einer geringen prognostizierten Empfindlichkeit einen größeren Abstand zu stark befahrenen als zu schwach befahrenen Straßen einhalten, dann besteht der Verdacht, dass das Modell die Empfindlichkeit der Vögel nicht korrekt abbildet. Um dieses zu prüfen, wurde die Abstandsauswertung durchgeführt.

Abb. 3: Beispiele für Verteilungsmuster von Vogelarten



Die Gesamtlänge der ausgewerteten Verkehrsstrecken beträgt ca. 1.540 km. Von insgesamt ca. 20.000 geprüften Vorkommen erfüllten ca. 11.000 Fundpunkte die definierten Filterkriterien und konnten in die Auswertung einbezogen werden. Im ersten Schritt wurde die Verkehrsstärke nach Straßengattung (Autobahn, Bundes-, Landes-, Kreis- und Gemeindestraße) nur grob skaliert.

Kritische Schallpegel

Wenn die räumliche Verteilung der Brutreviere einer Art einen Zusammenhang mit der im ersten Schritt nach Straßengattung grob skalierten Verkehrsstärke zeigte, wurden in einem zweiten Schritt die genauen Verkehrszahlen ermittelt.

Der Beurteilungspegel nach RLS-90 wurde für alle Fundpunkte von Arten berechnet, für die sich eine von der Verkehrsstärke abhängige Effektdistanz abzeichnete. Da für manche Arten nur wenige Daten zur Verfügung standen wurde dieser Schritt vielfach auch bei undeutlichem Trend durchgeführt. Ferner wurden die Pegel für Arten berechnet, die entweder in der Fachliteratur oder nach der Ranking-Prognose als besonders lärmempfindlich eingeschätzt wurden. Insgesamt wurde der Beurteilungspegel für ca. 1.200 Vogelfundpunkte berechnet.

Zusammenführung von Modellprognose und Schallpegelbestimmung

Die Auswertung des Verteilungsmusters von Vögeln an Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastungen dient der Validierung der Modellprognose, der Quantifizierung des Effektes und der Bestimmung von kritischen Schallpegeln. Sie ist nur für eine begrenzte Anzahl der seltenen Arten möglich. Diese Arten fungieren als Eichpunkte des Modells.

Anhand der Modellprognose, die für alle Arten vorliegt, lassen sich die kritischen Pegel, die für einen Teil der Arten ermittelt wurden, auf die übrigen nicht validierbaren Arten übertragen.

Abb. 4: Übertragung der Ergebnisse auf der Grundlage der Empfindlichkeitsprognose



Als Ergebnis steht eine Einschätzung der Empfindlichkeit aller bearbeiteten Arten gegen den Lärm des Straßenverkehrs.

Effektdistanzen

Als Effektdistanz wird die größte erkennbare Reichweite des negativen Einflusses von Straßen bzw. Eisenbahnen definiert (zur Bestimmung vgl. Abb. 2, S. 11). Über diese Distanz hinaus sind Beeinträchtigungen durch den Straßenverkehr unwahrscheinlich.

Da die Abstände der Brutreviere in 100 m-Klassen ausgewertet wurden, sind nur Aussagen in 100 m-Schritten möglich.

Trotz des betriebenen Aufwands und einer Gesamtzahl von ca. 11.000 Vorkommen darf nicht übersehen werden, dass sich die Daten auf über 130 Arten und für jede Art auf 10 Abstandsklassen verteilen. Rechnerisch stehen somit durchschnittlich 8 Vorkommen pro Abstandsklasse und Art zur Verfügung. Tatsächlich liegen für verbreitete Arten wie den Neuntöter über 500 Datensätze vor, während für das Birkhuhn keine einzige Angabe zur Verfügung steht. Effektdistanzen können deshalb nur für Arten benannt werden, die im Datensatz ausreichend zahlreich vertreten sind.

Die Ermittlung von Effektdistanzen war nicht das primäre Ziel des Projektes. Sie sind als „Nebenprodukte“ der Validierung des Prognosemodells abgefallen. Es handelt sich um Vorschläge, die nicht statistisch überprüft werden konnten und im strikt naturwissenschaftlichen Sinne nicht „abgesichert“ sind. Sie wurden – so weit verfügbar – mit der Fachliteratur abgeglichen. Wenn nicht abgesichert, sind die Angaben u.E. zumindest plausibel. Damit gefährdeten Arten aus den bestehenden Unsicherheiten kein Schaden erwächst, wurden die Werte aufgerundet.

Da das Prognosemodell nur die Empfindlichkeit der Vögel gegen Straßenverkehrsgeräusche beschreibt, erlaubt es keine Prognose von Effektdistanzen, an denen auch andere Wirkfaktoren beteiligt sind.

**Hinweise
für die Planungspraxis**

Ergebnisse

**Bewertung
und
Bewältigung
der Folgen
des Verkehrslärms**

Brutvögel und Straßenverkehrslärm

Brutvögel und Schienenverkehrslärm

Rastvögel an Straßen und Eisenbahnen

Bewertung

Kritischer Pegel oder kritische Distanz?

Bewertungsempfehlungen für Brutvögel an Straßen

Bewertungsempfehlungen für Brutvögel an Eisenbahnen

Kritische Distanzen von Rastvögeln
zu Straßen und Eisenbahnen

Vermeidung und Schadensbegrenzung

Lärmschutz an der Quelle

Bestandsschutz durch CEF-Maßnahmen

Kompensation und Kohärenzsicherung



Wiesenpieper

Ergebnisse

Im Folgenden werden die wesentlichen Ergebnisse des Forschungsvorhabens zusammengestellt. Eine ausführlichere Darstellung findet in der Langfassung des Berichtes statt.

Brutvögel und Straßenverkehrslärm

kritischer Schallpegel Für 12 Brutvogelarten wird ein kritischer Schallpegel vorgeschlagen.

Für diese Arten ist davon auszugehen, dass der Lärm der Faktor mit der größten Reichweite darstellt. Es handelt sich um Arten, die die obersten Ränge im Ranking für die Funktion Partnerfindung einnehmen. Aufgrund der Lebensweisen dieser Arten ist es unwahrscheinlich, dass andere Wirkfaktoren den zu Straßen eingehaltenen Abstand besser erklären könnten als der Lärm. Die erkennbaren Effektdistanzen sind von der Verkehrsstärke abhängig und lassen sich mit Hilfe eines kritischen Schallpegels adäquat beschreiben. Je nach Aktivitätszeitraum der Vogelart ist der Beurteilungspegel für die Tageszeit oder für die Nachtzeit relevant.

kritische Effektdistanz Für die übrigen untersuchten Arten wird empfohlen, aus unterschiedlichen Gründen kritische Effektdistanzen heranzuziehen.

- **Arten mit einem von der Verkehrsmenge abhängigen Verteilungsmuster**

Beispiele:
Feldlerche
Bekassine

Bei einigen Arten zeigt sich ein Verteilungsmuster, das zwar von der Verkehrsmenge abhängig ist, sich aber mit Hilfe eines kritischen Schallpegels nicht adäquat beschreiben lässt.

So deutet sich für mehrere Arten eine Tendenz zur Toleranz von höheren Schallpegeln bei geringen Verkehrsmengen an. Dieses ist mit hoher Wahrscheinlichkeit darauf zurückzuführen, dass bei schwacher Verkehrsbelastung genügend Schallpausen verbleiben, während bei hoher Verkehrsmenge eine durchgehende Schallkulisse aufgebaut wird.

Die Berechnung des Mittelungspegels führt zu vergleichbaren Ergebnissen für Immissionsorte, die nah von gelegentlich lauten, aber ansonsten leisen Straßen liegen und für Immissionsorte, die sich fern von durchgehend lauten Straßen befinden. Für diese Arten stellt der Mittelungspegel kein adäquates Maß für die Bewertung der Maskierungseffekte des Verkehrslärms dar. Die Verkehrsmenge erlaubt eine bessere Einschätzung der zeitlichen Struktur der Lärmkulisse. Deshalb wird vorgeschlagen, von der Verkehrsmenge abhängige Effektdistanzen heranzuziehen.

Da dieses Muster bei Offenlandarten mit Singflügen festgestellt wurde, ist nicht auszuschließen, dass auch optische Störreize am Effekt beteiligt sind.

- Arten mit einer stärkeren Meidung der trassennahen Bereiche bei hoher Verkehrsbelastung, aber mit einem Verteilungsmuster, das primär von der Verkehrsstärke unabhängig ist

Beispiele:
Mittelspecht
Pirol

Der Lärm verstärkt zwar die Meidung der trassennahen Bereiche, ist aber nicht allein dafür ausschlaggebend. Sein Anteil am reduziertem Vorkommen in Trassennähe lässt sich mit der angewendeten Methode vom Einfluss anderer Faktoren nicht trennen. Es ist daher unklar, ab welchem Pegel die Verstärkung des Effektes durch den Lärm nicht mehr eintritt.

Dementsprechend ist ebenfalls unklar, wie hoch der Erfolg einer Lärmminde- rung für diese Arten ausfallen würde. Da andere Störeinflüsse wirksam bleiben würden, kann nicht davon ausgegangen werden, dass eine uneingeschränkte Besiedlung bis zum Straßenrand stattfinden könnte.

Diese Situation wurde bei Spechtarten und tendenziell bei Arten der Wälder festgestellt. Sie ist für weitere Arten aus dem oberen Drittel des Rankings für die Funktion Partnerfindung wahrscheinlich. In Ermangelung ausreichender Vorkommensdaten lässt sich allerdings nicht verifizieren.

- Arten ohne erkennbaren Einfluss der Verkehrsmenge auf das Verteilungsmuster und/oder ohne verstärkte Meidung der trassennahen Bereiche bei hoher Verkehrsbelastung

Beispiele:
Kiebitz
Kranich

Für die übrigen untersuchten Arten lässt sich keine Abhängigkeit des Verteilungsmusters von der Verkehrsmenge erkennen. Es ist deshalb unwahrscheinlich, dass der Verkehrslärm eine entscheidende Rolle spielt. Dieses bedeutet nicht, dass solche Arten uneingeschränkt bis zum Straßenrand siedeln. Wenn Effektdistanzen vorliegen, sind aber auf andere Faktoren zurückzuführen.

- Arten ohne erkennbare Meidung von Straßen

Beispiel
Kohlmeise
Amsel

Schließlich zeichnet sich eine letzte Gruppe von Arten ab, die über 100 m hinaus keine Meidung der trassennahen Bereiche erkennen lässt. Es handelt sich in erster Linie um Arten der Gebüsche und Säume. Im Hinblick auf den Faktor Lärm ist eine feinere Unterteilung der ersten 100 m vom Straßenrand nicht angebracht. Diese Arten verhalten sich mit hoher Wahrscheinlichkeit indifferent zum Lärm.

Dieses kann ihnen zum Verhängnis werden, da Vögel, die sehr nah an Straßen brüten, häufig Kollisionen zum Opfer fallen. In einer Untersuchung aus Finnland konnte gezeigt werden, dass Trauerschnäpper an Straßen mit 5.000 bis 10.000 Kfz/24h am Straßenrand in gleicher Dichte wie in trassenfernen Bereichen siedelten und einen ähnlichen hohen Bruterfolg hatten. Die Mortalität der Nestlinge war aber signifikant höher, was auf den Kollisionstod der versorgenden Altvögel zurückgeführt wurde (Kuitunen et al. 2003, s. auch Bairlein & Sonntag 1994, Junker-Bornholdt et al. 1998, Meunier et al. 1999). Strukturell attraktive Straßenränder stellen auch für Arten, die dort in hohen Dichten siedeln, eine Gefahrenzone dar.

