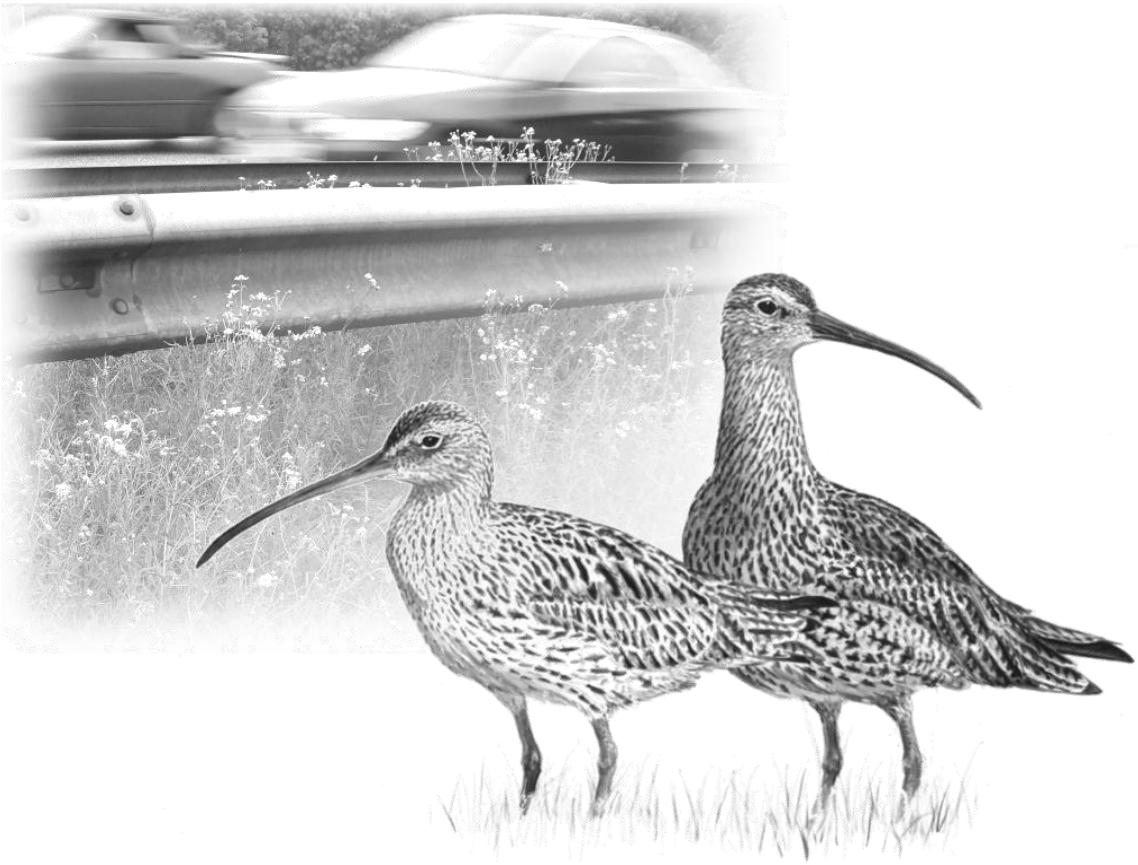
Bundesministerium
für Verkehr, Bau
und Stadtentwicklung

# Arbeitshilfe
# Vögel und Straßenverkehr



**Titelbild**

Großer Brachvogel (Zeichnung Dipl. Biol. Dr. Winfried. D. Daunicht)

BUNDESMINISTERIUM FÜR VERKEHR,
BAU UND STADTENTWICKLUNG
Abteilung Straßenbau

# Arbeitshilfe
# Vögel und Straßenverkehr
Ausgabe 2010

(redaktionelle Korrektur Januar 2012)

Ergebnis des Forschungs- und Entwicklungsvorhabens FE 02.286/2007/LRB

„Entwicklung eines Handlungsleitfadens für Vermeidung und Kompensation verkehrsbedingter Wirkungen auf die Avifauna“

der Bundesanstalt für Straßenwesen

bearbeitet von

**Dr. Annick Garniel & Dr. Ulrich Mierwald**
**KI$_f$L – Kieler Institut für Landschaftsökologie**

Rendsburger Landsstraße 355
24111 Kiel

www.kifl.de

im Auftrag von

**Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung**

Robert-Schuman-Platz 1
53175 Bonn

www.bmvbs.de

vertreten durch

**Bundesanstalt für Straßenwesen**

Brüderstr. 53
51427 Bergisch Gladbach

www.bast.de

## Projektleitung

| | |
|---|---|
| Dipl.-Biol. Dr. Udo Tegethof | Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach |

## Bearbeitung

| | |
|---|---|
| Dr. rer. nat. Annick Garniel | KI$_f$L – Kieler Institut für Landschaftsökologie, Kiel |
| Dipl. Biol. Dr. Ulrich Mierwald | |
| Dipl. Biol. Ute Ojowski | |
| Vogelzeichnungen: | |
| Dipl. Biol. Dr. Winfried D. Daunicht | |

## Forschungsbegleitender Arbeitskreis

| | |
|---|---|
| MR Horst Werner Bergs | Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn |
| Dipl.-Ing. Marita Böttcher | Bundesamt für Naturschutz, Außenstelle Leipzig |
| Dipl.-Biol. Monika Engels | Ministerium für Infrastruktur und Landwirtschaft des Landes Brandenburg, Potsdam |
| Dipl.-Ing. Dr. Holger Figge | Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn |
| Dipl.-Ing. Heiner Haßmann | Niedersächsische Landesbehörde für Straßenbau und Verkehr, Hannover |
| ORR Dipl.-Ing. Manfred Kinberger | Oberste Baubehörde im Bayerischen Staatsministerium des Inneren, München |
| Dipl.-Ing. Wolf-Dietrich Kötz | Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau |
| Dipl.-Ing. Linda Meisel | Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach |
| Dipl.-Ing. Eckhard Roll | Eisenbahnbundesamt, Außenstelle Köln |
| BD Dipl.-Ing. Helmut Schneider | Landesbetrieb Mobilität Rheinland-Pfalz, Koblenz |
| BDir'in Dipl.-Ing. Gesa Schwoon | Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn |
| Dipl.-Ing. Wolfgang Stein | Landesbetrieb Straßenbau Nordrhein-Westfalen, Gelsenkirchen |
| Dr. Yvonne Walther | Amt für Straßen- und Verkehrswesen Fulda |
| TORR Dipl.-Ing. Andreas Wehner-Heil | Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn |

# Inhalt

**Vorbemerkungen** ..... VII

**Zusammenfassung** ..... IX

**Summary** ..... XII

**Résumé** ..... XV

**1 Teil 1: Wirkungsprognose** ..... **1**

1.1 Grundlagen: Instrumente der Wirkungsprognose ..... 2

1.1.1 Einteilung der Vogelarten in Gruppen ..... 2

1.1.2 Wirkungsprognose anhand von kritischen Schallpegeln ..... 4

1.1.2.1 Kritischer Schallpegel: Definition ..... 4

1.1.2.2 Beurteilungspegel nach RLS-90 ..... 5

1.1.2.3 Berücksichtigung der Lärmimmissionen von anderen Plänen und Projekten in FFH-Verträglichkeitsprüfungen ..... 5

1.1.3 Wirkungsprognose anhand von Effektdistanzen ..... 6

1.1.3.1 Effektdistanz: Definition ..... 6

1.1.3.2 Festlegung von Effektdistanzen für Arten, deren Verteilungsmuster an Straßen empirisch nicht ermittelt werden konnte ..... 7

1.1.4 Wirkungsprognose anhand von Fluchtdistanzen und Störradien ..... 8

1.1.5 Klassen der Verkehrsmenge ..... 9

1.1.6 Hinweise zur Berücksichtigung von Kollisionsverlusten ..... 9

1.2 Orientierungswerte für die 6 Artengruppen ..... 12

1.2.1 Gruppe 1: Arten mit hoher Lärmempfindlichkeit ..... 12

1.2.1.1 Straßen mit Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h ..... 12

1.2.1.2 Straßen mit Verkehrsmengen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h ..... 13

1.2.2 Gruppe 2: Arten mit mittlerer Lärmempfindlichkeit ..... 14

1.2.2.1 Straßen mit Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h ..... 16

1.2.2.2 Straßen mit Verkehrsmengen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h ..... 18

1.2.3 Gruppe 3: Arten mit lärmbedingt erhöhter Gefährdung durch Prädation ..... 18

1.2.3.1 Straßen mit Verkehrsmengen über 20.000 Kfz/24h ..... 19

1.2.3.2 Straßen mit Verkehrsmengen bis einschließlich 20.000 Kfz/24h ..... 20

1.2.4 Gruppe 4: Arten mit schwacher Lärmempfindlichkeit ..... 21

1.2.4.1 Arten der Gruppe 4 außer Feldlerche und Kranich ..... 21

1.2.4.2 Sonderfall Feldlerche ..... 23

1.2.4.3 Sonderfall Kranich ..... 24

1.2.5 Gruppe 5: Arten ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen und Arten, für die der Verkehrslärm keine Relevanz besitzt ..... 26
1.2.5.1 Arten mit großer Fluchtdistanz, Koloniebrüter ..... 26
1.2.5.2 Übrige Arten der Gruppe 5 ..... 27
1.2.6 Gruppe 6: Rastvögel und Überwinterungsgäste ..... 31
1.3 Anwendung der Orientierungswerte ..... 33
1.3.1 Zwei methodische Wege: Standard-Prognose und vertiefte Raumanalyse ..... 34
1.3.2 Standard-Prognose ..... 37
1.3.2.1 Vorgehensweise für Neubauprojekte ..... 37
1.3.2.2 Einsatz der Standard-Prognose in Ausbauprojekten ..... 43
1.3.3 Vertiefte Raumanalyse ..... 47
1.3.3.1 Grundprinzip ..... 47
1.3.3.2 Kann der beeinträchtigte Bestand bei vertiefter Raumanalyse höher ausfallen als bei Standard-Prognose? ..... 49
1.3.3.3 Benötigte Daten ..... 50
1.3.3.4 Beispiele für die Analyse des Raumnutzungsmusters von Vogelarten ..... 51
1.4 Bewertung der Erheblichkeit der festgestellten Auswirkungen ..... 56

**2 Teil 2: Vermeidung** ..... 57
2.1 Allgemeine Anforderungen ..... 58
2.1.1 Wirksamkeit zum Zeitpunkt des Eingriffs ..... 58
2.1.2 Datenbedarf / Untersuchungstiefe ..... 58
2.1.3 Nachweis der Wirksamkeit ..... 58
2.2 Maßnahmen zur Lärmminderung für Vögel ..... 59
2.2.1 Ab welchen Verkehrsmengen sind Maßnahmen zur Lärmminderung für Vögel sinnvoll? ..... 59
2.2.2 Für welche Arten sind lärmmindernde Maßnahmen angebracht? ..... 59
2.2.3 Welche Maßnahmen kommen in Frage? ..... 59
2.2.4 An welchem Immissionsort soll die Maßnahme wirken? ..... 60
2.2.5 Wie wird die Wirksamkeit der Maßnahme ermittelt? ..... 62
2.2.5.1 Brutvogelarten der Gruppe 1 ..... 62
2.2.5.2 Brutvogelarten der Gruppe 2 ..... 63
2.2.5.3 Brutvogelarten der Gruppe 3 ..... 66
2.3 Vermeidungsmaßnahmen für nicht oder wenig lärmempfindliche Vogelarten ..... 67
2.3.1 Reduktion von optischen Störungen ..... 67
2.3.2 Reduktion des Kollisionsrisikos ..... 68
2.4 Widersprüchliche Ergebnisse der Schadensminderung ..... 70

**3 Teil 3: Kompensation** ... 71
3.1 Zeitliche Aspekte ... 72
3.2 Räumliche Aspekte ... 72
3.2.1 Vorgaben hinsichtlich des Ortes der Wirksamkeit ... 72
3.2.2 Eignung des Wirkraums des Vorhabens für Ausgleichsmaßnahmen ... 73
3.2.2.1 Sonderfälle, in denen ein eingriffsnaher Ausgleich naturschutzfachliche Vorteile bieten kann ... 75
3.2.3 Sonderfall der durch Kollisionen besonders gefährdeten Arten ... 75
3.2.4 Erreichbarkeit und Isolation von Ausgleichsflächen ... 76
3.3 Qualitative Aspekte ... 77
3.3.1 Bestimmung der Eignung als Ausgleichsfläche: Erfassung der avifaunistisch relevanten Eigenschaften im potenziellen Ausgleichsgebiet ... 77
3.3.2 Fachliche Konzeptentwicklung ... 78
3.3.3 Multifunktionaler Ausgleich ... 78
3.3.4 Schränkt die verlangte Prognose der Wirksamkeit das Spektrum der in Frage kommenden Maßnahmen ein? ... 78
3.4 Quantitative Aspekte: Umfang der benötigten Ausgleichsflächen ... 80
3.4.1 Ausgleichsflächen für Brutvögel ... 80
3.4.1.1 Ermittlung der erreichbaren Siedlungsdichte auf einer konkreten Ausgleichsfläche ... 80
3.4.1.2 Berücksichtigung des Zielartbestands der Ausgleichsfläche vor der Umsetzung der Maßnahmen ... 82
3.4.1.3 Ausgleichsflächen im Wirkraum des Vorhabens bzw. anderer Straßen ... 82
3.4.1.4 Mindestgröße von Ausgleichsflächen ... 83
3.4.2 Ermittlung des Bedarfs an Ausgleichsflächen für Rastvögel ... 84
3.4.3 Sicherheit der quantitativen Prognosen ... 84
3.5 Rechtliche Aspekte ... 84
3.5.1 Abgrenzung zu den Verpflichtungen des Natura 2000-Managements ... 84
3.5.2 Zielkonflikte von artenschutzrechtlicher Relevanz ... 85
3.6 Funktionskontrollen ... 85
3.6.1 Funktionskontrollen im Ausgleichsgebiet ... 85
3.6.2 Begleitende Erfassungen im Eingriffsgebiet ... 85
3.6.3 Interpretation der avifaunistischen Kontrollergebnisse ... 86
3.7 Dokumentation ... 87

**4 Literatur** ... 89

**5 Glossar** ... 93

## Anhang

Gesamttabelle der Brutvogelarten ..... 94

Zusammenstellung der im laufenden Text eingebetteten Tabellen ..... 99

## Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1: Grundverteilungsmuster von Vögeln an Straßen ..... 2

Abb. 2: Effektdistanz für eine fiktive Brutvogelart bei unterschiedlichen Verkehrsmengen (schematische Darstellung) ..... 6

Abb. 3: Ermittlung der Abnahme der Habitateignung für Arten der Gruppe 2 ..... 17

Abb. 4: Berücksichtigung der lärmbedingten Verschärfung der Prädationsgefahr ..... 19

Abb. 5: Abnahme der Habitateignung für Arten der Gruppe 4 bei unterschiedlichen Verkehrsmengen (schematisch) ..... 22

Abb. 6: Unterschiedliche Abstraktionsgrade von Revierdarstellungen ..... 23

Abb. 7: Leitfaden durch das Tabellenwerk ..... 33

Abb. 8: Ablauf der Entscheidung für Standard-Prognose und vertiefte Raumanalyse ..... 36

Abb. 9: Wirkungsprognose Steinschmätzer ..... 38

Abb. 10: Wirkungsprognose Große Rohrdommel ..... 39

Abb. 11: Wirkungsprognose Tüpfelralle ..... 39

Abb. 12: Wirkungsprognose Mittelspecht ..... 40

Abb. 13: Wirkungsprognose Wasserralle ..... 40

Abb. 14: Wirkungsprognose Großer Brachvogel ..... 41

Abb. 15: Wirkungsprognose Feldlerche ..... 42

Abb. 16: Wirkungsprognose bei Verlagerung der Isophone des kritischen Schallpegels im Ausbaufall ..... 44

Abb. 17: Wirkungsprognose anhand von Effektdistanzen im Ausbaufall ..... 45

Abb. 18: Landschaftsabhängige Betroffenheit der Feldlerche ..... 47

Abb. 19: Beispiel für eine vertiefte Raumanalyse für ein Neuntöter-Vorkommen ..... 48

Abb. 20: Lärmminderung für eine Art der Gruppe 2 (Beispiel Mittelspecht) ..... 64

Abb. 21: Lärmminderung für eine Art der Gruppe 2 (Beispiel Wasserralle) ..... 65

Abb. 22: Lärmminderung für eine Art der Gruppe 3 ..... 66

Abb. 23: Lärmminderung für das Rebhuhn (Sonderfall Gruppe 3) ..... 67

Abb. 24: Reduktion der Siedlungsdichte auf Ausgleichsflächen im Wirkraum der Straße ..... 83

## Verzeichnis der Tabellen

Tab. 1: Übersicht über Artengruppen und Prognose-Instrumente ..... 4

Tab. 2: Besonders kollisionsgefährdete Vogelarten, die aus großen Entfernungen Straßen anfliegen können ..... 10

Tab. 3: Gruppe 1, Abnahme der Habitateignung am Brutplatz bei Verkehrsbelastungen über 10.000 Kfz/24h ..... 12

Tab. 4: Gruppe 1, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h ..... 14

Tab. 5: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 2 ... 15
Tab. 6: Höhe des Immissionsortes für Arten der Gruppe 2 ... 16
Tab. 7: Gruppe 2, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen über 10.000 Kfz/24h ... 17
Tab. 8: Gruppe 2, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h ... 18
Tab. 9: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 3 ... 19
Tab. 10: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen über 20.000 Kfz/24h ... 20
Tab. 11: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 20.000 Kfz/24h ... 20
Tab. 12: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei erhöhten Störungen durch Rad- und Fußgängerverkehr ... 21
Tab. 13: Gruppe 4, Abnahme der Habitateignung in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge für Arten mit Effektdistanz von 100 bis 300 m ... 21
Tab. 14: Abnahme der Habitateignung für Feldlerchen in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge ... 24
Tab. 15: Abnahme der Habitateignung für jungenführende Kraniche in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge ... 24
Tab. 16: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 4 ... 25
Tab. 17: Abnahme der Habitateignung für Brutvogelarten mit großer Fluchtdistanz und für Brutkolonien ... 27
Tab. 18: Gruppe 5, Abnahme der Habitateignung in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge ... 27
Tab. 19: Gruppe 5: Brutvogelarten ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen und für die der Verkehrslärm keine Relevanz besitzt ... 28
Tab. 20: Störradien für Rastvögel und Überwinterungsgäste ... 32
Tab. 21: Abnahme der Habitateignung für Rastvögel und Überwinterungsgäste ... 32
Tab. 22: Überschlägige Ermittlung der ausbaubedingten Abnahme der Habitateignung (Beispiel) ... 45
Tab. 23: Artspezifische Einschätzung der Wirksamkeit von lärmmindernden Abschirmungen ... 61
Tab. 24: Beispiel für die Berücksichtigung des bereits vorhandenen Zielartbestands auf einer vorgesehenen Ausgleichsfläche ... 82

## Verzeichnis der Abkürzungen

| | |
|---|---|
| Abs. | Absatz |
| Art. | Artikel |
| BfN | Bundesamt für Naturschutz |
| BMVBS | Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung |
| BMVIT | Bundesministerium für Verkehr, Innovation und Technologie (Österreich) |
| BNatSchG | Bundesnaturschutzgesetz |
| BP | Brutpaar |
| BVerwG | Bundesverwaltungsgericht |
| bzw. | beziehungsweise |
| CEF | Continuous ecological functionality |
| dB(A) | Dezibel (nach A-Gewichtung) |
| d. h. | das heißt |
| dt. | deutsch |

| | |
|---|---|
| engl. | englisch |
| FCS | Favourable conservation status |
| FFH-RL | Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie |
| FFH-VP | FFH-Verträglichkeitsprüfung |
| frz. | französisch |
| ggf. | gegebenenfalls |
| ha | Hektar |
| LAP | Landschaftspflegerischer Ausführungsplan |
| LBP | Landschaftspflegerischer Begleitplan |
| Kap. | Kapitel |
| km | Kilometer |
| Kfz/24h | Kraftfahrzeug pro 24 Stunden |
| m | Meter |
| RL | Rote Liste |
| ELA | Empfehlungen für die landschaftspflegerische Ausführung im Straßenbau |
| RLS-90 | Richtlinien für den Lärmschutz an Straßen |
| Rn. | Randnummer |
| S. | Seite |
| sog. | sogenannt |
| u. a. | unter anderem |
| usw. | und so weiter |
| u. U. | unter Umständen |
| vgl. | vergleiche |
| z. B. | zum Beispiel |

# Vorbemerkungen

Der besondere Schutz aller wildlebenden europäischen Vogelarten hat zur Folge, dass die Planungsunterlagen zu Straßenbauvorhaben Aussagen zu den Auswirkungen des Verkehrs auf die Vogelwelt enthalten müssen. In den letzten Jahren sind die fachlichen Ansprüche erheblich gestiegen. Eine differenzierte Betrachtung der Empfindlichkeiten der einzelnen Arten ist verpflichtend geworden. Arbeitsmethoden, die dieses leisten können, sind zwangsläufig komplexer als pauschale Konventionen, die für alle Arten gelten. Ein Einsatz im Planungsalltag setzt allerdings voraus, dass die Komplexität auf einem zumutbaren Niveau verbleibt. Die vorliegende Arbeitshilfe stellt daher einen Kompromiss dar.

Die Arbeitshilfe setzt sich aus den Teilen „Wirkungsprognose“, „Vermeidung“ und „Kompensation“ zusammen und deckt damit die Aufgabenfelder der Eingriffsbewertung und der Eingriffsbewältigung ab. Sie stellt Arbeitsinstrumente zur Verfügung, die zum Erfüllen der geltenden Vorgaben für die landschaftspflegerische Begleitplanung im Straßenbau und für die Durchführung von FFH-Verträglichkeitsprüfungen im Bundesfernstraßenbau eingesetzt werden können.

Die formulierten Empfehlungen und Orientierungswerte wurden für den Straßenverkehr entwickelt und sind zur Beurteilung des Störpotenzials anderer Verkehrsträger bzw. anderer Störquellen nicht geeignet.

In der Arbeitshilfe werden erzeugte Störungen von großer Reichweite behandelt. Darunter sind die Auswirkungen des Verkehrslärms sowie von optischen Störreizen (z. B. Licht, Kulissenwirkungen) zu verstehen. Die benannten Wirkungsradien orientieren sich an Wirkfaktoren mit großer Reichweite. Nach derzeitigem Stand des Wissens sind negative Effekte von weiteren Störungen mit geringerer Raumwirksamkeit (z. B. Gerüche, Erschütterungen) darin eingeschlossen.

Folgende Wirkfaktoren werden nicht behandelt:

- Bauzeitliche Störungen,
- langfristige, verkehrsbedingte Veränderungen der Vogelhabitate durch Immissionen von Nähr- und Schadstoffen,
- Flächeninanspruchnahmen.

Zum Komplex „Kollisionsverluste / Zerschneidung von Habitaten“ besteht noch Forschungsbedarf. Diese Wirkfaktoren können in der Arbeitshilfe daher nicht abschließend behandelt werden.

Die Arbeitshilfe enthält Orientierungswerte für 202 einheimische Brutvogelarten der Flachland- und Mittelgebirgsregionen. Arten, die ausschließlich in Hochgebirgsregionen sowie in Meeres- und Küstengebieten brüten, werden aufgrund ihrer untergeordneten Relevanz für Straßenbauprojekte nicht bearbeitet. Gleiches gilt für ausgestorbene Arten (z. B. Doppelschnepfe) und sog. Gefangenschaftsflüchtlinge, auch wenn sich einige auch auf freier Wildbahn in Deutschland fortpflanzen (z. B. Nandu, Halsbandsittich, Chileflamingo). Die Auswahl berücksichtigt Arten, die nach derzeitigem Wissensstand in Deutschland regelmäßig brüten (Südbeck et al. 2007). Darüber hinaus wird eine repräsentative

Auswahl von Arten behandelt, die in planungsrelevanten Ansammlungen außerhalb der Meeres- und Küstengebieten als Rastvögel bzw. als Wintergäste vorkommen.

**Verhältnis Arbeitshilfe / FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“**

Die Arbeitshilfe fußt auf Vorarbeiten, die von 2005 bis 2007 im Rahmen eines FuE-Vorhabens des Bundesministeriums für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung zur „Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna“ (im Folgenden FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“) durchgeführt wurden (Garniel et al. 2007).

Die Ergebnisse des FuE-Vorhabens werden in dieser Arbeitshilfe so aufbereitet, dass sie den Erfordernissen der Planungspraxis entsprechen. Für Hintergrundinformationen zur Bedeutung der akustischen Kommunikation für Vögel sowie zum Verständnis der Wechselwirkungen zwischen Vogelgesängen und Verkehrslärm wird auf den Endbericht zum FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ verwiesen (Garniel et al. 2007).

Im FuE-Vorhaben wurden 132 Brutvogelarten bearbeitet. Die vorliegende Arbeitshilfe enthält Hinweise für 70 weitere Arten, die in den einzelnen Bundesländern in den Artenschutzfachbeiträgen von Relevanz sein können. Hierfür wurden die Ergebnisse des FuE-Vorhabens auf der Grundlage des entwickelten Modells extrapoliert. Zur Validierung der Modellprognose wurde im Rahmen des FuE-Vorhabens die räumliche Verteilung von ca. 9.700 Brutpaaren an ca. 1.400 km Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastung ausgewertet. Viele planungsrelevante Vogelarten sind so selten, dass Zusammenhänge zwischen der Verteilung der Vögel und dem Straßenverkehr nicht erkennbar sind. Selbst unter Einbeziehung ihrer gesamten Bestände in Deutschland ließe sich keine Datenbasis zusammenstellen, die eine statistisch seriöse Bearbeitung erlauben würde. Es verbleiben deshalb offene Fragen, die in absehbarer Zeit nicht abschließend zu klären sein werden. Während ein Forschungsbericht mit dem Hinweis auf offene Fragen schließen darf, werden in Verträglichkeitsprüfungen Aussagen auch zu Fragen verlangt, die sich wissenschaftlich nicht abschließend beantworten lassen. Die Arbeitshilfe soll einen Weg aus diesem grundsätzlichen Dilemma aufzeigen, indem plausible Beurteilungsmaßstäbe angeboten werden. Rechtssicherheit kann nur dadurch entstehen, dass die vorgeschlagenen Lösungen von der Fachwelt akzeptiert werden.

# Zusammenfassung

Ziel des Projektes war die Aufarbeitung der Ergebnisse des FuE-Vorhabens des BMVBS „Quantifizierung und Bewältigung entscheidungserheblicher Auswirkungen von Verkehrslärm auf die Avifauna“ (Garniel et al. 2007) für die Planungspraxis. Die entwickelte Arbeitshilfe ist für Neu- und Ausbausituationen bei der Eingriffsregelung, beim artenschutzrechtlichen Fachbeitrags und in der FFH-Verträglichkeitsprüfung einsetzbar. Sie setzt sich aus den Teilen „Wirkungsprognose“, „Vermeidung“ und „Kompensation“ zusammen.

Die Arbeitshilfe enthält Empfehlungen für 202 einheimische Brutvogelarten und für eine repräsentative Auswahl von Rastvogelarten.

Die Arbeitshilfe ermöglicht eine Beurteilung der kombinierten Auswirkungen folgender, für den Betrieb von Straßen typischen Wirkfaktoren (z.B. Lärm, optische Störungen).

Zum Komplex „Kollisionsverluste / Zerschneidung von Habitaten“ besteht noch Forschungsbedarf. Hierzu gibt die Arbeitshilfe einige vorläufige Hinweise.

Folgende Wirkfaktoren wurden nicht bearbeitet:
- spezifische Störungen der Bauzeit,
- Verluste von Vogelhabitaten durch Überbauung,
- Veränderungen der Horizontkulisse durch Dämme oder hohe Randbepflanzungen
- qualitative Veränderungen von Vogelhabitaten (z. B. durch Nähr- und Schadstoffeinträge, Veränderungen des Wasserstands) und
- Unterschreitung von Mindestreviergrößen als indirekte Folge von Flächenverlusten und Verinselung.

Die Arbeitshilfe „Vögel und Straßenverkehr“ setzt sich aus den Teilen „Wirkungsprognose“, „Vermeidung“ und „Kompensation“ zusammen. Sie ist für Neu- und Ausbausituationen einsetzbar.

**Teil 1: Wirkungsprognose**

Die Wirkungsprognose basiert auf einer Kombination von artspezifischen Beurteilungsinstrumenten (kritische Schallpegel, Effektdistanzen, Fluchtdistanzen, Störradien) und verkehrsspezifischen Beurteilungsinstrumenten (Beurteilungspegel nach RLS-90, Klassen der Verkehrsmenge).

Die einzelnen Vogelarten reagieren unterschiedlich empfindlich auf verkehrsbedingte Störungen und sind deshalb in 6 verschiedene Gruppen eingeteilt worden.

| Gruppe | Kurzcharakterisierung | Prognose-Instrumente |
|---|---|---|
| Gruppe 1 | Brutvögel mit hoher Lärmempfindlichkeit | kritischer Schallpegel bzw. Fluchtdistanz |
| Gruppe 2 | Brutvögel mit mittlerer Lärmempfindlichkeit | kritischer Schallpegel, Effektdistanz |
| Gruppe 3 | Brutvögel mit erhöhtem Prädationsrisiko bei Lärm | kritischer Schallpegel, Effektdistanz |
| Gruppe 4 | Brutvögel mit untergeordneter Lärmempfindlichkeit | Effektdistanz |
| Gruppe 5 | Brutvögel ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen (u. a. Brutkolonien) | Effektdistanz, Fluchtdistanz<br>artspezifischer Störradius der Brutkolonie |
| Gruppe 6 | Rastvögel und Überwinterungsgäste | Artspezifischer Störradius |

Die Wirkungsprognose basiert auf Orientierungswerten der Abnahme der Habitateignung. Der prognostizierte Rückgang wird in Prozent des kartierten Vogelbestands im Ist-Zustand ausgedrückt. Zur Validierung der Orientierungswerte wurde die räumliche Verteilung von ca. 9.700 Brutpaaren an ca. 1.400 km Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastung ausgewertet.

Die Zugehörigkeit der Vogelarten zu den 6 definierten Gruppen und die Orientierungswerte des prognostizierten Bestandsrückgangs sind den beigefügten Tabellen zu entnehmen.

Zur Prognose der Auswirkung eines Straßenbauvorhabens werden zwei methodische Wege angeboten: die Standard-Prognose und die vertiefte Raumanalyse.

- Bei der **Standard-Prognose** werden die betroffenen Vogelbestände anhand einer einfachen Berechnung unter Anwendung von artspezifischen Orientierungswerten ermittelt. Da diese Werte in jeder Einzelsituation einsetzbar sein müssen, wurden bei ihrer Festlegung landschaftsspezifische Besonderheiten (z.B. Abschirmungen durch das Relief, Einschnittslagen) nicht berücksichtigt. Es ist daher nicht auszuschließen, dass das Störpotenzial eines konkreten Straßenbauvorhabens dabei überschätzt wird.
- Bei der **vertieften Raumanalyse** wird übergeprüft, ob das nach Standard-Prognose vorsorglich bewertete Störpotenzial im konkreten Fall überschätzt wird. Die Gründe, die für eine vom Standard abweichende Prognose sprechen, sind detailliert und transparent darzulegen. Die vertiefte Raumanalyse ist mit einem höheren Aufwand und Datenbedarf verbunden. Ihre Notwendigkeit ist im Einzelfall zu prüfen.

Standard-Prognose und vertiefte Raumanalyse können einzeln oder kombiniert durchgeführt werden. Je nach Empfindlichkeit der Vogelarten und ihrer Verteilung im Wirkraum kann in einer konkreten Planungssituation für einen Teil der Arten eine Standard-Prognose ausreichend sein und für andere Arten eine vertiefte Analyse angebracht sein. Welche Vorgehensweise am effektivsten ist, wird im Einzelfall entschieden.

Bei den in der Arbeitshilfe benannten Werten und Schwellen handelt es sich nicht um „Erheblichkeitsschwellen“, sondern um Orientierungswerte, deren Überschreitung eine negative Veränderung des Ist-Zustands auslösen kann. Ob eine solche negative Veränderung im konkreten Fall eine erhebliche Beeinträchtigung des Erhaltungszustands eines Erhaltungsziels in einem EU-Vogelschutzgebiet bzw. des Erhaltungszustands der lokalen Populationen der betroffenen Arten im artenschutzrechtlichen Kontext auslöst, ist nach geltenden fachlichen Standards im Einzelfall zu begründen.

**Teil 2: Vermeidung**

Im Teil 2 der Arbeitshilfe liegt der Schwerpunkt auf der Ermittlung der Wirksamkeit von lärmmindernden Maßnahmen für Vögel (schallarme Fahrbahnbeläge, Abschirmungen).

Im Einzelnen wird darauf eingegangen, für welche Vogelarten lärmmindernde Maßnahmen sinnvoll sind und wie Maßnahmen zu konzipieren sind, damit sie für Vögel wirksam sind.

Es wird gezeigt, wie anhand der gleichen Orientierungswerte, die zur Wirkungsprognose eingesetzt werden, die Wirksamkeit von Maßnahmen quantifiziert werden kann.

Ergänzende Hinweise zu Minderungspotenzialen für weitere Wirkfaktoren wie optische Störungen und Kollisionsverluste werden gegeben.

**Teil 3: Kompensation**

Im Mittelpunkt des dritten Teils der Arbeitshilfe stehen Fragen, die spezifisch den Ausgleich von Beeinträchtigungen der Avifauna durch den Straßenverkehr betreffen.

Hinweise zu rechtlichen, zeitlichen und räumlichen Anforderungen werden gegeben. Die Effektivität von Ausgleichsmaßnahmen für Vögel im Wirkraum von Straßen wird diskutiert.

Es wird gezeigt, wie der Ausgleichsbedarf unter Berücksichtigung der spezifischen Raumansprüche der Vogelarten und des aktuellen Vogelbestands des geplanten Maßnahmengebiets ermittelt werden kann.

Hinweise zur Durchführung und Interpretation von avifaunistischen Kontrollerfassungen werden gegeben. Bei der Gestaltung des Erfassungsprogramms ist darauf zu achten, dass die erhobenen Daten für die Zielsetzung der Funktionskontrolle auswertbar sind. Zusätzlich zur Funktionskontrolle im Ausgleichsgebiet kann eine Erfassung der Vogelbestände im Eingriffsgebiet über mehrere Jahre nach der Umsetzung des Vorhabens empfehlenswert sein.

Die formulierten Empfehlungen und Orientierungswerte wurden für den Straßenverkehr entwickelt und sind zur Beurteilung des Störpotenzials anderer Verkehrsträger bzw. anderer Störquellen nicht geeignet.

# Summary

The objective of this project was to adapt the outcome of a „Project on Research and Development“ (FuE-Vorhaben) “Quantification and evaluation of impacts on the avifauna of relevance to decision-making caused by traffic noise” (2007) commissioned by the BMVBS into practical guidelines for road planning. The guidelines provide technical support for the implementation of offset regulations under the German Nature Conservation Act, for the assessment of impacts on European protected species and for the Appropriate Assessment in NATURA 2000 sites. They consist of three parts: prediction of effects, mitigation and compensation. The guidelines are applicable to predict the impact of new roads as well as upgradings of existing roads.

The guidelines provide recommendations on 202 native breeding bird species and a representative sample of staging species. They present a method to predict negative effects of traffic noise, visual disturbance, edge effects and increased predation. The assessment of traffic collision by birds and fragmentation of habitats needs further investigation.

Following effects are not covered and have to be assessed separately:
- specific disturbance of the construction phase and of maintenance works,
- loss of bird habitats caused by land uptake for roads and related infrastructures,
- avoidance of areas close to vertical structures (e.g. dams, planted tall verge vegetation)
- deterioration of bird habitats, e.g. caused by nutrient or pollutant deposition alongside roads, changes of the water table, and
- habitat loss and fragmentation causing an area to fall below the minimal critical size as bird habitat.

**Part 1: Prediction of effects**

The prediction of effects is based on a combination of species-specific (critical noise level, effect distance, flight distance, range of disturbance) and traffic-specific traits (computed noise level after German Directive RLS-90, classes of traffic load).

Bird species react in different ways to traffic-induced disturbances and are therefore classified into six groups.

| Group | Characterization | Assessment tools |
|---|---|---|
| Group 1 | Breeding birds with high vulnerability to noise | Critical noise level /<br>very low traffic: flight distance |
| Group 2 | Breeding birds with a medium vulnerability to noise | Critical noise level, species-specific road-effect distance |
| Group 3 | Breeding birds with high risk of predation due to noise | Critical sound level, species-specific road-effect distance |
| Group 4 | Breeding birds with a low level of vulnerability to noise | Species-specific road-effect distance |
| Group 5 | Breeding birds which keep to roads the same specific distance than to other disturbance sources (e.g. breeding colonies) | Species-specific road-effect distance, flight distance, species-specific range of disturbance around breeding colonies |
| Group 6 | Staging and over-wintering birds | Species-specific range of disturbance |

The prediction of effects is based on the decrease of the suitability as bird habitat. The predicted decrease is expressed as percentage of the actual bird population. The values have been validated by analysing the distribution of about 9.700 breeding pairs along ca. 1.400 km of roads of different traffic loads. The results are summarised in tables.

Two assessment steps are proposed, the standard procedure and a case-by-case assessment:

- In the standard procedure, the impacted bird populations are calculated through a simple formula under consideration of species-specific values of impact magnitude. These values are precautionary and of overall application. Thus, individual traits of the landscape, e.g. shielding effects of the relief are not included and the standard procedure may in some cases overrate the impact.
- Subsequently, a case-by-case assessment can be carried out to check whether the standard procedure is under the specific circumstances overrating the effect. The reasons for a discrepancy between the results of the two methods have to be stated in detail and in a transparent way. The case-by-case approach is more accurate, but also more complex and needs more investigations, effort and expenses.