Brutvögel und Schienenverkehrslärm

Arten, deren Häufigkeitsmuster an Straßen einen eindeutigen Einfluss der Verkehrsmengen erkennen lassen, halten zu Eisenbahnen keinen oder einen geringeren Abstand ein. Dieses gilt für die Bekassine und für den Wachtelkönig. Die Häufigkeitsverteilungsbild des Wachtelkönigs an Eisenbahnen entspricht in etwa der Verteilung an Gemeindestraßen.

Uferschnepfe und Kiebitz halten zu Bahntrassen in etwa den gleichen Abstand wie zu Landschaftselementen, die den freien Blick einschränken (ca. 200-250 m). Im Unterschied zu schwach befahrenen Kreis- und Gemeindestraßen treten in der Regel im Bereich der Gleise keine Menschen auf, so dass ein für diese Artengruppe wesentlicher Störfaktor entfällt.

Arten, die als typische Waldbewohner vornehmlich das Waldinnere besiedeln, treten an Bahnlinien bis zu einer Entfernung von 200-300 m seltener auf. Dieser Effekt ist an Bahnen schwächer ausgeprägt als an Straßen, jedoch zumindest bei Arten, die wie der Mittelspecht in ausreichender Anzahl im Datensatz vertreten sind, deutlich erkennbar.

Mehrere Arten verhalten sich hinsichtlich ihrer Häufigkeitsverteilung im ausgewerteten 1.000 m Streifen gegenüber Bahntrassen weitgehend indifferent. Dieses trifft u.a. für den Ortolan und den Pirol zu.

Einige Arten wie der Neuntöter und der Schilfrohrsänger die strukturreiche Säume besiedeln, treten entlang von Bahntrassen deutlich häufiger auf als in der umliegenden Landschaft.

Im Unterschied zum Dauerlärm stark befahrener Straßen erzeugt der Schienenverkehr eine Abfolge von sehr intensiven Schallereignissen von jeweils kurzer Dauer. Zwischen den einzelnen Vorbeifahrten kann die akustische Kommunikation ungestört stattfinden.

Aufgrund der zeitlichen Struktur der Lärmimmissionen des Schienenverkehrs führt die Mittelung der einzelnen Vorbeifahrtpegel zu einer rechnerischen „Auffüllung“ der Lärmpausen zwischen den einzelnen Schallereignissen. Der Mittelwert vermittelt deshalb ein verzerrtes Bild der Bedingungen, die zwischen den Vorbeifahrten herrschen. Dieses Problem ist für Situationen charakteristisch, in denen im Bezugszeitraum einzelne Schallereignisse eintreten, die sehr stark vom Grundpegel abweichen.

Zur Beurteilung der Auswirkungen des diskontinuierlichen Schienenverkehrslärms ist der relative Anteil der Ruhezeiten und der Störzeiten relevant.

Rastvögel an Straßen und Eisenbahnen

Mit Ausnahme von rastenden Weihen, die sich auch im Winter überwiegend als Einzelgänger verhalten und lockere Ansammlungen in Gebieten mit günstigem Nahrungsangebot bilden, kommen die übrigen Rastvögel in größeren Trupps vor, die sich auf Wasserflächen (z.B. Enten, Taucher, Kormo-

rane) oder auf Grünland- und Ackerflächen mit kurzer Vegetation aufhalten. Innerhalb der Trupps werden zwar permanent Kontaktsignale ausgetauscht, aufgrund der räumlichen Nähe von Sender und Empfänger ist eine große Reichweite der akustischen Kommunikation jedoch nicht erforderlich. Insbesondere Gänse pflegen Neuankömmlinge lauthals zu „begrüßen“. Aus der Perspektive der einzelnen Truppmitglieder maskieren die Lautäußerungen der anderen Gänse andere Signale aus der Umwelt.

Gefahren werden in erster Linie optisch wahrgenommen. Sowohl Vogeltrupps, die auf Wasserflächen rasten, als auch solche, die sich tagsüber auf Landflächen aufhalten, meiden die Nähe von Landschaftsstrukturen, die das freie Blickfeld einschränken. Von Gänsen ist bekannt, dass einzelne Vögel des Trupps turnusmäßig Wächteraufgaben übernehmen. Sie stehen am Rand der Gruppe und überwachen die umliegenden Flächen, während die anderen Truppmitglieder fressen. Beim Erkennen einer Gefahr rufen die Wächtergänse laut oder fliegen gleich auf. Diese Reaktionen pflanzen sich wellenartig durch den ganzen Trupp fort. Eine Einschränkung ihrer Wirksamkeit durch Hintergrundlärm ist unwahrscheinlich, weil es in diesem Moment im Schwarm selbst extrem laut ist. Ein Bedürfnis an einer weitreichenden und daher maskierungsanfälligen akustischen Kommunikation ist daher nicht gegeben.

Die Effektdistanzen, die sich bereits bei Verkehrsmengen um 10.000 Kfz/24h abzeichnen, betragen für einige Arten (Weißwangengänse = Nonnengänse) bis zu 600 m und liegen damit über den Effektdistanzen, die bei vergleichbarer Verkehrsstärke für die lärmempfindlichsten Brutvögel ermittelt wurden, obwohl die akustische Kommunikation für Vögel, die außerhalb der Brutzeit in Schwärmen leben, eine untergeordnete Bedeutung besitzt. Es ist deshalb anzunehmen, dass die optischen Reize, die vom Verkehr ausgehen, störender wirken als der Lärm.

Im Unterschied zu Brutvögeln des Offenlands sind für Rastvögel die Beeinträchtigungen durch den Schienenverkehr wahrscheinlich nicht geringer als durch den Straßenverkehr.

Anwendungsbereich

Die entwickelten Bewertungsinstrumente beruhen – neben anderen Kriterien – auf einer Analyse der artspezifischen Maskierungsanfälligkeit der Lautäußerungen der Vögel durch den Straßenverkehr. Das Prognosemodell ist u.a. auf die Besonderheiten der Frequenz- und Schallenergieverteilung der Straßenverkehrsgeräusche abgestimmt und geht, wie dies bei stark befahrenen Straßen der Fall ist, von einer dauerhaften Lärmkulisse aus.

Die Ergebnisse des Ranking-Modells sind deshalb zur Bewertung von Beeinträchtigungen durch andere Schallquellen (z.B. Gewerbe-, Schießanlagen) nicht direkt einsetzbar.

Bewertung

Bewertungsinstrument vs. Bewertungsergebnis

Wenn in der vorliegenden Studie von der Störanfälligkeit oder der Empfindlichkeit einer Art gegen den Lärm des Straßenverkehrs gesprochen wird, dann ist damit grundsätzlich eine Eigenschaft gemeint, die artimmanent ist und folglich unabhängig vom Beobachtungsort weitgehend stetig ausgeprägt ist. Aus dieser Empfindlichkeit erwächst erst eine reale Gefährdung, wenn aufgrund der konkreten Situation in einem Gebiet dieses artspezifische Risiko relevant wird.

Das Nest einer auf dem Boden brütenden Vogelart kann von mehr Fressfeinden ausgeraubt werden als das Nest einer Art, die hoch in den Bäumen brütet. Bodenbrüter sind damit in der Regel prädationsanfälliger. Eine Population, die auf einer Insel lebt, auf der keine am Boden lebenden Raubtiere (z.B. Füchse) vorkommen, ist in diesem konkreten Fall nicht stärker gefährdet als Populationen von Baumbrütern. Umgekehrt wiegt eine hohe Empfindlichkeit umso schwerer, z.B. je ungünstiger der Erhaltungszustand der Art in einem Gebiet bzw. in einer Region ist. Über die artspezifische Empfindlichkeit hinaus besteht eine gebietsspezifische Empfindlichkeit, die sich nicht pauschal definieren lässt.

Die Aufgabe der Bewertung besteht deshalb darin, durch Herstellung des Gebietsbezugs und mit Hilfe des Instrumentes „artspezifische Empfindlichkeit“ ein Bewertungsergebnis zu formulieren. Die vorgeschlagenen kritischen Schallpegel bzw. kritischen Effektdistanzen stellen deshalb keine allgemeingültigen Erheblichkeitsschwellen dar.

Kritischer Pegel oder kritische Distanz?

Bei der Vorstellung der Ergebnisse wurde bereits erläutert, dass für manche Arten ein kritischer Schallpegel oder für andere eine kritische Effektdistanz das geeignetere Instrument zur Bewertung der Folgen des Verkehrslärm darstellen. Hierfür wurden fachliche Gründe angeführt.

Für differenzierte Bewertungsinstrumente sprechen darüber hinaus weitere Erwägungen, die von der Stellung der Eingriffsbewertung im gesamten Planungsprozess herrühren.

Bewertung
und Strategien der
Schadensbegrenzung
sind miteinander
verknüpft.

Die planerische Arbeit endet nicht mit der Bewertung einer Beeinträchtigung, sondern fängt damit erst richtig an.

Die Instrumente, die zur Bewertung eines Eingriffs eingesetzt werden, beeinflussen die Art und Weise, wie seine Folgen anschließend bewältigt werden. Wird für eine Vogelart X ein kritischer Schallpegel benannt, so wird damit impliziert, dass sich Beeinträchtigungen vermeiden lassen, wenn dafür gesorgt wird, dass dieser Pegel nicht überschritten wird.

Wird die Beeinträchtigung einer Art Y anhand einer kritischen Effektdistanz bewertet, dann lässt sich daraus nicht ableiten, welcher Schallpegel anzustreben ist, um eine Beeinträchtigung zu vermeiden. Die kritische Distanz besagt lediglich, dass Vogelhabitate bis zu einem bestimmten Abstand von der geplanten Trasse an Wert verlieren werden. Um diesen Verlust zu vermeiden bzw. zu reduzieren, müssen Minderungsstrategien eingesetzt werden, die sich nicht ausschließlich auf den Lärmfaktor fokussieren, sondern sich mit den Folgen dieses hinsichtlich seiner Ursachen nicht näher spezifizierten Wertverlustes auseinandersetzen.

Da die Bewertung kein Ziel an sich ist, liegt es nahe, die dafür verwendeten Instrumente so zu formulieren, dass sie ohne Paradigmenwechsel zu einer angemessenen Konfliktbewältigung überleiten. Dieses vorweg geschickt, lässt sich nun die Differenzierung zwischen kritischen Schallpegeln und kritischen Effektdistanzen begründen.

Die in der vorliegenden Studie genannten kritischen Pegel basieren auf der Häufigkeitsverteilung von Vogelarten an Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastung. Die ausgewertete Datengrundlage ist hinsichtlich ihrer geografischen Herkunft sehr heterogen. Da es bei seltenen Arten keinen anderen Weg gibt, um ausreichend Daten zu bekommen, wurden alle Fundpunkte einer Art zusammengestellt und das Muster ihrer Häufigkeitsverteilung ausgewertet. Hinter zwei Fundpunkten, die in dieselbe Säule eines Diagramms eingeflossen sind, können sich Vögel verbergen, die in weit entfernten Gebieten vorkamen. So stammen im Falle der Rohrdommel alle Angaben aus verschiedenen Gebieten. So weit eine ausreichende Datenmenge zusammengetragen werden konnte, sind die Ergebnisse verallgemeinerungsfähiger als Aussagen aus hoch auflösenden Untersuchungen aus wenigen Gebieten. Eine Auswertung von heterogenen Daten, so wie sie im Rahmen des Vorhabens vorgenommen wurde, führt drastisch vor Augen, wie stark der Einfluss von Erfassungsmethoden und geografischen Besonderheiten sein kann.

Verkehrslärm
als Faktor mit der
größten Reichweite

Wenn sich bei einer solchen „bunten Mischung“ ein Zusammenhang zwischen Schallpegel und Häufigkeit der Vögel in unterschiedlichen Entfernungen von Straßen abzeichnet, dann bedeutet dieses, dass der Lärm – unabhängig von den Besonderheiten der einzelnen Gebiete – einen stärkeren Einfluss auf das Vorkommen der Vögel ausübt als andere Faktoren: Sein Gewicht dominiert in einer Vielzahl von einzelnen Situationen das Rauschen der übrigen Faktoren.

Dieses ist anzunehmen, wenn bei hoher Lärmbelastung Effekte in Entfernungen über ca. 500 m im Offenland bzw. über ca. 300-400 m im Wald zu erkennen sind, was nur für eine begrenzte Anzahl von Arten festgestellt wurde. Für Arten, die bei hohen Schallpegeln große Abstände zu Straßen einhalten, lässt sich durch eine Reduzierung der Lärmbelastung eine entsprechend große Fläche als Vogelhabitat zurückgewinnen. Dieses muss allerdings nicht bedeuten, dass der gesamte Raum bis zum Trassenrand nach Lärminderung uneingeschränkt besiedelbar wird. Nach Senkung der Lärmimmissionen können sich weitere Faktoren von geringerer Reichweite (z.B. optische Störungen) als Hürden für die Besiedlung des trassennahen Bereichs herausstellen.

ungefähr gleiche
Reichweite
von Verkehrslärm
und
anderen Störungen

Es ist aber wahrscheinlich, dass der Verkehrslärm auch weitere Arten stören kann als nur diejenigen, für die der Lärm (fast) immer den überragenden Faktor darstellt. Wenn andere Faktoren unter bestimmten Bedingungen gleichbedeutend bzw. wichtiger als der Lärm sind, zwingt sich der schwächere Zusammenhang zwischen Lärm und Häufigkeit der Vögel vor dem Hintergrundrauschen der Gebiets- und Faktorenviefalt nicht auf.

Hätte man die Möglichkeit, für jeden einzelnen Fundpunkt das relative Gewicht des Lärms im spezifischen Wirkungsgefüge seines jeweiligen Herkunftsgebietes zu bestimmen, so ließe sich vermutlich für weitere Arten aus dem oberen Drittel des Rankings ein statistisch signifikanter Zusammenhang von Brutplatz und Schallpegel aufdecken. Dieses war aber für Tausende von Gebieten nicht machbar. Die Fragestellung mag von hohem wissenschaftlichen Interesse sein, ist aber, wie im Folgenden erläutert wird, für die Praxis der Eingriffsbewertung und –bewältigung im Straßenbau von untergeordneter Relevanz.

In Entfernungen unter ca. 500 m im Offenland und unter ca. 300 m im Wald nimmt die Wahrscheinlichkeit zu, dass weitere direkte und indirekte straßenbedingte Effekte an der reduzierten Vogelbesiedlung beteiligt sind. Im Offenland kommen z.B. optische Störreize, in Wäldern z.B. Schneiseneffekte in Frage. Aufgrund der räumlichen Überlagerung der Wirkzonen verschiedener Faktoren ist zudem mit Summationseffekten zu rechnen.

Selbst wenn das Ranking-Modell eine hohe Störanfälligkeit für Straßenverkehrslärm prognostiziert und wenn sich eine signifikante Korrelation von Vogelvorkommen und Schallpegel nachweisen lässt, ist keineswegs sicher, dass eine substanzielle Senkung des Schallpegels tatsächlich die Ansiedlungsmöglichkeiten der Vögel im trassennahen Raum wesentlich verbessern würde, solange die übrigen Faktoren unvermindert wirksam bleiben. Wenn von einer verbesserten Raumnutzung ausgegangen wird, stellt sich die Frage nach ihrem konkreten Umfang. Dieser wird von der Reichweite und der Intensität der Effekte der übrigen Faktoren bestimmt. Darunter befinden sich Faktoren wie Schneisenwirkungen, Verkleinerungen der Lebensräume unter einer erforderlichen Mindestgröße, Kollisionen, Verschiebungen der interspezifischen Konkurrenzverhältnisse, Veränderungen des Nahrungsangebots usw., die nach derzeitigem Wissensstand noch schwieriger zu quantifizieren sind als der Lärm.

Solange hierfür keine belastbaren Bewertungsinstrumente zur Verfügung stehen, kann die Planungspraxis auf diese Probleme nicht adäquat reagieren, weder hinsichtlich der Wirkungsprognose noch im Hinblick auf die Wirksamkeit von Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen.

Da die Gefahr besteht, dass eine lärmorientierte Schadensbegrenzung nur begrenzten Erfolg hat, ist es nicht sinnvoll, eine eigenständige lärmorientierte Bewertung durchzuführen. Anhand einer kritischen Effektdistanz lassen sich die Vogelbestände ermitteln, für die straßenbedingte Beeinträchtigungen zu erwarten sind. Als Schadensbegrenzung bieten sich Maßnahmen an, die auf eine Stützung und Förderung der betroffenen Bestände abzielen, im Sinne der CEF¹-Maßnahmen, die im Zusammenhang mit europäischen Artenschutzbelangen diskutiert werden. Da solche Maßnahmen eine Lösung nicht nur für einen isolierten Faktor (Lärm) aus dem gesamten Wirkungsgefüge bezwecken, sondern direkt bei den Adressaten (den Vögeln) ansetzen, bestehen bessere Aussichten auf eine effektive Schadensbegrenzung. Vor dem Hintergrund der aktuellen Rechtsprechung², in der die Notwendigkeit von konsequenten Erfolgskontrollen unterstrichen wurde, dürfte eine Schadensbegrenzung in Form von bestandstützenden Maßnahmen für mehr Planungssicherheit sorgen als die Einhaltung eines kritischen Schallpegels.

Kritischer Pegel vs. kritische Distanz: Fazit

Für Arten, bei denen die Effekte des Verkehrslärms und weiterer Faktoren eine vergleichbare Reichweite haben, ist es sinnvoll, eine kritische Distanz heranzuziehen, die pauschal die Auswirkungen des Faktorenkomplexes charakterisiert. Da die Gefahr besteht, dass Lärminderungsmaßnahmen allein keine substantielle Verbesserung der Besiedelbarkeit des betroffenen Raums nach sich ziehen, lässt sich mit Hilfe von bestandstützenden Maßnahmen eine höhere Effizienz der Schadensbegrenzung erzielen. Mit Hilfe der kritischen Distanz lassen sich die betroffenen Vogelbestände ermitteln.

Für Arten, die bei hohen Schallpegeln sehr große Abstände zu Straßen einhalten, lässt sich durch eine Reduzierung der Lärmbelastung eine entsprechend große Fläche als Vogelhabitat zurückgewinnen. In diesem Fall ist es sinnvoll, zur Bewertung der Beeinträchtigung einen kritischen Schallpegel heranzuziehen, da er für die Planung der notwendigen Maßnahmen zur Schadensbegrenzung als Richtwert eingesetzt werden kann.

¹ "measures which ensure the continuous ecological functionality": Maßnahmen zur Sicherung der durchgängigen ökologischen Funktionsfähigkeit (EU-Kommission 2007)

² BVerwG 9 A 20.05 - Urteil vom 17. Januar 2007 zur A143 - Westumfahrung Halle

Brutvögel: Bewertungsempfehlungen für Straßen

Tab. 1: Straßenverkehr – Kritische Schallpegel für Brutvögel

Straßenverkehr / Kritische Schallpegel für Brutvögel			
Art	kritischer Schallpegel [dB(A)] und rel. Höhe über Boden	Abnahme der Eignung als Lebensraum [%]	ausschlaggebende Lebensfunktionen
Wachtelkönig, <i>Crex crex</i>	47 dB(A) nachts (1,5 m)	100	Partnerfindung
Raufußkauz, <i>Aegolius funereus</i>	47 dB(A) nachts (10 m)	100	Partnerfindung, Kontaktkommunikation
Ziegenmelker, <i>Caprimulgus europaeus</i>	47 dB(A) nachts (10 m)	50	Partnerfindung, Kontaktkommunikation
Große Rohrdommel, <i>Butaurus stellaris</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	100	Partnerfindung, Kontaktkommunikation
Zwergdommel, <i>Ixobrychus minutus</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	100	Partnerfindung
Rohrschwirl, <i>Locustella luscinioides</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	50	Partnerfindung
Drosselrohrsänger, <i>Acrocephalus arundinacea</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	50	Partnerfindung
Tüpfelralle, <i>Porzana porzana</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	50	Partnerfindung
Wachtel, <i>Coturnix coturnix</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	50	Partnerfindung, Gefahrenwahrnehmung, Kontaktkommunikation
Birkhuhn, <i>Tetrao tetrix</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	50	Partnerfindung, Gefahrenwahrnehmung
Auerhuhn, <i>Tetrao urogallus</i>	52 dB(A) tags (1,5 m)	50	Partnerfindung, Gefahrenwahrnehmung, Kontaktkommunikation
Haselhuhn, <i>Bonasa bonasia</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Großtrappe, <i>Otis tarda</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung, Kontaktkommunikation
Rebhuhn, <i>Perdix perdix</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Bekassine, <i>Gallinago gallinago</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Großer Brachvogel, <i>Numenius arquata</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Kiebitz, <i>Vanellus vanellus</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Rotschenkel, <i>Tringa totanus</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Uferschnepfe, <i>Limosa limosa</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Gefahrenwahrnehmung
Waldschnepfe, <i>Scolopax rusticola</i>	55 dB(A) tags (1,5 m)	25	Kontaktkommunikation
Hohltaube, <i>Columba oenas</i>	58 dB(A) tags (10 m)	50	Partnerfindung

Höhe über dem Boden Die genannten Beurteilungspegel sind nach RLS-90 zu berechnen. Die Höhe über dem Boden kennzeichnet die Vegetationsschicht, in der sich die singenden bzw. rufenden Vögel in den relevanten Lebensphasen meistens aufhalten. Da Sender wie Empfänger ihre Lage vertikal wechseln, stellt diese Angabe nur einen sehr groben Anhaltswert dar.

Berücksichtigung weiterer Schallquellen Aus der Sicht der betroffenen Vögel ist der Gesamtlärm von Relevanz. Außerhalb von Siedlungen ist der Straßen- und der Schienenverkehr für den Hauptanteil der Lärmimmissionen verantwortlich. Im Einzelfall können auch Binnenschiffahrts-, Flug- oder Schießlärm und Dauerlärm von Industrie- und Gewerbeanlagen von Bedeutung sein.