The standard procedure and the case-by-case method can be used individually or in a combination. Depending on the vulnerability of bird species and their distribution in the area, the standard procedure may be appropriate for some species whereas other species should be evaluated with the more precise case-by-case approach.

The values presented in the guidelines should not be interpreted as overall thresholds of significance for impacts. They provide an estimate of likely traffic-related bird losses. Whether the predicted loss will trigger a significant impact of the conservation status of the species in a SPA, respectively of the local population of a European bird species, has to be assessed in the given context and substantiated in the assessment report.

**Part 2: Mitigation measures**

Part 2 of the guidelines deals with noise-abatement measures for birds, e.g. special pavement types and acoustic shielding devices.

The results of the project suggest that noise-reducing measures may be useful only for some bird species. Recommendations are given to improve the effectiveness of noise abatement for these species. The same system proposed for the prediction of noise impacts can be used to quantify the effect of noise-abatement measures.

In addition, a set of recommendations to reduce other impacts such as visual disturbance and bird traffic casualties are summarised.

**Part 3: Compensation**

The third part of the guidelines deals with the specific compensation requirements of impacts on birds caused by road traffic.

Legal, temporal and spatial requirements for compensatory measures are detailed. The effectiveness of measures for birds in areas located close to roads is discussed.

In addition to the project-related compensation requirements, the needs of the actual bird population in the compensation area have to be taken into account by designing the compensation package.

Finally, suggestions for monitoring programmes are discussed. The monitoring programme should focus on indicators suitable to report progress towards the compensation targets. Additionally, the impacted area should be included in the monitoring programme.

The practical guidelines cover exclusively disturbances of birds caused by road traffic. Due to inherent differences between different sources of disturbances, the values stated in the guidelines should not be used to evaluate disturbances caused by other traffic types and noise sources.

# Résumé

L’objectif du présent guide méthodologique est d’adapter les résultats d’un projet de recherche et de développement financé par le BMVBS « Quantification et gestion de l’impact du bruit routier et ferroviaire sur l'avifaune » (Garniel et al. 2007) à la gestion pratique des projets. Les recommandations du guide sont applicables aux projets de construction nouvelle et aux projets d'aménagement. Elles s’adressent aux études à conduire pour l’évaluation des impacts sur les espèces communautaires strictement protégées, dans le cadre de l’évaluation des incidences pour les sites Natura 2000 ainsi que pour la détermination des mesures compensatoires requises au titre de la loi fédérale sur la protection de la nature. Le guide se compose de trois volets: Pronostic des effets, Atténuation et Compensation.

202 espèces indigènes d’oiseaux nicheurs et une sélection représentative d’espèces migratrices à comportement spécifique sur leurs zones d’étape et d’hivernage sont traitées. Le guide permet d’évaluer les effets combinés des impacts émanant du trafic routier (par ex. perturbations sonores et visuelles). Des recherches complémentaires sont nécessaires sur les collision véhicules/avifaune et les effets de coupure dans les habitats. Sur ces points le guide ne donne que quelques indications provisoires.

Les effets suivants ne sont pas couverts:

- perturbations spécifiques de la phase de construction et de chantier,
- pertes d’habitats due à l’emprise au sol du projet,
- altérations de la ligne d’horizon dues des modifications du paysage (talus, remblais, plantations le long des chaussées)
- détériorations de l’état des habitats (par ex. eutrophisation par déposition atmosphérique de polluants et de composés azotés, modifications du régime hydraulique)
- pertes de fonctionnalité due à la réduction des territoires en dessous de la surface minimum requise pour assurer la survie de populations viables à la suite d’emprises de terrain et de la fragmentation des habitats.

### Partie 1 : Pronostic des effets

Le pronostic des effets combine des outils d’évaluation spécifiques aux espèces traitées (niveaux sonores critiques, distances critiques, distances de fuite, rayons de dérangement) et des outils d'évaluation concernant le trafic routier (niveau sonore d'appréciation selon la réglementation allemande RLS-90, catégories de volume de circulation). Les espèces réagissent de manière différente aux perturbations liées au trafic routier et ont été classées en six catégories différentes.

| Groupe | Définition | Outils d’évaluation |
|---|---|---|
| Groupe 1 | Oiseaux nicheurs très sensibles au bruit | niveau sonore critique / distance de fuite |
| Groupe 2 | Oiseaux nicheurs présentant une sensibilité moyenne au bruit | niveau sonore critique, distance critique |
| Groupe 3 | Oiseaux nicheurs présentant un risque de prédation élevé en présence de bruit | niveau sonore critique, distance critique |
| Groupe 4 | Brutvögel mit untergeordneter Lärmempfindlichkeit | distance critique |
| Groupe 5 | Oiseaux nicheurs ne présentant pas de comportement d’évitement spécifique au trafic routier | distance critique, distance de fuite, rayon spécifique de dérangement des colonies |
| Groupe 6 | Oiseaux migrateurs (zones d’étape et d’hivernage) | rayon de dérangement spécifique |

Le pronostic des effets repose sur la baisse de la valeur ornithologique des sites affectés. La baisse pronostiquée est exprimée sous forme de pourcentage des effectifs constatés lors des comptages sur le site avant la réalisation du projet. Pour valider ces coefficients, la répartition d’environ 9.700 couples nicheurs le long d'environ 1.400 km de chaussée routière présentant différents niveaux de trafic a été analysée.

L’appartenance des espèces aux 6 groupes définis ainsi que des coefficients à appliquer peuvent être consultées dans les tableaux annexés.

Deux approches méthodologiques sont proposées pour pronostiquer les effets d’un projet routier concret: la prévision standard et une analyse approfondie au cas par cas.

- Dans le cadre de la **prévision standard**, le nombre de couples nicheurs après la réalisation du projet se détermine par simple calcul en appliquant les coefficients indiqués dans les tableaux. Comme ces valeurs doivent être applicables dans toutes les situations possibles, elles ont été fixées selon le principe de précaution et sans prendre en compte d’éventuels effets atténuateurs du terrain (par ex. effet écran dû au relief, positionnement en déblai). Il n’est donc exclu que les effets négatifs soient surestimés dans certains cas.
- L’**analyse au cas par cas approfondie** permet dans un second temps de vérifier si la prévision standard surestime les effets dans le cas précis. Afin d’éviter les abus, toute exception à la règle générale (i.e. la prévision standard) doit être justifiée de manière détaillée et transparente. L’analyse au cas par cas est plus lourde et nécessite plus de données. Il est donc opportun d’examiner si elle est vraiment nécessaire.

La prévision standard et l’analyse approfondie peuvent être conduites indépendamment ou conjointement. Selon la sensibilité des espèces affectées et leur répartition dans la zone concernée, la prévision standard pourra suffire pour certaines espèces tandis que pour d’autres une analyse approfondie sera nécessaire. La démarche la plus efficace pour aboutir à un résultat sûr doit être choisie au cas par cas.

Un dépassement des seuils critiques mentionnés signale qu’une détérioration de la situation actuelle est probable. Il n’entraîne pas automatiquement une incidence significative sur un site Natura 2000. La décision si oui ou non un site Natura 2000 est dans le cas précis affecté de manière significative dépend de l’état des objectifs de conservation du site. Dans le cas d’espèces communautaires strictement protégées la décision dépend de l’état de conservation de leurs populations locales. Comme il est d’usage, l’évaluation des incidences doit être justifiée au cas par cas.

**Partie 2 : Atténuation**

L’analyse de l’efficacité des mesures d’atténuation du bruit en faveur des oiseaux (couches de roulement réduisant les émissions sonores, écrans) est au centre du deuxième volet du guide.

L’efficacité des mesures de réduction des émissions sonores est estimée pour toutes les espèces traitées. Le cas échéant, les conditions de mises en œuvre afin d’atteindre les effets recherchés pour l'avifaune sont décrites. L’efficacité des mesures d’atténuation peut être quantifiée à l’aide des outils d’évaluation qui ont été développés pour pronostiquer les effets du projet.

Des informations complémentaires sont données quant aux possibilités de réduire d’autres effets dommageables comme les perturbations visuelles et les collisions d’oiseaux avec les véhicules.

**Partie 3 : Compensation**

Le troisième volet du guide méthodologique est consacré à la compensation des effets dommageables du trafic routier sur l’avifaune. Il présente des recommandations concernant les exigences juridiques, les délais et les contingences spatiales à respecter. L’efficacité des mesures compensatoires prises pour les oiseaux dans des zones elles-mêmes impactées par le trafic est étudiée.

Afin de déterminer les sites adéquats et leur étendue il est nécessaire de prendre en compte les habitats requis non seulement par les espèces pour lesquelles les mesures de compensation doivent être prises mais aussi par l’avifaune déjà présente sur le site prévu.

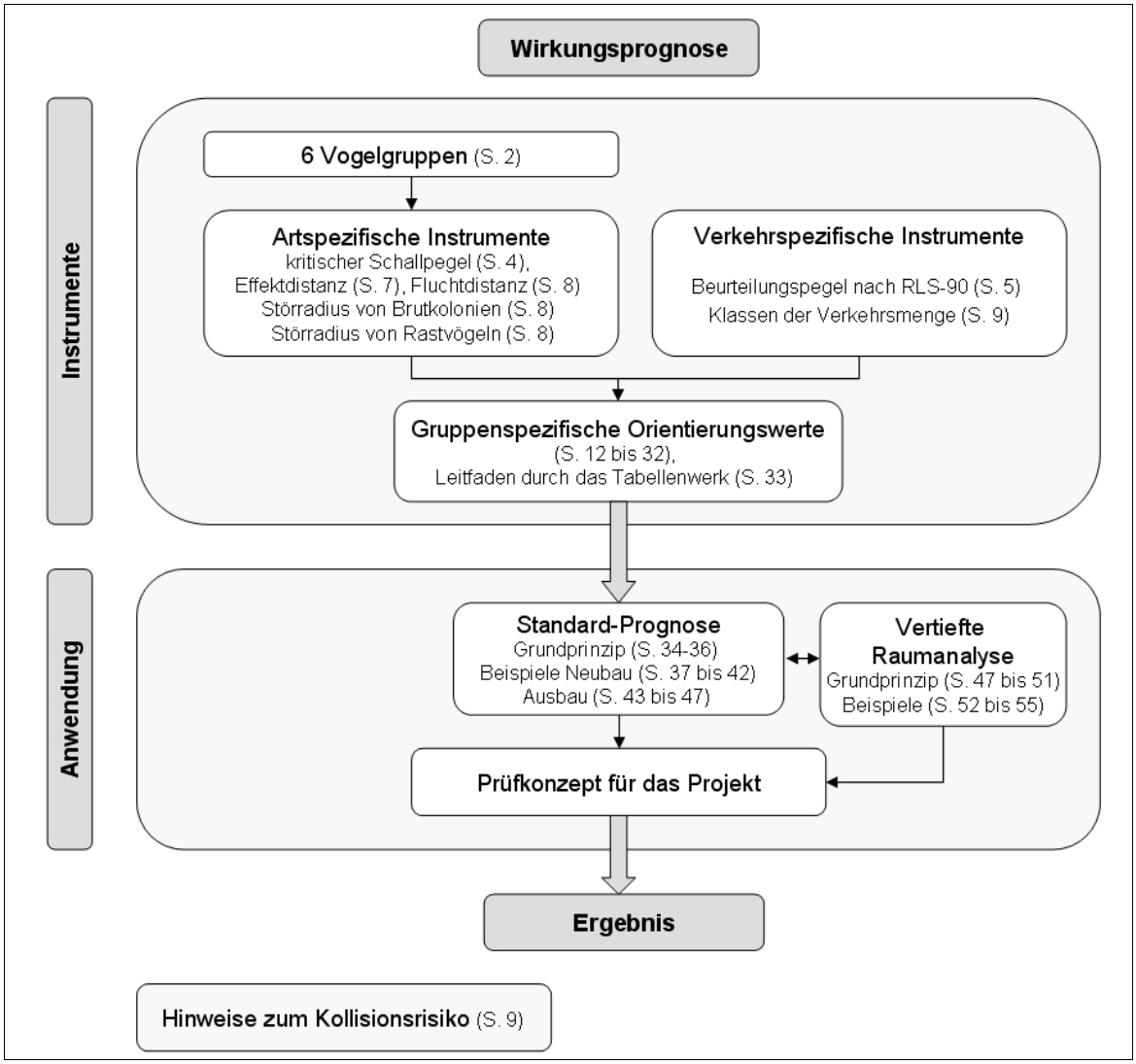
La partie 3 décrit les conditions à respecter pour la mise en place d’un suivi ciblé. Il est crucial que les données recueillies donnent des résultats interprétables sur l'efficacité des mesures mises en oeuvre. Parallèlement au suivi sur les sites de compensation, il peut être opportun d’effectuer un suivi de l’avifaune sur la zone impactée plusieurs années après la réalisation du projet.

Les recommandations et les outils d’estimation présentés dans le guide ont été développées spécialement pour le mode routier et ne sont pas applicables aux effets d'autres modes de transport ou d’autres types de projets.

# 1 Teil 1: Wirkungsprognose

Der erste Teil „Wirkungsprognose“ der Arbeitshilfe bietet Orientierungswerte zur Identifikation und Quantifizierung von Beeinträchtigungen von Brut- und Rastvögeln unter besonderer Berücksichtigung des Straßenverkehrslärms. Bei den vorgeschlagenen Werten und Schwellen handelt es sich nicht um „Erheblichkeitsschwellen“, sondern um Orientierungswerte, deren Überschreitung eine negative Veränderung des Ist-Zustands auslösen kann. Ob eine solche negative Veränderung im konkreten Fall eine erhebliche Beeinträchtigung der betroffenen Vogelpopulation auslöst, ist nach geltenden nationalen bzw. internationalen Fachstandards im Kontext des Einzelfalls zu entscheiden.

**Leitfaden durch Teil 1 der Arbeitshilfe**



## 1.1 Grundlagen: Instrumente der Wirkungsprognose

### 1.1.1 Einteilung der Vogelarten in Gruppen

Als wesentliches Ergebnis des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ wurde festgestellt, dass sich das vielfältige Verteilungsmuster von Vögeln entlang von Straßen auf zwei Grundmuster zurückführen lässt: Bei einem Teil der Arten wächst der Abstand, den die Vögel zu Straßen einhalten, mit der Verkehrsstärke. Bei den übrigen Arten ist zwar ein deutlicher Abstand zu Straßen erkennbar, dieser Abstand variiert im Zusammenhang mit der Verkehrsmenge jedoch nur wenig.
Im ersten Fall ist es wahrscheinlich, dass der Verkehrslärm maßgeblich für die geringere Besiedlung der straßennahen Bereiche verantwortlich ist. Die Arten, die ein solches Verteilungsmuster zeigen und für die der Austausch von maskierungsanfälligen akustischen Signalen eine wichtige Rolle spielt, sind als lärmempfindlich eingestuft worden.
Für das Grundmuster der Verteilung der übrigen Arten sind andere Wirkfaktoren (z. B. optische Störungen) entscheidend, deren Einfluss mit der Verkehrsmenge nicht zunimmt (Garniel et al. 2007).

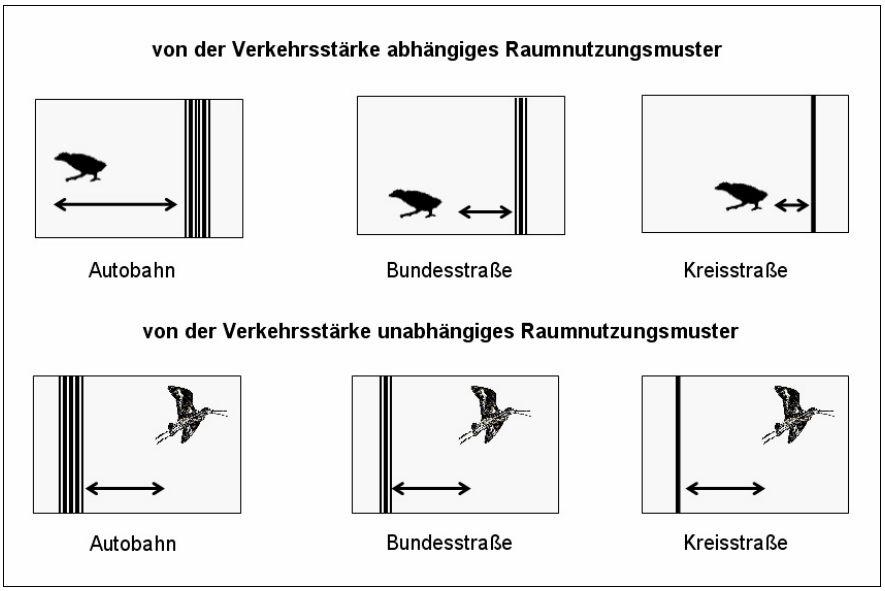



Abb. 1: Grundverteilungsmuster von Vögeln an Straßen
(Garniel et al. 2007, S. 78)

Ein weiteres wesentliches Ergebnis der Auswertung des Verteilungsmusters der Vögel an Straßen ist die besondere Stellung der ersten 100 m, die sich unmittelbar an den Fahrbahnrand anschließen. Eine schwache Reduktion der Vogelbesiedlung in dieser Zone ist für manche Arten auch bei Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h zu erkennen. Bei Straßen mit einer Verkehrsmenge über 50.000 Kfz/24h kommen in den ersten 100 m extrem wenig Vögel vor. Darin manifestiert sich die kumulative Wirkung aller negativen Effekte der Straße und des Verkehrs, einschließlich der Wirkfaktoren mit geringer Reichweite. Hierzu gehört u. a. die in der Fachliteratur beschriebene höhere Mortalität durch Kollision mit Fahrzeugen, die insbesondere die Vögel der straßenbegleitenden Säume betrifft (vgl. u. a. Kuitunen et al. 2003).

Zur Prognose der Auswirkungen des Verkehrs werden arten- bzw. artengruppenspezifische Schallpegel und Effektdistanzen herangezogen. Für die lärmempfindlicheren Arten werden kritische Schallpegel (vgl. 1.1.2, S. 4 ff.) verwendet. Für die weniger lärmempfindlichen Arten basiert die Wirkungsprog-

nose auf Effektdistanzen (vgl. 1.1.3, S. 6 ff.), die aus dem räumlichen Verteilungsmuster der Arten erkennbar sind. Für einige Arten mit komplexen Verteilungsmustern werden beide Instrumente kombiniert.

Bei anderen Arten konnte festgestellt werden, dass sie zu Straßen den gleichen Abstand einhalten wie zu anderen Typen von Störungen, z. B. zu Menschen. Hilfsweise werden artspezifische Fluchtdistanzen bzw. Störradien für große Vogelansammlungen (Brutkolonien, Rastvögel) (vgl. 1.1.4, S. 8 ff.) als Beurteilungsinstrumente herangezogen.

Zur Beurteilung der Auswirkungen des Straßenverkehrs werden die Vogelarten in sechs Gruppen eingeteilt, für die unterschiedliche Prognose-Instrumente verwendet werden:

- Brutvogel-Gruppe 1: Wirkungsprognose anhand von Schallpegeln, ggf. von Fluchtdistanzen

  Zur Gruppe 1 gehören Arten, bei denen der Lärm der Wirkfaktor mit der größten Reichweite ist. Es handelt sich um Arten, die als sehr lärmempfindlich gegen Straßenverkehrslärm einzustufen sind.

- Brutvogel-Gruppe 2: Wirkungsprognose anhand von Schallpegeln und Effektdistanzen

  Die Arten der Gruppe 2 gehören nicht zu den lärmempfindlichsten Arten. Der Lärm ist meistens nicht der Wirkfaktor mit der größten Reichweite, er beeinflusst dennoch ihre räumliche Verteilung an Straßen. Mit steigender Verkehrsmenge nimmt die Stärke der negativen Effekte der Straße innerhalb der artspezifischen Effektdistanz zu.

- Brutvogel-Gruppe 3: Wirkungsprognose anhand von Schallpegeln und Effektdistanzen

  Die Arten der Gruppe 3 können bei hohem Hintergrundlärm erhöhte Verluste durch Prädation (= durch Fressfeinde) erleiden. Für den Reproduktionserfolg dieser Arten stellt der Lärm eine Gefahrenquelle dar, die nicht immer aus dem räumlichen Verteilungsmuster der Elternvögel zu erkennen ist.

- Brutvogel-Gruppe 4: Wirkungsprognose anhand von Effektdistanzen

  Zur Gruppe 4 gehören schwach lärmempfindliche Arten, an deren Verteilungsmuster der Lärm zu einem geringen Anteil beteiligt ist.

- Brutvogel-Gruppe 5: Wirkungsprognose anhand von Effektdistanzen, Fluchtdistanzen bzw. Störradien (für Brutkolonien)

  In Gruppe 5 sind Arten zusammengefasst, für die der Lärm am Brutplatz aus verschiedenen Gründen keine Rolle spielt. Hierzu gehören u. a. Zugvögel, die bereits verpaart im Brutgebiet eintreffen, Arten, die in lauten Kolonien oder an von Natur aus lauten Plätzen wie z. B. Wasserfällen brüten. Diese Arten zeigen kein spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen. Soweit eine Meidung bei der Wahl des Brutplatzes erkennbar ist, dann entspricht sie in etwa der artspezifischen Fluchtdistanz zu Störungen. Für Brutkolonien werden koloniespezifische Störradien herangezogen.

- Gruppe 6: Rastvögel, Wirkungsprognose anhand von Störradien

  Zu Gruppe 6 gehören Arten, die im Wirkraum des zu prüfenden Vorhabens als Rastvogel und/oder Wintergast vorkommen.

Die Zuordnung der Brutvogelarten zu den Gruppen 1 bis 5 basiert zum einen auf der Lärmempfindlichkeit, so wie sie im FuE-Vorhaben entwickelt wurde (Garniel et al. 2007), und zum anderen auf der Anfälligkeit für optische Störungen, die im Rahmen der Ausarbeitung der Grundlagen für die vorliegende Arbeitshilfe ermittelt wurde. Die Zugehörigkeit der 202 bearbeiteten Brutvogelarten zu den Gruppen 1 bis 5 ist der Übersichtstabelle der Brutvogelarten im Anhang zu entnehmen. Die Gruppe 6 umfasst ausschließlich Rastvögel und Überwinterungsgäste.

Tab. 1: Übersicht über Artengruppen und Prognose-Instrumente

| Gruppe | Kurzcharakterisierung | Prognose-Instrumente |
|---|---|---|
| Gruppe 1 | Brutvögel mit hoher Lärmempfindlichkeit | kritischer Schallpegel bzw. Fluchtdistanz |
| Gruppe 2 | Brutvögel mit mittlerer Lärmempfindlichkeit | kritischer Schallpegel, Effektdistanz |
| Gruppe 3 | Brutvögel mit erhöhtem Prädationsrisiko bei Lärm | kritischer Schallpegel, Effektdistanz |
| Gruppe 4 | Brutvögel mit untergeordneter Lärmempfindlichkeit | Effektdistanz |
| Gruppe 5 | Brutvögel ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen (u. a. Brutkolonien) | Effektdistanz, Fluchtdistanz<br>artspezifischer Störradius der Brutkolonie |
| Gruppe 6 | Rastvögel und Überwinterungsgäste | Artspezifischer Störradius |

### 1.1.2 Wirkungsprognose anhand von kritischen Schallpegeln

#### 1.1.2.1 Kritischer Schallpegel: Definition

Das Störpotenzial des Lärms ergibt sich aus der Empfindlichkeit der einzelnen Brutvogelarten für diesen Wirkfaktor. Die Einschätzung dieser Empfindlichkeit basiert auf einem Modell, das im Rahmen des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ entwickelt wurde (Garniel et al. 2007). Die Störanfälligkeit der Funktionen Partnerfindung, Revierverteidigung, Gefahrenwahrnehmung, Kontaktkommunikation und Nahrungssuche wurde anhand von 40 akustischen Eigenschaften und Verhaltensmerkmalen der Arten charakterisiert. Auf dieser Grundlage wurde ein Ranking der artspezifischen Empfindlichkeit (im Sinne von Störanfälligkeit) der Vögel gegen Straßenverkehrslärm aufgestellt. Für einige Arten wurde im FuE-Vorhaben eine hohe Störanfälligkeit für Straßenverkehrslärm ermittelt. Durch die Auswertung des räumlichen Verbreitungsmusters dieser Arten an Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastung wurden kritische Schallpegel bestimmt (ebd.).

**Definition**: Als kritischer Schallpegel wird der Mittelungspegel nach RLS-90 bezeichnet, dessen Überschreitung eine ökologisch relevante Einschränkung der akustischen Kommunikation und damit von wesentlichen Lebensfunktionen einer Brutvogelart nach sich ziehen kann.

Der Raum, in dem ein kritischer Schallpegel überschritten ist, wird anhand seiner berechneten Isophone abgegrenzt.

Die in Garniel et al. (2007) definierte Empfindlichkeit gegen Straßenverkehrslärm ist als Wahrscheinlichkeit, dass ein hoher Hintergrundlärm die akustische Kommunikation stören kann, zu verstehen. Diese Wahrscheinlichkeit hängt zum einen von mehr oder weniger konstanten Eigenschaften der Vogelarten und zum anderen von der Anzahl und der Dichte der Vögel im betroffenen Gebiet ab.

Um eine Unterschätzung der Verlärmung in Gebieten, in denen sich eine Art in einem ungünstigen Erhaltungszustand befindet, zu vermeiden, wurde grundsätzlich von der Situation eines isolierten Einzelvogels ausgegangen. Dieser muss die maximale Reichweite seiner Rufe und Gesänge ausschöpfen können, um eine reelle Chance zu haben, eine potenzielle Partnerin auf sich aufmerksam zu machen.

#### 1.1.2.2 Beurteilungspegel nach RLS-90

Die Lärmimmissionen des zu prüfenden Straßenbauprojektes werden nach RLS-90 berechnet. Für die einzelnen Vogelarten sind unterschiedliche Höhen des Immissionsortes für die Pegelberechnung von Relevanz. Die Höhe über dem Boden kennzeichnet die Vegetationsschicht, in der sich Vögel in den lärmempfindlichen Lebensphasen meistens aufhalten. Da die Störung der akustischen Kommunikation darin besteht, dass die Empfänger wichtige Signale – in diesem Fall Rufe oder Gesänge – nicht oder eingeschränkt wahrnehmen, ist die Schallbelastung am Standort der Empfänger von Relevanz. So rufen zwar Wachtelkönig-Männchen aus der bodennahen Schicht, die Weibchen können sich jedoch beim Empfang der Rufsignale noch im Flug befinden. Für den Wachtelkönig wird daher ein bodenferner Immissionsort berücksichtigt.

Da sowohl Sender als auch Empfänger ihre Lage vertikal wechseln, stellt die Angabe des Immissionsortes nur einen überschlägigen Anhaltswert dar. Für die Einschätzung der Wirksamkeit von lärmreduzierenden Abschirmungen ist dieser Sachverhalt jedoch von Relevanz.

Folgende Beurteilungspegel nach RLS-90 werden als Prognose-Instrumente verwendet:

– 47 dB(A) $_{\text{nachts}}$
– 52 dB(A) $_{\text{tags}}$
– 55 dB(A) $_{\text{tags}}$
– 58 dB(A) $_{\text{tags}}$

#### 1.1.2.3 Berücksichtigung der Lärmimmissionen von anderen Plänen und Projekten in FFH-Verträglichkeitsprüfungen

Für lärmempfindliche Vogelarten, die Erhaltungsziele von EU-Vogelschutzgebieten sind, werden Lärmimmissionen von anderen Plänen und Projekten berücksichtigt. Neben weiteren Straßen kann der Lärm anderer Verkehrsträger (Schienenverkehr, Flugverkehr, Binnenschifffahrt), Schießlärm oder Dauerlärm von Industrie- und Gewerbeanlagen von Bedeutung sein. Da intermittierende Schallquellen zwar eine Schreckwirkung haben können, jedoch keine dauerhafte Maskierung (= Überdeckung) auslösen, sind bei der Pegelberechnung nur Schallquellen zu berücksichtigen, die eine mehr oder weniger kontinuierliche Schallkulisse erzeugen. Dazu gehören andere Straßen im Wirkraum des Vorhabens sowie manche Industrie- und Gewerbeanlagen. Intermittierende Schallquellen (Schienenverkehr, Flugverkehr, Schießlärm, Sport- und Freizeitstätten, Vogelvergrämungsanlagen usw.) werden nicht in die Berechnung des Gesamtlärms einbezogen. Die dafür zur Verfügung stehenden Verfahren verwenden u. a. Bonussysteme und Lästigkeitsfaktoren, die auf die Lärmempfindlichkeit des Menschen geeicht sind. Diese Pegel sind deshalb für die Beurteilung der Wirkungen des maskierenden Lärms auf Vögel nicht geeignet (vgl. Empfehlungen zur Beurteilung des Schienenverkehrlärms: Garniel et al. 2007, S. 198ff).

### 1.1.3 Wirkungsprognose anhand von Effektdistanzen

#### 1.1.3.1 Effektdistanz: Definition

Durch die Analyse des räumlichen Verteilungsmusters von Brutrevieren entlang von Straßen konnte festgestellt werden, dass zahlreiche Vogelarten – unabhängig von der Verkehrsmenge – bis zu einer bestimmten Entfernung von der Straße in geringerer Anzahl vorkommen als in trassenferneren Bereichen. Diese Entfernung stellte sich als artspezifisch heraus. Sie entspricht der mehr oder weniger konstanten Reichweite des Effektes von Straßen auf die jeweilige Art (Abb. 1, S. 2) und wird als „Effektdistanz“ bezeichnet (Garniel et al. 2007).

**Definition**: Als Effektdistanz wird die maximale Reichweite des erkennbar negativen Einflusses von Straßen auf die räumliche Verteilung einer Vogelart bezeichnet. Die Effektdistanz ist von der Verkehrsmenge unabhängig.

Die Effektdistanz charakterisiert den Wirkraum der Interaktion Vogelart / Straße + Verkehr. Sie ist ein straßenspezifisches Phänomen und mit der Fluchtdistanz der Art zu anderen Typen von Störungen (vgl. 1.1.4, S. 8) nicht identisch.

Auch über die Effektdistanz hinaus schwankt die Besiedlung in Abhängigkeit von der Eignung der sich anschließenden Flächen als Vogelhabitate. Die Schwankungen sind aber nicht mehr auf eine bestimmte Straße zurückzuführen. Dieses Muster wird erst erkennbar, wenn sehr große Datensätze (ca. 9.700 Brutplätze, vgl. Garniel et al. 2007) ausgewertet werden, in denen der Einfluss von lokalen Faktoren in den Hintergrund tritt. Die festgestellten Effektdistanzen liegen in der Größenordnung von 100 m (z. B. Schafstelze) bis max. 500 m (Feldlerche, Kranich) (ebd.).

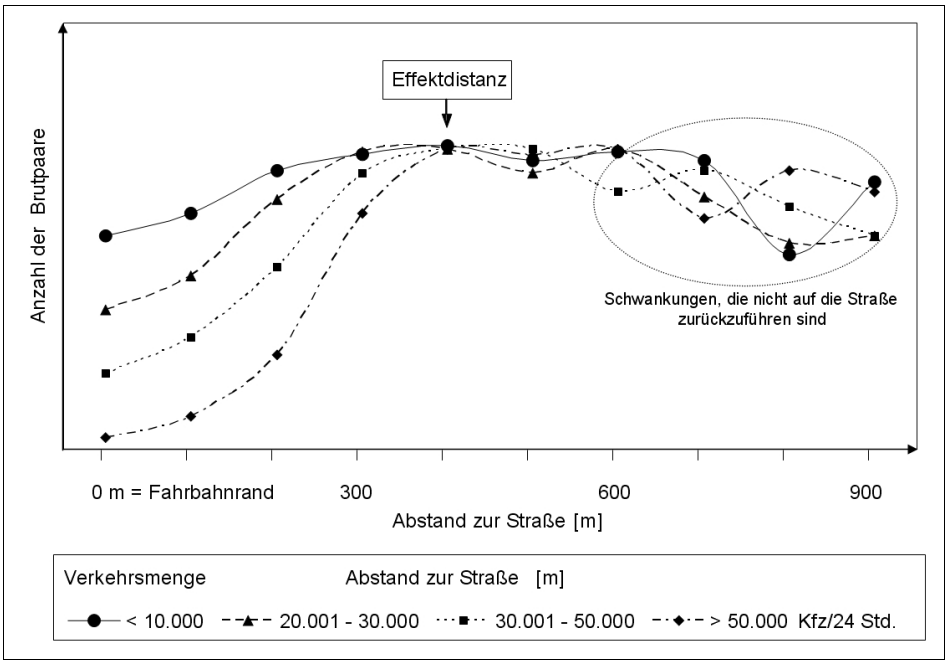



Abb. 2: Effektdistanz für eine fiktive Brutvogelart
bei unterschiedlichen Verkehrsmengen (schematische Darstellung)

Trotz annähernd gleichbleibender Reichweite des Straßeneffektes (= Effektdistanz) fällt bei einigen Brutvogelarten die Besiedlung innerhalb des schwächer besiedelten Streifens umso geringer aus, je stärker der Verkehr ist. Dieses wird so interpretiert, dass zwar alle Straßen bei diesen Arten ein Meidungsverhalten auslösen, dass aber die Stärke des Meidungsverhaltens von der Verkehrsbelastung, d.h. auch vom Lärm, bestimmt wird. Die schematische Abbildung (Abb. 2) verdeutlicht diese Zusammenhänge am Beispiel einer fiktiven Brutvogelart.

In den Effektdistanzen manifestiert sich die kumulative Wirkung verschiedener negativer Effekte der Straße und des Verkehrs. Welche Faktoren zu welchem Anteil für die artspezifischen Effektdistanzen verantwortlich sind, konnte im Rahmen des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ nicht ermittelt werden.

#### 1.1.3.2 Festlegung von Effektdistanzen für Arten, deren Verteilungsmuster an Straßen empirisch nicht ermittelt werden konnte

Im FuE-Vorhaben standen die Auswirkungen des Verkehrslärms im Mittelpunkt. Effektdistanzen wurden nur für einen Teil der weniger lärmempfindlichen Arten bestimmt. Trotz der großen Datenbasis liegen nicht ausreichend Daten vor, um Effektdistanzen für alle Arten empirisch zu ermitteln. Das im FuE-Vorhaben entwickelte Ranking-Modell basiert auf bioakustischen Merkmalen und ist nicht dazu geeignet, weitgehend lärmunabhängige Effektdistanzen zu prognostizieren (Garniel et al. 2007).

In der Planungspraxis werden dennoch plausible Einschätzungen für alle Arten benötigt. Um die bestehenden Lücken zu schließen, wurde im Rahmen der Bearbeitung der vorliegenden Arbeitshilfe ein Verfahren entwickelt, das eine überschlägige Einschätzung von Effektdistanzen ermöglicht und im Folgenden in Kurzform vorgestellt wird.

Zu den wesentlichen Ergebnissen des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ zählt, dass der Lärm allein das räumliche Verteilungsmuster der meisten Brutvogelarten an Straßen nicht erklärt. Dennoch halten viele Arten einen deutlichen Abstand zu Straßen. Wenn der Lärm nicht immer der entscheidende Faktor ist, so kommen vor allem optische Störungen als weiterer Wirkfaktor mit großer Reichweite in Frage. Sich bewegende Objekte, die z. B. durch ihre Scheinwerfer oder durch Lichtspiegelungen Störsignale erzeugen, oder auf straßenbegleitenden Fuß- und Radwegen sichtbare Menschen können für das Abstandverhalten mancher Arten verantwortlich sein (Garniel et al. 2007).

Die in der vorliegenden Arbeitshilfe genannten Effektdistanzen, die nicht im FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ empirisch ermittelt wurden, basieren auf einer ergänzenden Auswertung von Verhaltenseigenschaften, die eine Anfälligkeit für optische Störungen fördern können. Optische Störungen sind in erster Linie für Arten von Relevanz, die aufgrund ihrer Lebensweise mit entsprechenden Reizen konfrontiert sind. Dieses trifft zum einen für Vögel des Offenlands zu. Zum anderen ist auch unter Arten der gehölzgeprägten Landschaft zu differenzieren. Vögel, die sich auf hohen, exponierten Singwarten aufhalten oder Singflüge bzw. Schauflüge ausführen, können eher den Verkehr aus größeren Entfernungen sehen, als Vögel, die kaum die Deckung dichter Vegetation verlassen. In Anlehnung an die Methode, die für den Lärm im Rahmen des FuE-Vorhabens eingesetzt wurde, ist ein Ranking der wenig lärmempfindlichen Brutvogelarten nach ihrer Anfälligkeit für optische Störreize durchgeführt worden.

Unter Berücksichtigung der Verhaltenseigenschaften, die zur Einschätzung der potenziellen Anfälligkeiten für optische Störungen von Relevanz sind, ergeben sich folgende plausible Effektdistanzen:

- 100 m: Arten, die sich überwiegend in der Deckung von dichter Vegetation aufhalten (z. B. Wintergoldhähnchen, Blaumeise).
- 200 m: Arten, die exponierte Singwarten und z. T. Singflüge ausführen (z. B. Ortolan, Singdrossel). Sehr seltene Arten, die theoretisch eine Effektdistanz von 100 m aufweisen dürften, aber über die kaum Daten vorliegen, wurde vorsorglich eine Effektdistanz von 200 m unterstellt.
- 300 m: Arten, die aufwendige Singflüge ausführen (z. B. Heidelerche). Für die in Deutschland extrem seltenen Raubwürger, Karmingimpel, Grauammer, Steinschmätzer und Zippammer wurde die Effektdistanz vorsorglich auf 300 m erhöht, obwohl für sie eine theoretisch geringere Empfindlichkeit ermittelt wurde.

Zur Überprüfung der Plausibilität der Ergebnisse wurde der im FuE-Vorhaben zusammengestellte Datensatz ausgewertet (4.380 Brutpaare). Dabei zeigte sich eine gute Übereinstimmung der Prognosen mit den Geländedaten mit einer Tendenz zur Überschätzung der Effektdistanz. So müsste z. B. die Amsel eine Effektdistanz von 200 m aufweisen, die jedoch nach Datenlage eindeutig unter 100 m liegt. Die zugewiesenen Effektdistanzen stellen somit konservative Annahmen dar, die als solche zur Ermittlung der Auswirkungen des Straßenverkehrs auf seltene Arten angemessen sind.

### 1.1.4 Wirkungsprognose anhand von Fluchtdistanzen und Störradien

**Definition**: Als Fluchtdistanz wird der Abstand bezeichnet, den ein Tier zu bedrohlichen Lebewesen wie natürlichen Feinden und Menschen einhält, ohne dass es die Flucht ergreift.

Die Fluchtdistanz ist teils angeboren und teils durch Erfahrung erworben. So verhalten sich Vögel in regelmäßig bejagten Gebieten scheuer als dort, wo sie keine negativen Erfahrungen mit Menschen gemacht haben (u. a. Wille 2001).

Für Brutkolonien und Rastvogeltrupps liegen Erfahrungswerte über artspezifische Störradien vor.

**Definition**: Der Störradius entspricht der Distanz, bis zu der sich natürliche Feinde oder Menschen der Kolonie bzw. dem Rastvogeltrupp nähern können, ohne dass alle oder ein Teil der Vögel auffliegen.

Fluchtdistanzen und Störradien werden für Arten herangezogen, die kein verkehrsspezifisches Abstandsverhalten aufweisen bzw. für die aufgrund der Artbiologie eine Lärmempfindlichkeit am Brutplatz ausgeschlossen werden kann. Sie werden auch verwendet, um die Reichweite der Störung von schwach befahrenen Straßen auf lärmempfindliche Arten zu quantifizieren.

Die Fluchtdistanzen und Störradien charakterisieren die Reaktionen der Vögel auf Feinde. Es ist möglich, dass die gleichmäßige Reizkulisse des Verkehrs Gewöhnungseffekte fördert. Der Umstand, dass der Abstand, den z. B. mehreren Greifvogelarten zu Straßen unterschiedlicher Verkehrsmengen einhalten, der Fluchtdistanz der Arten entspricht, würde allerdings gegen Gewöhnungseffekte sprechen.

Der Rückgriff auf die Fluchtdistanz stellt ein Notbehelf dar, das nur solange heranzuziehen ist, bis besser geeignete Schätzinstrumente zur Verfügung stehen.

### 1.1.5 Klassen der Verkehrsmenge

Wie aus den Ausführungen zu Effektdistanzen hervorgeht, ist es angemessen, die Stärke des Verkehrs als Bewertungsparameter zu berücksichtigen. Folgende Klassen der Verkehrsmenge sind definiert worden:

- bis einschließlich 10.000 Kfz/24h
- 10.001 bis 20.000 Kfz/24h
- 20.001 bis 30.000 Kfz/24h
- 30.001 bis 50.000 Kfz/24h
- > 50.000 Kfz/24h

Die Verkehrsmengenklassen werden zur Bewertung der Beeinträchtigung von Arten verwendet, für die Effektdistanzen als Beurteilungsparameter herangezogen werden. Für Arten, für die der Lärm entscheidend ist, basiert die Bewertung auf kritischen Pegeln, in deren Berechnung die Verkehrsmenge einfließt.

Auf eine Differenzierung oberhalb von 50.000 Kfz/24h wird aus folgenden Gründen verzichtet:

- Ab 50.000 Kfz/24h ist in der Regel auf der rechten Spur einer Autobahn eine weitgehend geschlossene Fahrzeugkolonne – zum größten Teil aus Lkws – ausgebildet. Eine Zunahme des Verkehrs führt zu einer Auffüllung der linken bzw. der weiteren Spuren. Die optischen Störreize (bewegte Fahrzeuge, Lichtspiegelungen, Scheinwerferlicht) nehmen aus der Sicht der Vögel der angrenzenden Flächen nicht mehr zu.
- Sobald auf einer Spur eine weitgehend geschlossene Fahrzeugkolonne ausgebildet ist, steigt das Kollisionsrisiko bei zunehmendem Verkehr allenfalls langsam an. Möglicherweise nimmt es sogar ab, wenn die durchgehend stark befahrene Straße eine stärkere Abschreckwirkung entfaltet bzw. wenn die Fahrzeugkolonne als Hindernis wahrgenommen wird.
- Bei einer Straße mit 50.000 Kfz/24h handelt es sich in der Regel um eine 4-spurige Autobahn, die bereits eine sehr breite Schneise durch die angrenzenden Lebensräume und für kleine Singvögel eine bereits starke Barriere darstellt. Die anlagebedingte Zerschneidungswirkung (Licht- und Windeinfall in angrenzenden Wäldern, Entwicklung von Randbiotope usw.) nehmen durch mehr Verkehr bzw. beim Bau weiterer Spuren weniger stark, im Einzelfall gar nicht mehr zu.

Um eine Unterschätzung des Lärmanteils an der Effektdistanz zu vermeiden, enthält der für die Verkehrsklasse über 50.000 Kfz/24h genannte Orientierungswert einen Sicherheitszuschlag.

### 1.1.6 Hinweise zur Berücksichtigung von Kollisionsverlusten

Das Kollisionsrisiko von Vögeln hängt von mehreren Faktoren ab, die teils artspezifisch (z. B. Flugverhalten, artspezifische Attraktivität des Straßenumfelds als Nahrungsraum) sind, teils von den lokalen Verhältnissen (z. B. Überflughäufigkeit, Zerschneidung von Leitstrukturen, durch Hindernisse er-

zwungene Überflughöhe, Breite, Bewuchs und Substrat von Böschungen und Mittelstreifen) herrühren.

In der Nähe von großen Brutkolonien ist aufgrund des stetigen Auftretens von größeren Vogelmengen mit einem erhöhten Kollisionsrisiko zu rechnen.

Aus Auswertungen von Totfunden an Straßen aus verschiedenen europäischen Ländern (Erritzoe et al. 2003, aktuelle Zählungen von Vogelverlusten in Brandenburg und Berlin, Mitt. von Herrn T. Dürr, Landesumweltamt / Vogelschutzwarte des Landes Brandenburg) geht hervor, dass zwei Gruppen mit besonders hohem Risiko unterschieden werden können:

- vergleichsweise störungsunempfindliche Arten, die im trassennahen Bereich in straßenbegleitenden Säumen (z.B. Rotkehlchen, Amsel) und an Gewässern (z.B. Stockenten, Teichrallen an naturnah gestalteten Regenrückhaltebecken) brüten und
- Arten mit überdurchschnittlich hohem Kollisionsrisiko, die den Straßenrand gezielt und z. T. aus größeren Entfernungen aufsuchen (z. B. Arten, die Sand- und Salzkörner auflesen, Mäusejäger, Aasfresser). Für diese Arten sind Straßen besonders attraktiv, was den Vögeln zum Verhängnis wird (Darstellung der Problematik am Beispiel des Uhus, vgl. Breuer et al. 2009).

Wie schwerwiegend sich der Verlust einzelner Individuen auf eine Population auswirkt, hängt u. a. von der artspezifischen Dynamik der Population ab. Adler-Arten, die im Durchschnitt max. ein Nachkommen pro Jahr haben und als Adulte über eine längere Zeit zur Reproduktion beitragen müssen, sind in dieser Hinsicht anfälliger als Arten, die jedes Jahr zahlreiche Nachkommen haben und deren Individuen ohnehin nur wenige Jahre leben.

Bei gemeinsamer Betrachtung der oben genannten Risikofaktoren zeichnet sich eine Gruppe von Arten ab, bei der regelmäßig ein erhöhtes Kollisionsrisiko in Betracht zu ziehen ist (Tab. 2).

Tab. 2: Besonders kollisionsgefährdete Vogelarten, die aus großen Entfernungen Straßen anfliegen können

| | | |
|---|---|---|
| Eulen (alle Arten) | Rotmilan | Seeadler |
| Habicht | Schreiadler | Turmfalke |
| Mäusebussard | Schwarzmilan | Ziegenmelker |
| Quellen: Erritzoe et al. (2003), Ilner (1992), Mitt. T. Dürr, Vogelschutzwarte des Landes Brandenburg (2008) | | |

Je nach Landschaft und regionalen Bestandstrends können im Einzelfall Verkehrsopfer für die Erhaltung der Populationen weiterer Arten entscheidend sein.

Die Prognose und Bewertung der Folgen von Kollisionsverlusten stellen eine eigenständige Fragestellung dar, die im Rahmen des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ nicht untersucht wurde. Im Unterschied zu Störungen (z.B. durch Lärm) löst ein erhöhtes Kollisionsrisiko kein Meidungsverhalten aus. Mehrere Untersuchungen weisen auf einen geringen Reproduktionserfolg der Vögel hin, die unmittelbar an stark befahrenen Straßen brüten. Eine stärkere Mortalität der Nestlinge konnte festgestellt werden, die u. a. auf den Kollisionstod der versorgenden Altvögel zurückgeführt wurde (Kuitunen et al. 2003, Bairlein & Sonntag 1994, Junker-Bornholdt et al. 1998, Meunier et al. 1999). Da die verwaisten Reviere von nachrückenden Vögeln wieder besiedelt werden, geht der geringe Reproduktionserfolg nicht zwangsläufig mit einem Rückgang der Siedlungsdichte einher.

Im Datensatz des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ sind die vorhandenen Vogelbestände bis zu einem Abstand von 1.000 m von Straßen dokumentiert (Garniel et al. 2007). Es ist wahrscheinlich, dass sich die festgestellten Bestände z. T. aus Vögeln rekrutieren, die nach dem Kollisionstod der Inhaber von attraktiven trassennahen Revieren immer wieder einwandern. Der auf das Aufdecken eines störungsbedingten Meidungsverhaltens ausgelegte Datensatz ist daher zur Bearbeitung des Wirkfaktors „Kollision“ nicht geeignet.

Aus diesen Gründen können im Rahmen der vorliegenden Arbeitshilfe nur folgende Hinweise gegeben werden:

- Für die ersten 100 m vom Fahrbahnrand wurden vorsorglich starke Abnahmen der Habitateignung unterstellt. In den Orientierungswerten, die zur Prognose des Bestandsrückgangs der einzelnen Arten im Kap. 1.2 (S. 12 ff.) benannt werden, sind die Kollisionsverluste für die Arten, die in diesem Bereich brüten, enthalten. Dieses trifft auch für Arten zu, die wie Feldsperling, Amsel, Nebelkrähe, Stockente oder Ringeltaube in den Verkehrsopferstatistiken die oberen Ränge einnehmen (Erritzoe et al. 2003). Ausgenommen sind die Arten aus Tab. 2.
- Für Vögel, die außerhalb der ersten 100 m vom Fahrbahnrand brüten und deren Aktionsräume bis zur betrachteten Straße reichen können, sind Kollisionsverluste in den Orientierungswerten der Arbeitshilfe nicht enthalten. Der Wirkfaktor Kollision ist gesondert zu behandeln.
- Für die Arten aus Tab. 2 und für bedeutende Brutkolonien ist im Regelfall von einer besonderen Relevanz des Kollisionsrisikos auszugehen. Einige dieser Arten sind stark gefährdet, wobei die Gefährdung regional sehr unterschiedlich ausfällt. Der Verlust einzelner Individuen kann in manchen Fällen eine erhebliche Beeinträchtigung der Population auslösen.

Zum Thema des Kollisionsrisikos besteht noch Bedarf nach weiterer Forschung und nach der Formulierung einer gesonderten Fachkonvention.

## 1.2 Orientierungswerte für die 6 Artengruppen

### 1.2.1 Gruppe 1: Arten mit hoher Lärmempfindlichkeit

Für die Arten der Gruppe 1 geht die trassen- und verkehrsbedingte Abnahme der Eignung als Lebensraum in erster Linie auf den Lärm zurück.

Für Straßen mit einer durchschnittlichen täglichen Verkehrsmenge unter 10.000 Kfz/24h ist es nicht sinnvoll, den Mittelungspegel nach RLS-90 als Beurteilungsmaßstab einzusetzen. Zwischen den einzelnen vorbeifahrenden Fahrzeugen verbleiben genügend Lärmpausen, in denen die akustische Kommunikation vom Lärm ungestört stattfinden kann. Es wird deshalb zwischen Straßen mit Verkehrsmengen über und unter 10.000 Kfz/24h unterschieden.

Die folgenden Empfehlungen einschließlich der angegeben Prozentzahlen für die prognostizierte Abnahme der Habitateignung basieren auf der Auswertung von 553 Brutpaaren der Arten Große Rohrdommel, Raufußkauz, Tüpfelralle, Wachtel, Wachtelkönig und Ziegenmelker (Garniel et al. 2007).

#### 1.2.1.1 Straßen mit Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h

Reichweite und Intensitäten der anzunehmenden negativen Effekte ergeben sich aus Tab. 3.

Tab. 3: Gruppe 1, Abnahme der Habitateignung am Brutplatz bei Verkehrsbelastungen über 10.000 Kfz/24h

| Art | Höhe des Immissionsortes [1)] | Ausschlaggebende Lebensfunktionen [3)] | Abnahme der Habitateignung | vom Fahrbahnrand bis Isophone |
|---|---|---|---|---|
| Auerhuhn [2) 4)] | 1 m | P, G, K | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Birkhuhn [2) 4)] | 1 m | P, G | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Drosselrohrsänger | 1 m | P | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Große Rohrdommel | 1 m | P, K | 100% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Raufußkauz | 10 m | P, K | 100% | 47 dB(A) $_{nachts}$ |
| Rohrschwirl | 1 m | P | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Tüpfelralle | 10 m | P | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Wachtel [2)] | 10 m | P, K, G | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Wachtelkönig [2)] | 10 m | P, K | 100% | 47 dB(A) $_{nachts}$ |
| Ziegenmelker | 10 m | P, K | 50% | 47 dB(A) $_{nachts}$ |
| Zwergdommel | 10 m | P | 100% | 52 dB(A) $_{tags}$ |

[1)] gesetzte Werte: 1 m = bodennah, 10 m = große Höhe, zur Begründung s. S. 5

[2)] Sonderfall der Jungenführung in Bereichen mit einer Lärmbelastung über 55 dB(A) $_{tags}$ an Straßen mit mehr als 20.000 Kfz/24h beachten (Höhe des Immissionsortes = 1 m)

[3)] P: Partnerfindung, G: Gefahrenwahrnehmung, K: Kontaktkommunikation

[4)]: jedoch mindestens 500 m Fluchtdistanz (vgl. Tab. 4, S. 14)

Aufgrund der sehr hohen Störanfälligkeit des Wachtelkönigs, des Raufußkauzes, der Großen Rohrdommel und der Zwergdommel ist für diese Arten mit einer möglichen 100%igen Entwertung des Habitats bis zur Isophone des kritischen Schallpegels auszugehen. Die Auswertung des Verteilungsmusters der Vögel im Gelände deutet auf eine nahezu vollständige Meidung des betroffenen Bereichs hin.

Für die Arten der Gruppe 1 wird in den ersten 100 m von der Straße dieselbe prozentuale Abnahme der Habitateignung wie für die anschließende Zone bis zur Isophone des kritischen Schallpegels eingesetzt. Über die Isophone hinaus sind keine nachteiligen Effekte zu berücksichtigen.

**Sonderfall: Phase der Jungenführung auf brutplatzfernen Flächen mit einer Lärmbelastung über 55 dB(A) $_{tags}$ an Straßen mit mehr als 20.000 Kfz/24h**

Wachtelkönig, Wachtel, Auerhuhn und Birkhuhn gehören zu den Arten, die bei hohem Hintergrundlärm stärker prädationsgefährdet sind. Zur Bewertung dieser Wirkung wird der kritische Schallpegel 55 dB(A) $_{tags}$ herangezogen (vgl. 1.2.3, S. 18).

Für die Lärmbelastung am Brutplatz von Wachtelkönig, Wachtel, Auerhuhn und Birkhuhn gilt ein niedrigerer kritischer Pegel (47 dB(A) $_{nachts}$ bzw. 52 dB(A) $_{tags}$), sodass der 55 dB(A) $_{tags}$-Wert dort eingehalten wird.

Wenn die Vögel in der Phase der Jungenführung das Umfeld des Brutplatzes verlassen und sich auf Flächen mit einer Lärmbelastung über 55 dB(A) $_{tags}$ (Höhe des Immissionsortes = 1 m) aufhalten, ist von einer 25%igen Abnahme der Habitateignung wegen erhöhter Prädationsgefahr auszugehen. Diese zusätzliche Gefährdung ist nur bei Verkehrsmengen über 20.000 Kfz/24h zu berücksichtigen, da sie erst relevant wird, wenn eine mehr oder wenig kontinuierliche Schallkulisse vorhanden ist. Der Unterschied von 10.000 Kfz/24h gegenüber der Verkehrsmenge, die für Störungen der Partnerfindung zu berücksichtigen ist, erklärt sich aus der geringeren populationsbiologischen Tragweite des Schadens. Das Ausbleiben der Paarbildung hat in der Regel schwerwiegendere Folgen als der Verlust einzelner Jungtiere.

Die betroffenen Flächen werden anhand ihrer strukturellen Eignung als Aufzuchthabitat ermittelt (vgl. 1.3.3, S. 47 ff). Die Aufzuchthabitate werden als essentieller Bestandteil der Fortpflanzungsstätten der Arten eingestuft.

#### 1.2.1.2 Straßen mit Verkehrsmengen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h

Bei Verkehrsmengen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h erzeugt der Straßenverkehr keine kontinuierliche Schallkulisse. Negative Effekte des Verkehrs gehen von anderen Wirkfaktoren aus, für die keine verkehrsspezifischen Beurteilungsmaßstäbe zur Verfügung stehen. Näherungsweise werden deshalb die in der Fachliteratur angegebenen artspezifischen Fluchtdistanzen herangezogen. Die Fluchtdistanzen charakterisieren die Reaktion der Vögel auf sich nähernde Menschen oder natürliche Feinde, d.h. auf Störungen, an die sich die Tiere nicht oder kaum gewöhnen. Die Heranziehung der Fluchtdistanzen führt daher wahrscheinlich zu einer Überschätzung der Effekte des motorisierten Verkehrs.
Eine gesonderte Betrachtung von Straßen mit Fuß- und Radwegen ist nicht erforderlich, da die Wirkung von sich nähernden Menschen durch die Fluchtdistanz charakterisiert wird.

Mit Ausnahme des Birkhuhns, des Auerhuhns und des Ziegenmelkers wird für die Arten der Gruppe 1 bei Verkehrsmengen bis 10.000 Kfz/24h vom Fahrbahnrand bis zur artspezifischen Fluchtdistanz eine Abnahme der Habitateignung von 100%, von der Fluchtdistanz bis 100 m von 20% berücksichtigt (vgl. Tab. 4, S. 14).

Für die Arten Auerhuhn, Birkhuhn und Ziegenmelker ist die Angabe eines pauschalen Wertes der Abnahme der Habitateignung nicht sinnvoll.

Für das Birkhuhn und das Auerhuhn wird vorsorglich eine Reichweite der Beeinträchtigung von mindestens 500 m angenommen (Garniel et al. 2007, Tab. 11, S. 120-121). Aufgrund der Seltenheit und des komplexen Raumnutzungsverhaltens dieser beiden Arten ist es sinnvoll, im Falle einer eventuellen Betroffenheit die konkrete Planungssituation durch Artexperten gesondert begutachten zu lassen.

Warme Fahrbahnoberflächen ziehen nachts Insekten an und werden deshalb von Ziegenmelkern häufig aufgesucht. Da Ziegenmelker bei Gefahr erst im letzten Augenblick auffliegen, sind sie auch bei schwacher Verkehrsbelastung besonders kollisionsgefährdet. Wie hoch die Gefährdung ist, muss im Einzelfall anhand der räumlichen Verteilung der von Ziegenmelkern genutzten Habitate ermittelt werden.

Tab. 4: Gruppe 1, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h

| **Art** | **Fluchtdistanz** [1)] | **Abnahme der Habitateignung vom Fahrbahnrand bis zur Fluchtdistanz** | **Abnahme der Habitateignung von der Fluchtdistanz bis 100 m** |
|---|---|---|---|
| Auerhuhn | 500 m | besondere Betrachtung erforderlich | besondere Betrachtung erforderlich |
| Birkhuhn | 500 m [2)] | besondere Betrachtung erforderlich | besondere Betrachtung erforderlich |
| Drosselrohrsänger | 30 m | 100% | 20% |
| Große Rohrdommel | 80 m | 100% | 20% |
| Raufußkauz | 20 m [3)] | 100% | 20% |
| Rohrschwirl | 20 m | 100% | 20% |
| Tüpfelralle | 60 m | 100% | 20% |
| Wachtel | 50 m | 100% | 20% |
| Wachtelkönig | 50 m | 100% | 20% |
| Ziegenmelker | 0 m [4)] | besondere Betrachtung erforderlich | besondere Betrachtung erforderlich |
| Zwergdommel | 50 m | 100% | 20% |

[1)] Flade 1994, Zusammenstellung aus mehreren Quellen in Gassner, Winkelbrandt & Bernotat 2005

[2)] Garniel et al. 2007

[3)] analog zu Waldkauz und Waldohreule gemäß [1)]

[4)] Bei Gefahr duckt sich der Ziegenmelker am Boden und flieht erst im letzten Augenblick.

### 1.2.2 Gruppe 2: Arten mit mittlerer Lärmempfindlichkeit

Zur Gruppe 2 gehören Arten, die unabhängig von der Verkehrsmenge häufig Abstände von 300 bis 500 m von Straßen einhalten (vgl. Tab. 5, S. 15) und für die im FuE-Vorhaben Effektdistanzen in dieser Größenordnung ermittelt wurden (Garniel et al. 2007). Mit steigender Verkehrsmenge nimmt die Stärke der negativen Effekte der Straße innerhalb der artspezifischen Effektdistanz zu (vgl. Abb. 2, S. 6). Dieses deutet darauf hin, dass der Lärm am erkennbaren Straßeneffekt zwar beteiligt ist, dass aber weitere Wirkungen der Trasse und des Verkehrs auch eine wichtige Rolle spielen.

Das beschriebene Verteilungsmuster ist charakteristisch für Arten, für die eine vergleichsweise hohe Störanfälligkeit durch Lärm anzunehmen ist. Es handelt sich um Arten, die im Ranking der Funktion Partnerfindung 37% bis 50% der maximal erreichbaren Punktzahl erzielt haben und damit die Plätze gleich hinter den Arten der Gruppe 1 einnehmen. Darunter finden sich einige Spechtarten, Eulen und Vögel mit besonders maskierungsanfälligen Gesängen wie der Wiedehopf und der Pirol.

Für einige Arten der Gruppe 2 (u. a. Spechte) konnte in einem Forschungsprojekt im Auftrag des BMVIT und der ASFINAG (Österreich) ein statistisch signifikanter Zusammenhang zwischen Lärm und

Siedlungsdichte belegt werden (Bieringer et al. 2010). Ein Effekt war bis zur Klasse 55-59,9 dB(A) (nach RVS 3.02) festzustellen (ebd.). Im Rahmen des FuE-Vorhabens wurde für die Hohltaube ein Wert von 58 dB(A) $_{tags}$ (nach RLS-90) festgestellt (Garniel et al. 2007). Aufgrund der übereinstimmenden Größenordnung der in Österreich und Deutschland ermittelten Ergebnisse wird zur Bewertung der Betroffenheit der Arten der Gruppe 2 durch Straßenverkehrslärm der kritische Schallpegel 58 dB(A) $_{tags}$ (nach RLS-90) herangezogen. Von 100 m vom Fahrbahnrand bis zur Effektdistanz ist der Lärm für etwa die Hälfte des Besiedlungsdefizits verantwortlich. Dieses überschlägige Verhältnis wurde durch den Vergleich der Effektintensität bei unterschiedlichen Verkehrsmengen ermittelt. In Tab. 5 werden die artspezifischen Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 2 angegeben.

Tab. 5: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 2

| Art | Effektdistanz | Art | Effektdistanz |
|---|---|---|---|
| Buntspecht | 300 m | Steinkauz | 300 m |
| Grauspecht | 400 m | Sumpfohreule | 300 m [1)] |
| Habichtskauz | 500 m [1)] | Turteltaube | 500 m |
| Hohltaube | 500 m | Uhu | 500 m [1)] |
| Kuckuck | 300 m [1)] | Waldkauz | 500 m [1)] |
| Mittelspecht | 400 m | Waldohreule | 500 m [1)] |
| Pirol | 400 m | Waldschnepfe | 300 m [1)] |
| Schleiereule | 300 m [1)] | Wasserralle | 300 m [1)] |
| Schwarzspecht | 300 m | Weißrückenspecht | 400 m [1)] |
| Sperlingskauz | 500 m [1)] | Wiedehopf | 300 m [1)] |

[1)] Wertzuweisung durch Analogieschluss auf der Grundlage des Ranking-Modells des FuE-Vorhabens (Garniel et al. 2007) und einer Analyse des artspezifischen Raumnutzungsmusters

Die folgenden Empfehlungen, einschließlich der angegeben Prozentzahlen für die prognostizierte Abnahme der Habitateignung, basieren auf der Auswertung der Verteilung von 2.283 Brutpaaren der Arten Buntspecht, Grauspecht, Hohltaube, Kuckuck, Mittelspecht, Pirol, Schwarzspecht, Schleiereule, Steinkauz, Sumpfohreule, Turteltaube, Uhu, Waldohreule, Waldschnepfe und Wasserralle (Garniel et al. 2007).

**Sonderfall der Eulenvögel**

Das Gehör der Eulenvögel ist um ein Vielfaches leistungsfähiger als das des Menschen. Es ist daher unklar, wie und ggf. in welchem Umfang der Verkehrslärm die akustische Kommunikation der Eulen am Brutplatz stört. Die zahlreichen Totfunde an Straßen belegen, dass Eulen bei der Nahrungssuche das Umfeld von Straßen nicht meiden. Es liegen aber kaum auswertbare Daten zur Verteilung ihrer Brutplätze im Verhältnis zu Straßen vor. Von Schleiereulen und Uhus ist bekannt, dass sie an zeitweilig sehr lauten Plätzen brüten. Es handelt sich aber um Standorte, an denen der Lärm intermittierend ist (z. B. Glockengeläut in Kirchtürmen) oder auf die hellen Stunden beschränkt ist (Steinbrüche). Für Eulenvögel liegen weder aus Österreich (Bieringer et al. 2010) noch aus dem FuE-Vorhaben (Garniel et al. 2007) aussagekräftige Trends über eine Meidung des Straßenumfelds vor. Auf der Basis ihrer prognostizierten Lärmempfindlichkeit werden alle Eulenvögel (mit Ausnahme des Raufußkauzes, s. Gruppe 1) der Gruppe 2 zugeordnet.

Da Eulen als nachtaktive Vögel schlechthin gelten, stellt sich die Frage, ob ein Tag-Pegel als Beurteilungsinstrument für sie geeignet ist. Eulen verpaaren sich und grenzen ihre Reviere in den Wintermo-

naten ab, d.h. in einer Jahreszeit, in der ein beträchtlicher Anteil der Dunkelstunden in den Zeitraum von 6.00 bis 22.00 Uhr fällt, der zur Pegelberechnung des Straßenverkehrs definitionsgemäß zum Tag gehört. Ferner sind die meisten nachtaktiven Arten in Wirklichkeit nacht- und dämmerungsaktiv. Als echte „Nachteulen“ sind nur die Schleiereule, der Waldkauz und die sehr seltene Zwergohreule einzustufen. Andere Arten wie die Sumpfohreule balzen hauptsächlich am Spätnachmittag. Für die Gruppe der Eulen wird deshalb der Tagpegel verwendet.

Eulen sind die einzigen Vogelarten, bei denen eine Verlärmung des Nahrungsraums die Effektivität der Nahrungsbeschaffung theoretisch einschränken könnte. Hinweise auf eine Meidung von Straßen liegen nicht vor. Straßenränder und insbesondere Autobahnmittelstreifen beherbergen häufig starke Wühlmauspopulationen. Die in manchen Jahreszeiten sehr hohe Attraktivität des Straßenumfelds als Nahrungsraum kann den Vögeln zum Verhängnis werden. Da das Kollisionsrisiko durch eine Lärmreduzierung nicht entscheidend gesenkt werden kann, ist eine gesonderte Bewertung der Verlärmung des Nahrungsraums nicht angebracht. Das primär zu lösende Problem ist die Gefahr des Straßentods. Liegen Hinweise auf ein Vorkommen von kollisionsgefährdeten Eulen vor, dann ist zu prüfen, ob und ggf. welche Maßnahmen zur Reduktion dieses artspezifischen Risikos erforderlich sind. Die berücksichtigte maßgebliche Lebensfunktion ist daher für Eulen wie für die übrigen Arten der Gruppe 2 die Partnerfindung.

#### 1.2.2.1 Straßen mit Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h

Das Verteilungsmuster der Arten der Gruppe 2 ist besonders komplex und zeichnet sich durch die Überlagerung von lärmbedingten Effekten und lärmunabhängigen Effektdistanzen aus.

Die Tatsache, dass auch vergleichsweise schwach befahrene Straßen einen deutlichen Effekt auf das Verteilungsmuster der Arten der Gruppe 2 ausüben, hängt wahrscheinlich mit dem hohen Anteil der Waldarten zusammen. Im Effekt manifestiert sich u. a. auch die Schneisenwirkung der Straßen. Um dieses komplexe Muster angemessen zu berücksichtigen, werden die ersten 100 m vom Fahrbahnrand gesondert betrachtet. Da die akustische Kommunikation im Nahbereich der Straße ohnehin gestört wird, sind die übrigen Faktoren, die dort gleichzeitig mit dem Lärm wirken, wesentlich an der aus Geländedaten klar erkennbaren eingeschränkten Besiedlung beteiligt. Für Arten der Wälder und für Eulen rechtfertigt die habitatverändernde Wirkung der Straße die Annahme einer hohen und verkehrsabhängigen Abnahme der Habitateignung. Ab 100 m nimmt der relative Anteil des Lärms an der Beeinträchtigung allmählich zu, weshalb der kritische Schallpegel 58 dB(A) $_{tags}$ als Bewertungsmaßstab herangezogen wird.

Tab. 6: Höhe des Immissionsortes für Arten der Gruppe 2

| Art | Höhe des Immissionsortes [1)] | Art | Höhe des Immissionsortes [1)] |
|---|---|---|---|
| Buntspecht | 10 m | Steinkauz | 10 m |
| Grauspecht | 10 m | Sumpfohreule | 10 m |
| Habichtskauz | 10 m | Schleiereule | 10 m |
| Hohltaube | 10 m | Schwarzspecht | 10 m |
| Kuckuck | 10 m | Sperlingskauz | 10 m |
| Mittelspecht | 10 m | Waldohreule | 10 m |
| Pirol | 10 m | Waldschnepfe | 1 m [2)] |

Tab. 6: Höhe des Immissionsortes für Arten der Gruppe 2 (Fortsetzung)

| Art | Höhe des Immissionsortes [1)] | Art | Höhe des Immissionsortes [1)] |
|---|---|---|---|
| Turteltaube | 10 m | Wasserralle | 10 m |
| Uhu | 10 m | Weißrückenspecht | 10 m |
| Waldkauz | 10 m | Wiedehopf | 10 m |

[1)] gesetzte Werte: 1 m = bodennah, 10 m = große Höhe, zur Begründung s. S. 5
[2)] empfindlichste Lebensphase: Jungenführung (vgl. Garniel et al. 2007)

Aus den ausgewerteten Daten zu Arten der Gruppe 2 zeichnet sich ab, dass der Lärm ca. zur Hälfte an der reduzierten Besiedlung beteiligt ist (Garniel et al. 2007). Der übrige Effekt geht auf andere Wirkfaktoren zurück, die für die auch an schwach befahrenen Straßen und Eisenbahnen ausgebildete Effektdistanz verantwortlich sind. Je nach Verkehrsmenge kann die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone innerhalb oder außerhalb der Effektdistanz verlaufen. Wenn sich die Auswirkungen des Lärms und der übrigen Wirkfaktoren überlagern, wird die Abnahme der Habitateignung mit 40% angesetzt. Wenn entweder nur der Lärm oder nur die übrigen Wirkfaktoren wirksam sind, beträgt die die Abnahme der Habitateignung 20%. Die ersten 100 m werden entsprechend Tab. 7 gesondert bewertet (Abb. 3).

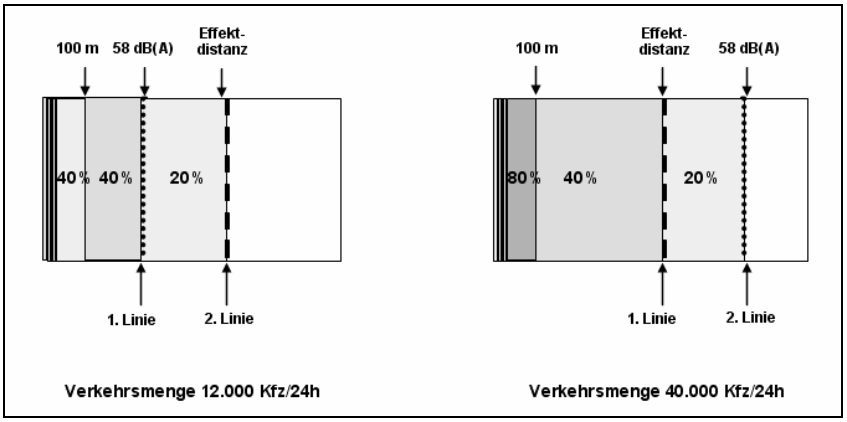



Abb. 3: Ermittlung der Abnahme der Habitateignung für Arten der Gruppe 2

Tab. 7: Gruppe 2, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen über 10.000 Kfz/24h

| Verkehrsmenge [Kfz/24h] | Abnahme der Habitateignung | | |
|---|---|---|---|
| | 0-100 m [1)] | 100 m bis zur 1. Linie in Abb. 3 (Isophone des kritischen Schallpegels oder Effektdistanz) | von der 1. bis 2. Linie in Abb. 3 (Isophone des kritischen Schallpegels oder Effektdistanz) |
| 10.001 bis 20.000 | 40% | 40% | 20% |
| 20.001 bis 30.000 | 60% | 40% | 20% |
| 30.001 bis 50.000 | 80% | 40% | 20% |
| > 50.000 | 100% | 40% | 20% |

[1)] 0 m = Fahrbahnrand

#### 1.2.2.2 Straßen mit Verkehrsmengen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h

Bei Verkehrsmengen bis 10.000 Kfz/24h erzeugt der Straßenverkehr keine nennenswerten Maskierungseffekte. Die Reduktion der Vogelbesiedlung ist im Wesentlichen auf die ersten 100 m beschränkt. Darüber hinaus werden Dichten erreicht, die bis zur artspezifischen Effektdistanz nur noch sehr schwach ansteigen (vgl. Abb. 2, S. 6).

Für alle Arten der Gruppe 2 wird pauschal eine Abnahme der Habitateignung von 20% bis 100 m vom Fahrbahnrand festgesetzt. Bei Verkehrsmengen unter 10.000 Kfz/24h sind die Effekte über 100 m hinaus vernachlässigbar.

Für die Arten der Gruppe 2 sind vergleichsweise große Effektdistanzen je nach Art von 200 bis 500 m zugrunde zu legen (Tab. 5, S. 15). Da bei geringen Verkehrsmengen die Wirkungen über 100 m hinaus kaum erkennbar sind, wird die maximale Reichweite der negativen Effekte in diesem Fall nicht berücksichtigt.

Tab. 8: Gruppe 2, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h

| Art | Abnahme der Habitateignung bis 100 m vom Fahrbahnrand | Abnahme der Habitateignung von 100 m bis zur Effektdistanz |
|---|---|---|
| alle Arten der Gruppe 2 | 20% | bei Verkehrsmengen unter 10.000 Kfz/24h vernachlässigbar |

### 1.2.3 Gruppe 3: Arten mit lärmbedingt erhöhter Gefährdung durch Prädation

Verluste durch Fressfeinde (= Prädation) sind ein natürliches Phänomen, das bei den meisten Vogelarten durch die Reproduktion kompensiert wird. Eine lärmbedingte Verschärfung der Prädationsgefahr ist daher nur für einige Arten von Relevanz, bei denen Verluste durch Fressfeinde populationsgefährdend sein können. Dieses ist meistens mit einem ungünstigen Erhaltungszustand gekoppelt. Die negative Wirkung des Lärms besteht darin, dass Warnrufe maskiert werden, die nicht oder zu spät wahrgenommen werden. Für die sonst funktionierenden Abwehrstrategien (z. B. Führen der Jungen zu Verstecken in undurchsichtigem Bewuchs) bleibt den Elterntieren nicht ausreichend Zeit.

Die folgenden Empfehlungen einschließlich der angegeben Prozentzahlen für die prognostizierte Abnahme der Habitateignung basieren auf der Auswertung der Verteilung von 1.640 Brutpaaren der Arten Austernfischer, Bekassine, Großer Brachvogel, Haselhuhn, Kiebitz, Rebhuhn, Rotschenkel und Uferschnepfe.