Die verschiedenen Pegelberechnungen berücksichtigen in unterschiedlichem Maße die Lästigkeit von starken, kurzzeitigen Störungen für den Menschen. Ein Schallplan, in dem die Summe solcher unterschiedlichen Pegel eingeht, vermittelt nicht immer ein zuverlässiges Bild des tatsächlichen Maskierungspotenzials der gesamten Schallkulisse für Vögel.

Die vorgeschlagenen kritischen Pegel sind für den Straßenverkehr entwickelt worden. Bei einer Berechnung der Schallimmissionen aller Straßen im betroffenen Raum wird dieses Referenzsystem nicht verlassen, die Bewertung bleibt daher durchführbar. So weit Vogelarten, für die einen kritischen Schallpegel benannt wird, im Planungsraum vorkommen, ist die Summe der Immissionen des Straßenverkehrs zu ermitteln.

Aufgrund des diskontinuierlichen Charakters des Eisenbahnlärms ist der Mittelungspegel nach Schall 03 nicht dazu geeignet, das Maskierungspotenzial für Vögel abzuschätzen. Für den Schienenverkehrslärm basiert die Bewertung auf dem Anteil der Störungen am artspezifischen Beurteilungszeitraum. Aus diesem Grund ist es nicht erforderlich, bei der Ermittlung des gesamten, auf Vögel einwirkenden Lärms die Immissionen des Schienenverkehrs nach Schall 03 zu berechnen. Bei der Wirkungsanalyse sind ggf. kumulative Effekte des Schienenverkehrslärms verbal-argumentativ zu behandeln.

Berücksichtigung der lärmbedingten Verschärfung der Prädationsgefahr

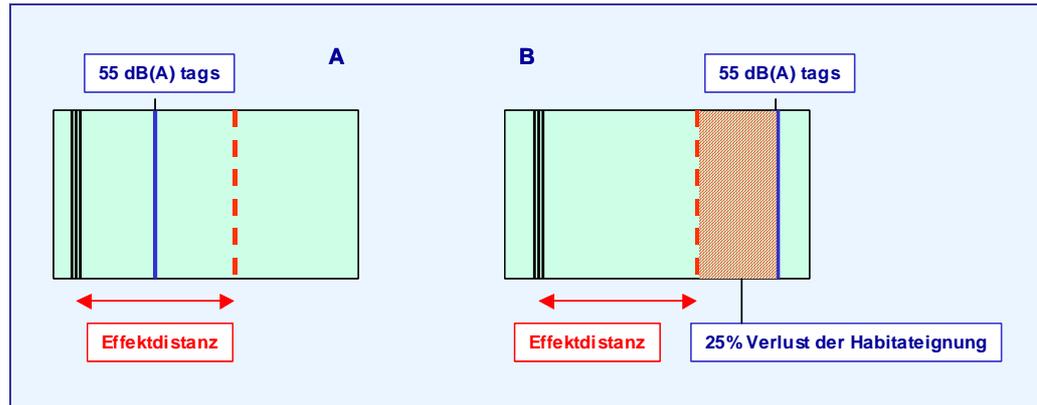
Eine lärmbedingte Verschärfung der Prädationsgefahr ist bei Überschreitung des 55 dB(A)-Tagwerts (RLS-90) ist für einige Arten von Relevanz. Unterdessen betroffenen Arten gilt dieser Wert nur für diejenigen, für die kein niedrigerer kritischer Pegel am Balz- bzw. Brutplatz definiert wurde.

Wenn Arten mit kritischem Pegel am Brutplatz in der Phase der Jungenführung das Umfeld des Brutplatzes verlassen und Flächen mit höherer Schallbelastung nutzen, dann ist für diese Flächen der 55 dB(A)-Tagwert relevant.

Im *worst case* wird davon ausgegangen, dass ein Hintergrundlärm über 55 dB(A)tags (RLS-90) einen 25%igen Verlust der Eignung einer betroffenen Fläche als Aufzuchtthabitat für Jungvögel der genannten Arten nach sich ziehen kann.

- Für einige der betroffenen Arten können artspezifische Effektdistanzen angegeben werden, mit deren Hilfe die wirkfaktorenübergreifende Beeinträchtigung durch den Komplex „Straße und Verkehr“ bewertet werden kann. Eine lärmbedingte Verschärfung dieser Beeinträchtigung wird berücksichtigt, wenn die 55 dB(A) tags-Isophone in größerer Entfernung von der Straße verläuft als die artspezifische Effektdistanz. Der zusätzliche 25%ige Verlust der Habitateignung bezieht sich auf die Flächen, die zwischen der Außengrenze der artspezifischen Effektdistanz und der 55 dB(A) tags-Isophone liegen (Abb. 5, S. 26).
- Wenn keine Effektdistanz für die Art bekannt ist, werden alle als Habitat geeigneten Flächen zwischen dem Straßenrand und der 55 dB(A)-Grensisophone mit 25%-Verlust in die Bilanzierung des Eingriffs veranschlagt werden.

Abb. 5: Berücksichtigung der lärmbedingten Verschärfung der Prädationsgefahr



Sonderfall:
Verkehrsmengen
unter 10.000 Kfz/24h

Für Straßen mit einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsmenge unter 10.000 Kfz/24h ist es nicht sinnvoll, die genannten kritischen Pegel einzusetzen.

Der Verkehr lässt keine kontinuierliche Lärmkulisse entstehen. Die Ergebnisse für Arten mit hoher Empfindlichkeit gegen Straßenverkehrslärm zeigen, dass für Verkehrsmengen unter 10.000 Kfz/24h keine Zusammenhänge von Vorkommen und Schallpegeln erkennbar sind.

Andere Wirkungen wie Kollisionen mit Fahrzeugen können für einige Arten (z.B. Ziegenmelker) umso wichtiger sein. Bei manchen Arten kann eine Effektdistanz erkennbar sein, da z.B. der Schneiseneffekt durch einen Wald auch ohne Lärm die Besiedelbarkeit des Lebensraums einschränken kann.

Kritische Effektdistanzen für Brutvögel

In Effektdistanzen manifestieren sich nicht nur die Folgen des Lärms, sondern die Gesamtheit der Effekte des Wirkungsgefüges „Straße und Verkehr“. Die Ermittlung von Effektdistanzen für alle Vogelarten erfordert für alle übrigen Wirkprozesse eine ähnlich aufwendige Bearbeitung, wie sie mit dem Verkehrslärm geschehen ist. Eine solche Auseinandersetzung mit sämtlichen Wirkungen des Straßenverkehrs war im Rahmen des FuE-Vorhabens weder intendiert noch leistbar.

Im Mittelpunkt der vorliegenden Untersuchung stehen seltene und gefährdete Arten. Schon vom Anbeginn wurde vermutet, dass für die Mehrzahl der Arten keine ausreichende Datenmenge zusammenzutragen sein würde. Diese Befürchtung hat sich bestätigt. Dementsprechend können nur für wenige Arten Effektdistanzen benannt werden. Die Ermittlung von Effektdistanzen war nicht das primäre Ziel des Projekts. Sie sind als „Nebenprodukte“ der Validierung des Prognosemodells abgefallen.

Die benannten Distanzen beziehen sich auf die Eignung der betroffenen Flächen als Vogellebensraum. Sie gelten nur für Straßen und nicht für Schienenstrecken.

Das individuelle Risiko eines Vogels, bei einer Kollision mit einem Fahrzeug verletzt oder getötet zu werden, ist darin nicht eingeschlossen.

Tab. 2: Straßenverkehr – Maximale Effektdistanzen für Brutvögel

Vorschläge für maximale Effektdistanzen für Brutvögel an Straßen			
Die Abstände der Reviere zu Straßen wurden in 100 m-Schritten ausgewertet. Die folgenden Angaben beziehen sich jeweils auf die obere Grenze der Klassen (z.B. 0-100 m → 100 m).			
Diese Werte charakterisieren die Obergrenze der sich anhand des ausgewerteten Datensatzes abzeichnenden Abstände zu Straßen. Wenn nicht anders vermerkt, handelt es sich um Abstände zu Autobahnen und stark befahrenen Bundesstraßen (> 20.000 Kfz/24h). Einige Arten zeigen größere Abstände zu schwach befahrenen Straßen, die auch von Radfahrern und Fußgängern, insb. mit Hunden, frequentiert werden (z.B. Kranich, Kiebitz).			
Es handelt sich um Vorschläge, die nicht statistisch überprüft werden konnten und im strikt naturwissenschaftlichen Sinne nicht „abgesichert“ sind. Sie wurden – so weit verfügbar – mit der Fachliteratur abgeglichen. Es liegt im Wesen des Entscheidungsdrucks, der auf Planungsprozessen lastet, dass sich diese Zahlen – wie andere vor ihnen – verselbständigen und bald als „Wahrheiten“ in Planungsunterlagen auftauchen werden. Wenn nicht abgesichert, sind die Angaben u.E. zumindest plausibel. Damit gefährdeten Arten aus den bestehenden Unsicherheiten kein Schaden erwächst, wurden die Werte aufgerundet.			
Die ersten 100 m vom Straßenrand stellen für alle Vogelarten einen Bereich mit drastisch reduzierter Lebensraumeignung dar. Auch für Arten, die dort mit relativ hohen Dichten vorkommen, ist von einem signifikant reduzierten Reproduktionserfolg auszugehen. Für seltene und gefährdete Vogelarten ist vorsorglich von einem 100%iger Verlust der Lebensraumeignung in den ersten 100 m vom Fahrbahnrand auszugehen.			
Über die ersten 100 m hinaus wird mit zunehmendem Abstand zur Straße der Verlust an Lebensraumeignung immer geringer, bis die angegebenen maximalen Effektdistanzen erreicht sind, ab denen kein negativer Effekt mehr erkennbar ist. Von dort an sind Beeinträchtigungen durch den Straßenverkehr unwahrscheinlich. Wie stark die Abnahme der Lebensraumeignung bis zur maximalen Effektdistanz ausfällt, hängt nicht nur von der spezifischen Empfindlichkeit der einzelnen Arten, sondern auch von der besonderen Situation im betroffenen Gebiet ab.			
Amsel	<i>Turdus merula</i>	100 m	
Bekassine	<i>Gallinago gallinago</i>	500 m	
Blaukehlchen	<i>Luscinia svecica</i>	200 m	
Braunkehlchen	<i>Saxicola rubetra</i>	200 m	
Buchfink	<i>Fringilla coelebs</i>	100 m	
Buntspecht	<i>Picoides major</i>	300 m	
Eisvogel	<i>Alcedo atthis</i>	200 m	
Feldlerche	<i>Alauda arvensis</i>	500 m	
Fitis	<i>Phylloscopus collybita</i>	300 m	
Gartenrotschwanz	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	300 m	
Goldammer	<i>Emberiza citrinella</i>	100 m	
Grauammer	<i>Miliaria calandra</i>	200 m	
Grauspecht	<i>Picus canus</i>	400 m	
Großer Brachvogel	<i>Numenius arquata</i>	400 m	
Grünspecht	<i>Picus viridis</i>	200 m	
Habicht	<i>Accipiter gentilis</i>	200 m	
Heidelerche	<i>Lullula arborea</i>	300 m	