Ist die Toleranz der Art gegen Lärm vergleichsweise hoch, so werden sie strukturell geeignete Flächen im Umfeld von lauten Straßen nicht meiden und auch verlärmte Flächen besiedeln, wo sie aber gefährlicher leben. Anhand einer aktuellen Zusammenstellung von Langgemach & Bellebaum (2005) wurde festgestellt, welche Arten in ihrem Bestand durch Prädation gefährdet sein können. Eine lärmbedingte erhöhte Prädationsgefahr ist für die Arten aus Tab. 9 (S. 19) anzunehmen.

Tab. 9: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 3

| Art | Effektdistanz | Art | Effektdistanz |
|---|---|---|---|
| Austernfischer | 100 m | Haselhuhn [1)] | 300 m |
| Bekassine | 500 m | Kiebitz [3)] | 200 m |
| Goldregenpfeifer [2)] | 500 m | Rebhuhn | 300 m |
| Großer Brachvogel | 400 m | Rotschenkel [3)] | 200 m |
| Großtrappe [1)] | 500 m | Uferschnepfe [3)] | 200 m |

[1)] Wertzuweisung durch Analogieschluss auf der Grundlage des Ranking-Modells des FuE-Vorhabens (Garniel et al. 2007) und einer Analyse des artspezifischen Raumnutzungsmusters

[2)] Für den Goldregenpfeifer liegen keine Daten vor, aus denen sich eine Effektdistanz ableiten lässt. Aufgrund der akuten Gefährdung der Art wird vorsorglich eine Effektdistanz von 500 m angenommen.

[3)] Bei erhöhtem Störpegel durch Rad- und Fußgängerverkehr s. Tab. 12, S. 21

#### 1.2.3.1 Straßen mit Verkehrsmengen über 20.000 Kfz/24h

Im FuE-Vorhaben wurde ein Dauerschallwert in der Größenordnung von 55 dB(A) $_{tags}$ als relevante Schwelle für die Maskierung von Warnrufen ermittelt (Garniel et al. 2007). Neuere bioakustische Untersuchungen in einem Forschungsprojekt in Kalifornien haben die Größenordnung dieses Wertes bestätigt (Dooling & Popper 2007). Erst wenn der Verkehr so stark ist, dass er eine kontinuierliche Schallkulisse erzeugt, besteht die Gefahr, dass der Lärm indirekt Prädationsverluste verschärft. Der kritische Schallpegel von 55 dB(A) $_{tags}$ wird deshalb bei Verkehrsmengen über 20.000 Kfz/24h verwendet.

Da die Gruppe 3 ausschließlich aus Bodenbrütern besteht, wird der Mittelungspegel bodennah in einer Höhe von 1 m ermittelt. Die Folgen der eingeschränkten Wahrnehmung von Warnrufen wird mit einer Abnahme der Habitatqualität um 25% veranschlagt (zur Herleitung s. Garniel et al. 2007 S. 176ff).

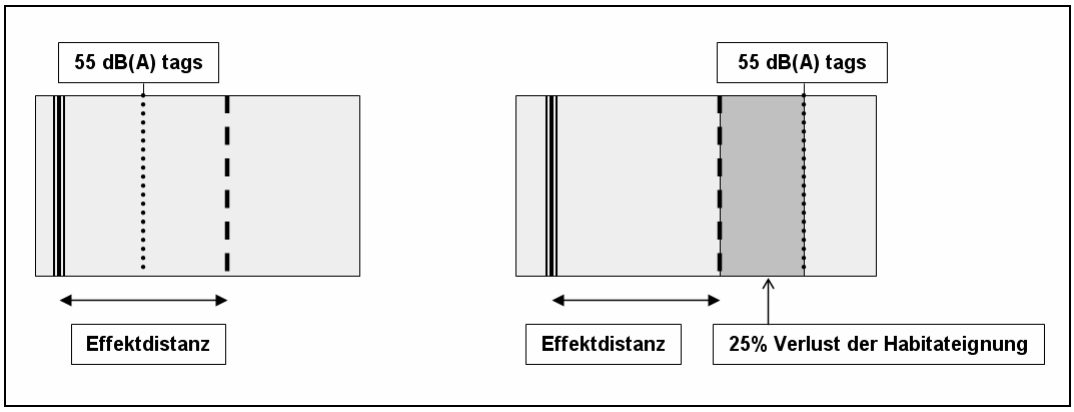



Abb. 4: Berücksichtigung der lärmbedingten Verschärfung der Prädationsgefahr

Mit Ausnahme des Haselhuhns und des Rebhuhns setzt sich die Gruppe 3 aus Arten zusammen, die gegen optische Störungen oder Einschränkungen ihres Blickfelds empfindlich reagieren. Dieses Verhalten führt dazu, dass die Arten ohnehin einen Abstand zur Straße halten. Die Beeinträchtigung durch den Komplex „Straße und Verkehr“ wird anhand der Effektdistanzen der Arten bewertet.

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. Dabei wird für die Flächen, die zwischen der artspezifischen Effektdistanz und der 55 dB(A) $_{tags}$-Isophone liegen, eine zusätzliche 25%ige Abnahme der Habitateignung berücksichtigt.

Die Reduktion der Vogelbesiedlung an stark befahrenen Straßen ist bei den Offenlandarten der Gruppe 3 stärker als bei Wald- und Gebüscharten. Für das Haselhuhn liegen wegen der Seltenheit der Art keine zuverlässigen Daten vor. Aufgrund seiner allgemeinen Gefährdung wird das Haselhuhn vorsorglich gleich behandelt wie die Offenlandarten.

Tab. 10: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen über 20.000 Kfz/24h

| **Kfz/24h** | **vom Fahrbahnrand bis 100 m [1)]** | **von 100 m bis zur Effektdistanz der Art [1) 2)]** | **von der Effektdistanz der Art bis 55 dB(A) $_{tags}$-Isophone** | **Höhe des Immissionsortes** |
|---|---|---|---|---|
| 20.001 bis 30.000 | 75% | 30% | 25% | 1 m = bodennah |
| 30.001 bis 50.000 | 100% | 40% | 25% | |
| > 50.000 | 100% | 50% | 25% | |

[1)] Die verbleibenden Vögel sind auch innerhalb des Bereichs mit reduzierter Besiedlung (d.h. zwischen Straße und Effektdistanz) dem zusätzlichen, lärmbedingt erhöhten Prädationsrisiko ausgesetzt. Dieser Effekt ist in den angegebenen, aufgerundeten Werten bereits enthalten.

[2)] Die Angaben unterstellen, dass es an Straßen mit einer Verkehrsmenge über 20.000 Kfz/24h keinen Rad- und Fußgängerverkehr gibt. Sollte dieses nicht zutreffen s. Kap. 1.2.3.2.

#### 1.2.3.2 Straßen mit Verkehrsmengen bis einschließlich 20.000 Kfz/24h

Bei Verkehrsmengen unter 20.000 Kfz/24h ist eine lärmbedingte Zunahme der Prädationsgefahr nicht relevant. Die Ermittlung der betroffenen Bestände erfolgt anhand der artspezifischen Effektdistanz (vgl. Tab. 9, S. 19).

Tab. 11: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 20.000 Kfz/24h

| **Kfz/24h** | **0 – 100 m** | **von 100m bis zur Effektdistanz der Art** |
|---|---|---|
| bis 10.000 | 25% | 25% |
| 10.001 bis 20.000 inkl. | 50% | 25% |
| für Kiebitz, Rotschenkel und Uferschnepfe s. Tab. 12 | | |

**Sonderfall: Schwach befahrene Straßen mit Fuß- bzw. Radwegen und Parkmöglichkeiten**

Die drei Arten Kiebitz, Rotschenkel und Uferschnepfe halten zu schwach befahrenen Straßen einen größeren Abstand ein als zu stark befahrenen Straßen, wenn Menschen (insbesondere mit freilaufenden Hunden) aus großer Entfernung sichtbar sind. Diese Störungen besitzen nur dann eine ökologische Relevanz, wenn sie stetig auftreten. Eine Einzelfalleinschätzung der Relevanz ist erforderlich. Abweichend zu den artspezifischen Effektdistanzen aus Tab. 9 (S. 19) ist in solchen Fällen von folgenden Effektdistanzen auszugehen.

Tab. 12: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei erhöhten Störungen durch Rad- und Fußgängerverkehr

| Art | Effektdistanz zu Rad- und Fußwegen | Abnahme der Habitat-eignung von 0 bis 100 m | von 100 m bis zur Effektdistanz der Art |
|---|---|---|---|
| Kiebitz | 400 m | 100% | 25% |
| Rotschenkel | 300 m | 100% | 25% |
| Uferschnepfe | 300 m | 100% | 25% |
| Übrige Arten | s. Tab. 11 | | |

### 1.2.4 Gruppe 4: Arten mit schwacher Lärmempfindlichkeit

#### 1.2.4.1 Arten der Gruppe 4 außer Feldlerche und Kranich

Zur Gruppe 4 gehören Arten mit einer vergleichsweise geringen Empfindlichkeit gegen Straßenverkehrslärm. In dieser Gruppe befinden sich weit verbreitete Singvogelarten, deren räumliches Verbreitungsmuster an Straßen gut dokumentiert ist. Die im FuE-Vorhaben ermittelte Modellprognose lässt sich durch Geländebefunde belegen (Garniel et al. 2007). Im Rahmen eines Forschungsprojekts im Auftrag des österreichischen BMVIT (Bieringer et al. 2010) konnte nachgewiesen werden, dass der Straßenverkehrslärm und die Aktivitätsdichte der meisten Arten der Gruppe 4 nicht oder nur schwach miteinander korrelieren. Dennoch ist auch für die Arten der Gruppe 4 eine reduzierte Besiedlung des Straßenumfeldes erkennbar. Da der Lärm daran nur zu einem offenbar untergeordneten Anteil beteiligt ist, stellen kritische Schallpegel keine geeigneten Beurteilungsinstrumente dar. Stattdessen werden artspezifische Effektdistanzen herangezogen (zur Herleitung und Definition vgl. S. 6). Die Effektdistanzen der Arten liegen zwischen 100 m und 300 m (Tab. 16, S. 25). Die räumliche Verteilung einiger Arten der Gruppe 4 zeigt einen statistisch nachweisbaren Zusammenhang mit dem Lärm (z. B. Singdrossel, vgl. Bieringer et al. 2010). Der eventuell kritische Schallpegel liegt jedoch für diese Arten deutlich höher als für Arten der Gruppen 1, 2 und 3. Auch bei höheren Verkehrsmengen würde die relevante Isophone in der Regel in einem geringeren Abstand von der Straße verlaufen als die Effektdistanz dieser Arten (ca. 200 m). Zur Ermittlung der Störwirkung der Straße wird deshalb vereinfachend nur die Effektdistanz herangezogen.

Tab. 13: Gruppe 4, Abnahme der Habitateignung in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge für Arten mit Effektdistanz von 100 bis 300 m

| Kfz/24h | vom Fahrbahnrand bis 100 m | von 100 m bis zur Effektdistanz |
|---|---|---|
| bis 10.000 | 20% | 0% |
| 10.001 bis 20.000 | 40% | 10% |
| 20.001 bis 30.000 | 60% | 20% |
| 30.001 bis 50.000 | 80% | 30% |
| > 50.000 | 100% | 40% |

Die in Tab. 13 benannten Prozentwerte sind Durchschnittswerte, die für die gesamte Gruppe 4 berechnet worden sind. Sie beruhen auf der Auswertung der räumlichen Verteilung von 4.560 Brutpaaren von 41 Vogelarten der Gruppe 4 (z. B. Amsel, Blaukehlchen, Eisvogel, Feldlerche, Fitis, Flussregenpfeifer, Gelbspötter, Grauammer, Heidelerche, Kleiber, Kleinspecht, Mönchsgrasmücke, Nachtigall, Neuntöter, Ortolan, Raubwürger, Schwarzkehlchen, Singdrossel, Steinschmätzer, Teichrohrsänger, Waldlaubsänger). Um eine Unterschätzung der Betroffenheit von sehr seltenen Arten zu vermeiden, wurde ihre Effektdistanz um 100 m erhöht.

**Exkurs**: **Ist eine feinere Abstufung der Abnahme der Habitateignung sinnvoll?**

Nach Tab. 13 (S. 21) wird von 100 m vom Fahrbahnrand bis zur Effektdistanz der gleiche Prozentwert der Abnahme der Habitateignung eingesetzt. Die beiden Grafiken in Abb. 5 verdeutlichen den charakteristischen Verlauf der Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsmengen von 25.000 bzw. 55.000 Kfz/24h, so wie er sich empirisch aus den ausgewerteten 4.560 Brutrevieren von Arten der Gruppe 4 ermitteln lässt. Dem ausgeprägten Bestandsdefizit in den ersten 100 m vom Fahrbahnrand wird durch eine gesonderte Bewertung Rechnung getragen. Da der Anstieg der Vogelbestände von 100 m bis zur Effektdistanz nicht gleichmäßig verläuft, stellt sich die Frage, ob die Abnahme der Habitateignung auch in diesem Streifen nach feineren Abstandstufen skaliert werden sollte.

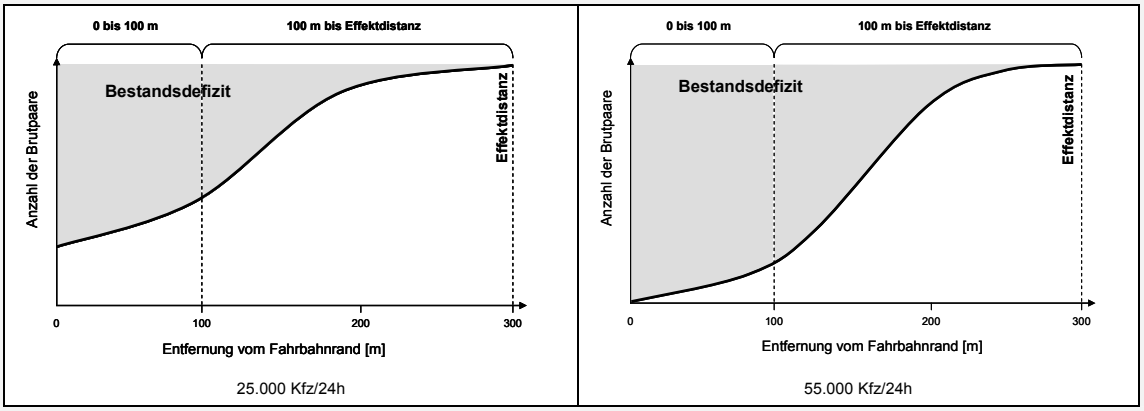



Abb. 5: Abnahme der Habitateignung für Arten der Gruppe 4 bei unterschiedlichen Verkehrsmengen (schematisch)

Die Reviere der meisten Vogelarten sind in der Normallandschaft im Durchmesser mindestens 100 m groß. Ein Revier mit Mittelpunkt innerhalb des Streifens 100-300 m setzt sich aus trassennäheren Anteilen, die stärker entwertet werden als der Durchschnitt des gesamten Streifens, und aus trassenferneren, weniger stark entwerteten Anteilen zusammen. Der Mittelwert für den Streifen 100 bis 300 m stellt daher ein adäquates Maß für die Abnahme der Habitateignung des Reviers dar. Um eine Unterschätzung der Betroffenheit von langgestreckten, trassenparallelen Revieren zu vermeiden, sind die Prozentwerte in Tab. 13 ca. 5% höher als die empirischen Werte. Dieser vorsorgliche Zuschlag gilt nicht nur für die Gruppe 4, sondern auch für die Gruppen 1, 2, 3 und 5.

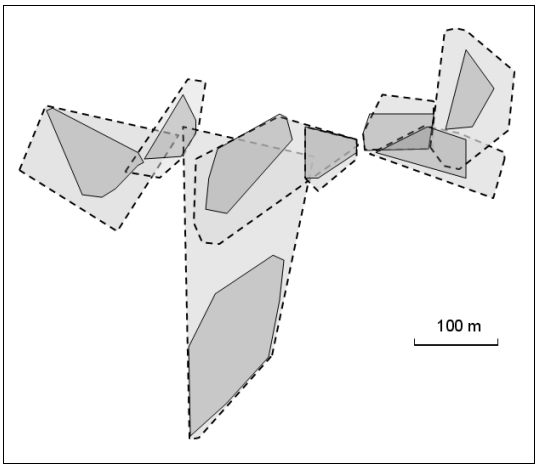
Ein weiterer Grund für einen Verzicht auf eine allzu feine Differenzierung liegt in der Genauigkeit der Kartierungsergebnisse. Brutvögel werden durch ihren Reviergesang festgestellt oder durch Sichtbeobachtungen in ihrem Aktionsraum. In der Regel können nur markante Nistplätze wie Horste exakt lokalisiert werden. Die Suche nach versteckten Nestern wäre nicht nur mit einem sehr hohen Aufwand, sondern auch mit starken Störungen der Vögel verbunden. Bei den in der Bestandskarte eingetragenen Punkten handelt es sich meistens nicht um Brutplätze, sondern um theoretische Reviermittelpunkte, die aus der Summe der Einzelbeobachtungen während der Kartierdurchgänge abgeleitet wurden.

Wie aus dem folgenden Beispiel ersichtlich wird, lässt sich anhand von Telemetrie-Untersuchungen ein genaueres Bild des Raumnutzungsmusters einzelner Vögel gewinnen. In einer in Berlin durchgeführten Studie wurden 8 Nachtigall-Männchen mit einem Sender versehen und ihre Gesangsreviere ermittelt (Naghib et al. 2001). Als Gesangsreviere werden die Bereiche bezeichnet, auf die Revierinhaber gegenüber ihrer Nachbarn Anspruch erheben.

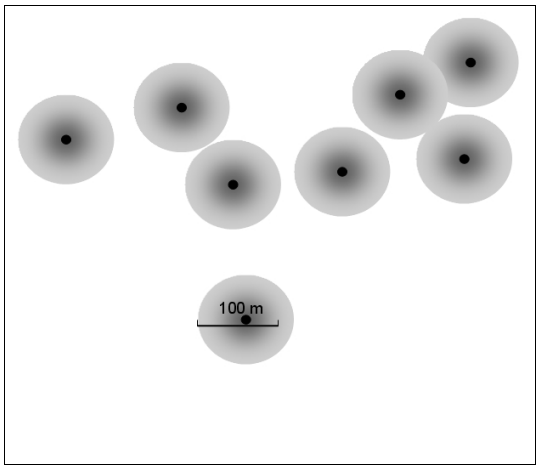
Sie demonstrieren diesen Anspruch, indem sie die Grenzen dieses Territoriums durch ihre Gesänge markieren. Die Aktionsräume sind in der Regel größer als die Gesangsreviere (Abb. 6, links).

In den Bestandskarten, die aus den Ergebnissen von avifaunistischen Erfassungen angefertigt werden, werden die Brutreviere als Punkte dargestellt. Für bestimmte Fragestellungen werden die Revierflächen als schematische Kreise um den theoretischen Reviermittelpunkt visualisiert.

Werden die Gesangsreviere der 8 telemetrierten Nachtigallen der Berliner Studie als kreisförmige Flächen umgerechnet, so weisen sie einen mittleren Durchmesser von 120 m auf (Naghib et al. 2001, Tab. 1, S. 309). Der mittlere Durchmesser der Aktionsräume beträgt 160 m (ebd.) (Abb. 6, rechts). Diese Werte liegen innerhalb der für Deutschland üblichen Spanne für die Nachtigall (Bauer et al. 2005).




Schematische Darstellung der Gesangsreviere (schattiert) und Aktionsräume (äußere Polygone) von 8 telemetrierten Nachtigall-Männchen (Naghib et al. 2001)




Schematische Darstellung des gleichen Bestands aus 8 Nachtigall-Brutpaaren anhand von plausiblen Reviermittelpunkten und mit Revierdurchmessern von 120 m (nach Naghib et al. 2001)

Abb. 6: Unterschiedliche Abstraktionsgrade von Revierdarstellungen

Der Vergleich der schematischen Darstellung der Telemetrie-Ergebnisse mit der noch stärker schematisierten Darstellung als kreisförmige Revierflächen führt den stark abstrahierenden Charakter der in der Planung üblichen Bestandskarten vor Augen. Selbst wenn ein Reviermittelpunkt in der Bestandskarte nah der Effektdistanz (300 m-Abstandslinie in Abb. 5) eingetragen ist, sagt die Lage dieses Punktes oft wenig über die Lage des Nestes und der vom Brutpaar schwerpunktmäßig genutzten Revierflächen aus. Ohne detaillierte Analyse der räumlichen Verteilung der Vogelhabitate stellt daher ein Mittelwert für den gesamten Streifen von 100 m bis zur Effektdistanz einen praktikablen Kompromiss dar. Nur für die Feldlerche, die vergleichsweise kleine Reviere hat und eine deutlich größere Effektdistanz von 500 m aufweist, wird der Bereich zwischen 100 und 500 m in zwei Zonen unterschiedlicher Effektintensität unterteilt (Kap. 1.2.4.2).

Solange die methodenbedingten Auswertungsgrenzen beachtet werden, lässt sich mit den Ergebnissen der erprobten Kartierungsverfahren zuverlässig arbeiten. Allerdings sollte auf eine allzu fein differenzierte Auswertung verzichtet werden, da ansonsten eine Scheingenauigkeit erzeugt wird. Da das Raumnutzungsmuster einzelner Vögel auch individuelle Züge trägt, tragen hoch auflösende und sehr aufwendige Momentaufnahmen durch Telemetrie-Untersuchungen nicht immer zu mehr Prognosesicherheit bei. Wenn der Bedarf nach einer differenzierteren Betrachtung besteht, ermöglicht eine Geländerfassung der für die betroffenen Arten relevanten Habitatstrukturen eine Einschätzung des Besiedlungspotenzials im Wirkraum. Eine solche Habitatanalyse stellt im Bedarfsfall eine sinnvolle Ergänzung zur üblichen Inventarisierung der Brutpaare dar (vgl. Kap. 1.3.3: Vertiefte Raumanalyse).

#### 1.2.4.2 Sonderfall Feldlerche

Für die Feldlerche wurde im BMVIT-Projekt in Österreich (Bieringer et al. 2010) und im FuE-Vorhaben übereinstimmend eine verkehrsabhängige reduzierte Besiedlung von mehreren 100 m festgestellt (Garniel et al. 2007). Eine eindeutige Erklärung für dieses Verhalten konnte nicht geliefert werden.

Ein statistisch klarer Zusammenhang mit dem Lärm konnte nicht nachgewiesen werden (Bieringer et al. 2010). Die Feldlerche ist dafür bekannt, dass sie ihre Umwelt in erster Linie optisch wahrnimmt und zu verschiedenen Landschaftselementen einen für Singvögel unüblich großen Abstand hält (Daunicht 1998). Eine besonders hohe Empfindlichkeit gegen optische Störungen, die auf den ausgedehnten Singflügen intensiv wahrgenommen werden, ist daher nicht auszuschließen. Zur Wirkungsprognose wird Tab. 14 verwendet. Aus der Analyse des artspezifischen Raumnutzungsmusters an Straßen lassen sich für die Feldlerche drei Zonen unterschiedlicher Effektintensität ableiten.

Tab. 14: Abnahme der Habitateignung für Feldlerchen in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge

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

### 1.2.4.3 Sonderfall Kranich

Der Kranich hält in der Phase der Jungenführung einen Abstand von bis zu 500 m zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg oder Parkplatz ein. Der Abstand zu stärker befahrenen Straßen bzw. zu Straßen ohne sichtbare Menschen fällt dagegen auf ca. 100 m (Nowald 2003, Garniel et al. 2007 S. 147).

Soweit straßenbegleitende Fuß- und Radwege geplant werden, sind drei Zonen unterschiedlicher Effektintensität zu unterscheiden (Tab. 15)

Tab. 15: Abnahme der Habitateignung für jungenführende Kraniche in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge

| **Kranich Jungenführung** | **mit** Fuß- bzw. Radwegen und Parkmöglichkeiten | | | **ohne** Fuß- bzw. Radwege und Parkmöglichkeiten | |
|---|---|---|---|---|---|
| Effektdistanz | 500 m | | | 100 m | |
| Abnahme der Habitateignung | 0-100 m | 100-300 m | 300-500 m | 0-100 m | > 100 m |
| | 100% | 50% | 25% | 25% | 0% |

Die Abnahme der Habitateignung betrifft die Flächen, die in der Phase der Jungenführung genutzt werden. Zur Ermittlung der Beeinträchtigung werden deshalb keine Reviermittelpunkte zugrunde gelegt. Am Brutplatz ist unabhängig von der Verkehrsmenge eine artspezifische Fluchtdistanz von 500 m zu berücksichtigen (vgl. Tab. 19, S. 28 ff).

Tab. 16: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 4

| Art | Effektdistanz | Art | Effektdistanz |
|---|---|---|---|
| Amsel | 100 m | Kranich (nur Jungenführung s. Tab. 15) | 100 / 500 m |
| Bachstelze | 200 m | Misteldrossel | 100 m |
| Baumpieper | 200 m | Mönchsgrasmücke | 200 m |
| Beutelmeise | 100 m | Nachtigall | 200 m |
| Blaukehlchen | 200 m | Neuntöter | 200 m |
| Blaumeise | 100 m | Orpheusspötter | 200 m |
| Bluthänfling | 200 m | Ortolan | 200 m |
| Brachpieper | 200 m | Raubwürger | 300 m |
| Braunkehlchen | 200 m | Ringdrossel | 100 m |
| Buchfink | 100 m | Rohrammer | 100 m |
| Dorngrasmücke | 200 m | Rotkehlchen | 100 m |
| Eisvogel | 200 m | Schafstelze | 100 m |
| Erlenzeisig | 200 m | Schilfrohrsänger | 100 m |
| Feldlerche (s. Tab. 14) | 500 m | Schlagschwirl | 100 m |
| Feldschwirl | 200 m | Schwarzkehlchen | 200 m |
| Fichtenkreuzschnabel | 200 m | Seggenrohrsänger | 300 m |
| Fitis | 200 m | Singdrossel | 200 m |
| Flussregenpfeifer | 200 m | Sommergoldhähnchen | 100 m |
| Flussuferläufer | 200 m | Sperbergrasmücke | 100 m |
| Gartenbaumläufer | 100 m | Sprosser | 200 m |
| Gartengrasmücke | 100 m | Star | 100 m |
| Gartenrotschwanz | 100 m | Steinschmätzer | 300 m |
| Gebirgsstelze | 200 m | Stieglitz | 100 m |
| Gelbspötter | 200 m | Sumpfmeise | 100 m |
| Girlitz | 200 m | Sumpfrohrsänger | 200 m |
| Goldammer | 100 m | Tannenmeise | 100 m |
| Grauammer | 300 m | Teichrohrsänger | 200 m |
| Grauschnäpper | 100 m | Trauerschnäpper | 200 m |
| Grünfink | 200 m | Wacholderdrossel | 200 m |
| Grünlaubsänger | 100 m | Waldbaumläufer | 100 m |
| Grünspecht | 200 m | Waldlaubsänger | 200 m |
| Halsbandschnäpper | 100 m | Waldwasserläufer | 200 m |
| Haubenmeise | 100 m | Weidenmeise | 100 m |
| Hausrotschwanz | 100 m | Wendehals | 100 m |
| Heckenbraunelle | 100 m | Wiesenpieper | 200 m |
| Heidelerche | 300 m | Wintergoldhähnchen | 100 m |
| Karmingimpel | 300 m | Zaunammer | 200 m |
| Kernbeißer | 100 m | Zaunkönig | 100 m |
| Klappergrasmücke | 100 m | Zilpzalp | 200 m |
| Kleiber | 200 m | Zippammer | 300 m |
| Kleinspecht | 200 m | Zwergschnäpper | 100 m |
| Kohlmeise | 100 m | | |

### 1.2.5 Gruppe 5: Arten ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen und Arten, für die der Verkehrslärm keine Relevanz besitzt

In der Gruppe 5 werden Brutvogelarten zusammengefasst, die kein spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen aufweisen bzw. für die eine Lärmempfindlichkeit am Brutplatz ausgeschlossen werden kann:

- Greifvögel: Im Rahmen des FuE-Vorhabens konnten für die Brutplatzverteilung von sechs Greifvogelarten Effektdistanzen ermittelt werden (Garniel et al. 2007). Diese Effektdistanzen entsprechen mit Abweichungen von weniger als 50 m den artspezifischen Fluchtdistanzen. Das Abstandsverhalten lässt im Allgemeinen keine Abhängigkeit von der Verkehrsmenge erkennen. Eine ungünstige Anordnung der genutzten Landschaftselemente kann im Einzelfall hohe Kollisionsverluste fordern.
- Zugvogelarten, die sich im Winterquartier oder auf dem Zug verpaaren: Die empfindliche Phase der Paarbildung findet vor der Ankunft im Brutgebiet statt. Eine durch Lärm am Brutplatz erhöhte Gefährdung durch Fressfeinde liegt nicht vor. Die Nahrung wird in erster Linie optisch oder taktil geortet: z. B. Enten, Säger, Taucher, Gänse, Bienenfresser.
- Standvögel oder Kurzstreckenzieher, die sich in Winterschwärmen, an Gemeinschaftsschlafplätzen und sonstigen Versammlungsplätzen verpaaren: Die Lärmbelastung im Brutgebiet ist weder für die Paarbildung noch für die übrigen Lebensfunktionen relevant: z. B. Eicherhäher, Bartmeise, Feldsperling, Rabenvögel.
- Koloniebrüter: Arten, die sich in der Kolonie verpaaren und brüten. Große Vogelkolonien (z. B. Möwen) erzeugen einen Schallpegel, der am Koloniestandort jeden Verkehrslärm maskiert.
- Arten, die keine akustischen Signale bei der Paarbildung einsetzen: z. B. Schwarzstorch.
- Arten, die an Standorten brüten, die von Natur aus laut sind: z. B. Wasseramsel in der Nähe von Wasserfällen.

Die Tatsache, dass Vogelarten zunehmend auch in Innenstädten brüten, wurde nicht als Begründung für eine grundsätzliche Unempfindlichkeit gegenüber des Lärms betrachtet. Zum einem können manche Viertel der Großstädte vergleichsweise lärm- und störungsarm sein, zum anderen sind die Angaben zum Reproduktionserfolg von Brutvögeln in Städten widersprüchlich (Kelcey & Rheinwald 2005) Ferner ist ein abweichendes Verhalten von Stadt- und Landpopulationen nicht auszuschließen (z. B. Ringeltaube).

#### 1.2.5.1 Arten mit großer Fluchtdistanz, Koloniebrüter

Die Koloniebrüter und Arten mit großer Fluchtdistanz sind als solche in Tab. 19 (S. 28ff.) gekennzeichnet (Spalte Prognose-Instrumente: „Störradius der Kolonie“, „Fluchtdistanz“).

Obwohl der Austausch von akustischen Botschaften über größere Entfernungen hinweg im Lebenszyklus der Arten der Gruppe 5 offensichtlich eine untergeordnete Bedeutung besitzt, ist nicht auszuschließen, dass der Verkehr für eine diffuse Unruhe sorgt und dass Großvögel daher ein Sicherheitsabstand zu Straßen einhalten. Als Beurteilungsmaßstab für Großvögel werden hilfsweise die in der Fachliteratur benannten Fluchtdistanzen (Flade 1994, umfassende Zusammenstellung aus mehreren Quellen in Gassner, Winkelbrandt & Bernotat 2005) eingesetzt. Für Brutkolonien werden ebenfalls die aus der Fachliteratur bekannten Stördistanzen herangezogen.

Die Fluchtdistanzen sind zur Bewertung der Effekte des Verkehrs nur eingeschränkt geeignet. Sie stellen ein Notbehelf dar, das nur solange heranzuziehen ist, bis besser geeignete Schätzinstrumente zur Verfügung stehen. Für alle Arten, für die die Reichweite der verkehrsbedingten Störungen anhand der Fluchtdistanz eingeschätzt wird, ist eine Skalierung nach der Verkehrsmenge nicht sinnvoll. Nach derzeitigem Stand des Wissens ist für scheue Großvögel und Brutkolonien von einem 100%igen Verlust der Brutplatzeignung zu rechnen, wenn wiederholte Störungen innerhalb der Fluchtdistanz auftreten. Da die negativen Effekte von Schreckreaktionen am Brutplatz herrühren, ist eine möglichst genaue Ortung des Brutplatzes notwendig. Die für die Brutvogelarten mit großer Fluchtdistanz und für Brutkolonien einzusetzenden Fluchtdistanzen und Störradien sind Tab. 19 (S. 28 ff.) zu entnehmen.

Tab. 17: Abnahme der Habitateignung für Brutvogelarten mit großer Fluchtdistanz und für Brutkolonien

| **Straßen aller Verkehrsmengenklassen** | **Abnahme der Habitateignung** [1)] |
|---|---|
| vom Fahrbahnrand bis zur artspezifischen Fluchtdistanz bzw. Störradius | 100% |
| über die artspezifische Fluchtdistanz bzw. den Störradius hinaus | 0% |
| [1)] Der 100%-Verlust gilt nur für die Eignung als Brutplatz und nicht für andere Funktionen. | |

Zur Ermittlung des Störpotenzials für Brutkolonien ist im Einzelfall eine vertiefte Raumanalyse erforderlich. Liegt beispielsweise ein dichter Waldstreifen zwischen einer Straße und einem Seeufer mit einer Graureiherkolonie, so ist das Störpotenzial des Verkehrs am Brutplatz deutlich geringer als wenn die Straße vom Brutplatz aus einsehbar ist. Aufgrund der oft hohen Anzahl der betroffenen Koloniemitglieder ist besondere Vorsicht bei der Wirkungsprognose angebracht. Das Kollisionsrisiko von Individuen der Brutkolonien ist gesondert zu betrachten. Besteht die Gefahr der Störung einer bedeutsamen Brutkolonie sind Experten zu konsultieren.

#### 1.2.5.2 Übrige Arten der Gruppe 5

Für die übrigen Arten (z. B. kleine Singvögel wie Schwanzmeisen) wird eine Effektdistanz von 100 m angenommen. Die Einschränkung der Habitateignung geht auf andere Faktoren als den Lärm zurück (z. B. erhöhtes Kollisionsrisiko, landschaftsverändernde Wirkung der Trasse). Für diese Arten werden in Tab. 19 (S. 28 ff.) Effektdistanzen benannt. Die Effektintensität wird entsprechend der Verkehrsmenge anhand von Tab. 18 eingeschätzt. Die einzusetzenden Werte sind mit den Werten für die Gruppe 4 identisch.

Tab. 18: Gruppe 5, Abnahme der Habitateignung in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge

| **Kfz/24h** | **vom Fahrbahnrand bis Effektdistanz (= 100 m)** |
|---|---|
| bis 10.000 | 20% |
| 10.001 bis 20.000 | 40% |
| 20.001 bis 30.000 | 60% |
| 30.001 bis 50.000 | 80% |
| > 50.000 | 100% |

Die in Tab. 19 genannten Distanzen gelten nur, wenn die Art im betroffenen Gebiet als Brutvogel vorkommt. Einige Arten treten in Deutschland auch als Rastvögel und Überwinterungsgäste auf und weisen dann eine andere Störempfindlichkeit auf. So ist für die Weißwangengans als Rastvogel von einer Störradius von 200 bis 400 m (vgl. Tab. 20, S. 32), als Brutvogel hingegen von max. 100 m auszugehen.

Tab. 19: Gruppe 5: Brutvogelarten ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen und für die der Verkehrslärm keine Relevanz besitzt

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| Bartmeise | Paarbildung in den Herbst- bzw. Winterschwärmen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Baumfalke | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 200 m |
| Bergente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Bienenfresser | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Birkenzeisig | Gemeinschaftsbalz, Lärm unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Blässralle (= Blässhuhn) | Paarbildung bereits im Winterquartier, bei Standvögeln geselliges Vorkommen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Brandgans | Küste, Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 200 m |
| Dohle | Paarbildung in Schlafgemeinschaften, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Eichelhäher | Gruppenbalz, Gesang und Rufe ohne Bedeutung für Partnerfindung, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Elster | Gruppenbalz, Gesang und Rufe ohne Bedeutung für Partnerfindung, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Feldsperling | Paarbildung in Wintertrupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Fischadler | optische Signale entscheidend, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 500 m |
| Flussseeschwalbe | Koloniebrüter, Balzflug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Gänsesäger | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 300 m |
| Gimpel (= Dompfaff) | „Gesang spielt bei Reviermarkierung und Paarbildung nur eine untergeordnete Rolle“<br>Glutz von Blotzheim & Bauer 1997, Bd 14/III, S. 1142, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Graugans | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Graureiher | Koloniebrüter, Verpaarung an Versammlungsplätzen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Kolonie 200 m |
| Habicht | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 200 m |
| Haubenlerche | Haubenlerche brüten direkt an Straßen und auf Verkehrsinseln „häufig unbeeindruckt von Passanten und Verkehr“ (Südbeck et al. 2005), potenziell hohes Kollisionsrisiko | Effektdistanz 100 m |
| Haubentaucher | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Effektdistanz 100 m, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Haussperling | Paarbildung in Trupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Höckerschwan | kein Austausch von akustischen Signalen, Paarbildung in Wintertrupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Knäkente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 120 m |
| Kolbenente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm | Fluchtdistanz 120 m |

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| | am Brutplatz unbedeutend | |
| Kolkrabe | Nichtbrütertrupps, Gemeinschaftsnahrungsplätze und -schlafplätze (aus einem Umkreis von bis zu 12 km) | Fluchtdistanz 500 m |
| Kormoran | Koloniebrüter, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Kolonie 200 m |
| Kornweihe | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 150 m |
| Kranich am Brutplatz, Jungenführung → Gruppe 4 | Paarbildung in der Regel im Winterquartier oder auf dem Zug. In der Phase der Jungenführung größter Abstand zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg oder Parkplatz | am Brutplatz Fluchtdistanz 500 m |
| Krickente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Lachmöwe | Koloniebrüter, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Löffelente | Paarbildung im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Mäusebussard | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 200 m |
| Mehlschwalbe | Stadtbewohner, auch Innenstadt, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Mittelsäger | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Moorente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Nachtreiher | Koloniebrüter, zusammen mit anderen Reiherarten | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Nebelkrähe | Verpaarung in den Nichtbrütertrupps oder an den Gemeinschaftsschlafplätzen | Fluchtdistanz 200 m |
| Ohrentaucher | Paarbildung auf dem Zugweg, z.T. in Lachmöwenkolonien, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Pfeifente | Brut nur an der Küste, Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug | Fluchtdistanz 120 m |
| Purpurreiher | z. T. Einzelbrut, meistens Koloniebrüter, akustische Signale für die Paarbildung unbedeutend, sehr scheu | Fluchtdistanz 200 m |
| Rabenkrähe | Verpaarung in den Nichtbrütertrupps oder an den Gemeinschaftsschlafplätzen | Fluchtdistanz 200 m |
| Rauchschwalbe | Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Reiherente | Paarbildung im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Ringeltaube | Paarbildung im Winterschwarm, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Rohrweihe | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 300 m |
| Rothalstaucher | Paarbildung auf dem Zugweg, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Rotkopfwürger | Paarbildung auf dem Zugweg, früher eingetroffene unverpaarte Männchen werden von den Paaren verjagt, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Rotmilan | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz (200-300 m) | Fluchtdistanz 300 m |
| Saatkrähe | Koloniebrüter | Fluchtdistanz 50 m |
| Schellente | Paarbildung im Winterquartier (Höhlenbrüter im Wald), Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Schnatterente | Paarbildung im Winterquartier | Fluchtdistanz 200 m |

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| Schreiadler | optische Signale entscheidend, Girlandenflüge mit begleitenden Rufreihen | Fluchtdistanz 300 m |
| Schwanzmeise | Paarbildung innerhalb der Wintertrupps bzw. Familienschwärme, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Schwarzhalstaucher | Paarbildung bereits auf dem Zugweg, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Schwarzkopfmöwe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Schwarzmilan | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 300 m |
| Schwarzstorch | optische Signale entscheidend, Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 500 m |
| Seeadler | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 500 m |
| Silbermöwe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Sperber | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 150 m |
| Spießente | z.T. im Binnenland, Paarbildung im Winterquartier | Fluchtdistanz 300 m |
| Stockente | Truppweises Vorkommen, keine paarungsrelevanten Laute, Lärm am Brutplatz unbedeutend, Kollisionsrisiko | Effektdistanz 100 m |
| Tafelente | Paarbildung bereits im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Tannenhäher | überwiegend Alpen und Mittelgebirge, Paarbildung innerhalb Frühjahrsversammlungen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Teichhuhn | Paarbildung im Winter in Trupps, Kontaktlaute nur als Untermalung der Balz, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Türkentaube | Paarbildung in Trupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Trauerseeschwalbe | Trauerseeschwalben ziehen meist in kleinen Trupps von 3-8 Männchen und Weibchen. Die Paarbildung erfolgt, bevor die späteren Nistplätze in Besitz genommen werden. Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius 200 m |
| Turmfalke | optische Signale entscheidend, Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 100 m |
| Uferschwalbe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Wanderfalke | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 200m |
| Wasseramsel | brütet auch bei sehr lautem Wasserrauschen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Weißbart-Seeschwalbe | in Deutschland sporadischer Brutvogel, Koloniebrüter, Balzflüge | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Weißstorch | kein akustisches Werbesignal mit Fernwirkung bekannt, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Weißwangengans (= Nonnengans) | in Deutschland sporadischer Brutvogel, Verpaarung im Trupp, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Wespenbussard | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 200 m |
| Wiesenweihe | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 300 m |
| Zwergmöwe | in Deutschland sporadischer Brutvogel, Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Zwergseeschwalbe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Zwergtaucher | Verpaarung im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |

### 1.2.6 Gruppe 6: Rastvögel und Überwinterungsgäste

Einige der als Brutvögel behandelte Arten kommen in Deutschland auch als Rastvögel vor. Ihr Verhalten in den Rast- und Überwinterungsgebieten unterscheidet sich stark vom Verhalten im Brutgebiet. Dieses gilt auch für die Lärmempfindlichkeit und für die sonst zu beachtenden Störradien. Bei der Bewertung ist deshalb zu berücksichtigen, welche Funktion das betroffene Gebiet für eine Art erfüllt.

> Die artspezifischen Orientierungswerte (kritische Schallpegel, Effektdistanzen), die für die Arten der Gruppen 1 bis 5 in ihren Brutgebieten genannt wurden, gelten für die Rast- und Überwinterungsgebiete nicht!

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, Kormorane) oder auf Grünland- und Ackerflächen mit kurzer Vegetation aufhalten (z. B. Gänse, Schwäne, Kiebitze). Innerhalb der Trupps werden zwar permanent Kontaktsignale ausgetauscht, aufgrund der räumlichen Nähe von Sendern und Empfängern 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 Vögel andere Signale aus der Umwelt.

Gefahren werden in erster Linie optisch wahrgenommen. Sowohl Vogeltrupps, die auf Gewässern 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 aufgeschreckten Schwarm selbst extrem laut ist. Ein Bedürfnis an einer weitreichenden und daher maskierungsanfälligen akustischen Kommunikation ist daher nicht gegeben.

Rastvogeltrupps halten nicht nur zu Straßen einen Sicherheitsabstand ein. Das Umfeld von senkrechten Strukturen, die den Horizont versperren (z. B. Hecken, Baumreihen, Feldgehölze, Windenergieanlagen, Siedlungen, Einzelhäuser) wird ebenfalls gemieden. Eine Analyse des gebietsspezifischen Störungsgefüges ist deshalb erforderlich, um die zusätzliche Einschränkung der Raumnutzung durch das zu prüfende Straßenbauprojekt zu ermitteln. Nicht selten zeigt sich dabei, dass die Rastvögel nur einen überraschend geringen Anteil der scheinbar zur Verfügung stehenden Flächen tatsächlich uneingeschränkt nutzen können. Eine gleichgroße Einschränkung der Nutzung von Rastflächen kann deshalb – je nach Gebiet – unterschiedlich schwerwiegende Folgen haben.

Schlafplätze besitzen im Flächenverbund eines Rast- und Überwinterungsgebietes eine besondere Funktion, die bei dauerhafter Störung schwerer auszugleichen ist.

In Schutzgebieten, in denen die Vögel nicht bejagt oder vergrämt werden, können die Störradien geringer sein. Die Orientierungswerte aus Tab. 20 (S. 32) sind ggf. der lokalen Situation anzupassen.

Tab. 20: Störradien für Rastvögel und Überwinterungsgäste

| Art | Störradius | Art | Störradius |
|---|---|---|---|
| Blässgans | 300 m | Kranich | 500 m |
| Goldregenpfeifer | 200 m | Kurzschnabelgans | 300 m |
| Graugans | 200 m | Pfeifente | 200 m |
| Großer Brachvogel | 400 m | Saatgans | 300 m |
| Kiebitz | 200 m | Singschwan | 400 m |
| Kormoran | 150 m | Weißwangengans [1)] | 500 m |
| Kornweihen | 150 m | Zwergschwan | 400 m |
| auf Wasserflächen rastende Enten, Taucher, Säger | | | 150 m |

[1)]: Synonym für Nonnengans

Quellen: Garniel et al. (2007, S. 209ff.); Gassner, Winkelbrandt & Bernotat (2005)

In Rast- und Überwinterungsgebieten wechseln die Vögel oft zwischen mehreren Flächen, die entsprechend ihres Nahrungsangebotes turnusmäßig aufgesucht werden. Auf Wasserflächen rastende Enten, Taucher und Säger halten sich insbesondere in gewässerarmen Regionen – mangels Ausweichmöglichkeiten – länger an einem Ort auf.

Die Größe der Rastvogeltrupps kann von Jahr zu Jahr sehr stark variieren und schwankt zudem in Tages- bzw. Wochenrhythmus. Dieses Verhalten ist bei Gänsen und Kranichen besonders ausgeprägt. Die Größe des Rastbestands stellt daher in den meisten Fällen keine geeignete Bezugsgröße für die Wirkungsprognose dar. Deshalb basiert die Wirkungsprognose für Rastvögel auf der von den Vögeln im Ist-Zustand nutzbaren Fläche.

Das Verhalten der Rastvögel in Rast- und Überwinterungsgebieten deutet darauf hin, dass in erster Linie optische Störreize und optische Kulisseneffekte für die Meidung von straßennahen Bereichen verantwortlich sind. Von einer Steigerung der Störintensität mit zunehmendem Lärm ist nicht auszugehen (Garniel et al. 2007). Da sichtbare Fußgänger und Radfahrer stärker stören als Fahrzeuge, muss für Straßen mit Fuß- und Radwegen sowie im Umfeld von Parkmöglichkeiten mit einer stärkeren Störwirkung gerechnet werden als für Straßen mit durchgehendem und gleichmäßigem Verkehr (Tab. 21).

Tab. 21: Abnahme der Habitateignung für Rastvögel und Überwinterungsgäste

| Straßen | **mit** Fuß- bzw. Radwegen und im Umfeld von Parkmöglichkeiten | **ohne** Fuß- bzw. Radwege und Parkmöglichkeiten |
|---|---|---|
| Abnahme der Habitateignung innerhalb des Störradius | 100% | 75% |

## 1.3 Anwendung der Orientierungswerte

In den Kap. 1.1 und 1.2 sind Instrumente vorgestellt worden, die eine artspezifische Einschätzung der Reichweite und der Intensitäten der negativen Effekte des Straßenverkehrs ermöglichen. Welche Instrumente herangezogen werden, ergibt sich aus der Gruppenzugehörigkeit der Brutvogelarten, die der Gesamttabelle (s. Anhang) zu entnehmen ist. Einige Arten treten mit anderen Empfindlichkeiten auch als Rastvogel auf. In diesem Fall sind die Hinweise für die Gruppe 6 heranzuziehen.

Die benötigten Informationen und die jeweiligen Orientierungswerte zur Quantifizierung der Abnahme der Habitateignung finden sich in den für die jeweiligen Gruppen erstellten Tabellen (s. Kap. 1.2).

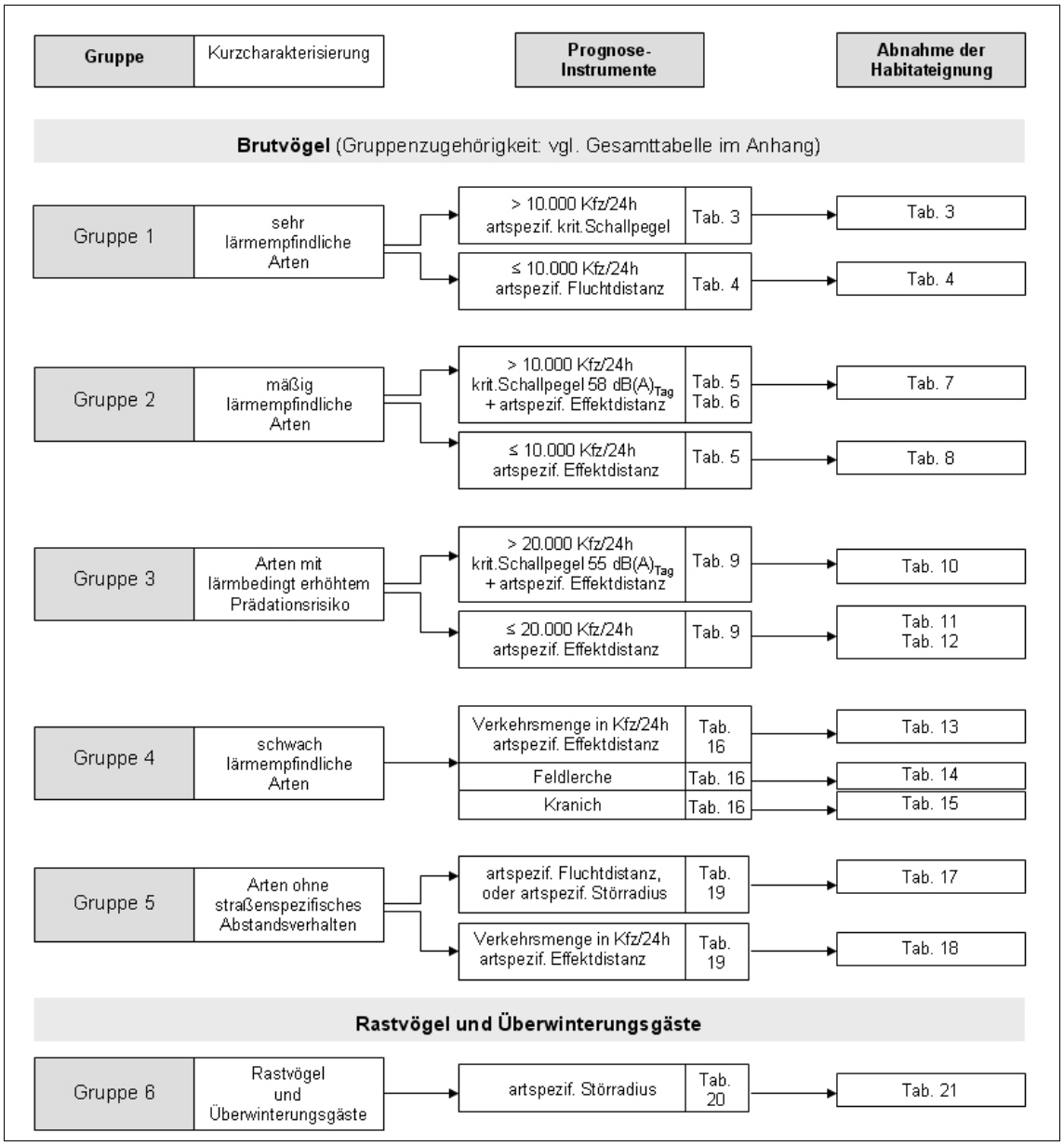



Abb. 7: Leitfaden durch das Tabellenwerk

Im Folgenden wird erläutert, wie diese Instrumente zur Ermittlung der betroffenen Vogelbestände eingesetzt werden. Hinweise zur Berücksichtigung von Kollisionsverlusten finden sich im Kap. 1.1.6, S. 9 ff. Eine Zusammenstellung der im laufenden Text eingebetteten Tabellen findet sich im Anhang.

### 1.3.1 Zwei methodische Wege: Standard-Prognose und vertiefte Raumanalyse

Zwei methodische Wege werden angeboten: die Standard-Prognose und die vertiefte Raumanalyse.

- Bei der **Standard-Prognose** werden die betroffenen Vogelbestände anhand einer einfachen Berechnung unter Anwendung der artspezifischen Orientierungswerte aus Kap. 1.2 ermittelt. Da diese Werte in jeder Einzelsituation einsetzbar sein müssen, wurden bei ihrer Festlegung landschaftsspezifische Besonderheiten (z.B. Abschirmungen durch das Relief, Einschnittslagen) nicht berücksichtigt. Es ist daher nicht auszuschließen, dass das Störpotenzial eines konkreten Straßenbauvorhabens dabei überschätzt wird.
- Bei der **vertieften Raumanalyse** wird übergeprüft, ob das nach Standard-Prognose vorsorglich bewertete Störpotenzial im konkreten Fall überschätzt wird. Die Gründe, die für eine vom Standard abweichende Prognose sprechen, sind detailliert und transparent darzulegen. Die vertiefte Raumanalyse ist mit einem höheren Aufwand und Datenbedarf verbunden. Ihre Notwendigkeit ist im Einzelfall zu prüfen.

Eine Standard-Prognose ist ausreichend z. B.,

- wenn ohne vertiefte Betrachtung eindeutig ist, dass das Vorhaben in der betroffenen Landschaft sein maximales Störpotenzial entfalten wird. Ein solcher Fall liegt beispielsweise vor, wenn die geplante Trasse eine offene und bislang für Wiesenbrüter uneingeschränkt nutzbare Landschaft queren soll. Die Bestandsrückgänge, die anhand der Standard-Prognose ermittelt werden, können unmittelbar als Grundlage für die Planung von Maßnahmen herangezogen werden;
- wenn nur wenige Brutpaare von Arten, die sich in der Region in einem günstigen Erhaltungszustand befinden, betroffen sind;
- wenn der Maßnahmenbedarf, der sich aus der überschlägigen Standard-Prognose ergibt, keine schwerwiegenden Konsequenzen für das Vorhaben hat. Dieses kann der Fall sein, wenn Maßnahmen wegen anderer Belange ohnehin ergriffen werden, die den ökologischen Ansprüchen der betroffenen Brutpaare entsprechen und deren Ausgleichsbedarf abdecken (vgl. Kap. 3.3.3: Multifunktionaler Ausgleich), sodass sich deswegen keine artenschutzrechtlichen Zugriffsverbote ergeben.

In anderen Fällen kann es wiederum angebracht sein, eine vertiefte Betrachtung anzustellen z. B.,

- wenn zu erkennen ist, dass landschaftsspezifische Besonderheiten die Reichweite der verkehrsbedingten Störungen reduzieren. Aus einer vertieften Betrachtung kann sich ggf. ein geringerer Kompensationsbedarf ergeben.
- wenn Brutpaare von seltenen, gefährdeten Arten vorkommen. Je seltener eine Art im betroffenen Landschaftsraum ist und je gefährdeter ihre Bestände (z. B. Arten mit Gefährdungsstufe 1 und 2 nach Roter Liste) sind, umso höher wird der Aufwand sein, der zur Begründung des Bewertungsergebnisses zumutbar ist.

Diese wenigen Fälle stellen nur Beispiele dar. Standard-Prognose und vertiefte Raumanalyse können einzeln oder kombiniert durchgeführt werden. Je nach Empfindlichkeit der Vogelarten und ihrer Verteilung im Wirkraum kann in einer konkreten Planungssituation für einen Teil der Arten eine Standard-Prognose ausreichend sein und für andere Arten eine vertiefte Analyse angebracht sein. Welche Vorgehensweise am effektivsten ist, wird im Einzelfall vom Vorhabenträger entschieden.

**Standard-Prognose**

Die Ermittlung der betroffenen Vogelbestände erfolgt über eine einfache Berechnung unter Anwendung der artspezifischen Orientierungswerte, die im Kap. 1.2 vorgestellt worden sind.

Die Orientierungswerte charakterisieren eine Abnahme der Habitateignung, die sich aus der kombinierten Wirkung folgender Wirkfaktoren ergibt:
- Lärm,
- verkehrsbedingte optische Störungen und Lichtimmissionen,
- Randeffekte,
- erhöhte Prädationsverluste in Trassenumfeld,
- Kollisionsverlusten nur für Vögel, die in den ersten 100 m vom Fahrbahnrand brüten und nicht in Tab. 2 (S. 10) aufgelistet sind (Eulen, einige Greife, Ziegenmelker).

**Nicht eingeschlossen** sind die Folgen von
- Flächenverlusten,
- Flächenveränderungen (z. B. durch Nähr- und Schadstoffeinträge, Wasserstandsabsenkung),
- Zerschneidungen, Barrierewirkungen, Kulisseneffekten (Meidung der Umfelds hoher vertikaler Strukturen wie Dämme oder Gehölzpflanzungen),
- sich daraus ergebenden Unterschreitungen von Mindestreviergrößen,
- Kollisionsverlusten für Vögel, die in Entfernungen von über 100 m vom Fahrbahnrand brüten, und für Arten, die aus großen Entfernungen Straßen gezielt aufsuchen (Tab. 2, S. 10).

Diese Wirkfaktoren sind ggf. zusätzlich zur Standard-Prognose zu betrachten.

Die Orientierungswerte und die Reichweite der Störungen sind vorsorglich so definiert worden, dass eine Unterschätzung des Störpotenzials des geprüften Vorhabens durch die oben genannten berücksichtigten Wirkfaktoren ausgeschlossen ist. Beim Einsatz von Effektdistanzen gehen die Orientierungswerte beispielsweise von einem ebenen Gelände aus. Abschirmungen durch das Relief werden nicht berücksichtigt. Es ist daher möglich, dass die Auswirkungen in einer konkreten Situation überschätzt werden. Wenn unter diesen Voraussetzungen keine relevanten Effekte prognostiziert werden, ist keine weitere Betrachtung der verkehrsbedingten Störungen erforderlich.

Da die Vogelarten unterschiedlich störanfällig sind, ermöglicht die Standard-Prognose eine Einteilung der im Wirkraum vorkommenden Arten in für das Verfahren kritische und unkritische Arten.

- Als unkritisch gelten Arten, für die trotz der vorsorglichen Betrachtung nach Standard-Prognose keine Veränderung des Ist-Zustands prognostiziert wird oder die nur marginale Bestandsrückgänge erfahren, die keine spezifischen Maßnahmen erfordern. Auf einer vertieften Prüfung kann verzichtet werden.
- Als kritisch gelten Arten, für die Bestandsrückgänge in einem Umfang prognostiziert werden, der die Notwendigkeit von Maßnahmen auslöst. In diesem Fall kann es sinnvoll sein, durch eine vertiefte Analyse der konkreten Situation die Wirkungsprognose zu präzisieren.

Welche Bestandsrückgänge im konkreten Fall als unkritisch zu bewerten sind, hängt vom jeweiligen Prüfkontext (Eingriffsregelung, Artenschutz, FFH-Verträglichkeitsprüfung) und vom Erhaltungszustand der betroffenen Arten im prüfrelevanten Bezugsraum ab (zur Bewertung der Erheblichkeit vgl. Kap. 1.4, S. 56).

- **Vertiefte Raumanalyse**

  Da die Standard-Prognose ein rasches Erkennen der betroffenen bzw. der nicht betroffenen Vogelbestände erlaubt, ist es in der Regel von Vorteil, diesen ersten Prüfschritt durchzuführen. Daraus lässt sich ableiten, für welche der vorkommenden Arten, Brutpaare bzw. Trassenabschnitte Bedarf nach einer vertieften Betrachtung besteht. Erweist sich aufgrund der planerischen Konsequenzen eine vertiefte Betrachtung als notwendig, wird überprüft, ob das bei der Standard-Prognose vorsorglich bewertete Störpotenzial im konkreten Fall überschätzt wurde. Hierfür ist eine fachlich anspruchsvollere Analyse des Raumnutzungsmusters der betroffenen Vogelbestände notwendig. Dabei wird jedes Brutpaar einzeln überprüft, dessen Betroffenheit bei der Standard-Prognose möglicherweise überschätzt wurde. Die Gründe, die für eine abweichende Prognose sprechen, sind detailliert und transparent darzulegen. Der Aufwand ist zwar deutlich höher als bei der Standard-Prognose, er fällt jedoch nur für die Vorkommen an, für die nach der Standard-Prognose eine relevante Beeinträchtigung mit Konsequenzen für die Planung nicht ausgeschlossen werden kann.

  Die vertiefte Analyse kann mit unterschiedlichen Ergebnissen ausgehen:

  - Die Prognose der Standard-Prognose wird bestätigt.
  - Die Anzahl der tatsächlich betroffenen Brutpaare kann aus naturschutzfachlich eindeutig belegbaren Gründen nach unten korrigiert werden.

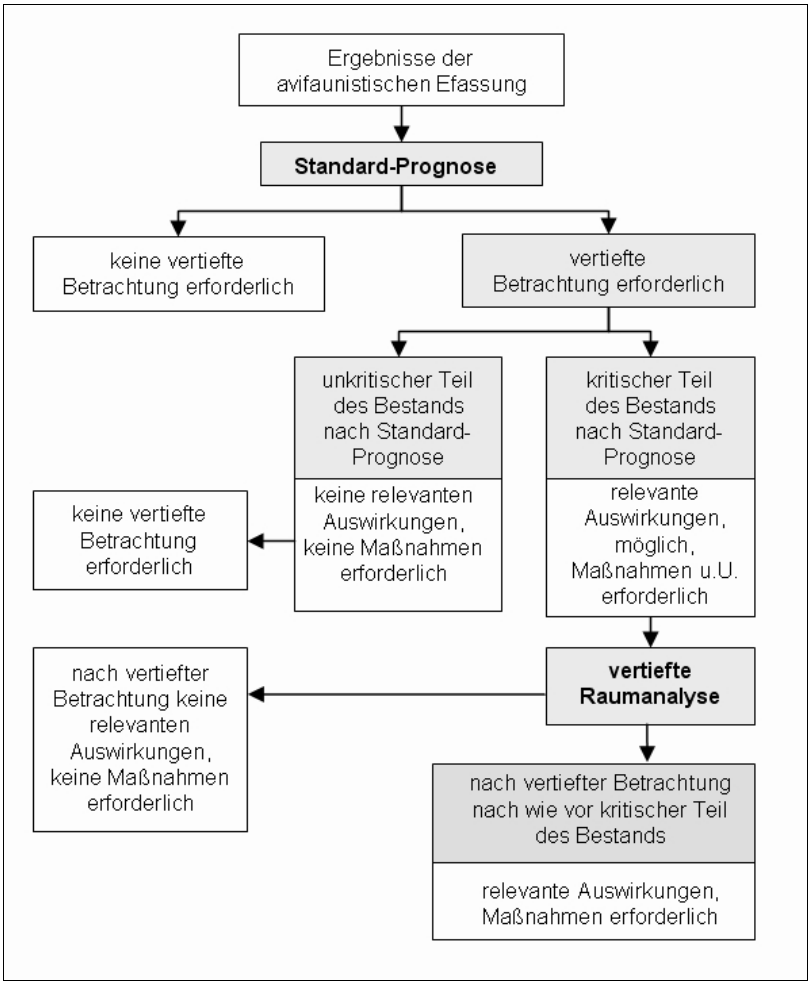



Abb. 8: Ablauf der Entscheidung für Standard-Prognose und vertiefte Raumanalyse

### 1.3.2 Standard-Prognose

Die Standard-Prognose ist für Neubau- und für Ausbauprojekte anwendbar. Die Vorgehensweise im Ausbaufall stellt eine Abwandlung des Neubaufalls dar und wird daher im Anschluss an die Vorstellung des Verfahrens erläutert (vgl. Kap. 1.3.2.2, S. 43).

#### 1.3.2.1 Vorgehensweise für Neubauprojekte

Die verschiedenen Störungen durch den Komplex Trasse + Verkehr lösen eine Abnahme der Habitateignung aus, die sich in einem Bestandsrückgang ausdrückt. Um diesen Rückgang zu prognostizieren werden folgende Eingangsdaten benötigt:

- Lage der Trasse
- Ergebnisse der Brutvogelerfassung. Die kartierten Brutvorkommen werden entsprechend ihrer Reviermittelpunkte in die Karte eingetragen, so wie sie nach ornithologischen Fachstandards definiert werden. Soweit bekannt werden die Brutplätze herangezogen.
- prognostizierte Verkehrsmenge bzw. die Isophonen der relevanten kritischen Schallpegel.

Die Ermittlung der betroffenen Vogelbestände wird im Regelfall für den gesamten Planungsabschnitt in einem Schritt ermittelt. In besonderen Situationen kann es sinnvoll sein, Unterabschnitte zu definieren. Dieses kann z. B. der Fall sein, wenn der Planungsabschnitt durch die Abfolge Offenland – Wald – Offenland geprägt ist und wenn der Waldabschnitt so groß ist, dass die beiden Offenlandbereiche aus avifaunistischer Sicht weitgehend eigenständige Einheiten bilden. Aufgrund der Mobilität der Vögel treten solche Situationen innerhalb der Planungsabschnitte von Straßenbauvorhaben normalerweise nicht ein.
Da für jeden gesondert betrachteten Bereich die Anzahl der ermittelten betroffenen Brutpaare aufgerundet wird (vgl. Beispiel auf folgender Seite), würde eine allzu feine Unterteilung des Planungsabschnitts zu einer nicht gerechtfertigten Erhöhung der Betroffenheiten führen.

Die Methode der Standard-Prognose wird im Folgenden an einem Beispiel erläutert. Die Prognose findet im gewählten Beispiel anhand einer Effektdistanz statt. Die Vorgehensweise ist bei Verwendung der Isophone eines kritischen Schallpegels vom Ansatz identisch. Anschließend werden weitere Beispiele für Brutvogelarten aus verschiedenen Gruppen vorgestellt. In allen Beispielen wird aus Platzgründen nur eine Straßenseite abgebildet. Die Berechnung wird für beide Straßenseiten durchgeführt.

Das Verfahren kann mit wenig Aufwand anhand einer Kartenskizze eingesetzt werden. Es eignet sich deshalb zur frühzeitigen Einschätzung eines eventuellen Kompensationsbedarfs und zur Entscheidung über die Notwendigkeit einer vertieften Betrachtung (vgl. Kap. 1.3.3).

**Standard-Prognose: Anwendungsbeispiel**

Bei dem Projekt handelt es sich um den Neubau einer Straße mit einer prognostizierten Verkehrsmenge von 25.000 Kfz/24h. Die Trasse streift eine halboffene Landschaft mit trockenen Sandböden. Dort kommt der Steinschmätzer als Brutvogel vor.

– **Schritt 1: Gruppenzugehörigkeit des Steinschmätzers**

  Aus der im Anhang der Arbeitshilfe beigefügten Gesamttabelle der Brutvögel geht hervor, dass der Steinschmätzer zur Gruppe 4 gehört.

– **Schritt 2: Prognose-Instrumente**

  Die relevanten Informationen für die Gruppe 4 finden sich im Kap. 1.2.4 (S. 21 ff.) der Arbeitshilfe.

  Für den Steinschmätzer wird eine Effektdistanz von 300 m angesetzt.

  Bei einer Verkehrsmenge von 25.000 Kfz/24h in den 100 m vom Fahrbahnrand aus ist von einem Bestandsrückgang um 60%, von 100 m bis 300 m (= Effektdistanz des Steinschmätzers) unm 20% auszugehen (Tab. 13, S. 21).

– **Schritt 3: Betroffene Brutpaare**

  Der kartierte Steinschmätzer-Bestand wird mit den relevanten Abstandszonen 0-100 m und 100-300 m überlagert. Wenn ein Reviermittelpunkt an der Grenze zwischen zwei Zonen unterschiedlicher Effektintensität liegt, wird er vorsorglich dem stärker gestörten Bereich zugeordnet.
  Anschließend wird der prognostizierte Bestandsrückgang ermittelt.

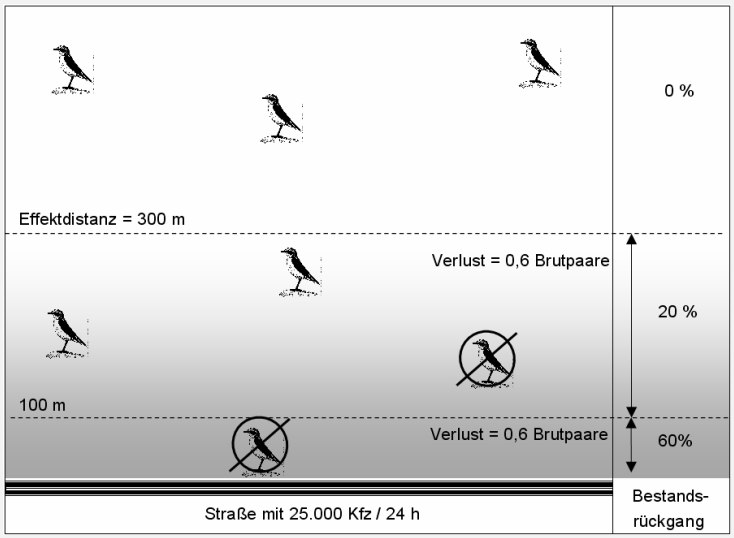



Abb. 9: Wirkungsprognose Steinschmätzer

**Hinweis**:
Die durchgekreuzten Vögel verdeutlichen den Bestandsrückgang, der sich aus der prognostizierten Abnahme der Habitateignung ergibt. Da bei der Standard-Prognose keine individuelle Betrachtung der einzelnen Brutreviere stattfindet, ist der Lage der durchgekreuzten Vögel zur Straße keine Bedeutung beizumessen.

In den ersten 100 m vom Fahrbahnrand aus kommt 1 Brutpaar vor. Bei einer Verkehrsmenge von 25.000 Kfz/24h ist von einem Bestandsrückgang von 60% auszugehen. Dieses bedeutet, dass rechnerisch 0,6 Brutpaare den betroffenen Raum verlassen werden.

Im Streifen von 100 m bis zur Effektdistanz von 300 m kommen 3 weitere Brutpaare vor. In dieser Zone ist die Effektintensität geringer. Der Bestandsrückgang wird mit 20% angesetzt. Von den 3 betroffenen Brutpaaren werden rechnerisch 0,6 Brutpaare den Raum verlassen.

Über die Effektdistanz hinaus ändert sich der Bestand nicht.

Der anzunehmende Bestandsrückgang beläuft sich auf 0,6 Brutpaare in den ersten 100 m und 0,6 Brutpaar bis zur Effektdistanz, also insgesamt 1,2 Brutpaare. Da es keine „0,2 Brutpaare“ gibt, wird in allen Fällen (d. h. auch bei Bruchzahlen kleiner als 0,5) aufgerundet.

**Ergebnis**

Insgesamt führt die störungsbedingte Abnahme der Habitateignung im dargestellten Beispiel zu einem Bestandsrückgang von 2 Steinschmätzer-Brutpaaren.

## Anwendungsbeispiele für Vogelarten aus verschiedenen Gruppen

### Gruppe 1

Für Brutvogelarten der Gruppe 1, deren Störungen anhand eines kritischen Schallpegels ermittelt werden, wird analog wie im Steinschmätzer-Beispiel vorgegangen. Die Differenzierung nach der Verkehrsmenge ist in der Berechnung des Schallpegels enthalten. Die Effektintensität wird artspezifisch nach Tab. 3 (S. 12) angesetzt.

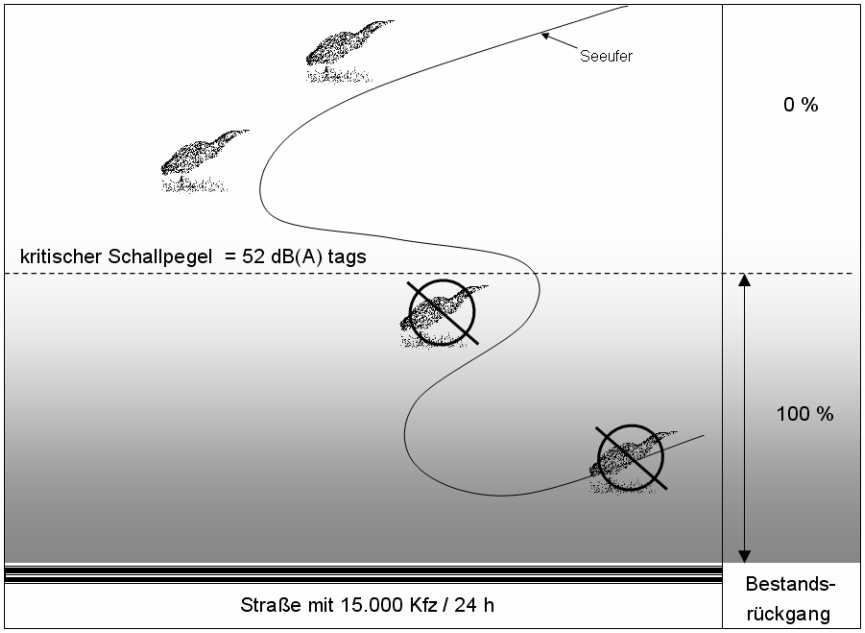



Abb. 10: Wirkungsprognose Große Rohrdommel

**Große Rohrdommel**

Für die Große Rohrdommel gilt ein kritischer Schallpegel von 52 dB(A) $_{tags}$. Sie gehört zu den störanfälligsten Arten. Die anzusetzende Effektintensität beträgt 100%.

Alle Brutpaare zwischen Straße und Grenzisophone werden voraussichtlich den Raum verlassen.

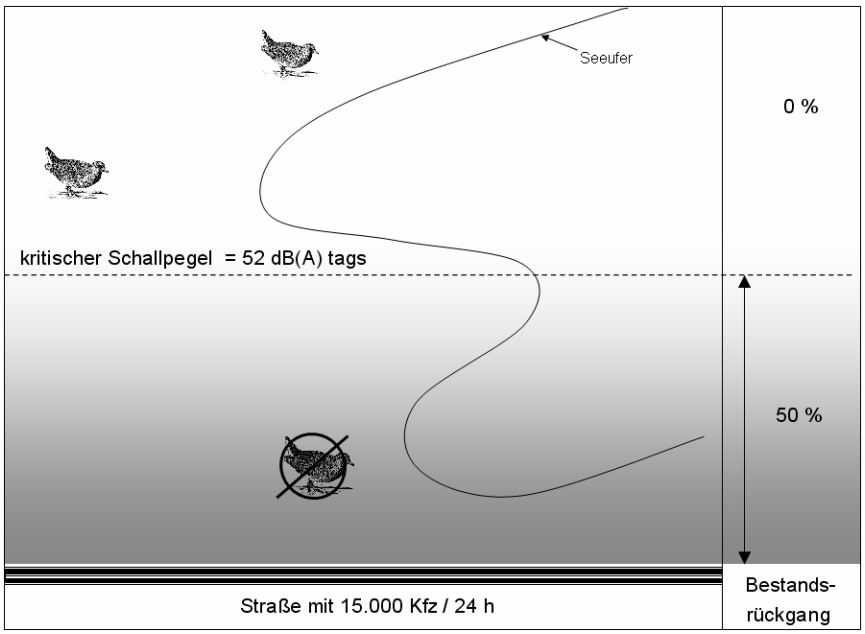



Abb. 11: Wirkungsprognose Tüpfelralle

**Tüpfelralle**

Für die Tüpfelralle gilt ein kritischer Schallpegel von 52 dB(A) $_{tags}$. Die anzusetzende Effektintensität beträgt 50%.