Vorschläge für Effektdistanzen für Brutvögel an Straßen			
Kiebitz	<i>Vanellus vanellus</i>	400 m	größter Abstand zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg, Parkplatz
Kleiber	<i>Sitta europaea</i>	200 m	
Kleinspecht	<i>Picoides minor</i>	300 m	
Kohlmeise	<i>Parus major</i>	200 m	
Kranich	<i>Grus grus</i>	500 m	größter Abstand zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg, Parkplatz
Mäusebussard	<i>Buteo buteo</i>	200 m	
Mittelspecht	<i>Picoides medius</i>	400 m	
Mönchsgrasmücke	<i>Sylvia atricapilla</i>	200 m	
Nachtigall	<i>Luscinia megarhynchos</i>	200 m	
Neuntöter	<i>Lanius collurio</i>	300 m	
Ortolan	<i>Emberiza hortunlana</i>	300 m	
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>	400 m	
Raubwürger	<i>Lanius excubitor</i>	200 m	
Rebhuhn	<i>Perdix perdix</i>	400 m	
Rohrweihe	<i>Circus aeruginosus</i>	400 m	
Rotmilan	<i>Milvus milvus</i>	200 m	
Rotschenkel	<i>Tringa totanus</i>	300 m	größter Abstand zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg, Parkplatz
Schafstelze	<i>Motacilla alba</i>	100 m	
Schilfrohrsänger	<i>Acrocephalus schoenonaenus</i>	100 m	
Schwarzkehlchen	<i>Saxicola torquatus</i>	200 m	
Schwarzmilan	<i>Milvus migrans</i>	100 m	
Schwarzspecht	<i>Dryocopus martius</i>	300 m	
Seeadler	<i>Haliaeetus albicilla</i>	600 m	
Singdrossel	<i>Turdus philomenus</i>	100 m	
Sommergoldhähnchen	<i>Regulus ignicapillus</i>	300 m	
Sperber	<i>Accipiter nisus</i>	200 m	
Sperbergrasmücke	<i>Sylvia nisoria</i>	100 m	
Steinkauz	<i>Athene noctua</i>	400 m	
Teichrohrsänger	<i>Acrocephalus scirpaeus</i>	200 m	
Turteltaube	<i>Spreptopelia turtur</i>	500 m	
Uferschnepfe	<i>Limosa limosa</i>	300 m	größter Abstand zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg, Parkplatz
Waldlaubsänger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	300 m	
Wiesenpieper	<i>Anthus pratensis</i>	200 m	
Zaunkönig	<i>Troglodytes troglodytes</i>	100 m	

Offene Fragen

Auf der Grundlage der im FuE-Vorhaben zusammengetragenen Daten zeichnen sich diese Distanzen mit unterschiedlicher Deutlichkeit ab. Mitunter handelt es sich nur um schwache Trends, die einer Bestätigung bedürfen.

Über die ersten 100 m vom Fahrbahnrand hinaus scheint der Wertverlust der Vogellebensräume innerhalb der Effektdistanzen, auch von der Verkehrsstärke abhängig zu sein.

Um eine Differenzierung der Effektintensität nach Verkehrsstärke vorzunehmen, sind weitere Untersuchungen notwendig. Die hier benannten Distanzen orientieren sich – wenn nicht anders vermerkt – deshalb an der Reichweite der Effekte von stark befahrenen Straßen. Sie stellen somit vorerst *worst-case*-Annahmen dar.

Das Prognosemodell für die Lärmempfindlichkeit darf nicht zur Prognose von Effektdistanzen verwendet werden!

Da das Prognosemodell nur die Empfindlichkeit der Vögel gegen Straßenverkehrsgeräusche beschreibt, erlaubt es keine Prognose der artspezifischen Reichweiten anderer Wirkfaktoren.

Wie das folgende Beispiel von Seeadler und Kohlmeise zeigt, darf anhand des Ranking-Modells für die Lärmempfindlichkeit kein Ranking von Effektdistanzen durchgeführt werden. Der Seeadler steht im Ranking auf Platz 88, die Kohlmeise auf Platz 85 (Funktion Partnerfindung). So verschieden die beiden Arten auch sind, ihre Empfindlichkeit gegen Straßenverkehrslärm haben sich aus unterschiedlichen Gründen als insgesamt vergleichbar erwiesen. Vom Seeadler ist aber eine extreme Störanfälligkeit am Brutplatz bekannt, während die Kohlmeise Gärten und städtische Gebiete besiedelt. Dementsprechend ist von einer viel größeren Effektdistanz für den Seeadler als für die Kohlmeise auszugehen. Dieses Beispiel verdeutlicht, dass das Prognosemodell nur einen Ausschnitt der Verhaltensbiologie der Vögel behandelt und dass seine Aussagen nicht auf die gesamte Ökologie der Arten verallgemeinert werden dürfen.

Konsequenzen
für die
Planungspraxis

Bislang wurde für alle Arten eine einheitliche Isophone herangezogen. Jetzt werden eine überschaubare Anzahl von artspezifischen kritischen Pegel benannt, die im Prinzip genauso leicht einsetzbar sind wie die 47 dB(A)-Isophone nach Reck et al. 2001. Für die übrigen Arten wird empfohlen, Effektdistanzen heranzuziehen, die aber nicht für alle Arten benannt werden können.

Das vorgeschlagene System mag eine angemessenere artspezifische Bewertung erlauben, im Unterschied zur Fachkonvention nach Reck et al. 2001 ist es aber (noch) nicht lückenlos. Dieser Zustand ist unbefriedigend und wird der Planungspraxis zunächst Probleme bereiten.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens im Auftrag von BMVIT und ASFINAG werden in Österreich Instrumente zur Bewertung der Folgen des Verkehrslärms auf Vögel entwickelt. Ergebnisse werden für ca. 45 Vogelarten erwartet, die z.T. bereits im Artenset enthalten sind, das im Rahmen der vorliegenden Studie bearbeitet wurde. Aufgrund des empirisch-statistischen Ansatzes des österreichischen Projektes können in erster Linie für häufige Arten Aussagen getroffen werden, d.h. für Arten, die z.B. in FFH-Verträglichkeitsprüfungen nicht im Mittelpunkt der Diskussion stehen.

Die in der vorliegenden Studie angelegte Datensammlung könnte theoretisch noch für Jahre fortgeführt werden. Für für sehr seltene Arten stößt das Datensammeln allerdings an Grenzen: Obwohl 5 bis 10% des deutschen Bestands der Tüpfelralle (55 von 500-1.000 Brutpaaren in Deutschland, Bauer et al. 2002) erfasst wurden, reicht die Datenmenge zur Auswertung immer noch nicht aus. Da nicht zu erwarten ist, dass ein substanzieller Anteil der übrigen Tüpfelralen im Umfeld von Straßen lebt, würde selbst eine Auszählung ihrer Bestände an allen Straßen Deutschlands nicht zum Ziel führen.

Für seltene Arten werden folglich Lücken verbleiben, die nach diesem Ansatz nicht geschlossen werden können. Die durchgeführte Auswertung von zahlreichen Einzelstudien legt den Schluss nahe, dass es zur Festlegung von Effektdistanzen zwingend geboten ist, Ergebnisse aus verschiedenen Gebieten einfließen zu lassen. Wie folgendes Beispiel zeigt, lässt sich nur so der Einfluss von lokalen und regionalen Faktorausprägungen auf das Gesamtergebnis reduzieren.

Beispiel Rebhuhn

Jeweils methodisch überzeugend und mit hohen statistischen Signifikanzen konnte „nachgewiesen“ werden,

- dass Rebhühner das Umfeld der Autobahn A44 (Deutschland) bis zu einem Abstand von 300 m meiden (Untersuchungsgebiet = 47,5 km²) (Illner 1992),
- dass Rebhühner an der Autobahn A10 (Frankreich) in den ersten 250 m nicht nur genau so häufig auftraten wie auf straßenfernen Kontrollflächen, sondern sogar einen höheren Reproduktionserfolg hatten (Untersuchungsgebiet = 57,7 km²) (Birkan et al. 1994).

Bei differenzierter Betrachtung sind diese Abweichungen verständlich: Den Rebhühnern aus der Studie an der A44 standen attraktive, trassenfernere Flächen zur Auswahl, während der extensiv gemähte Autobahnrand an der A10 die für Rebhühner geeignetesten Lebensräume in der industriellen Agrarlandschaft südlich von Paris darstellten. Die dort fehlende Bejagung des Straßenrands mag aus der Sicht der Vögel einen entscheidenden Standortvorteil dargestellt haben.

Wie dieses Beispiel zeigt, liegt die Erklärung für signifikante Zusammenhänge innerhalb der Untersuchungsgebiete nicht selten in ihrem nicht erfassten Umland. Es muss daher mit Nachdruck vor voreiligen Verallgemeinerungen von Ergebnissen gewarnt werden, die nicht durch eine ausreichende Anzahl von Studien aus verschiedenen Regionen bestätigt wurden.

Da in absehbarer Zeit mit einer derart soliden Grundlage nicht zu rechnen ist, stellt eine Auswertung der Reaktionen der Vogelarten auf bekannte Störfaktoren einen praktikablen Ausweg aus diesem Dilemma dar. Für häufige Arten bietet sich der Weg von pauschalen Werten nach habitattypischen Gilden an. Für seltene und gefährdete Arten sollten die jeweiligen Artexperten an der Entwicklung von Fachkonventionen beteiligt werden.

Brutvögel: Bewertungsempfehlungen für den Schienenverkehr

Zur Beurteilung der Auswirkungen des diskontinuierlichen Schienenverkehrslärms ist der relative Anteil der Ruhezeiten bzw. der Störzeiten relevant. Als Ruhezeiten werden Zeitspannen zwischen den Vorbeifahrten definiert, in denen der artspezifische kritische Schallpegel unterschritten wird, der mangels Daten zum Schienenverkehr aus der kontinuierlichen Lärmkulisse des Straßenverkehrs näherungsweise übertragen wird.

Zur Feststellung einer Überschreitung des artspezifischen kritischen Schallpegels wird der Vorbeifahrtpegel am betroffenen Vogelhabitat herangezogen. Beispielsweise ist für Wachteln eine Beeinträchtigung möglich, wenn im Zeitraum von 20.00 bis 8.00 Uhr der Vorbeifahrtpegel im Vogelhabitat für länger als 12 Minuten pro Stunde 52 dB(A) überschreitet.

Tab. 3: Schienenverkehr – Kritischer Anteil der Lärmstörungen pro Stunde im Zeitraum der Ruf- und Gesangaktivitäten von Brutvögeln

Schienenverkehr – Kritischer Anteil der Lärmstörungen pro Stunde im Zeitraum der Ruf- und Gesangaktivitäten von Brutvögeln			
Art	kritischer Anteil der Störungen	Verringerung der Eignung als Lebensraum [%]	artspezifischer Beurteilungszeitraum
Große Rohrdommel, <i>Butorides stellaris</i>	6 Min. Störzeit / Std.	25	0.00 – 24 Uhr
Birkhuhn, <i>Tetrao tetrix</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	5.00 – 20.00 Uhr (Sommerzeit)
Auerhuhn, <i>Tetrao urogallus</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	5.00 – 20.00 Uhr (Sommerzeit)
Hohltaube, <i>Columba oenas</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	7.00 – 19.00 (Winterzeit)
Drosselrohrsänger, <i>Acrocephalus arundinacea</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	0.00 – 24 Uhr
Rohrschwirl, <i>Locustella luscinioides</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	0.00 – 24 Uhr
Raufußkauz, <i>Aegolius funereus</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	19.00 - 7.00 (Winterzeit)
Tüpfelralle, <i>Porzana porzana</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	21.00 – 6.00 Uhr (Sommerzeit)
Zwergdommel, <i>Ixobrychus minutus</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	0.00 – 24 Uhr
Ziegenmelker, <i>Caprimulgus europaeus</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	21.00 – 6.00 Uhr (Sommerzeit)
Wachtel, <i>Coturnix coturnix</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	20.00 – 8.00 Uhr (Sommerzeit)
Wachtelkönig, <i>Crex crex</i>	12 Min. Störzeit / Std.	25	22.00 bis 4.00 Uhr (Sommerzeit)

weiterer
Forschungsbedarf

Diese geschätzten Schwellen und Wirkungsintensitäten stellen konservative Arbeitshypothesen für weiterführende Untersuchungen dar. Nach derzeitigem Wissenstand können bei Einhaltung dieser Schwellen Beeinträchtigungen ausgeschlossen werden.