Rechnerisch würde ein halbes Brutpaar in der gestörten Zone verbleiben können. Da es in der Natur keine „halben“ Brutpaare gibt, wird das einzige vorkommende Brutpaar als Verlust bilanziert.

## Gruppe 2

Für Brutvogelarten der Gruppe 2 werden zur Prognose der kritische Schallpegel 58 dB(A) $_{tags}$ und die Effektdistanz der Art kombiniert. Zwei Grundsituationen können eintreten: Bei geringen Verkehrsmengen verläuft die 58 dB(A)-Isophone innerhalb der Effektdistanz, bei stärkeren Verkehrsmenge reicht die kritische Lärmbelastung über die Effektdistanz hinaus.

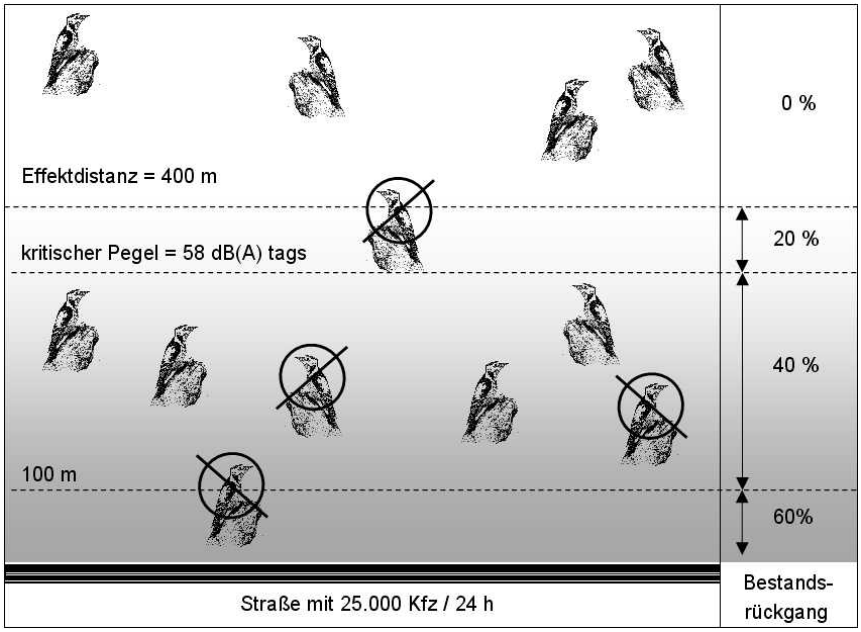



Abb. 12: Wirkungsprognose Mittelspecht

**Mittelspecht**

Für den Mittelspecht wird unabhängig von der Verkehrsstärke eine Effektdistanz angesetzt. Die Intensität des Bestandsrückganges nimmt mit dem Verkehrslärm zu.

Im ersten 100 m-Streifen ergibt sich rechnerisch ein Verlust von 0,6 Brutpaaren. Von den 6 Brutpaaren zwischen 100 m und der 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone sind rechnerisch 2,4 Paare, im Bereich zwischen Isophone und Effektdistanz 0,2 Brutpaar betroffen. Der gesamte Bestandsrückgang beläuft sich auf rechnerisch 3,2 Brutpaare, aufgerundet auf 4 Brutpaare.

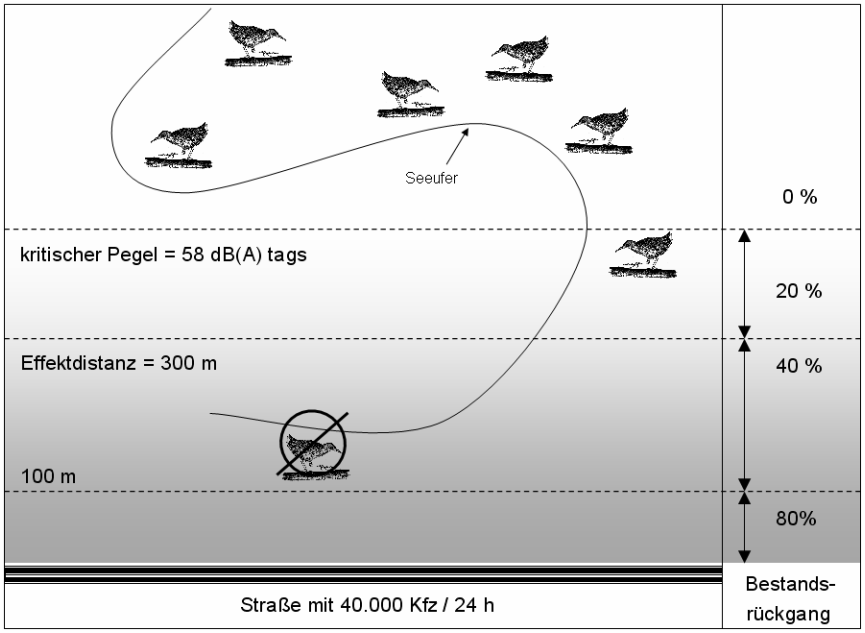



Abb. 13: Wirkungsprognose Wasserralle

**Wasserralle**

Im abgebildeten Beispiel verläuft die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone jenseits der Effektdistanz für die Wasserralle.

Die Ermittlung des Bestandsrückgangs erfolgt auf die gleiche Weise wie im Fall des Mittelspechtes.
Er beläuft sich auf rechnerisch 0,6 Brutpaare (0,4 Brutpaar zwischen 100 m und der Effektdistanz und 0,2 Brutpaare zwischen der Effektdistanz und der 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone), aufgerundet auf 1 Brutpaar.

## Gruppe 3

Für Brutvogelarten der Gruppe 3 werden zur Prognose die Effektdistanz der Art und der kritische Schallpegel 55 dB(A) $_{tags}$ kombiniert.

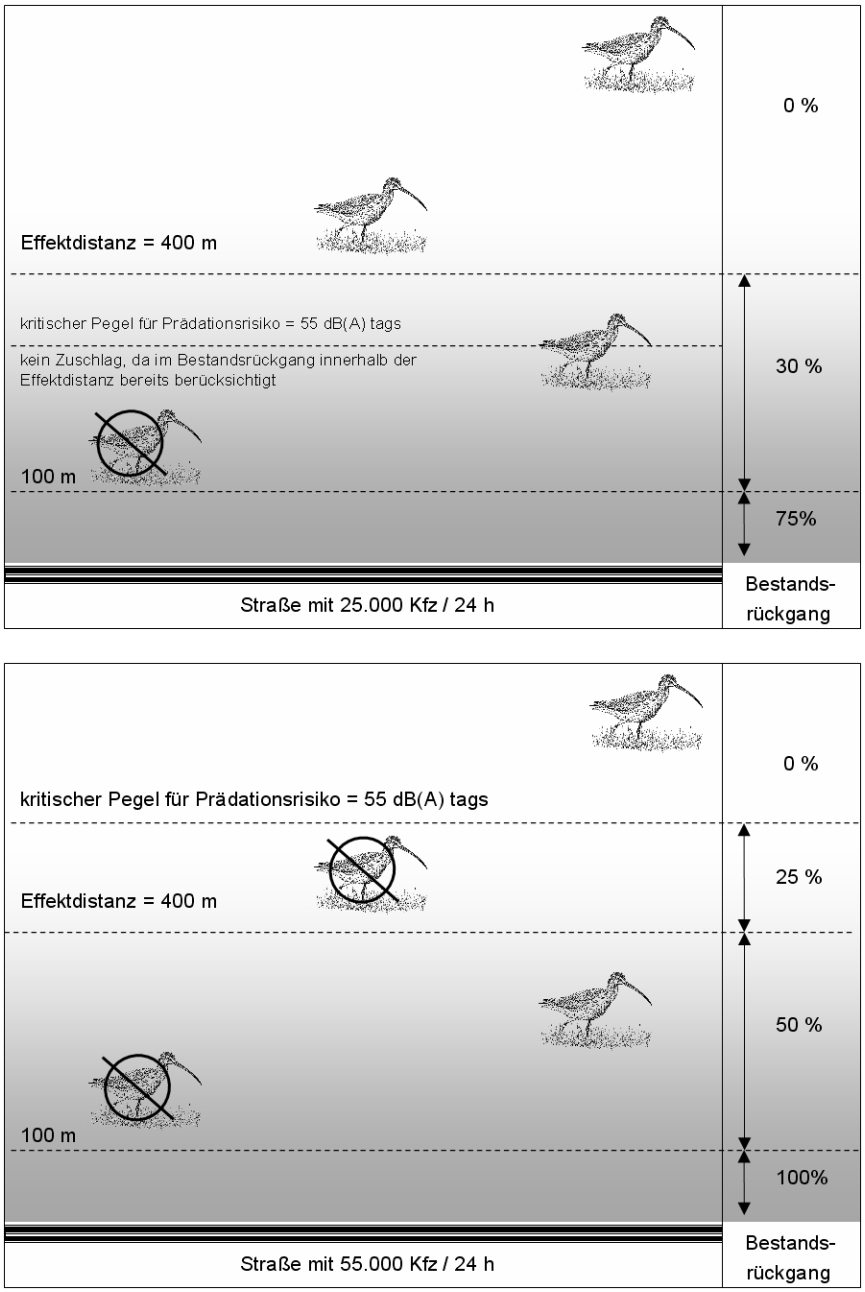



Abb. 14: Wirkungsprognose Großer Brachvogel

**Großer Brachvogel**

Der Große Brachvogel gehört zu den Offenlandarten mit den größten Effektdistanzen.
Bei Verkehrsmengen über 20.000 Kfz/24h besteht zudem ein lärmbedingt erhöhtes Prädationsrisiko, wenn der Schallpegel 55 dB(A) $_{tags}$ überschreitet.

Zwei Brutpaare kommen im Bereich zwischen 100 und 400 m (Effektdistanz) vor. Rechnerisch ergibt sich ein Verlust von 0,6, also von einem Brutpaar. Bei 25.000 Kfz/24h verläuft die 55 dB(A) $_{tags}$-Isophone innerhalb der Effektdistanz. Es wird kein zusätzlicher Bestandsrückgang über die Effektdistanz hinaus bilanziert.

Bei einer Verkehrsmenge über 50.000 Kfz/24h ist die Effektintensität innerhalb der Effektdistanz höher.

Der Abstand der 55 dB(A) $_{tags}$-Isophone zur Straße ist größer als die Effektdistanz. Im Streifen zwischen Effektdistanz und 55 dB(A) $_{tags}$-Isophone kommt ein Brutpaar vor, das als Verlust bilanziert wird.
Insgesamt werden zwei Brutpaare den Raum verlassen.

Das Beispiel des Großen Brachvogels verdeutlicht, dass die Aufrundung des rechnerisch ermittelten Bestandsrückgangs auf ganze Brutpaare zu einer strengen Einschätzung der Betroffenheit von Arten mit geringen Siedlungsdichten führt. Geringe Dichten können sich zum einen aus dem von Natur aus großen Raumbedarf einer Art ergeben. Vogelarten, die auf besondere Habitate angewiesen sind und solche Standorte zudem großflächig brauchen, sind in der heutigen Landschaft meistens gefährdet. Zum anderen können geringe Siedlungsdichten auf den ungünstigen Erhaltungszustand von Arten zurückzuführen sein. In beiden Fällen ist eine überdurchschnittliche Störanfälligkeit nicht auszuschlie-

ßen, insbesondere wenn die Bestandsgrößen für ein langfristig stabiles Vorkommen nur knapp bzw. nicht mehr ausreichen. Bei geringen Dichten sind die einzelnen männlichen Vögel darauf angewiesen, die maximale Reichweite ihrer Rufe und Gesänge auszuschöpfen, um eine reelle Chance zu haben, ein Weibchen auf sich aufmerksam zu machen. Bei hohen Dichten ist dagegen die Wahrscheinlichkeit höher, dass Vögel beider Geschlechter in einem Gebiet vertreten sind und trotz starker Verlärmung zueinander finden. Dem potenziellen und nicht genau quantifizierbaren Anteil des Lärms an den Effektdistanzen wird dadurch Rechnung getragen.

### Gruppen 4 und 5

Der Bestandsrückgang der Arten der Gruppen 4 und 5 werden anhand der artspezifischen Effektdistanzen (Gruppe 4) bzw. der artspezifischen Fluchtdistanzen und Störradien (Gruppe 5) prognostiziert.

Am Beispiel des Steinschmätzers (vgl. S. 38) wurde die Vorgehensweise erläutert. Die Feldlerche und der Kranich (Gruppe 4) stellen mit ihren Effektdistanzen von 500 m unter den Arten der Gruppe 4 einen Sonderfall dar. Die Effektintensität wird nach drei Zonen differenziert. Die Ermittlung des Bestandsrückgangs findet ansonsten nach demselben Grundprinzip statt.

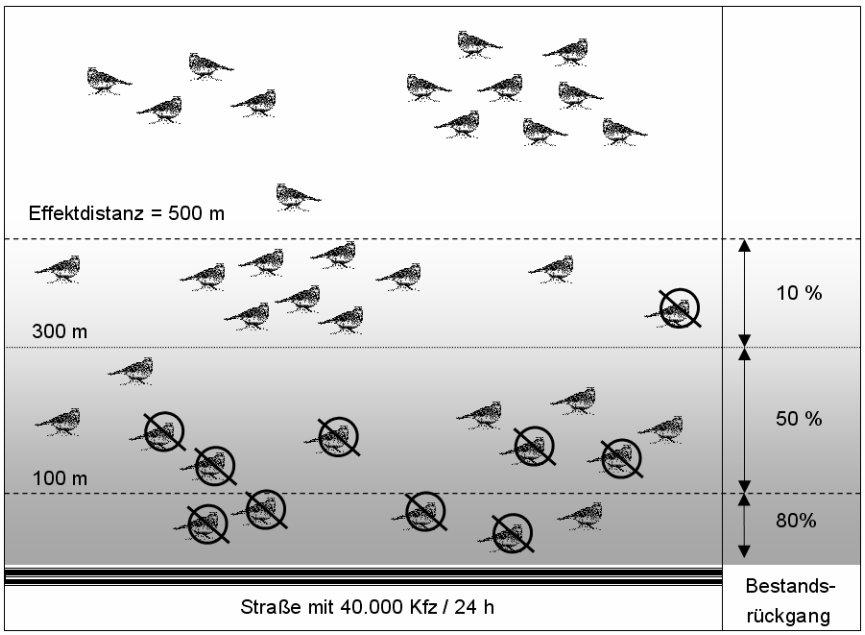



Abb. 15: Wirkungsprognose Feldlerche

**Sonderfall Feldlerche**

Die 4 Brutpaare aus den ersten 100 m sowie 5 Brutpaare aus dem Bereich 100-300 m werden als Verlust bilanziert. Aufgrund der abnehmenden Effektintensität ist von den 10 Brutpaaren aus dem Bereich 300 - 500 m nur 1 Brutpaar betroffen.
Insgesamt ergibt sich ein Rückgang von 10 Brutpaaren.

**Gruppe 6: Rastvögel**

Die Größe der Rastvögelbestände auf einer gegebenen Fläche variiert im Stunden-, Tages- und Jahresrhythmus sehr stark. Für die Wirkungsprognose und für die Ermittlung von Maßnahmen stellt daher die Anzahl der vorkommenden Vögel keine geeignete Bezugsgröße dar. Die verkehrsbedingte Störung wird deswegen anhand der betroffenen Fläche ausgedrückt, die sich unter Heranziehung der in Tab. 20 (S. 32) genannten Störradien ergibt. Wird die Fläche von gemischten Trupps mehrerer Arten genutzt, dann wird der Störradius der scheuesten Art herangezogen. Die Abnahme der Habitateignung wird nach Tab. 21 (S. 32) abgeleitet.

**Beispiel**

Ein großes Grünlandgebiet wird als Rastplatz von Bläss-, Grau- und Weißwangengänsen regelmäßig genutzt. Der Verkehr auf einer geplanten Bundesstraße wird Störungen der Rastvögel auslösen. Fuß- und Radwege sind nicht vorgesehen. Unter Berücksichtigung des Störradius der scheuesten Art (Weißwangengans: 500 m) wird eine 100 ha große Teilfläche betroffen sein. Die Abnahme der Eignung als Rastplatz beträgt 75% (Tab. 21, S. 32). Als Flächenäquivalent ausgedrückt ergibt sich ein Funktionsverlust, der einer Fläche von 75 ha entspricht.

#### 1.3.2.2 Einsatz der Standard-Prognose in Ausbauprojekten

Wenn eine vorhandene Straße ausgebaut wird, steht der Wirkraum des Vorhabens unter der Belastung des aktuellen Verkehrs. Es ist davon auszugehen, dass der Vogelbestand, der im Rahmen der Ausbauplanung erfasst wird, auf diese Vorbelastung eingestellt ist. Nicht selten setzt sich die Vorbelastung aus weiteren Störquellen (weitere Straßen, Eisenbahnen, Land- und Freizeitnutzungen usw.) zusammen, deren Einfluss sich ebenfalls im Ist-Zustand manifestiert. Entscheidend für die Beurteilung der Folgen des Ausbaus sind deshalb die ausbaubedingten Veränderungen des Ist-Zustands. Sie betreffen in erster Linie die auszubauende Straße. Wenn der Ausbau zu Verlagerungen des Verkehrs führt, können sich in den Wirkräumen weiterer Straßen Zu- bzw. Abnahmen der verkehrsbedingten Störungen ergeben, die ebenfalls mit Hilfe der Standard-Prognose eingeschätzt werden können.

Bezüglich der Unterteilung des betrachteten Planungsabschnitts in avifaunistisch eigenständige Einheiten gelten die gleichen Hinweise wie für Neubauprojekte (vgl. S. 37).

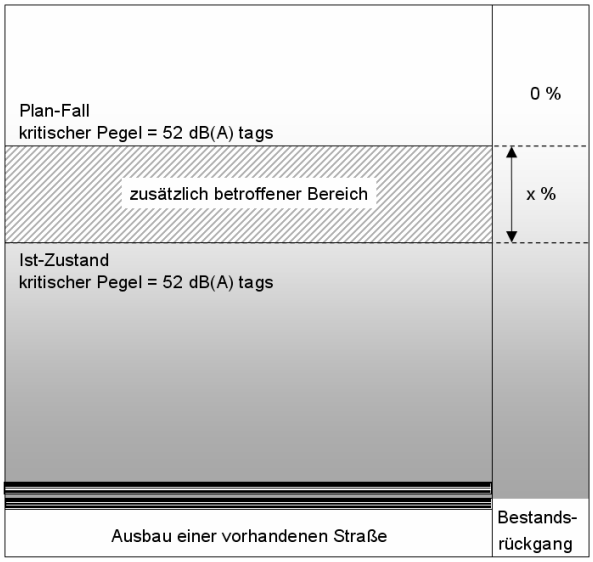
**Ausbau ohne Zunahme der Verkehrsmenge**

In manchen Fällen findet ein Ausbau ohne Zunahme der Verkehrmenge statt, z. B. zur Behebung von Unfallschwerpunkten, zur Verbreiterung von Fahrstreifen oder zum Bau eines Radweges. In solchen Fällen bleibt die Lärmbelastung unverändert. Die Effektdistanzen, die vom Fahrbahnrand abgemessen werden, verlagern sich entsprechend der Ausbaubreite (Abb. 17, rechts, S. 45).

Wenn ein Fuß- und Radweg an einer bestehenden Straße gebaut wird, kann sich in Offenlandgebieten mit Vorkommen von Wiesenvögel, Kranichen oder Rastvögeln eine neuartige Störungsqualität ergeben. Es ist zu prüfen, ob der Ausbau eine substanzielle Zunahme des Rad- und Wanderverkehrs auslösen wird. Ggf. sind veränderte Störintensitäten gemäß Tab. 12 (S. 21) und Tab. 15 (S. 24) zu berücksichtigen.

**Ausbau mit Zunahme der Verkehrsmenge**

In den meisten Fällen wird eine Straße ausgebaut, um eine prognostizierte Verkehrszunahme zu bewältigen.




Mit der Zunahme des Verkehrs geht eine Verlagerung der Isophone des zur Beurteilung herangezogenen kritischen Schallpegels einher.

Für die Arten der Gruppen 1, 2 und 3 nimmt die Breite des betroffenen Bereichs mit der Verkehrsmenge zu. Die im zusätzlich betroffenen Bereich vorkommenden Brutpaare werden entsprechend des für die Art geltenden prozentualen Bestandsrückgangs nach der Standard-Prognose ermittelt.

Abb. 16: Wirkungsprognose bei Verlagerung der Isophone des kritischen Schallpegels im Ausbaufall

Die 100 m-Linie und die Effektdistanzen verschieben sich entsprechend der Ausbaubreite. Im Fall eines einseitigen Ausbaus ist zu beachten, dass sie sich nur zu einer Straßenseite verlagern. Die Breite des betroffenen Bereichs nimmt vergleichsweise wenig zu, führt aber im Regelfall zu einer Verlagerung der an der Trasse angrenzenden 100 m-Zone, in der die stärkste Bestandsreduktion anzunehmen ist. Die in Prozent ausgedrückten Effektintensitäten nehmen mit der Verkehrsmenge zu, allerdings nicht gleichmäßig, sondern entsprechend der definierten Klassen der Verkehrsmenge (vgl. Kap. 1.1.5, S. 9). Daraus folgt, dass eine stärkere Effektintensität erst beim Wechsel in die nächst höhere Klasse berücksichtigt wird.

Die Vorbelastung durch die bestehende Straße drückt sich bereits in den Bestandszahlen der Brutpaare aus. Um die zusätzliche Belastung durch den zunehmenden Verkehr sachgerecht zu beurteilen, ist die zusätzliche Minderung der Habitateignung zu ermitteln.

Hierbei ist zu beachten, dass die Prozentwerte in den Tabellen aus Kap. 1.2 (S. 12 ff.) die Bestandsabnahmen für einen Neubau, d. h. für den Wechsel von einem unbelasteten zu einem trassennahen Zustand, ausdrücken. Gemäß Tab. 13 (S. 21) führt beispielsweise der Neubau einer Straße mit 15.000 Kfz/24h in der Zone von 0 bis 100 m vom Fahrbahnrand zu einem Bestandsrückgang von 40%, der Neubau einer Straße mit 25.000 Kfz/24h zu einem Bestandsrückgang von 60%. Da im Ausbaufall die vorhandene Straße bereits zu einem Bestandsrückgang geführt hat, ergibt sich die ausbaubedingte Bestandsabnahme vereinfachend aus der Differenz zwischen dem zukünftigen Bestandsrückgang bei höherer Verkehrsmenge (= Plan-Fall) und dem bereits erfolgten Bestandsrückgang (= Ist-Zustand), in diesem Fall 60% – 40% = 20%.

Bei einem Ausbau mit Verlagerung der Wirkzonen und mit Wechsel der Verkehrsmengenklasse wird die ausbaubedingte Abnahme der Habitateignung wie im Beispiel aus Tab. 22 (S. 45) ermittelt. Die Effektdistanzen und die Prozentwerte für die jeweiligen Verkehrsmengen sind den entsprechenden Tabellen aus Kap. 1.2 zu entnehmen.

Die Prozentwerte, die sich aus der Differenz zwischen Plan-Fall und Ist-Zustand ergeben, werden zur Ermittlung des Bestandsrückgangs nach derselben Methode eingesetzt, die am Beispiel einer Neubausituation auf S. 38 (Beispiel Steinschmätzer) bereits beschrieben wurde. Die Berechnung erfolgt auf der Grundlage des Vogelbestands, der im Ist-Zustand vor dem Ausbau erfasst wurde.

Tab. 22: Überschlägige Ermittlung der ausbaubedingten Abnahme der Habitateignung (Beispiel)

| | Abnahme Habitateignung | | | ausbaubedingter Bestandsrückgang [% des Bestands im Ist-Zustand] |
|---|---|---|---|---|
| | Ist-Zustand 15.000 Kfz/24h | Plan-Fall 25.000 Kfz/24h | Differenz | |
| vom bisherigen bis zum neuen Fahrbahnrand | Überbauung | | | 100% |
| vom neuen Fahrbahnrand bis zur alten 100 m-Linie | 40% | 60% | 20% | 20% |
| Verschiebungszone der 100 m-Linie von ihrer alten in ihre neue Lage | 10% | 60% | 50% | 50% |
| von der neuen 100 m-Linie bis zur alten Effektdistanz-Linie | 10% | 20% | 10% | 10% |
| Verschiebungszone der Effektdistanz-Linie von ihrer alten in ihre neue Lage | 0% | 20% | 20% | 20% |
| über die neue Effektdistanz-Linie hinaus | 0% | 0% | 0% | 0% |

Aus Abb. 17 wird ersichtlich, in welchen Bereichen zusätzliche, ausbaubedingte Störungen durch den Verkehr eintreten können. In den schraffierten Bereichen werden die betroffenen Brutpaare entsprechend des für die jeweilige Verkehrsmengenklasse geltenden prozentualen Bestandsrückgangs unter Berücksichtigung der Vorbelastung nach der Standard-Prognose ermittelt.

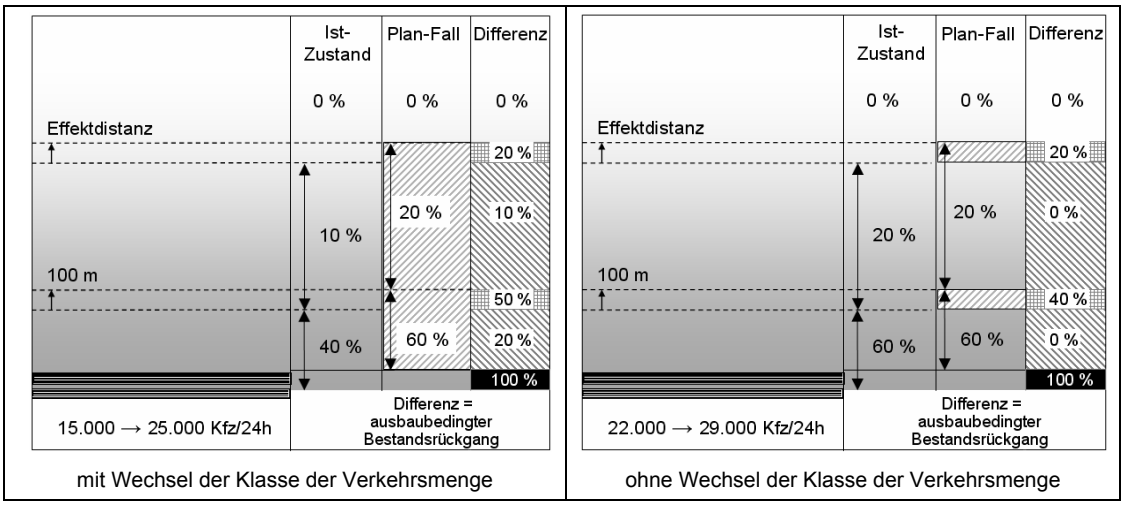



Abb. 17: Wirkungsprognose anhand von Effektdistanzen im Ausbaufall

Im Extremfall wird bei einseitigem Ausbau auf der nicht in Anspruch genommenen Seite für eine Verkehrszunahme von 31.000 auf 49.000 Kfz/24h keine zusätzliche Betroffenheit der Vogelarten der Gruppen 4, 5 und 6 prognostiziert. Dieses mag zunächst aus der Sicht des Vogelschutzes zwar unbefriedigend erscheinen, führt aber aus folgenden Gründen zu keinen relevanten Fehleinschätzungen:

- Nur für Arten der Brutvogelgruppen 4 und 5 sowie für Rastvögel (Gruppe 6) basiert die Wirkungsprognose ausschließlich auf Effektdistanzen. Der Verkehrslärm beeinflusst das räumliche Verteilungsmuster weniger als andere Faktoren, die anhand der Effektdistanz bewertet werden.

- Für die besonders lärmempfindlichen Arten der Gruppe 1 wird der kritische Schallpegel als Beurteilungsinstrument herangezogen. Für die Arten der Gruppen 2 und 3 werden kritische Schallpegel und Effektdistanzen kombiniert.
- Das im FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ und in anderen Studien empirisch festgestellte Verteilungsmuster der Brutvogelgruppen 4 und 5 sowie der Rastvögel belegt ihre relative Toleranz gegenüber stark befahrenen Straßen.
- In den Effektdistanzen manifestieren sich landschaftsverändernde Wirkungen der Straße wie Zerschneidung sowie Veränderungen der Vegetation und der Vogelgemeinschaft. Diese Effekte gehen bereits von der vorhandenen, auszubauenden Straße aus und nehmen aus der Sicht der Avifauna erst beim Sprung von zwei auf vier Fahrstreifen, bzw. von vier auf sechs und mehr Fahrstreifen substanziell zu. Die Klassen der Verkehrsmenge sind dementsprechend definiert worden.
- Das Kollisionsrisiko der am stärksten betroffenen Arten wie Eulen, Greife und Ziegenmelker (vgl. Tab. 2, S. 10) wird durch das Verfahren nicht abgedeckt und ist im Einzelfall zu beurteilen.

**Exkurs: Begründung für das Rechenverfahren im Ausbaufall**

Die Differenzbildung von %-Werten ist zwar mathematisch nicht korrekt, nach Prüfung anderer Rechenwege wurde diese einfache Lösung aus folgenden Gründen dennoch gewählt:

Nicht nur der Verkehr, sondern auch die Trasse selbst verändern die Landschaft und das Besiedlungspotenzial für Vögel. Es ist daher zu erwarten, dass der Ausbau einer Straße mit 20.000 Kfz/24h auf 40.000 Kfz/24h in der Regel geringere Auswirkungen haben wird als der Neubau einer Straße mit 40.000 Kfz/24h durch eine bislang von Straßen unbeeinflusste Landschaft.

Der ausgewertete Datensatz aus dem FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ (Garniel et al. 2007) basiert auf einer Analyse der Vogelvorkommen entlang von bestehenden Straßen. In den ermittelten Prozentwerten, die in der vorliegenden Arbeitshilfe zur Abnahme der Habitateignung herangezogen werden, spiegeln sich die Auswirkungen von Trasse und Verkehr unzertrennlich wider. Die Prozentwerte sind daher zur Beurteilung von Ausbauvorhaben nur eingeschränkt geeignet. Da in der Regel keine Monitoring-Untersuchungen nach dem Ausbau von Straßen durchgeführt werden, stehen keine Daten zur Verfügung, aus denen ausbauspezifische Auswirkungen ermittelt werden könnten. In Ermangelung geeigneter Daten musste ein Verfahren entwickelt worden, das auf der Grundlage der zur Verfügung stehenden Daten eine Beurteilung der Ausbaufolgen ermöglicht. Im Betreuungsausschuss, in dem Mitglieder verschiedener Institutionen von Bund und Ländern die Entstehung der Arbeitshilfe begleiteten, wurden verschiedene Vorgehensweisen diskutiert. So wurde die Möglichkeit geprüft, den Vogelbestand im Ist-Zustand (z. B. 20.000 Kfz/24h) auf einen hypothetischen Null-Zustand ohne Straße zurückzurechnen, indem der kartierte Ist-Bestand um den durch die vorhandene Straße hervorgerufene Bestandsrückgang gedanklich ergänzt wird. Anschließend ließen sich theoretisch die Auswirkungen einer Verkehrsmenge von 40.000 Kfz/24h (Ist-Zustand: 20.000 Kfz/24h + ausbedingte Verkehrszunahme: 20.000 Kfz/24h) auf den hochgerechneten Vogelbestand wie beim Neubau ermitteln. Diese Vorgehensweise ist jedoch u. .a. aus folgenden Gründen problematisch:

- Zum einen stellt die Rekonstruktion des Vogelbestands ohne Straße durch Hochrechnung des Ist-Zustands an einer bestehenden Straße aus ornithologischer Sicht ein sehr spekulatives Unterfangen dar.
  Vögel mit territorialem Verhalten lassen sich nicht beliebig im Raum verdichten. Es ist daher nicht sicher, dass ein „Ausschalten“ der trassen- und verkehrsbedingten Störungen immer mit einer Bestandszunahme einhergehen würde: Wenn im Wirkraum einer bestehenden Straße ein Schwarzspecht-Revier nachgewiesen wurde, lässt sich daraus nicht ableiten, dass vor dem Bau der Straße zwei Schwarzspecht-Brutpaare im selben Raum vorkamen. Vogelarten, die im Ist-Zustand die Straßensäume besiedeln, hätten z. B. in einem geschlossenen Wald ohne Straße keine Ansiedlungsmöglichkeiten und müssten bei der Ermittlung des Null-Zustands „weggedacht“ werden. Die Behelfgröße des theoretischen Zustands ohne Straße würde für solche Arten, die durchaus von der ausbaubedingten Zunahme des Verkehrs gestört werden könnten, in die Leere führen, weil es sie am Standort vor dem Bau der auszubauenden Straße am Standort noch nicht gab.

Diese wenige Beispiele machen deutlich, dass die rechnerische Hilfskonstruktion des Null-Zustands ohne Straße die Gefahr birgt, die Wirkungsprognose auf einer aus ornithologischer Sicht spekulativen und in vielen Fällen wirklichkeitsfremden Verzerrung der Kartierdaten zu gründen.

– Als weiterer Nachteil dieses Ansatzes liegt darin, dass Neu- und Ausbau dabei gleichgestellt werden. Die landschaftsverändernden Auswirkungen der Straße (Zerschneidung, Entstehung neuer Säume, Veränderungen der Lebensgemeinschaften usw.) gehen im Neubaufall einmal ein, würde aber im Ausbaufall *de facto* zweimal in die Rechnung eingehen, weil der Ausbau wie zwei Neubauphasen behandelt wird. Wie Testberechnungen ergeben haben, führt dieses zu einer systematischen Überschätzung der Folgen des Ausbaus und dementsprechend zu einem im Verhältnis zum Neubau zu hohen Ausgleichsbedarf für Ausbauvorhaben, obwohl diese meistens einen geringeren Landschaftsverbrauch auslösen als Neubauvorhaben.

Andere Rechenvorgänge, die den Anspruch der arithmetischen Korrektheit genügen, haben sich aufgrund ihrer Komplexität als wenig praxistauglich erwiesen. In verschiedenen getesteten Situationen zeigte sich, dass sich rechnerische Ungenauigkeiten wegen der vorsorglichen Aufrundung auf ganze Brutpaare ohnehin relativieren. Die %-Werte der Standard-Prognose stellen ohnehin Approximationen dar, die zur einfachen Einschätzung der Folgen von Verkehrsvorhaben beitragen sollen. Obwohl sie prinzipiell nicht mathematisch korrekt ist, erfüllt die vorgeschlagene Methode diesen Zweck, indem sie eine rasche und plausible Einschätzung der Ausbaufolgen im Verhältnis zum Neubau ermöglicht. Aus diesem Grund wurde einem praxistauglichen Ergebnis den Vorrang vor der mathematischen Eleganz eingeräumt.
Des weiteren führt diese Entscheidung vor Augen, dass das Zahlenwerk der Arbeitshilfe keinen Anspruch darauf erhebt, ein mathematisch ausgefeiltes Verfahren zu sein. Der arithmetische Pferdefuß entfaltet eine nicht unerwünschte Signalwirkung, indem er darauf hinweist, dass es nicht primär um das Rechnen an sich, sondern in erster Linie um Vögel und plausible Ergebnisse geht.

### 1.3.3 Vertiefte Raumanalyse

#### 1.3.3.1 Grundprinzip

In der vertieften Raumanalyse wird überprüft, ob die Standard-Prognose im konkreten Fall zu einer Überschätzung des tatsächlichen Störpotenzials führt. Eine solche Überprüfung kann deshalb angebracht sein, weil die anhand der Orientierungswerte ermittelten Bestandsrückgänge auf allgemein einsetzbaren und deshalb konservativen Annahmen basieren, die die Besonderheiten der betroffenen Landschaft außer Acht lassen. Aus der folgenden Grafik wird ersichtlich, dass das Störpotenzial einer Straße von ihrer landschaftlichen Einbindung geprägt wird. Eine unreflektierte Anwendung von Effektdistanzen kann daher zu fehlerhaften Ergebnissen führen.

**Beispiel Feldlerche**

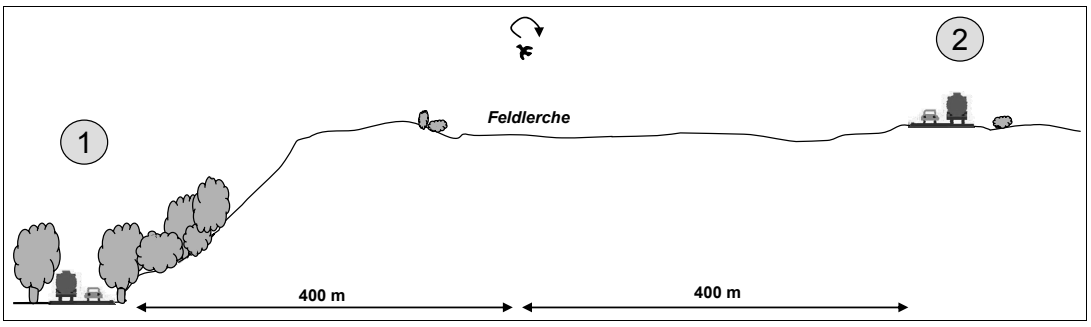
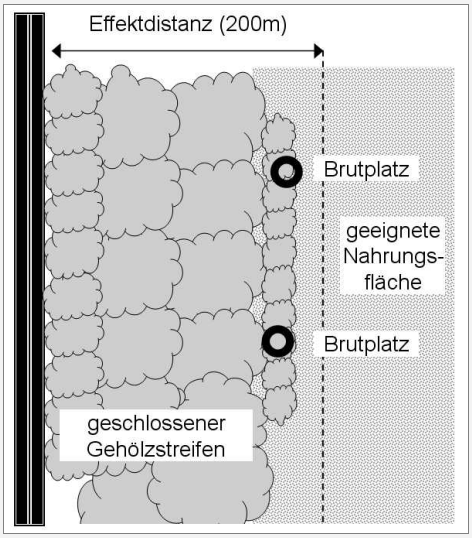



Abb. 18: Landschaftsabhängige Betroffenheit der Feldlerche

Die Feldlerche reagiert auf optische Störreize, indem sie zu Störquellen und potenziellen Gefahren einen sehr großen Sicherheitsabstand einhält. Die Straße 1 verläuft im Tal und ist für die Feldlerche, die auf der oben angrenzenden Hochfläche brütet, auch im Singflug nicht sichtbar. Obwohl der Abstand zwischen Straße und Brutrevier mit 400 m geringer ist als die artspezifische Effektdistanz von 500 m, kann in diesem Fall ein relevanter Einfluss der Straße 1 ausgeschlossen werden. Die Straße 2 verläuft auf einer ausgeräumten Hochfläche. Der Verkehr ist vom Feldlerchenrevier uneingeschränkt wahrnehmbar. In diesem Fall besteht kein Anlass, eine Störwirkung auszuschließen. Obwohl der Abstand beider Straßen zum Feldlerchenrevier identisch ist (400 m) und unterhalb der artspezifischen Effektdistanz (500 m) liegt, stellt sich beim näheren Hinsehen eine unterschiedliche Betroffenheit heraus.

**Beispiel Neuntöter**




Eine Straße mit einer prognostizierten Verkehrsmenge von 25.000 Kfz/24h wird eine große halboffene Landschaft mit Brutvorkommen des Neuntöters streifen. 15 Neuntöter-Brutpaare sind in einem Abstand von 100 bis 200 m von der geplanten Straße festgestellt worden. Weitere Brutpaare, die außerhalb der Effektdistanz der Art (200 m) vorkommen, sind nicht betroffen.

Nach näherer Betrachtung der räumlichen Anordnung der für Neuntöter relevanten Landschaftselemente stellt sich heraus, dass die Brutplätze von 5 Paaren vor optischen Störwirkungen durch den Verkehr sehr gut abgeschirmt sind: Der Streifen zwischen Trasse und Brutplätzen wird größtenteils von einem geschlossenen Gehölzbestand eingenommen, der keine Habitatfunktion für Neuntöter besitzt. Die von den Neuntötern nutzbaren Nahrungsflächen liegen fast vollständig außerhalb der Effektdistanz der Art.

In diesem konkreten Fall kann für 5 Neuntöter-Reviere eine relevante Betroffenheit ausgeschlossen werden, obwohl sie teilweise innerhalb der Effektdistanz liegen. Die übrigen 10 Brutpaare nutzen dagegen Flächen, die schwerpunktmäßig von der Straße nicht abgeschirmt sein werden und in einem Abstand von 100 bis 200 m liegen werden. Für diese 10 Brutpaare ist nach wie vor von einer Betroffenheit auszugehen.

Der Neuntöter gehört zur Gruppe 4. Bei einer Verkehrsmenge von 25.000 Kfz/24h ist im Streifen von 100 bis 200 m mit einer Abnahme der Habitateignung und damit einhergehend von einem Bestandsrückgang um 20% auszugehen (vgl. Tab. 13, S. 21).
Nach vertiefter Betrachtung verbleibt eine Betroffenheit für 10 Brutpaare, sodass mit der Aufgabe von 2 Revieren zu rechnen ist.

Ohne vertiefte Raumanalyse hätte sich nach Standard-Prognose auf der Basis von 15 möglicherweise betroffenen Brutpaaren ein Bestandsrückgang von 3 Brutpaaren ergeben.

Abb. 19: Beispiel für eine vertiefte Raumanalyse für ein Neuntöter-Vorkommen

Auch bei vertiefter Raumanalyse ist eine festgestellte Betroffenheit nicht zwangsläufig mit einem Brutpaarverlust gleichzusetzen, da sich sonst nach der Einzelbetrachtung aller Brutpaare Verlustraten von nahezu 100% ergeben würden, auch dort, wo nach Standard-Prognose eine Minderung der Habitateignung von beispielsweise nur 20% zu erwarten ist.

Avifaunistische Kartierungen belegen, dass straßennahe Räume selten vogelleer sind. Dieses liegt u. a. daran, dass ein gestörter, aber konkurrenzärmerer Raum aus der Sicht der ausharrenden Brutpaare durchaus attraktiv sein kann: Die Konkurrenz um Nahrung und aggressive Auseinandersetzun-

gen mit unmittelbaren Nachbarn (z. B. zur Revierverteidigung) sind dort geringer als in optimalen Habitaten. Aus der Sicht des einzelnen Brutpaars fällt eine solche Kosten-Nutzen-Bilanz allerdings nur bei reduzierter Siedlungsdichte positiv aus.

Bei der vertieften Betrachtung wird **jedes einzelne Brutpaar** individuell behandelt. Für jedes Brutpaar wird begründet, weshalb in der konkreten Situation eine Betroffenheit anzunehmen ist bzw. ausgeschlossen wird. Die angeführten Gründe können sowohl von der Biologie der Art als auch von den Besonderheiten der betroffenen Landschaft herrühren.

Die Analyse des Einzelfalls steht im Mittelpunkt. Eine starre Normierung der Argumentation ist deshalb nicht möglich. Daraus folgt, dass ein hoher Anspruch an die Nachvollziehbarkeit der Ergebnisherleitung zu stellen ist. Die Verpflichtung, für jedes nach Begutachtung für nicht betroffen befundenes Brutpaar eine transparente Begründung zu liefern, macht das Ergebnis einer unmittelbaren Überprüfung durch sachkundige Dritte zugänglich. Dieses trägt zur Rechtssicherheit des Ergebnisses bei. Im Vergleich zur Standard-Prognose basiert die vertiefte Analyse auf einer genaueren Datengrundlage und erfordert einen höheren ornithologischen Sachverstand.

**Anwendung der Orientierungswerte aus der Standard-Prognose**

Eine Veränderung der Orientierungswerte (z. B. von 50% auf 20%, Verlagerung der Effektdistanz von 300 m auf 200 m) und eine pauschale Anwendung von reduzierten oder erhöhten Werten auf den gesamten betroffenen Bestand sind **nicht** zulässig. Bei der vertieften Raumanalyse werden nicht die Orientierungswerte modifiziert, sondern die Anzahl der betroffenen Brutpaare (vgl. oben Abb. 19, Neuntöter-Beispiel).

Die Orientierungswerte der Standard-Prognose basieren auf einer Auswertung der Lage der Revier-mittelpunkte bzw. der Brutplätze an Straßen, die bei den meisten Brutvogelarten die störungsanfälligste Lebensphase charakterisieren (Ausnahme Jungenaufzucht für einige Arten der Gruppen 1 und 3). Wenn in der vertieften Raumanalyse andere Funktionen des Wirkraums gesondert betrachtet werden (z.B. Funktion ausschließlich als Nahrungsraum), sind die kritischen Schallpegel, Effektdistanzen und %-Zahlen nicht anwendbar. Stattdessen wird ornithologisches Fachwissen z. B. zum Jagdverhalten der Arten herangezogen.

**Beispiel Mäusebussard**

Der Mäusebussard ist am Horst sehr störanfällig. Der Abstand zwischen Brutplatz und Straße entspricht in vielen Fällen der Fluchtdistanz der Art (200 m, Garniel et al. 2007). Bei der Jagd nutzen Mäusebussarde dagegen mit hoher Stetigkeit straßennahe Flächen. Die in der Standard-Prognose vorsorglich unterstellte Meidung (100%iger Verlust der Habitateignung in den ersten 200 m vom Fahrbahnrand) gilt daher nicht für die Nutzung als Nahrungsraum.

#### 1.3.3.2 Kann der beeinträchtigte Bestand bei vertiefter Raumanalyse höher ausfallen als bei Standard-Prognose?

Die %-Werte der Standard-Prognose basieren auf der Auswertung des Datensatzes, der im FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ (Garniel et al. 2007) zusammengestellt wurde. Darin sind nur Fundpunkte enthalten, für die nach detaillierter Karten- oder Luftbildauswertung Abschirmungseffekte ausgeschlossen werden konnten. Standorte, die erkennbar unter dem Einfluss weiterer Störquellen wie Siedlungen, Verkehrswege, Freizeiteinrichtungen usw. standen, wurden nicht berücksichtigt (vgl. Garniel et al. 2007, S. 79ff.). Die Eingangsdaten stammen aus Gebieten, in denen sich der Einfluss

des Verkehrslärms bei weitgehend ungehinderter Ausbreitung und mit möglichst wenigen Überlagerungen mit anderweitigen Störquellen im Vogelbestand widerspiegeln kann.

Die %-Werte, die für die Vogelarten bzw. für die Vogelgruppen auf der Grundlage dieses Datensatzes ermittelt wurden, können in manchen Gebieten zu hoch sein. Aufgrund der Eigenschaften der Eingangsdaten im FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ und der vorgenommenen vorsorglichen Aufrundungen ist im Regelfall nicht davon auszugehen, dass %-Werte der Standard-Prognose unterschätzen. Nach vertiefter Raumanalyse fällt der durch typische verkehrsbedingte Störungen (vgl. Kasten auf S. 35) beeinträchtigte Vogelbestand deshalb geringer oder gleich hoch wie nach Standard-Prognose aus.

Im Unterschied zur Standard-Prognose ist die vertiefte Raumanalyse auch zur Bewertung von Auswirkungen geeignet, die nur in einem konkreten räumlichen Kontext beschrieben werden können. Dieses gilt insbesondere für die Folgen von

- Flächenverlusten,
- Flächenveränderungen (z. B. durch Nähr- und Schadstoffeinträge, Wasserstandssenkung),
- Zerschneidungen, Barrierewirkungen, Kulisseneffekte
- sich daraus ergebenden Unterschreitungen von Mindestreviergrößen,
- Kollisionsverlusten für Vögel, die in Entfernungen von über 100 m vom Fahrbahnrand brüten, und für Arten, die aus großen Entfernungen Straßen gezielt aufsuchen.

Wenn solche Auswirkungen für das geprüfte Projekt von Relevanz sind, kann sich in manchen Fällen nach Abschluss der vertieften Raumanalyse der beeinträchtigte Vogelbestand gegenüber dem Ergebnis der Standard-Prognose erhöhen. Dieses liegt jedoch nicht daran, dass das die Standard-Prognose die typischen Störwirkungen des Verkehrs unterschätzt hätte, sondern daran, dass bei der vertieften Raumanalyse zusätzliche, von der Standard-Prognose nicht abgedeckte Wirkprozesse betrachtet werden können.

#### 1.3.3.3 Benötigte Daten

In der vertieften Raumanalyse soll geklärt werden, welche Funktionen der Wirkraum des Vorhabens für die betroffenen Brutpaare erfüllt. Aus der schematischen Punktdarstellung der Vogelvorkommen in der Bestandskarte, die für die Standard-Prognose herangezogen wird, geht in der Regel nicht hervor, wo die für die Brutpaare nutzbare Räume liegen. Das Habitatgefüge einer Vogelart setzt sich häufig aus einzelnen Elementen zusammen, die nicht homogen im Raum verteilt sind. Je spezieller die Standortansprüche einer Art sind, umso wahrscheinlicher ist es, dass Schwerpunkte der Raumnutzung herausgearbeitet werden können. Bei gleichem Abstand zwischen Brutplatz und Trasse ist das Konfliktpotenzial unterschiedlich zu bewerten je nachdem, ob sich die in empfindlichen Lebensphasen nutzbaren Flächen überwiegend innerhalb oder überwiegend außerhalb des Wirkraums befinden.

Über die avifaunistischen Bestandserfassungen hinaus, die nach dem Stand der Technik standardmäßig durchgeführt werden, werden für eine vertiefte Analyse zusätzliche Informationen benötigt.

**Erfassung von Habitatstrukturen**

Zur vertieften Analyse des Raumnutzungsmusters der betroffenen Brutpaare sind Informationen über die für sie maßgeblichen Habitatstrukturen notwendig. Der Bedarf nach einer vertieften Betrachtung ist erst erkennbar, wenn der Bestand und das Arteninventar des Wirkraums ermittelt worden sind. Für

EU-Vogelschutzgebiete und sonstige bekannte, avifaunistisch bedeutsame Räume liegen in der Regel Informationen vor, die eine frühzeitige Einschätzung der benötigten Untersuchungstiefe erlauben.

In anderen Räumen zeigt sich erst im Zuge der avifaunistischen Erfassung für das Projekt, mit welchen Betroffenheiten zu rechnen ist. In solchen Fällen kann der Bedarf nach einer vertieften Erfassung von Habitatstrukturen erst nach einer Einschätzung des Konfliktpotenzials stattfinden. Die Erfassung der Habitatstrukturen kann noch im selben Jahr z.B. im Anschluss an die üblichen Kartiertermine durchgeführt werden. Da Habitatstrukturen im Mittelpunkt stehen, kann diese ergänzende Geländebegehung auch außerhalb der Brutzeit stattfinden. Im Einzelfall können sogar die Wintermonate von Vorteil sein (z.B. leichteres Erkennen von Bruthöhlen in Laubwäldern).

Damit diese Erfassung effektiv abläuft, sollte die kartierende Person vor dieser Sondererfassung über die Reichweite der negativen Effekte des Vorhabens (Verlauf der Isophonen der entscheidungsrelevanten kritischen Schallpegel und der Effektdistanzen) in Kenntnis gesetzt werden.

Zur Identifikation und Abgrenzung der artrelevanten Habitatstrukturen sind ornithologische Fachkenntnisse erforderlich. Je nach Vogelart können verschiedene Landschaftselemente bzw. ihre Kombination für die Besiedlung entscheidend sein: Baumarten, Tot- und Starkholzanteil, Singwarten, geeignete Horstbäume, Ackersäume, windgeschützte und gebüschumstandene Lichtungen, Dornsträucher, offene Sandstellen, ameisenreiche Flächen, Altschilfbestände, geeignete Schlafplätze usw. Derart spezielle Informationen lassen sich in der Regel nicht aus den Biotop- und Biotoptypenkartierungen ableiten. Die Erfassung sollte von derselben Person vorgenommen werden, die die avifaunistische Erfassung durchgeführt hat und mit Vogelbestand und Gelände bereits vertraut ist.

**Datenrecherchen**

In manchen Fällen kann eine Datenrecherche ergänzende Informationen liefern, die die Interpretation der Kartierungsergebnisse unterstützen. Entsprechend der Zeitspanne, innerhalb welcher für Fachplanungen Bestandsdaten als aktuell gelten, schließt der Rückblick in der Regel die fünf vergangenen Jahre ein. Als mögliche Quellen kommen z. B. Monitoringberichte in Natura 2000-Gebieten und sonstige Erfassungsprogramme in Betracht. Auskunft erteilen die zuständigen Fachbehörden (z. B. die Vogelschutzwarte) des jeweiligen Bundeslandes. Dort können auch die regionalen Trends der Bestandsentwicklung von gefährdeten Arten in Erfahrung gebracht werden.

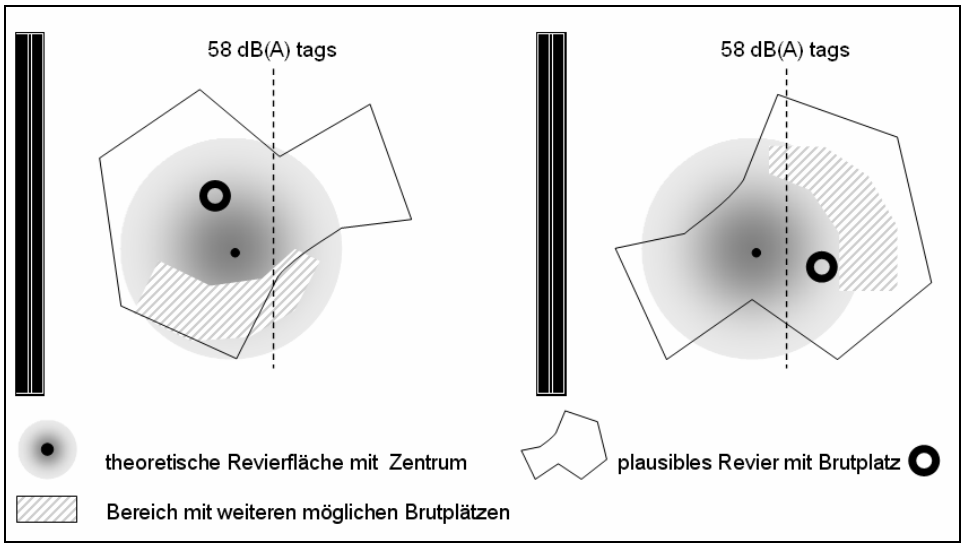
#### 1.3.3.4 Beispiele für die Analyse des Raumnutzungsmusters von Vogelarten

Die folgenden Beispiele sind als Fragen formuliert und sollen die Denkweise verdeutlichen, die sich an den Empfindlichkeiten der betroffenen Vögel orientiert. Sie erheben keinen Anspruch auf Vollständigkeit. Im Einzelfall können weitere Aspekte von Relevanz sein.

Zur Klärung der gestellten Fragen ist im Regelfall die oben beschriebene Geländeerfassung der Habitatstrukturen erforderlich. Die Auswertung und die argumentative Einbindung der erhobenen Informationen in die Wirkungsprognose erfordert eine Zusammenführung von ornithologischen und planerischen Fachkenntnissen.

**Entspricht der theoretische Reviermittelpunkt dem einzigen Brutplatz bzw. einem der wenigen möglichen Brutplätze im Revier?**

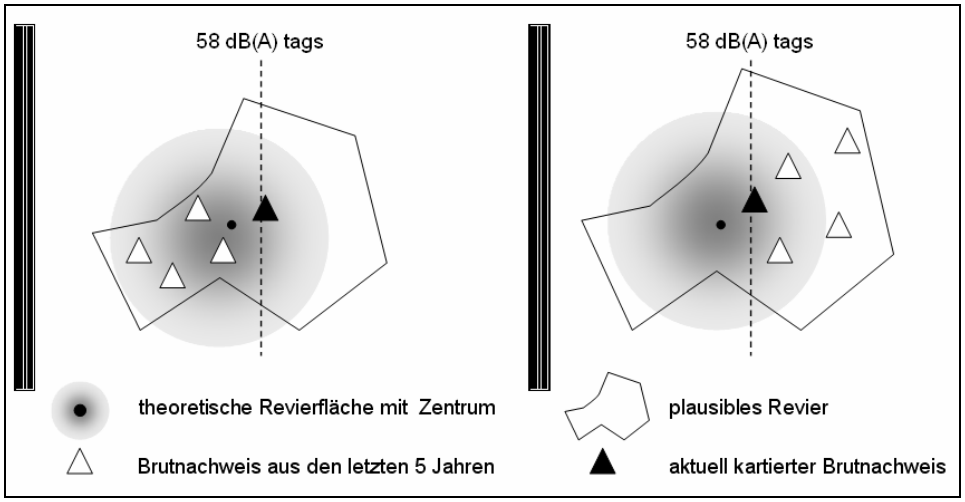
Wenn ein Revier an der Grenze der Wirkzone liegt, d.h. in einem Bereich, in dem die Wirkungsintensität gering ist, kann es sein, dass das Brutpaar überwiegend Bereiche nutzt, die sich außerhalb des gestörten Bereiches befinden. Bei der Standard-Prognose werden die Bestandsrückgänge anhand der Betroffenheit des Reviermittelpunktes ermittelt, der ein theoretisches Konstrukt darstellt und nicht dem tatsächlichen Brutplatz entsprechen muss (vgl. Abb. 6, S. 23). Bei den meisten lärmempfindlichen Arten bezieht sich die Störanfälligkeit auf die Partnerfindung, d.h. auf das nahe Umfeld des Brutplatzes. Der Großteil des Reviers dient der Nahrungssuche, die durch Lärm meistens nicht eingeschränkt wird. Wenn sich der Brutplatz und die weiteren potenziellen Neststandorte außerhalb des Bereiches befinden, in dem der für die Art spezifische Schallpegel überschritten wird, führt der Bezug auf den Reviermittelpunkt zu einer Überschätzung der Beeinträchtigung.
Wenn die Art dazu neigt, ihren Brutplatz innerhalb des Reviers jahrweise zu verlagern, sind nicht nur der aktuelle Brutplatz, sondern weitere potenzielle Niststandorte im Revier zu betrachten.




Beispiel 1: Das Revier ist betroffen. Beispiel 2: Das Revier ist nicht betroffen.

**Liegen die über mehrere Jahre hinweg stetig festgestellten Revierzentren zwischen Straße und Effektdistanz bzw. Isophone des kritischen Pegels?**

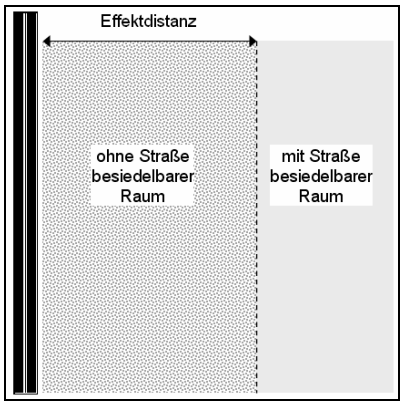
Soweit Daten aus den letzten 5 Jahren vorliegen, sind in manchen Fällen daraus Schwerpunkte der Besiedlung zu erkennen. Darin manifestieren sich innerhalb scheinbar gleichwertiger Habitate Präferenzen, die selbst für erfahrene Ornithologen/innen nicht immer erkennbar sind.



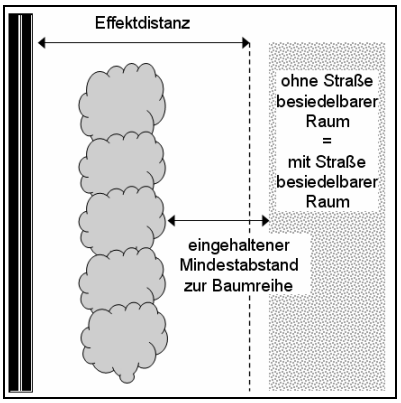

Beispiel 3: Das Revier ist betroffen. Beispiel 4: Das Revier ist nicht betroffen.

**Als Entwicklungsziel eines Vogelschutzgebiets ist die Förderung des Kiebitzes definiert worden.**
**Wäre der Raum zwischen Straße und Reviermittelpunkt ohne die neu zu bauende Straße uneingeschränkt nutzbar?**

Zur Ermittlung der zukünftigen Besiedlung muss geprüft werden, ob die Straße zu einer Einschränkung des Entwicklungspotenzials führt. Der Kiebitz gehört zu den Arten, die zu Gehölzen einen Sicherheitsabstand einhalten, weil diese von natürlichen Feinden genutzt werden könnten bzw. die freie Sicht auf heranrückende Feinde versperren. Im Beispiel 5 schränkt die geplante Straße das zukünftige Besiedlungspotenzial für Kiebitze ein, im Beispiel 6 ist der Raum zwischen Straße und Effektdistanz ohnehin nicht nutzbar. Wenn zwischen Straße und Reviermittelpunkt Habitate überwiegen, die von der Art nicht genutzt werden können (z. B. Siedlungen), löst die Straße keine Abnahme der Habitateignung aus.



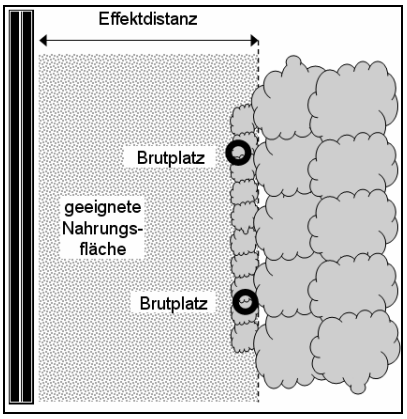

Beispiel 5: Die Straße schränkt den besiedelbaren Raum ein.



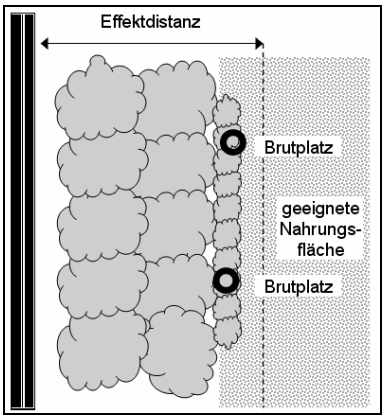

Beispiel 6: Die Straße schränkt den besiedelbaren Raum nicht ein.

**Optische Störungen**
**Liegt der Brutplatz an einer straßenzugewandten Saumstruktur? Ist die Straße aus dem schwerpunktmäßig genutzten Raum einsehbar?**

Zahlreiche Vogelarten brüten in Saumstrukturen. So können z. B. Neuntöter in einem Waldsaum brüten und angrenzende Offenlandflächen zur Nahrungssuche nutzen. Bei gleicher Effektdistanz ergeben sich unterschiedliche Betroffenheiten. In solchen Fällen ist offensichtlich, dass ein als mittig gedachtes Revierzentrum dem tatsächlich genutzten Raum nicht entspricht.
Dieser Aspekt ist in erster Linie für Arten von Relevanz, für die optische Störungen eine wichtige Rolle spielen. Dieses gilt z. B. für Wasservögel. Wenn zwischen Straße und Brutplatz ein Waldgürtel liegt, wird dieser die Wasserfläche von der Straße abschirmen. In Landschaften mit stärkerem Relief können die für flache bis schwach wellige Gebiete ermittelten Effektdistanzen zu einer Überschätzung des betroffenen Bestandes führen. Wenn die abschirmende Wirkung des Reliefs eingeschätzt werden soll, ist zu beachten, dass die Abschirmung auch in der Höhe der Singwarten oder ggf. der Singflüge gegeben sein muss.




Beispiel 7:
Die beiden Neuntöter-Reviere sind betroffen.




Beispiel 8:
Die beiden Neuntöter-Reviere sind nicht betroffen.

## Hinweise zu den Wirkfaktoren Kollision und Zerschneidung

Wenn eine Neubautrasse eine Zerschneidung bzw. eine Verinselung von bislang zusammenhängenden Habitaten auslöst, ist über die direkten Flächenverluste hinaus auch das Risiko von Vogelkollisionen mit Fahrzeugen zu berücksichtigen. Auch bestimmte Ausbausituationen können das Kollisionsrisiko verstärken.
Der Wirkfaktorenkomplex Kollision / Zerschneidung / Verinselung wurde im FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ nicht untersucht und kann in der vorliegenden Arbeitshilfe nicht erschöpfend behandelt werden. Die folgenden Hinweise erheben deshalb keinen Anspruch auf Vollständigkeit (s. auch Hinweise auf Möglichkeiten zur Reduktion des Kollisionsrisikos in Kap. 2.3.2, S. 68ff.). Landschaftseigenschaften, die zur Einschätzung des Kollisionsrisikos beitragen können, lassen sich im Rahmen der vertieften Raumanalyse erfassen. Es ist daher sinnvoll, diesen Aspekt bei den Geländeerfassungen zu berücksichtigen.

**Kollisionsrisiko**

**Kommen Arten mit besonders hohem Kollisionsrisiko im Umfeld der geplanten Trasse vor?**

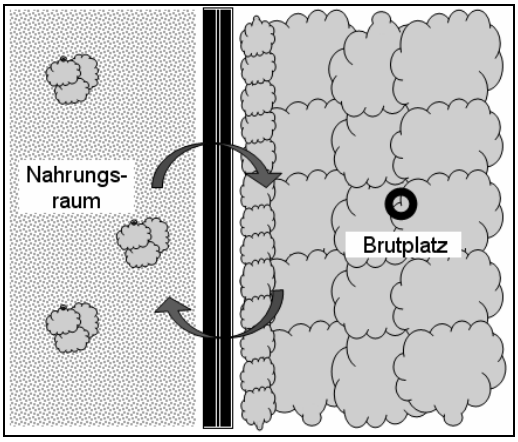
Eine aktuelle Übersicht über die Vogelarten, die sehr häufig Opfer von Kollisionen auf Straßen sind, findet sich in Erritzoe et al. (2003). Zu den gefährdeten Arten mit besonderem Kollisionsrisiko gehören Eulen, einige Greife und der Ziegenmelker (vgl. Tab. 2, S. 10). Für sehr seltene Arten kann bereits der Verlust eines Individuums populationsgefährdend sein.

**Führt die Geländemorphologie bzw. die Trassenführung zu einer Verschärfung / einer Minderung des Kollisionsrisikos?**

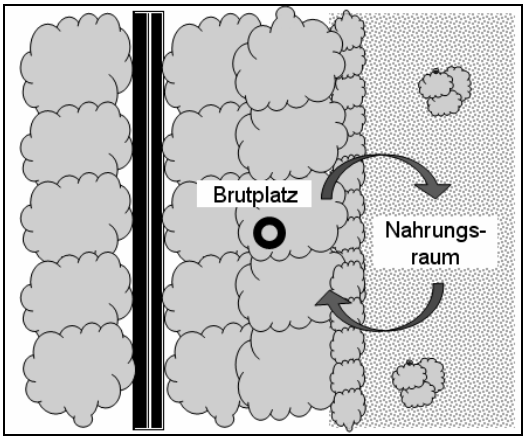
Eine Trasse in Dammlage wird von Vögeln eher in geringer Höhe überflogen als eine Trasse, die in Einschnittlage geführt wird. Ob eine Dammlage zu einer Verschärfung des Kollisionsrisikos führt, hängt auch von der Beschaffenheit der angrenzenden Landschaft und von der wahrscheinlichen Querungshäufigkeit der Vögel ab.

**Besteht die Gefahr, dass die Vögel die Straße regelmäßig queren müssen und deswegen einem erhöhten Kollisionsrisiko ausgesetzt sind?**

Eine besondere Gefährdung liegt vor, wenn die Straße zwischen Brutplatz und Nahrungsflächen von besonderer Bedeutung verläuft. In diesem Fall ist ein überdurchschnittliches Kollisionsrisiko anzunehmen. Die Lage der besonders geeigneten Nahrungsflächen wird bei der Erfassung der relevanten Habitatstrukturen erfasst. Gleiches gilt für Brutpaare, deren Reviere Flächen auf beiden Straßenseiten einschließen. Die Wahrscheinlichkeit, dass 4- bis 6-streifige Straßen Reviergrenzen darstellen ist höher als bei 2-streifigen Straßen. Da Kollisionsverluste bei mittleren Verkehrsmengen besonders hoch sein können, ist die Frage des erhöhten Kollisionsrisikos durch Revierzerschneidung auch für 2-streifige Straßen von Relevanz.




Beispiel 9: Die Trassenführung löst ein erhöhtes Kolli–sionsrisiko für das Grünspecht-Brutpaar aus.

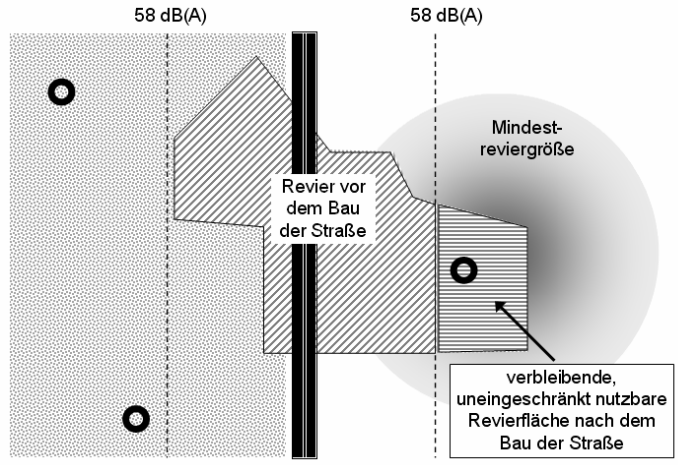



Beispiel 10: Die Trassenführung löst kein erhöhtes Kollisions–risiko für das Grünspecht-Brutpaar aus .

**Zerschneidungseffekte**

**Führt die Trassenführung zur Verinselung von bislang zusammenhängenden Habitatflächen? Wird dadurch die notwendige Reviergröße unterschritten?**

Wenn eine Neubautrasse bisher zusammenhängende Habitatflächen zerschneidet, besteht die Gefahr, dass die auf einer Straßenseite verbleibenden Flächen die Mindestansprüche der Art nicht mehr erfüllen und dass das Revier aufgegeben wird. Dieses gilt insbesondere für Arten mit großen Revieren, die betroffen sein können, selbst wenn der Reviermittelpunkt jenseits der Effektdistanz bzw. der Isophone des kritischen Schallpegels liegt. Die zu berücksichtigende Mindestreviergröße hängt von der Habitatqualität des Reviers und von den typischen Verhältnissen in der Region ab.




Beispiel 11

Der Mittelpunkt des rechts von der neugebauten Straße gelegenen Reviers befindet sich zwar jenseits der 58 dB(A)-Grenzisophone, die Mindestgröße der gesamten verbleibenden Fläche rechts von der Straße unterschreitet jedoch die notwendige Reviermindestgröße.
Da links von der Straße bereits zwei Brutpaare derselben Arten vorkommen, steht dieser Bereich dem betroffenen Brutpaar nicht zur Verfügung, selbst wenn es Räume beiderseits der Straße nutzen würde.

**Besteht die Gefahr, dass die Straße eine Barriere-Wirkung auf Vögel ausübt?**

Zur Barrierewirkung von Straßen auf Vögel stehen nur wenige artspezifische Informationen zur Verfügung.
Es liegen Hinweise darauf vor, dass kleine Singvögel breite Schneisen mit stark befahrenen Straßen selten queren (Simonis et al. 1999). Dieses ist für einzelne Individuen problematisch, wenn die notwendigen Reviergrößen auf der einen Straßenseite unterschritten werden und wenn beispielsweise nicht genug Nahrungsflächen auf einer Straßenseite zur Verfügung stehen. Größere Vögel mit hohem Raumbedarf queren in der Regel auch breite Straßen, wobei die entscheidende Frage diejenige des Kollisionsrisikos ist.

Reviergrenzen verlaufen häufig entlang von Schneisen, Biotopgrenzen und natürlichen linearen Elementen wie Flüssen. Von einigen Arten ist bekannt, dass sie nach Möglichkeit ihren angestammten Lebensraum nicht verlassen. So queren manche Waldvogelarten wie der Mittelspecht ungern offene Flächen. In der sog. Dispersionsphase, d.h. wenn die Jungvögel ihr Geburtsrevier verlassen, überwinden auch nicht ziehende Arten (sog. Standvogel) größere Strecken über Biotopgrenzen hinweg, sodass keine Isolation von Teilpopulationen zu befürchten ist (Simonis et al. 1999). Zugvögel legen ohnehin Strecken von Hunderten bis Tausenden von Kilometern zurück. Nach derzeitigem Wissenstand können Straßen zwar die Raumnutzung von einzelnen Vogelindividuen einschränken, die Gefahr der genetischen Isolation von Populationen durch Straßen besteht für Vögel jedoch nicht.

## 1.4 Bewertung der Erheblichkeit der festgestellten Auswirkungen

Bei den vorgeschlagenen Werten und Schwellen handelt es sich nicht um „Erheblichkeitsschwellen“, sondern um Orientierungswerte, deren Überschreitung eine negative Veränderung des Ist-Zustands auslösen kann.

Ob eine solche negative Veränderung im konkreten Fall eine erhebliche Beeinträchtigung des Erhaltungszustands eines Erhaltungsziels in einem EU-Vogelschutzgebiet bzw. des Erhaltungszustands der lokalen Populationen der betroffenen Arten im artenschutzrechtlichen Kontext auslöst, ist nach geltenden nationalen bzw. internationalen fachlichen Standards im Kontext des Einzelfalls zu beurteilen. Die dabei zu beachtenden Grundsätze sind nicht für die Fragestellung „Vögel vs. Straßenverkehr“ spezifisch. Es wird deshalb auf die einschlägige Fachliteratur und ggf. auf die Rechtsprechung zu diesem Thema verwiesen.