Zur Abgrenzung des potenziell betroffenen Arteninventars und der relevanten Beurteilungszeiträume können die hier formulierten Empfehlungen herangezogen werden. Beeinträchtigungen anderer Arten bzw. außerhalb der relevanten Bezugszeiträume lassen sich damit ausschließen.

Da sowohl der Flug- als auch der Schienenverkehr eine diskontinuierliche Schallkulisse erzeugen, könnten sich aus einer gemeinsamen Wirkungsforschung Synergieeffekte ergeben.

Rastvögel: Kritische Distanzen zu Straßen und Eisenbahnen

Die folgende Übersicht enthält Beispiele für Effektdistanzen, die im Zusammenhang mit Rastvögeln für verschiedene Störungstypen in der Fachliteratur benannt wurden. Bei den aufgelisteten Distanzen handelt es sich um Aufmerkdistanzen zu sporadischen Störungen (keine Fluchtdistanzen!) bzw. um mehr oder weniger stete Meidungsabstände zu festen Strukturen wie Windkraftanlagen. Nur wenige Untersuchungen haben sich mit den Auswirkungen von Verkehrswegen befasst. Noch geringer ist der Anteil der Studien, in denen Verkehrsmengen über 1.000 Kfz/24h vorkamen. Aus der Zusammenschau geht hervor, dass insbesondere rastende Gänse auf verschiedenartige Störungen sehr empfindlich reagieren.

Tab. 4: Beispiele von Effektdistanzen für Rastvögeln

Art	Abstand [m]	Auslöser	Quelle
Blässgans <i>Anser albifrons</i>	200-500	Feldweg bis Autobahn	Kruckenberg et al. (1998), Jaene et al. (1998), Mooij (1982)
	200	1 Pkw	Spilling et al. (1999)
	200 -600	WEA	Kruckenberg & Jaene (1999), Schreiber (2000)
	120-180	Hochspannungsleitung	Ballasus & Sossinka (1997)
	300	A31 (18.000 Kfz/24h)	AG Tewes 2006 FuE-Vorhaben „Avifauna und Verkehrslärm“
	300	zweigl. Hauptbahn Hamburg-Bremen	Kempf (2006) FuE-Vorhaben „Avifauna und Verkehrslärm“
Goldregenpfeifer	100-300	WEA	Bach et al. (1999), Schreiber (2000), Clemens & Lammen (1995), Winkelmann (1992) in Reichenbach et al. (2004)
Graugans <i>Anser anser</i>	100-400	Straßen	Keller (1991)
	100-250	Fußgänger	Ulbricht (1998)
	100-300	1 Pkw auf Landweg	Ulbricht (1998)
	100	WEA	Schreiber (2000) (Mindestdistanz)
	200	A31 (18.000 Kfz/24h)	AG Tewes (2006) FuE-Vorhaben „Avifauna und Verkehrslärm“
Gr. Brachvogel <i>Numenius arquata</i>	250-400	WEA	Bach et al. (1999), Schreiber (2000), Clemens & Lammen (1995)
Kiebitz <i>Vanellus vanellus</i>	100-500	WEA	Bach et al. (1999), Schreiber (2000), Reichenbach et al. (2004), Clemens & Lammen (1995)
	100	A31 (18.000 Kfz/24h)	AG Tewes (2006) FuE-Vorhaben „Avifauna und Verkehrslärm“
Nonnengans <i>Branta leucopsis</i>	200-400	Straßen (10-100 Pkw/Std.)	Kruckenberg et al. (1998), Jaene et al. (1998) (Pkw-Angabe beruht auf Sonderzählung)
	350-600	WEA	Kowallik & Borbach-Jaene (2001)
	500	A31 (18.000 Kfz/24h)	AG Tewes (2006) FuE-Vorhaben „Avifauna und Verkehrslärm“
Saatgans <i>Anser fabalis</i>	120-180	Hochspannungsleitung	Ballasus & Sossinka (1997)
	200	1 Pkw	Spilling et al. (1999)
	300	zweigl. Hauptbahn Hamburg-Bremen	Kempf (2006) FuE-Vorhaben „Avifauna und Verkehrslärm“
Singschwan <i>Cygnus cygnus</i>	175-250	Pkw, Lkw	Rees et al. (2006)
	100	WEA	Schreiber (2000) (Mindestdistanz)
	350	Jäger, Angler	Rees et al. (2006) (Mittelwert)
	150	Landarbeiter zu Fuß	Rees et al. (2006)
WEA: Windenergieanlage			

Die genannten Werte ermöglichen eine erste Einschätzung der artspezifischen Effektdistanzen für Rastvögel. Die weiten Spannen weisen darauf hin, dass das Verhalten der Vögel von Gebiet zu Gebiet schwanken kann.

Eine Analyse des gebietspezifischen Störungsgefüges ist im Regelfall erforderlich, bevor die Entscheidung für eine Effektdistanz aus dem unteren Bereich der angegebenen Spannen getroffen wird.

Vermeidung und Schadensbegrenzung

Arten mit kritischem Schallpegel

Höhenlage von Signalsendern und -empfängern

Die Übermittlung einer akustischen Botschaft involviert einen Sender und einen Empfänger. Handelt es sich dabei um Vögel, dann ist damit zu rechnen, dass sich beide Kommunikationspartner in einem dreidimensionalen Raum bewegen.

Wenn in einem lärmbelasteten Raum Vögel einer lärmempfindlichen Art in reduzierter Anzahl vorkommen, dann kann dies folgende Gründe haben:

- Der Signalsender – meistens das balzende Männchen – meidet den Raum, der ihm zu laut ist.
- Der Signalempfänger – meistens das Weibchen – hat das aus dem verlärmten Gebiet rufende oder singende Männchen nicht gehört und ist weitergezogen.
- Der Raum ist dem Weibchen zu laut und es bleibt fern von Gebieten, in denen ihre Sicherheitsbedürfnisse nicht erfüllt werden.
- Warnsignale werden nur eingeschränkt empfangen und es kommt zu verstärkten Prädationsverlusten.

Zahlreiche Vögel singen oder rufen von erhöhten Stellen aus (Singwarten) und entgehen damit der schalldämpfenden Wirkung der Vegetation. Manche Arten vollführen Singflüge und dringen dabei bis in Höhen von über 100 m (z.B. Feldlerche) vor. Die folgende Anekdote schildert das Sich-Wiederfinden zweier Brachvögel:

„Aus einem in etwa 100 m Höhe ziehenden Schwarm löste sich plötzlich rufend ein Vogel, ging nieder und fiel neben zwei am Boden sitzenden Brachvögeln ein, von denen einer auf das Rufen geantwortet hatte. Der angekommene Vogel vertrieb den anderen und blieb fest bei seinem Partner.“ (von Frisch 1995, S: 10)

Dieses Beispiel verdeutlicht, dass bei manchen Vogelarten insbesondere in der Schlüsselphase der Partner häufig mindestens einer der beiden Kommunikationspartner sich in beträchtlichen Höhen über dem Boden befindet. Damit stellt sich die Frage nach geeigneten schallbegrenzenden Maßnahmen. Lärmschutzwälle bzw. -wände wirken in erster Linie in Bodennähe und unmittelbar im Lee der abschirmenden Strukturen (Abb. 7, S. 35).

Während solche Lärmschutzmaßnahmen beim Empfänger im Falle von menschlichen Behausungen eine berechenbare Wirksamkeit entfalten, kann nicht davon ausgegangen werden, dass Störungen der akustischen Kommunikation für Vögel wirksam reduziert werden, wenn der Schallpegel am Brutplatz gesenkt wird. Ihr Kommunikationsraum erstreckt sich sowohl in der horizontalen als auch in der vertikalen Dimension in der Regel viel weiter.

Abb. 7: Schematische Darstellung der Wirkung einer Lärmschutzwand

Quelle: www.verkehr.steiermark.at/laerschutz



Die Pegelminderung ist u.a. abhängig von der Wand- bzw. Wallhöhe und von der Breite der linienförmigen Schallquelle. Straßen, insbesondere Autobahnen, sind meistens breiter als Eisenbahnstrecken. Die Ausbreitung ihres Schalls lässt sich deshalb schlechter durch Abschirmungen eindämmen.

Übliche Lärmschutzwälle und –wände sind in erster Linie in Bodennähe wirksam. Wenn die Topografie es erlaubt, lässt sich auch eine gewisse Wirkung in Höhen über 10-20 m erzielen. Sie ist jedoch immer deutlich geringer als bodennah direkt hinter der Abschirmung.

Ferner ist zu berücksichtigen, dass der Schallpegel in der Nähe einer Straße in der Höhe über dem Wert am Boden liegt. Der Unterschied nimmt mit der Entfernung zur Trasse ab.

Beispiel Wachtelkönig

Wachtelkönigmännchen rufen nachts, um Weibchen in ihr Revier zu locken. Sie sitzen am Boden, während die Weibchen noch im Anflug sind und durch die Rufe der Männchen dazu bewegt werden müssen, ihren Zug zu unterbrechen. Hört sie ihn nicht, dann fliegt sie weiter und er bleibt unverpaart.

Abstand von der Straße [m]	Beurteilungspegel nachts in 1 m Höhe [dB(A)]	Beurteilungspegel nachts in 30 m Höhe [dB(A)]
70	55	58,7
150	51	53,5
290	47	48,3
390	45	45,9
640	41	41,4

Als Höhe des Senders (das Männchen) wird 1 m über dem Boden angenommen. Als Höhe des Empfängers (das Weibchen) wird 30 m angenommen. Die tatsächlichen Flughöhen sind mit mindestens 100 m sehr viel größer. Das Berechnungsverfahren nach RLS-90 wurde nicht dafür entwickelt, den Schallpegel für fliegende Vögel als Immissionsorte zu ermitteln. Um plausible Ergebnisse zu erzielen wird die Flughöhe der Weibchen mit 30 m veranschlagt. Die überschlägige Berechnung des Beurteilungspegels nach freier Schallausbreitung ergibt einen Unterschied der Schallpegel in 1m und 30 m Höhen von über 3 dB in den ersten 100 m von der Straße, der ab ca. 400 m unter 1 dB fällt.

Die einzelnen Zahlen des Wachtelkönig-Rechenbeispiels stellen Näherungswerte dar, die nicht auf die Goldwaage gelegt werden sollten. Sie sollen lediglich verdeutlichen, dass die verkehrsbedingte Lärmbelastung je nach Höhe der Kommunikationspartner über dem Boden nicht identisch ist. Je nach Wetterlage können noch größere Unterschiede auftreten.

Problematisch ist dabei der Umstand, dass die Wirkung einer Lärmschutzwand in diesem Fall ausgerechnet für den Empfänger (das Weibchen) am geringsten ausfällt, der ohnehin einer etwas höheren Lärmbelastung als der Sender ausgesetzt ist. Durch eine Abschirmung der Rufplätze lässt sich zwar die Belastung der rufenden Männchen reduzieren, die Maßnahme bietet aber keine Gewähr dafür, dass die Weibchen sie tatsächlich besser hören und dass der Paarungserfolg durch die Inbetriebnahme der Straße nicht beeinträchtigt wird. Auch bei anderen Arten, die als Bodenbrüter eingestuft werden, werden akustische Signale in unterschiedlichen Höhen gesendet und empfangen (z.B. Feldlerchen).

Wirksamkeit von Abschirmungen

Für einige Vogelarten, die sich in Lebensphasen, in denen die akustische Kommunikation eine entscheidende Rolle spielt, am Boden aufhalten (z.B. Auerhuhn), können Abschirmungen sinnvoll sein. Allerdings ist auch der Einfluss des Reliefs zu berücksichtigen. Wenn sich der Immissionsort auf einem Hang oberhalb der Trasse befindet, ist eine übliche Lärmschutzwand wenig wirksam.

Die Wirksamkeit von Abschirmungen ist artspezifisch zu bewerten. In einer konkreten Planung ist deshalb zu prüfen, wo und in welchen Lebensphasen sich die betroffenen Vogelarten aufhalten.

In offenen und ebenen Landschaften schränken hohe vertikale Strukturen das Blickfeld ein, was bei einigen Offenlandarten ein Abstandsverhalten von 200 bis zu 500 m auslösen kann. In solchen Fällen kann eine hohe Abschirmung u.U. kontraproduktiv sein.

Für die Mehrheit der Vogelarten setzt eine sichere Reduzierung der Lärmbelastung eine Minderung der Schallemissionen an der Quelle voraus.

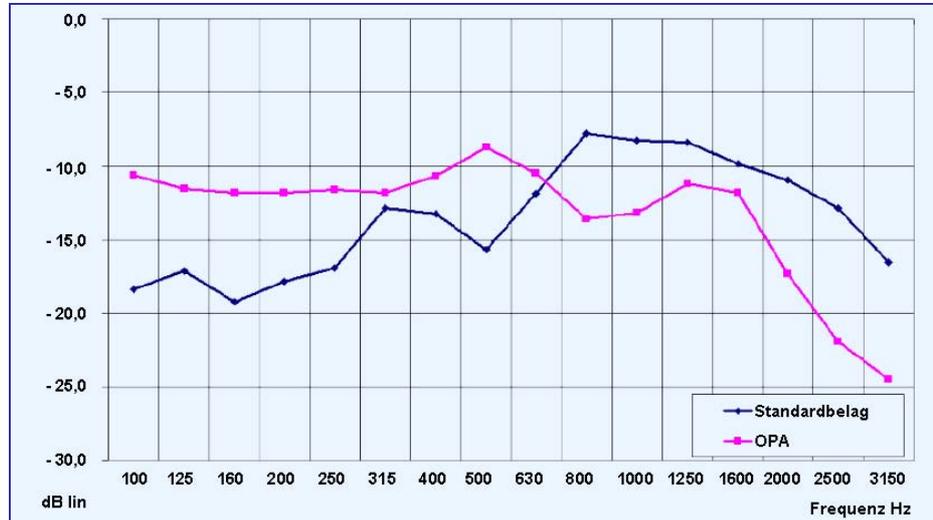
Wirksamkeit von offenporigem Asphalt (OPA)

Der Einbau von schallarmen Fahrbahnbelägen gehört zu den Maßnahmen, die eine Senkung der Schallproduktion an der Quelle bewirken. Offenporige Asphaltdecken (OPA) der neuesten Generation leisten eine Lärminderung von 7 bis 8 dB(A), die mit der Zeit nur wenig abnimmt. Im Unterschied zu anderen EU-Ländern wie Frankreich oder Italien werden in Deutschland OPA-Decken bislang zurückhaltend verwendet. Sie reduzieren die Reifen-Fahrbahn-Geräusche. Bei Pkws sind diese ab ca. 40 km/h und bei Lkws ab ca. 70 km/h dominant (Schulte 2004). Sie sind deshalb für den Überlandverkehr außerhalb von Siedlungen und damit für die Vogelwelt von vorrangiger Bedeutung.

Die Frequenzspektren der Rollgeräusche unterscheiden sich bei Standardbelag und offenporigem Belag (Abb. 9, S. 37). In den Frequenzen unter 0,7 kHz erzeugt OPA mehr Schall als ein Standardbelag. Da Vögel in diesen Frequenzen über eine eingeschränkte Hörleistung verfügen, ist der Unterschied nicht relevant. Über 0,7 kHz ist OPA durchgängig leiser. Die stärkste Schallminderung wird oberhalb von 1,5 kHz erzielt, d.h. in Frequenzen, in denen der Straßenverkehr bei Standardbelag die stärkste Maskierung der Rufe und Gesänge der lärmempfindlichen Vogelarten auslöst.

Offenporige Asphaltdecken sind deshalb zur Minderung von Beeinträchtigungen der Vogelwelt durch den Straßenverkehr in besonderem Maße geeignet.

Abb. 9: Normierte Spektren des Standardbelages und des offenporigen Belages
Quelle: Wende et al. 2006



Arten mit kritischer Effektdistanz

In Effektdistanzen manifestieren sich nicht nur die Folgen des Lärms, sondern die Gesamtheit der Effekte des Wirkungsgefüges „Trasse und Verkehr“. Sie werden für Arten benannt, bei denen sich die Reichweite des Wirkfaktors Lärm mit der Reichweite anderer Faktoren überlagert. Infolge dieser Gemengelage lässt sich der Umfang der erforderlichen Lärmreduzierung nicht bestimmen, um eine substantielle Verbesserung der Besiedlungsmöglichkeit des betroffenen Raums zu erreichen.

Als Schadensbegrenzung für den nicht genau bestimmbar Anteil des Lärms bieten sich Maßnahmen an, die auf eine Stützung und Förderung der betroffenen Bestände abzielen. Damit wird ein Ansatz aufgegriffen, der von der EU-Kommission (2007) unter der Bezeichnung CEF-Maßnahmen im Zusammenhang mit europäischen Artenschutzbelangen vorgeschlagen wurde. Da solche Maßnahmen unmittelbar bei den Schutzobjekten ansetzen, entschärft sich der Zwang, den Anteil der einzelnen Faktoren des Wirkungsgefüges „Trasse und Verkehr“ exakt zu bestimmen und für jeden Wirkfaktor quantifizierte Schwellenwerte zu bestimmen. Vor dem Hintergrund der Komplexität von Ökosystemen wäre dieses in absehbarer Zeit ein aussichtsloses Unterfangen. Die Frage der gemeinsamen Folgen der einzeln bewerteten Beeinträchtigungen würde dabei weiterhin ungeklärt bleiben. Bestandsstützende Maßnahmen stellen daher pragmatische Lösungen dar, mit denen in der Planungspraxis negative Folgen des gesamten Wirkungsgefüges „Trasse und Verkehr“ reduziert werden können.

Anstatt auf der Ebene des technischen Entwurfs ausschließlich an der Schraube „Lärmschutz“ zu drehen, werden Maßnahmen ergriffen, die sich positiv auf die Vogelpopulationen auswirken. Dieses bedeutet zugleich eine Abkehr von rein technischen Maßnahmen und eine Hinwendung zu „biologischen“ Problemlösungen. Damit lässt sich das Problem umgehen, dass eine „Huckepack-Bewertung“ von verschiedenen Wirkfaktoren zwar theoretisch möglich ist, die Wirksamkeit einer „Huckepack-Schadensbegrenzung“ dagegen zweifelhaft ist. Nicht selten wurde in der Vergangenheit in Planungsunterlagen der Schluss gezogen, dass nach Lärminderung keine erheblichen Beeinträchtigungen verbleiben, ohne die Frage zu thematisieren, ob ein Lärmschutzwall tatsächlich alle Probleme löst.

Über die hier vorgeschlagene Vorgehensweise zur Bewältigung der Folgen des Verkehrslärms hinaus können zur Minderung von Beeinträchtigungen durch andere Wirkfaktoren nach wie vor technische Maßnahmen z.B. zum Kollisionsschutz sinnvoll sein.

CEF-Maßnahmen

CEF-Maßnahmen haben das Ziel, die betroffenen Lebensräume der Vögel in einen Zustand zu versetzen, der es den Populationen ermöglicht, einen geplanten Eingriff schadlos zu verkraften.

Über ihre praktische Einbindung in die Planung und Umsetzung von Verkehrsprojekten liegen erst wenige Erfahrungen vor. Folgende Aspekte sind zu beachten:

- Damit CEF-Maßnahmen eine durchgehende ökologische Funktionsfähigkeit leisten können, muss mit ihrer Umsetzung rechtzeitig, d.h. vor dem Eingriff begonnen werden. Ihre Wirksamkeit muss vor dem Eingriff gegeben sein.
- In Natura 2000-Gebieten ist das Verhältnis der Maßnahmen zur Schadensbegrenzung (in Anlehnung an den CEF-Ansatz) zu den Maßnahmen zu klären, die bereits Bestandteil des regulären Gebietsmanagements sind. Im Einzelfall können sich Überschneidungen ergeben. Eine Abstimmung mit dem Gebietsmanagement ist erforderlich.
- Da eine solche Form der Schadensbegrenzung nachweisbar wirksam sein muss, um auch rechtlich Bestand zu haben, sind hierfür präzise und gebietsspezifische Konzepte erforderlich. Die Maßnahmen, die sich auf bestimmte Vogelarten positiv auswirken, sind gerade für gefährdete Arten in der Regel bekannt, sodass hier auf vorliegendes Fachwissen zurückgegriffen werden kann.
- Nicht jeder Verlust der Lebensraumseignung lässt sich kurzfristig durch bestandsstützende und habitatsfördernde Maßnahmen vermeiden bzw. vermindern. Mit dem Aufhängen von Nistkästen im Stangenholz wird gefährdeten Arten der strukturreichen Wälder nicht dauerhaft geholfen. So benötigen Arten, die sich von Insekten ernähren, die in der dicken Borke alter Bäume leben, eine entsprechende Nahrungsgrundlage.

Stellt sich im Einzelfall heraus, dass eine ausreichende Schadensminderung gemäß dem CEF-Ansatz nicht zu erreichen ist, so wird die Frage aufkommen, ob es doch nicht sinnvoll wäre, zumindest die Lärmbelastung zu senken. Hierzu ist festzuhalten, dass eine Lärminderung zwar grundsätzlich zu begrüßen ist, dass sich aber Ihre Wirksamkeit weder prognostizieren noch nachweisen lässt, wenn gleichzeitig andere Wirkfaktoren die Besiedelbarkeit des betroffenen Raums einschränken.

Voraussichtlich wird nur in solchen Fällen eine Einschätzung der Wirksamkeit der Lärminderung möglich sein, in denen über die Reichweite und die Intensität der übrigen Faktoren sichere Informationen zur Verfügung stehen bzw. in denen das Eintreten weiterer Störungen als der Lärm ausgeschlossen werden kann.

Kompensation und Kohärenzsicherung

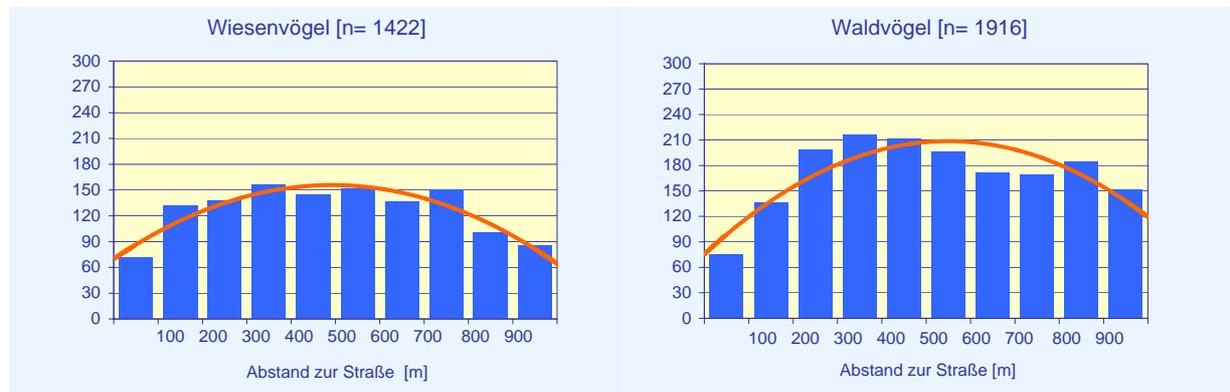
Die zu beachtenden Grundsätze zur Bewältigung der Folgen von Beeinträchtigungen der Avifauna durch Verkehrslärm unterscheiden sich grundsätzlich nicht von den Anforderungen, die sich im Zusammenhang mit anderen Wirkfaktoren ergeben.

Bei der Wahl von geeigneten Ausgleichsflächen ist auf die Einhaltung der vorgeschlagenen kritischen Schallpegel bzw. kritischen Effektdistanzen zu achten.

Ausblick: Der Lärm erklärt nicht alles.

Die Bewertung und die Bewältigung der Folgen des Verkehrs sind mit dem Ergebnis, dass der Lärm für viele Vogelarten mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht der gravierendste Gefährdungsfaktor ist, nicht einfacher geworden.

Abb. 11: Häufigkeitsverteilung von Wiesenvögeln und Waldvögeln zu Straßen



Bei der Ermittlung der Vogelhäufigkeiten bis zur einer Entfernung von 1.000 m von Straßen und Eisenbahnen wurde versucht, nur Bereiche auszuwerten, in denen nur die verkehrsbedingte Störquelle vorkam, die als Entfernung 0 in der Abstandsauszahlung gesetzt wurde. Dennoch stellte sich heraus, dass es kaum zu vermeiden war, dass die Abstandsklassen ab 600-700 m unter dem Einfluss von weiteren Störungen standen, die in den 1.000 m Bereich hineinstrahlten. So erklärt sich, dass die Häufigkeitsverteilung (hier für Straßen) für zahlreiche Arten nach einem Maximum wieder abfällt.

Ohne dass dies beabsichtigt wurde, ist dabei eine Darstellung entstanden, die die geringe durchschnittliche Größe der unzerschnittenen Flächen in der Normallandschaft vor Augen führt. Anbetracht der Dichte des Verkehrsnetzes in vielen Regionen Deutschlands erscheint diese Interpretation plausibel. Beunruhigend ist ferner der Befund, dass auch von schwächer befahrenen Landes- und Kreisstraßen, wenn auch mit geringer Intensität, ein ähnlicher Effekt ausgeht. Der Schluss liegt deshalb nahe, dass Straßen und Eisenbahnen die Landschaft in vielfältiger Weise verändern und dass nicht nur ihr Lärm die Besiedelbarkeit des Raums für Vögel einschränkt.

Literatur und Quellen

Im folgenden Verzeichnis werden nur die Quellen aufgeführt, auf die in der Kurzfassung des Forschungsberichtes verwiesen wird. Ein umfangreicheres Verzeichnis findet sich in der Langfassung des Berichtes.

- Achtziger, R., Stickroth H. & R. Zieschank (2004): Nachhaltigkeitsindikator für die Artenvielfalt – Ein Indikator für den Zustand von Natur und Landschaft in Deutschland. – Angewandte Landschaftsökologie Heft 63.
- AG Tewes (2006): Bestandsaufnahmen von Brut- und Rastvögeln auf der Probestfläche Holtgaste an der A31 in Niedersachsen. Gutachten im Auftrag des Kieler Instituts für Landschaftsökologie (FuE-Vorhaben „Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna“).
- Bach, L., Handke, K. & F. Sinning (1999): Einfluss von Windenergieanlagen auf die Verteilung von Brut- und Rastvögeln in Nordwest- Deutschland. Eine erste Auswertung verschiedener Untersuchungen und Kartierungen. – Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz, Band 4.
- Ballasus, H. & R. Sossinka (1997): Auswirkungen von Hochspannungstrassen auf die Flächennutzung überwinternder Bläss- und Saatgänse (*Anser albifrons*, *A. fabalis*). – J. Ornithol. 138: 215-223.
- Bauer, H.-G., P. Berthold, P. Boye, W. Knief, P. Südbeck & K. Witt (2002): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands. 3. überarbeitete Fassung (Stand 8.5.2002). – Berichte zum Vogelschutz 39: 13-60.
- Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (Hrsg.) (2005): Studie zur Kostenverhältnismäßigkeit von Schallschutzmaßnahmen – Grundsätze für die Prüfung nach § 41 Abs. 2 BImSchG, Augsburg.
- Bieringer, G., Kollar, H.P., Pollheimer, M. & G. Strohmayer (2006): Traffic noise and birds revisited: Separating the wheat from the chaff. – 24th International Ornithological Congress, 13-19 August. Hamburg, Germany. Poster A44.
- Bieringer, G., Kollar, H.P. & G. Strohmayer (2006): Straßenlärm und Vögel in Österreich. – In: Auswirkungen von Straßenlärm auf Vögel. Ergebnisse eines Sachverständigen-Workshops 23./24. Oktober 2006, BMVIT Wien.
- Clemens, T. & C. Lammen (1995): Windkraftanlagen und Rastplätze von Küstenvögeln – ein Nutzungskonflikt. – Seevögel 16: 34-38.
- EU-Kommission (2007): Guidance document on the strict protection of animal species of Community interest under the Habitats Directive 92/43/EEC. Final version, February 2007.
- Frisch von, O. (1995): Der Große Brachvogel. – Die Neue Brehm-Bücherei Bd. 335. Westarp Wissenschaften, Magdeburg. 42 S.
- Jaene, J., Kruckenberg, H. & H.-H. Bergmann (1998): Wie teilbar ist Landschaft? - Untersuchungen zum Einfluß von Straßen auf überwinternde Bleißgänse (*Anser albifrons*) am Dollart. – Artenschutzreport 8: 50-54.
- Keller, V. (1991): The effect of disturbance from roads on the distribution of feeding Sites of Geese (*Anser brachyrhynchos*, *A. anser*), wintering in North-east Scotland. – Ardea 79: 229-232.
- Kempf, G. (2006): Untersuchungen zum Einfluss von Lärmimmissionen einer Bahntrasse auf die Avifauna in der Wümmeniederung bei Fischerhude (Niedersachsen). Gutachten im Auftrag des Kieler

- Instituts für Landschaftsökologie (FuE-Vorhaben „Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna“).
- Kowallik, C. & J. Borbach-Jaene (2001): Windräder als Vogelscheuchen? - Über den Einfluss der Windkraftnutzung in Gänserastgebieten an der nordwestdeutschen Küste. – Vogelkundl. Ber. Niedersachsen 33: 97-102.
- Kruckenbergh, H., Jaene, J. & H.-H. Bergmann (1998): Mut oder Verzweiflung am Straßenrand? – Der Einfluß von Straßen auf die Raumnutzung und das Verhalten von äsenden Bleiß- und Nonnengänsen am Dollart, NW-Niedersachsen - Natur und Landschaft 1: 3-8.
- Mooij, J.H. (1982): Die Auswirkung von Straßen auf die Avifauna einer offenen Landschaft am Unteren Niederrhein (Nordrhein-Westfalen), untersucht am Verhalten von Wildgänsen. – Charadrius18: 73-92.
- Reck, H., Rasmus, J., Klump, G.M., Böttcher, M., Brüning, H., Gutmiedl, I., Herden, C., Lutz, K., Mehl, U., Penn-Bressel, G., Roweck, H., Trautner, J., Wende, W., Winkelmann, C. & A. Zschalich (2001): Tagungsergebnis: Empfehlungen zur Berücksichtigung von Lärmwirkungen in der Planung (UVP, FFH-VU, § 8 BnatSchG, § 20c BnatSchG). – Angewandte Landschaftsökologie 44: 153-160.
- Rees, E.C., Bruce, J.H. & G.T. White (2006). Variation in the behavioural responses of Whooper Swans *Cygnus cygnus* to different types of human activity. – In: G.C. Boere, C.A. Galbraith & D.A. Stroud (Eds): Waterbirds around the world. The Stationery Office, Edinburgh, UK: 829-830.
- Reichenbach, M., Handtke, K. & F. Sinning (2004): Der Stand des Wissens zur Empfindlichkeit von Vogelarten gegenüber Störwirkungen von Windenergieanlagen. – Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz, Bd. 7, Themenheft „Vögel und Fledermäuse im Konflikt mit der Windenergie“: 229-243.
- Schreiber, M. (2000): Windkraftanlagen als Störquellen für Gastvögel. – In: Winkelbrandt, A., Bless, R., Herbert, M., Kröger, K., Merck, T., Netz-Gerten, B., Schiller, J., Schubert, S. & B. Schweppe-Kraft (2000): Empfehlungen des Bundesamtes für Naturschutz zu naturschutzverträglichen Windkraftanlagen. Landwirtschaftsverlag, Münster.
- Schulte, W. (2004): Offenporiger Asphalt. Lärmschutzwirkung, -bedingungen und -dauer. – asphalt Heft 2/2004: 6.
- Spilling, E., Bergmann, H.-H. & M. Meier (1999): Truppgrößen bei weidenden Bläiß- und Saatgänsen (*Anser albifrons*, *A. fabalis*) an der Unteren Mittelbe und ihr Einfluß auf Fluchtdistanzen und Zeitbudget. – J. Ornithol. 140: 325-334.
- Ulbricht, J. (1998): Raum-Zeit-Verhalten von Graugänsen (*Anser anser*) in einem mecklenburgischen Sammel- und Rastgebiet: Habitatnutzung und Reaktionen auf Störreize. – Artenschutzreport 8: 32-34.
- Wende, H., Ortscheid, J. & M. Hintzsche (2006): Lärmwirkungen von Straßenverkehrsgeräuschen – Auswirkungen eines lärmarmen Fahrbahnbelages. Umweltbundesamt, Dessau.
www.umweltbundesamt.de

Kieler Institut für Landschaftsökologie