**Hinweis**

Seit 2007 liegen Orientierungswerte zur Bewertung der Erheblichkeit des direkten Flächenentzuges von Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-RL sowie von Habitaten von in Natura 2000-Gebieten geschützten Tierarten vor. Im Anschluss an die Darstellung der diesbezüglichen Fachkonventionen weisen Lambrecht & Trautner (2007) auf die Möglichkeit hin, graduelle Funktionseinbußen durch Störungen wie z. B. durch den Lärm in Flächenentzug umzurechnen, damit sie anhand der Fachkonvention für den Flächenverlust bewertet werden können. Als Umrechnungsfaktor für skalierbare Beeinträchtigungen dient die prognostizierte Funktionseinschränkung in Prozent. Lambrecht & Trautner (2007) raten jedoch dazu, die Angemessenheit einer solchen Umrechnung zu überprüfen (ebd. S. 83). Gegen eine pauschale Umrechnung von gestörten Räumen als Flächenverlust sprechen folgende Gründe:

- Der größte Teil des Aktionsraums der Vögel (oft fälschlicherweise dem „Revier“ gleichgesetzt) dient in erster Linie der Nahrungssuche. Für die Mehrheit der Vogelarten schränkt ein erhöhter Schallpegel die Effektivität der Nahrungsbeschaffung, einer zentralen Lebensfunktion, nicht ein. Wenn der Straßenverkehr zur Aufgabe eines Brutplatzes führt, so verschwinden keine Flächen, sondern ein Teil des Brutbestandes. Die betroffenen Flächen stehen – trotz Lärm – nach wie vor als Nahrungsraum zur Verfügung. Der Flächenverlust ist daher als quantitatives Maß der Folgen von Störungen von Vögeln am Brutplatz nicht geeignet.
- Dies gilt auch, wenn Vogelarten als charakteristische Arten von Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-RL behandelt werden. In diesem Kontext steht nicht die Avifauna an sich im Mittelpunkt, sondern der günstige Erhaltungszustand der gesamten Lebensgemeinschaft (Pflanzen, Pilze, verschiedene Tiergruppen) einschließlich der hierfür notwendigen standörtlichen Voraussetzungen. Störungen wie Lärm können sich auf einen Teil dieser Lebensgemeinschaft negativ auswirken, für andere sind sie nicht relevant. Es wäre deshalb nicht gerechtfertigt, eine partielle Funktionseinschränkung aus der Sicht einer Art als Flächenverlust für die gesamte Lebensgemeinschaft des Lebensraumtyps auszulegen.

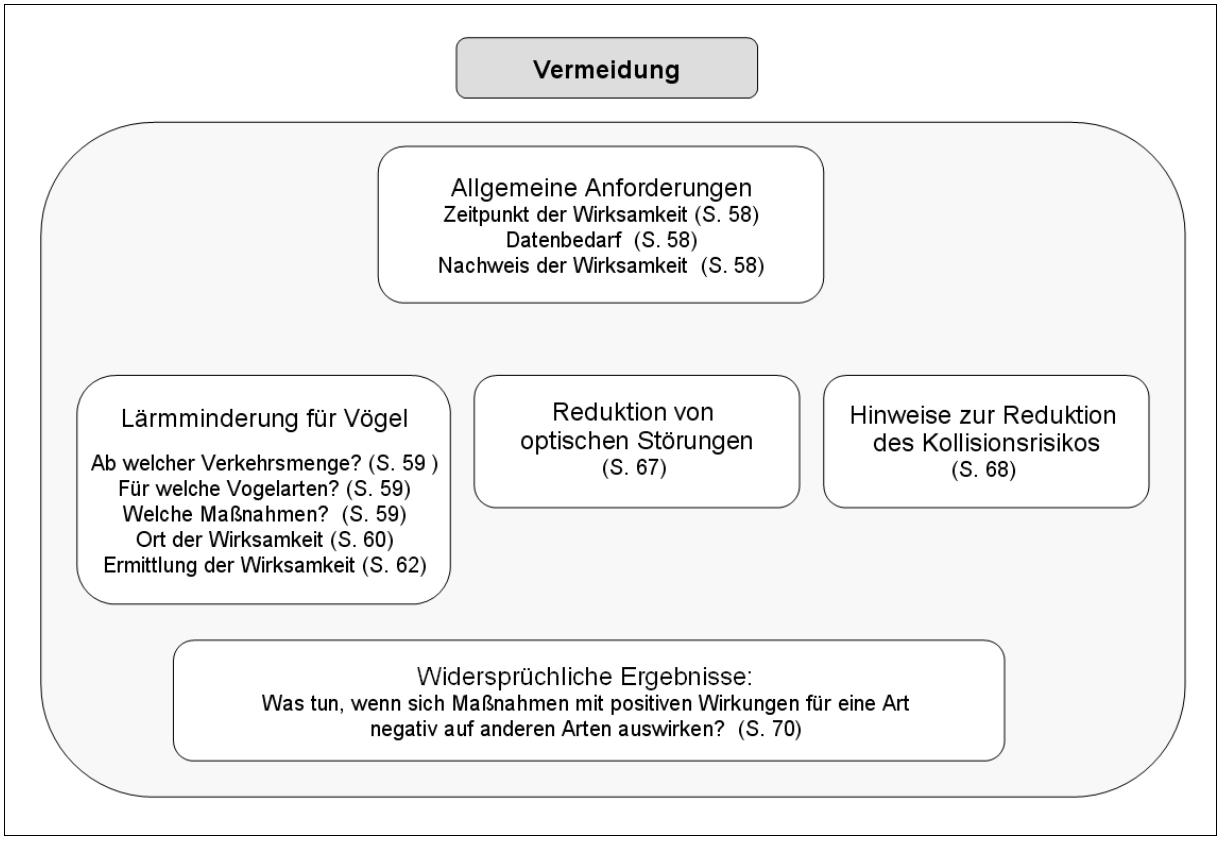
Die in der vorliegenden Arbeitshilfe zusammengestellten Orientierungswerte beziehen sich nicht auf Flächen, sondern auf den Vogelbestand. Die genannten Prozentwerte der vorliegenden Arbeitshilfe sind anders abgeleitet und nicht mit den Prozentwerten in Lambrecht & Trautner (2007) vergleichbar. Eine Verwendung der Prozentwerte aus der vorliegenden Arbeitshilfe zur Umrechnung von teilweise gestörten Flächen in vollständigen Flächenentzug ist deshalb nicht sinnvoll.

# 2 Teil 2: Vermeidung

Der zweite Teil der Arbeitshilfe ist den Möglichkeiten der Vermeidung (einschließlich der Minderung) von Beeinträchtigungen gewidmet, die im Rahmen der Wirkungsprognose ermittelt worden sind. Die Bezeichnung „Maßnahme zur Schadensbegrenzung“ hat sich im Kontext der FFH-VP eingebürgert.

Vermeidungsmaßnahmen haben die Aufgabe, Beeinträchtigungen zu vermeiden bzw. soweit zu begrenzen, dass die restlichen Auswirkungen nach der Umsetzung geeigneter Maßnahmen keine erheblichen Beeinträchtigungen auslösen. Sie sind im Rahmen der Verhältnismäßigkeit verpflichtend zu ergreifen. Weiterführende Informationen zu artenschutzrechtlich zwingend gebotenen Vorkehrungen zur Schadensbegrenzung und zu vorgezogenen Ausgleichsmaßnahmen (CEF-Maßnahmen) zur Vermeidung von Verbotstatbeständen sind den entsprechenden Regelwerken zu entnehmen.

**Leitfaden durch Teil 2 der Arbeitshilfe**



## 2.1 Allgemeine Anforderungen

### 2.1.1 Wirksamkeit zum Zeitpunkt des Eingriffs

Vermeidungs- und Minderungsmaßnahmen tragen zur Zulassungsfähigkeit des geprüften Vorhabens bei, indem sie verhindern, dass eine erhebliche Beeinträchtigung überhaupt eintritt. Sie müssen daher zum Zeitpunkt des Eingriffs ihre Funktion erfüllen.

Beeinträchtigungen, die wie Kollisionsverluste oder Störungen durch Verkehrslärm mit dem Betrieb einer Straße verbunden sind, treten erst bei der Inbetriebnahme der Straße ein. Zwischen der Projektgenehmigung und der Freigabe des Straßenabschnitts verbleibt in manchen Fällen ausreichend Zeit, um Maßnahmen umzusetzen, deren Wirksamkeit sich erst nach wenigen Jahren einstellt. Wenn von dieser Möglichkeit Gebrauch gemacht wird, muss nachvollziehbar dargelegt werden, dass die Maßnahmen zum Zeitpunkt des Eintritts der Beeinträchtigung wirksam sein werden.

### 2.1.2 Datenbedarf / Untersuchungstiefe

Aufgrund der hohen Anforderungen an den Wirksamkeitsnachweis kann im Einzelfall eine vertiefte Raumanalyse (vgl. Kap. 1.3.3, S. 47) als Nachweisgrundlage notwendig sein. Um besondere Gefahrenzonen zu ermitteln, kann eine detaillierte Betrachtung des Raumnutzungsmusters der betroffenen Vögel erforderlich sein.

Wenn die Wirksamkeit einer Maßnahme von raumspezifischen Eigenschaften bestimmt wird, muss eine Erfassung der relevanten Habitatstrukturen durchgeführt werden (vgl. vertiefte Raumanalyse in Kap. 1.3.3, S. 47ff).

### 2.1.3 Nachweis der Wirksamkeit

Maßnahmen, die zur Minderung von optischen Störungen oder des Kollisionsrisikos ergriffen werden, stellen *per se* Lösungen dar, die speziell für die konkrete Situation entwickelt werden. Da Einzelsituationen einzigartig und nicht reproduzierbar sind, wäre die Forderung nach einem Nachweis der Wirksamkeit in strikt wissenschaftlichem Sinne nicht erfüllbar. Ein solcher Nachweis ist allerdings nicht erforderlich, stattdessen dürfen transparent begründete Analogieschlüsse herangezogen werden (vgl. BVerwG, 9 A 20.05, Urteil vom 12.01.2007 zur Bundesautobahn A 143 (Westumfahrung Halle), Rn. 60). Bestehende Defizite bezüglich der Erforschung dieser Wirkfaktoren und der Erfolgskontrolle von umgesetzten vergleichbaren Maßnahmen erschweren allerdings die Einschätzung der Wirksamkeit.

Ein systematischer Rückgriff auf *worst case*-Annahmen müsste systematisch unterstellen, dass Maßnahmen ohne eindeutig nachweisbare Wirksamkeit nicht greifen und daher verzichtbar sind, was in vielen Fällen kontraproduktiv wäre. Selbst wenn sich die Wirksamkeit einer Maßnahme nicht quantitativ fassen lässt, bedeutet dieses nicht, dass sie keine positiven Effekte hat. Gleiches gilt für innovative Lösungen, deren Wirksamkeit sich zwar plausibel begründen, aber (noch) nicht belegen lässt. In solchen Fällen empfiehlt sich eine transparente Abwägung der Gründe, die für und ggf. gegen die Wirksamkeit der Maßnahmen sprechen. Auch durch die Sorgfalt der Bearbeitung lassen sich Zweifel an der Eignung des Vermeidungskonzeptes entkräften.

## 2.2 Maßnahmen zur Lärmminderung für Vögel

### 2.2.1 Ab welchen Verkehrsmengen sind Maßnahmen zur Lärmminderung für Vögel sinnvoll?

Maßnahmen zur Lärmminderung sind erst bei Verkehrsdichten sinnvoll, bei denen die Verkehrsgeräusche eine nennenswerte maskierende Wirkung entfalten. Für die Gruppen 1 und 2 gilt eine Schwelle von 10.000 Kfz/24h, für die Gruppe 3 von 20.000 Kfz/24h.

Bei geringeren Verkehrsmengen gehen Besiedlungsdefizite im Straßenumfeld in erster Linie auf andere Faktoren als den Lärm zurück. Eine Verbesserung der Besiedelbarkeit der straßennahen Bereiche durch Lärmminderungsmaßnahmen ist deshalb unwahrscheinlich.

### 2.2.2 Für welche Arten sind lärmmindernde Maßnahmen angebracht?

Eine plausible Wirksamkeit ist für Arten anzunehmen, die als lärmempfindlich einzustufen sind, d.h. für Arten der Gruppen 1, 2 oder 3 (vgl. Tab. 3, S. 12, Tab. 5, S. 15, Tab. 10, S. 20).

Eine lärmmindernde Maßnahme wird als wirksam eingestuft, wenn sie eine Unterschreitung des kritischen Schallpegels für die betroffenen Brutpaare ermöglicht. Der Schallpegel nach Lärmminderung wird rechnerisch nach RLS-90 in der Höhe über dem Boden ermittelt, die für die jeweilige Art von Relevanz ist (s. unter Kap. 2.2.4, S. 60).

Nach aktuellem Kenntnisstand wird das Verbreitungsmuster der Arten der Gruppen 4, 5 und 6 (Rastvögel) an Straßen von anderen Faktoren stärker als vom Lärm beeinflusst. Eine signifikante Verbesserung der Standortqualität aus der Sicht der Vögel ist durch eine alleinige Reduktion des Lärms nicht zu erwarten.

### 2.2.3 Welche Maßnahmen kommen in Frage?

Bei der Schadensbegrenzung kommt der Vermeidung bzw. Verringerung von Auswirkungen an der Quelle die oberste Priorität zu. Die Reduzierung von Beeinträchtigungen am Einwirkungsort, in diesem Fall in den Vogelhabitaten, stellt grundsätzlich die zweite Wahl dar (vgl. u. a. Leitfaden FFH-VP).

- Vermeidung durch eine optimierte Trassenführung

  Störungen von Vögeln durch Verkehrslärm lassen sich vermeiden, indem der artspezifische kritische Schallpegel durch eine optimierte Trassenführung unterschritten wird.

  Tunnellösungen können in manchen Fällen in Betracht kommen, insbesondere wenn sich andere erhebliche Beeinträchtigungen von Lebensraumtypen des Anhangs I sowie von Arten der Anhänge II oder IV der FFH-RL dadurch vermeiden lassen. Bei Arten mit großem Raumbedarf sind hinreichende Tunnellängen die Voraussetzung für eine wirkungsvolle Vermeidung.

- Lärmreduktion durch schallarme Fahrbahnbeläge

  Der Einbau von schallarmen Fahrbahnbelägen gehört zu den Maßnahmen, die eine Senkung der Schallproduktion bewirken. Offenporige Asphaltdecken (OPA) der neuesten Generation leisten eine Lärmminderung von mindestens ca. 5 dB(A).

Die stärkste Schallminderung wird in Frequenzen über 1,5 kHz erzielt (Wende et al. 2006), d.h. in Frequenzen, in denen der Straßenverkehr bei Standardbelägen die stärkste Maskierung der Rufe und Gesänge der lärmempfindlichen Vogelarten auslöst.

Durch Geschwindigkeitsbegrenzungen lassen sich in erster Linie die Motorengeräusche senken, die außerhalb der geschlossenen Ortschaften einen untergeordneten Anteil des emittierten Verkehrslärms ausmacht (LfU 2004). Zur Lärmminderung sind Geschwindigkeitsbegrenzungen dort deshalb wenig effektiv.

– Lärmreduktion durch Abschirmungen

Unter bestimmten Voraussetzungen lässt sich durch Abschirmungen als Schallschutzwände bzw. -wälle eine Lärmreduktion in Vogelhabitaten erzielen. Gehölzanpflanzungen leisten keinen wirksamen Schallschutz und sind zur dauerhaften Minderung von Schallimmissionen nicht geeignet.

Die Wirksamkeit von Schallschutzwänden und -wällen hängt einerseits von ihren technischen Eigenschaften und von der topografischen Situation ab. Andererseits ist das Verhalten der Vögel, die vor Lärm zu schützen sind, entscheidend. Vögel leben in einem dreidimensionalen Raum und halten sich nicht nur bodennah auf, d.h. nicht nur dort, wo Abschirmungen ihre größte Wirksamkeit entfalten. Ferner ist zu bedenken, dass die Wirksamkeit unmittelbar hinter der Abschirmung am stärksten ist und mit zunehmenden Abstand zurückgeht. Bei Arten mit großen Revieren wird die Lärmimmission meistens nur in Teilen des Reviers gesenkt. Für einige Arten, die sich überwiegend bodennah aufhalten, können Abschirmungen als Lärmschutz wirksam sein.

Unter den lärmmindernden Maßnahmen kommt den Abschirmungen im Allgemeinen die geringste und die unsicherste Wirksamkeit zu.

### 2.2.4 An welchem Immissionsort soll die Maßnahme wirken?

**Höhe über dem Boden**

Um die Wirksamkeit einer Abschirmung einzuschätzen, ist die Höhe des Beurteilungsortes, in diesem Fall der Aufenthaltsort der Vögel, entscheidend. Bei besonders lärmanfälligen Arten kann der Lärm Rufe oder Gesänge überdecken, mit denen der Sender (z. B. ein Männchen) einen Empfänger (z. B. ein Weibchen) versucht, auf sich aufmerksam zu machen. Hört der Empfänger das Signal nicht, so kann die Paarbildung ausbleiben. Der relevante Immissionsort ist deshalb die Höhe über dem Boden, in der sich der Empfänger in der entscheidenden Kommunikationsphase aufhält (vgl. Beispiel des Wachtelkönigs in Garniel et al. 2007, S. 234).

Für Arten der Gruppen 1, 2 oder 3 werden deshalb in Tab. 3 (S. 12), Tab. 6 (S. 16) und Tab. 10 (S. 20) artspezifische Höhen des Immissionsortes angegeben. Die genannten Werte kennzeichnen Bereiche, in denen sich die lärmempfindlichsten Phasen des Lebenszyklus abspielen, auch wenn die meisten Vögel ständig zwischen Höhen von 0 und mindestens 20 m wechseln. Die genannten pauschalen Werte (1 m oder 10 m) sollen in erster Linie auf die Problematik hinweisen und eine grobe Einschätzung der möglichen Wirksamkeit von Abschirmung für die jeweilige ermöglichen (vgl. Tab. 23).

Schallarme Fahrbahnbeläge reduzieren den emittierten Schall und sind unabhängig von der Höhe des Beurteilungsortes wirksam.

**Reviermittelpunkt**

Zur Ermittlung der erzielten Lärmminderung wird analog zur Wirkungsprognose der Schallpegel nach RLS-90 am theoretischen Mittelpunkt der kartierten Reviere oder – soweit bekannt – brutplatznah berechnet. Als Immissionshöhe wird dieselbe Höhe herangezogen, die zur Wirkungsprognose verwendet wird. Die Maßnahme wird als wirksam eingestuft, wenn der kritische Schallpegel am Reviermittelpunkt bzw. am Brutplatz unterschritten wird.

Wenn die Wirksamkeit einer Abschirmung nachzuweisen ist, können im Einzelfall genauere Informationen zum Raumnutzungsmuster der betroffenen Brutpaare erforderlich sein. Insbesondere bei Arten mit großen Revieren ist darauf zu achten, dass ein plausibler Reviermittelpunkt angesetzt wird. Daraus lässt sich ableiten, ob z. B. die vorgesehene Länge der Abschirmung im konkreten Fall ausreicht. Da die Wirksamkeit von Abschirmungen für Vögel unsicherer ist als eine Reduktion der Schallemissionen, kann der Nachweis der Wirksamkeit mit einem höheren Aufwand verbunden sein.

In Tab. 23 wird eine Einschätzung der möglichen Wirksamkeit von Wänden und Wällen als Lärmschutz für Brutvögel der Gruppen 1, 2 und 3 gegeben. Unter Berücksichtigung der Topographie können sich in einer konkreten Planungssituation Abweichungen von dieser Einschätzung ergeben.

Tab. 23: Artspezifische Einschätzung der Wirksamkeit von lärmmindernden Abschirmungen

| Art | Gruppe | geschätzte Wirksamkeit der Lärmminderung durch Abschirmungen |
|---|---|---|
| Auerhuhn | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Austernfischer | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Bekassine | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Birkhuhn | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Buntspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Drosselrohrsänger | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Goldregenpfeifer | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich (nur als Brutvogel) |
| Grauspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Große Rohrdommel | 1 | Wirksamkeit möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Großer Brachvogel | 3 | gute Wirksamkeit möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Großtrappe | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Habichtskauz | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Haselhuhn | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Hohltaube | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Kiebitz | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Kuckuck | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt im Luftraum |
| Mittelspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Pirol | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Raufußkauz | 1 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Rebhuhn | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Rohrschwirl | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Rotschenkel | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |

| Art | Gruppe | geschätzte Wirksamkeit der Lärmminderung durch Abschirmungen |
|---|---|---|
| Schleiereule | 2 | Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Schwarzspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Sperlingskauz | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten, dennoch Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Steinkauz | 2 | Wirksamkeit u. U. möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt in den ersten 5 m über dem Boden |
| Sumpfohreule | 2 | gute Wirksamkeit möglich, wenn Brutplatz und Rufwarten im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Tüpfelralle | 1 | in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum |
| Turteltaube | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Uferschnepfe | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Uhu | 2 | Einzelfallprüfung notwendig, Aktivitätsschwerpunkt z.T. bodennah, z.T. in natürlichen Felswänden, Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Wachtel | 1 | im Brutgebiet in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum in Räumen, die zusätzlich nur für die Jungführung genutzt werden, gute Wirksamkeit möglich, da Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Wachtelkönig | 1 | im Brutgebiet in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum, in Räumen, die zusätzlich nur für die Jungführung genutzt werden, gute Wirksamkeit möglich, da Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Waldkauz | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten, dennoch Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Waldohreule | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten, dennoch Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Waldschnepfe | 2 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Wasserralle | 2 | in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum |
| Weißrückenspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Wiedehopf | 2 | Wirksamkeit u. U. möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt in den ersten 5 m über dem Boden |
| Ziegenmelker | 1 | Wirksamkeit u. U. möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt in den ersten 5 m über dem Boden |
| Zwergdommel | 1 | in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum |

### 2.2.5 Wie wird die Wirksamkeit der Maßnahme ermittelt?

#### 2.2.5.1 Brutvogelarten der Gruppe 1

Auswirkungen des Lärms werden erst ab Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h betrachtet.

Die Lage der Isophonen der kritischen Schallpegel 47 dB(A) $_{nachts}$ bzw. 52 dB(A) $_{tags}$ wird unter Berücksichtigung der Lärmminderung bestimmt. Die Ermittlung der unter Berücksichtigung der Maßnahme betroffenen Brutpaare erfolgt nach demselben Schema wie für die Wirkungsprognose ohne Schallschutz (vgl. Kap. 1.3.2.1, S. 39). Aus der Differenz der beiden Zustände geht hervor, in welchem Umfang die Maßnahme den prognostierten Bestandsrückgang reduziert.

In den ersten 100 m vom Fahrbahnrand ist auch ohne Lärm mit einer Abnahme der Habitateignung zu rechnen. Wenn der Abstand zwischen Isophone und Straße geringer als 100 m ist, so wird für den Bereich vom Fahrbahnrand bis zur artspezifischen Fluchtdistanz eine Abnahme der Habitateignung von 100%, von der Fluchtdistanz bis 100 m von 20% gemäß Tab. 4 (S. 14). Eine solche Situation kann in erster Linie nachts und nur bei vergleichsweise geringen Verkehrsmengen eintreten, weshalb die Werte aus Tab. 4 herangezogen werden. Für Birkhuhn, Auerhuhn und Ziegenmelker ist eine besondere Analyse des Raumnutzungsmusters erforderlich.

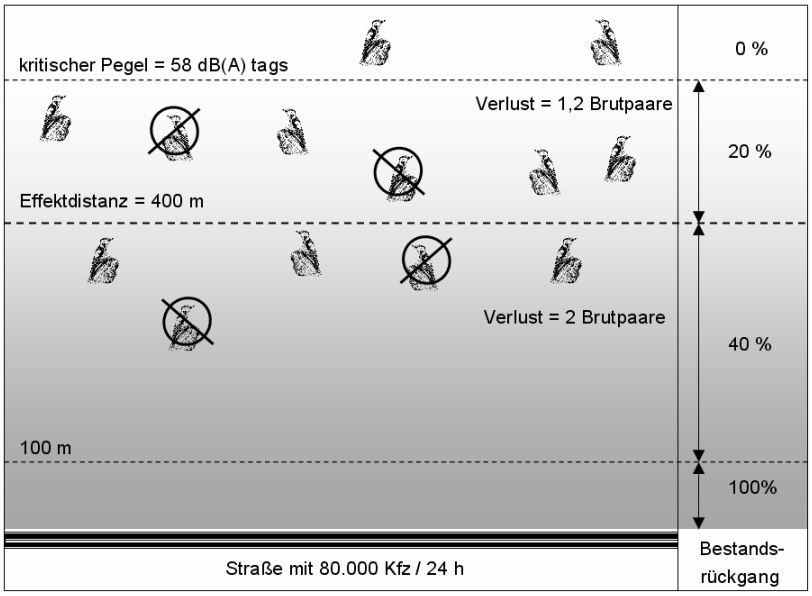
#### 2.2.5.2 Brutvogelarten der Gruppe 2

Auswirkungen des Lärms werden erst ab Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h betrachtet. Für Arten der Gruppe 2 gilt ein kritischer Schallpegel von 58 dB(A) $_{tags}$.

Auch ohne Lärm zeigen die Arten der Gruppe 2 eine reduzierte Besiedlung vom Straßenrand bis zu ihrer artspezifischen Effektdistanz. Da neben dem Lärm andere Faktoren am Effekt beteiligt sind, lässt sich bis zur Effektdistanz durch lärmmindernde Maßnahmen kein störungsfreier Zustand herbeiführen.

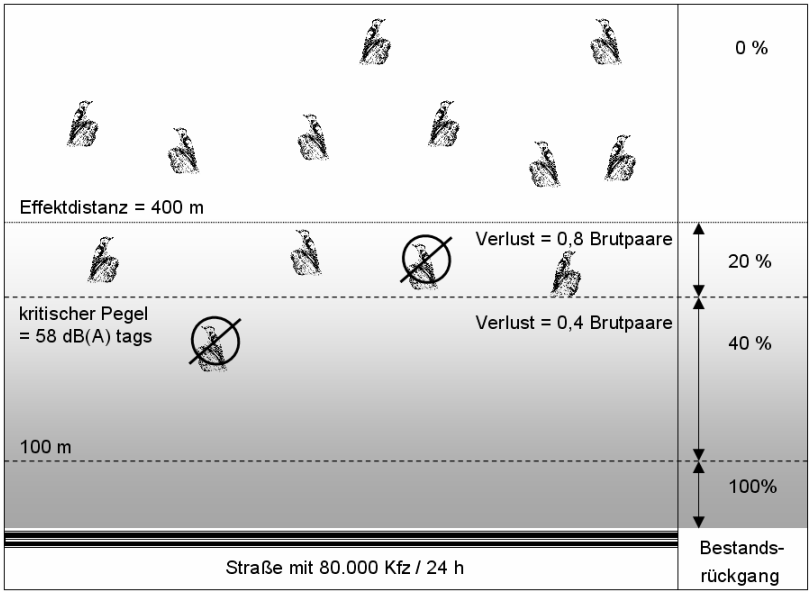
Die Überlagerung von Effektdistanz und kritischem Pegel erfordert eine differenzierte Betrachtung in drei verschiedenen Zonen:

- Die ersten 100 m vom Fahrbahnrand stellen unabhängig vom Lärm für Vögel Habitate von geringer Qualität dar. Die Abnahme der Habitateignung in diesem trassennahen Bereich erfolgt nach Tab. 7 (S. 17).
- Ab 100 m vom Fahrbahnrand bis zur Effektdistanz ist der Lärm für etwa die Hälfte des Besiedlungsdefizits verantwortlich.
  Die mit 40% angesetzte Abnahme der Habitateignung (vgl. Tab. 7, S. 17) kann in diesem Bereich durch Lärmminderung auf max. 20% gesenkt werden, wenn die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone bis an 100 m vom Fahrbahnrand heranrückt. Die verbleibenden 20% der Minderung der Habitateignung stellen den Anteil der übrigen Wirkfaktoren dar, die durch eine lärmmindernde Maßnahme nicht reduziert werden.
- Über die Effektdistanzen hinaus spielen für Arten der Gruppe 2 andere Störfaktoren der Trasse und des Verkehrs keine Rolle mehr. Wenn die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone ohne Lärmminderung jenseits der Effektdistanz verläuft, lässt sich durch eine Senkung der Schallbelastung unter den kritischen Pegel der prognostizierte Bestandsrückgang bis zur Effektdistanz auf Null reduzieren (Abb. 20).




**Ohne Schallminderung**

Bei einer Verkehrsmenge von 80.000 Kfz/24h verläuft die Isophone des kritischen Schallpegels (58 dB(A) $_{tags}$) in einem größeren Abstand von der Straße als die Effektdistanz des Mittelspechtes (400 m).
Im Streifen, in dem der Lärm **und** die übrigen, für die Effektdistanz verantwortlichen Störfaktoren wirksam sind, wird ein Bestandsrückgang von 40% angesetzt. Dort, wo nur der Lärm wirksam ist, beträgt der Rückgang 20% (vgl. Abb. 3, S. 17). Im Beispiel ergibt sich ein prognostizierter Rückgang um rechnerisch 3,2 Brutpaare, aufgerundet auf 4 Brutpaare.




**Mit Schallminderung**

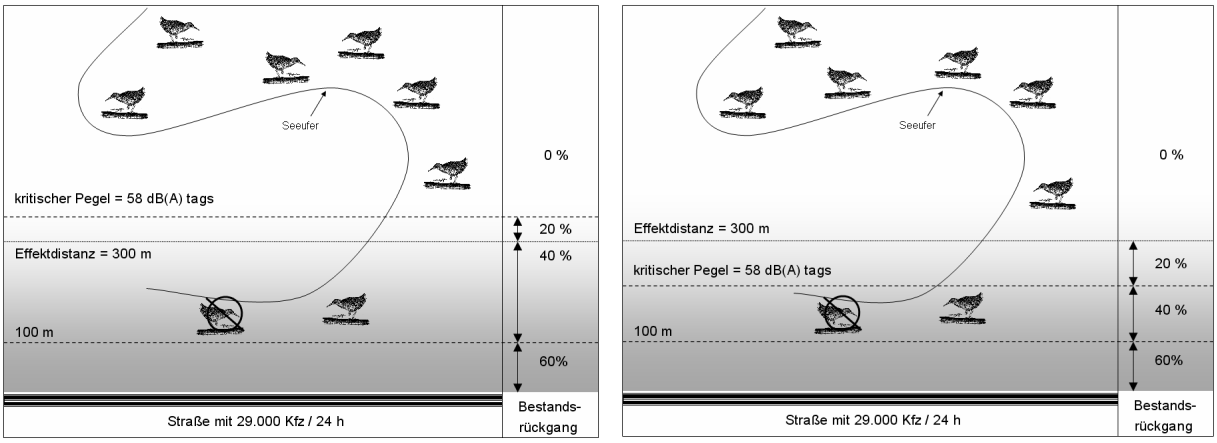
Bei einer Schallreduzierung um 5 dB(A) verläuft die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone zwischen Straße und Effektdistanz des Mittelspechtes.
Durch die Maßnahme lässt sich eine Beeinträchtigung von 2 Brutpaaren vermeiden.
Im Vergleich zur Situation ohne Schallminderung wird der Bestandsrückgang halbiert.

Abb. 20: Lärmminderung für eine Art der Gruppe 2 (Beispiel Mittelspecht)

Die in Abb. 20 schematisch dargestellte Situation ist zwar fiktiv, die Größenordnung der Entfernungsverhältnisse zwischen Effektdistanz und Isophonenverlauf ist jedoch realistisch. Die Siedlungsdichte des Mittelspechtes wurde zu Anschauungszwecken stark erhöht. Dieses Missverhältnis lässt sich korrigieren, wenn die X-Achse gedanklich gestreckt wird.

Beim dargestellten Beispiel gehen die positive Effekte der Schallminderung darauf zurück, dass die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone ohne Schallschutz weit über die Effektdistanz des Mittelspechtes hinaus verläuft. Die Maßnahme ist deshalb bei hohen Verkehrmengen besonders effektiv.

Wenn die 58 dB(A) $_{tags}$-Isophone zwischen Straße und Effektdistanz verläuft, dann ist die Effektivität der Lärmminderung geringer, weil in diesem Bereich eine Rest-Beeinträchtigung durch andere Faktoren verbleibt.




A. ohne Schallminderung

B. mit Schallminderung

Abb. 21: Lärmminderung für eine Art der Gruppe 2 (Beispiel Wasserralle)

Das Beispiel in Abb. 21 zeigt, dass eine Lärmminderung in manchen Fällen nur zu einer so geringeren Verbesserung führt, dass die Anzahl der betroffenen Brutpaare unverändert bleibt. Dieser Effekt ist teilweise auf die vorsorgliche Aufrundung auf ganze Brutpaarzahlen zurückzuführen, die zur Folge hat, dass Veränderungen von geringem Umfang nicht zum Ausdruck kommen. Die entscheidende Rolle spielt aber die räumliche Verteilung der Vögel. Die Wasserralle (kritischer Schallpegel 58 dB(A)$_{tags}$, artspezifische Effektdistanz 300 m) aus dem Beispiel von Abb. 21 besiedelt Schilfröhrichte. Bei einem anderen, z. B. uferparallelen Verlauf der Straße in einem Abstand von ca. 350 m vom Uferröhricht würde sich der gesamte Wasserrallenbestand in dem Bereich befinden, in dem die Lärmminderung wirksam ist. Die gleiche Maßnahme wäre dann deutlich effektiver.

Ob durch Lärmschutzmaßnahmen eine nennenswerte Verbesserung für Vögel der Gruppe 2 erzielt wird, ist daher im Einzelfall zu prüfen. Wenn die 58 dB(A)$_{tags}$-Isophone im Planungsfall in einem sehr großen Abstand von der Straße, d.h. deutlich jenseits der Effektdistanzen der betroffenen Arten, verläuft, kann eine Lärmminderung besonders effektiv sein. Die im Verhältnis größten positiven Effekte sind deshalb für stark befahrene Straßen zu erwarten.

### 2.2.5.3 Brutvogelarten der Gruppe 3

Auswirkungen des Lärms werden erst ab Verkehrsmengen über 20.000 Kfz/24h betrachtet. Für Brutvogelarten der Gruppe 3 besteht ein lärmbedingt erhöhtes Prädationsrisiko, wenn der kritische Pegel von 55 dB(A) $_{tags}$ überschritten wird. Eine zusätzliche Abnahme der Habitateignung wird berücksichtigt, wenn die 55 dB(A) $_{tags}$ -Isophone in einem größeren Abstand von der Straße verläuft als die Effektdistanz der Art (Abb. 4, S. 19).

Schallschutzwände und –wälle können für Arten der Gruppe 3 gute Minderungsergebnisse bringen, weil sich die Vögel beim „Empfang“ der Warnrufe in der entscheidenden Phase der Jungenaufzucht überwiegend bodennah aufhalten.

Bei Arten, die einen großen Abstand zu Landschaftsstrukturen einhalten, die ihr Sichtfeld einschränken, wird der positive Effekt von Schallschutzwänden und –wällen durch dieses Meidungsverhalten z. T. wieder aufgebraucht. Wird dagegen ein schallarmer Fahrbahnbelag gewählt, so bleibt der Verkehr sichtbar, was bei diesen stark optisch orientierten Arten wiederum andere Störungen auslösen kann. Ob eine signifikante Zunahme der Besiedlung vom Fahrbahnrand bis zur Effektdistanz der Arten stattfinden kann, ist unsicher. Die Lärmminderung wird daher nur für den Bereich zwischen der Effektdistanz und der 55 dB(A) $_{tags}$ -Isophone berücksichtigt (Abb. 22).

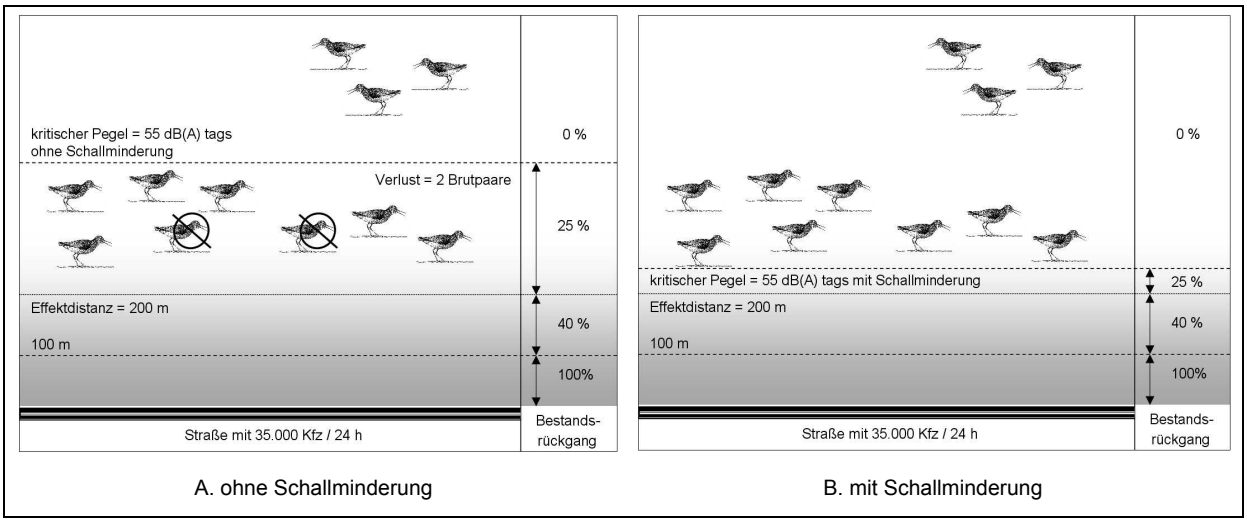



Abb. 22: Lärmminderung für eine Art der Gruppe 3

**Sonderfall Rebhuhn und Haselhuhn**

Die beiden Arten Rebhuhn und Haselhuhn halten sich in der Deckung hoher Vegetation auf und sind gegen optische Störungen wenig anfällig.

Beim Einsatz eines schallarmen Fahrbahnbelags wird auch ab 100 m von der Straße bis 300 m (Effektdistanz) gegenüber den in Tab. 9 (S. 19) angegebenen Werten eine um 25% geringere Abnahme der Habitateignung angesetzt.

Ist zur Lärmminderung eine Abschirmung vorgesehen, die auch das Kollisionsrisiko reduziert, so kann der prognostizierte Bestandsrückgang – geeignete Habitate vorausgesetzt – bis zum straßenabgewandten Fuß der Abschirmung um die Hälfte gesenkt werden. Dieses gilt insbesondere für das Rebhuhn, das zu den besonders kollisionsgefährdeten Vogelarten gehört (Erritzoe et al. 2003).

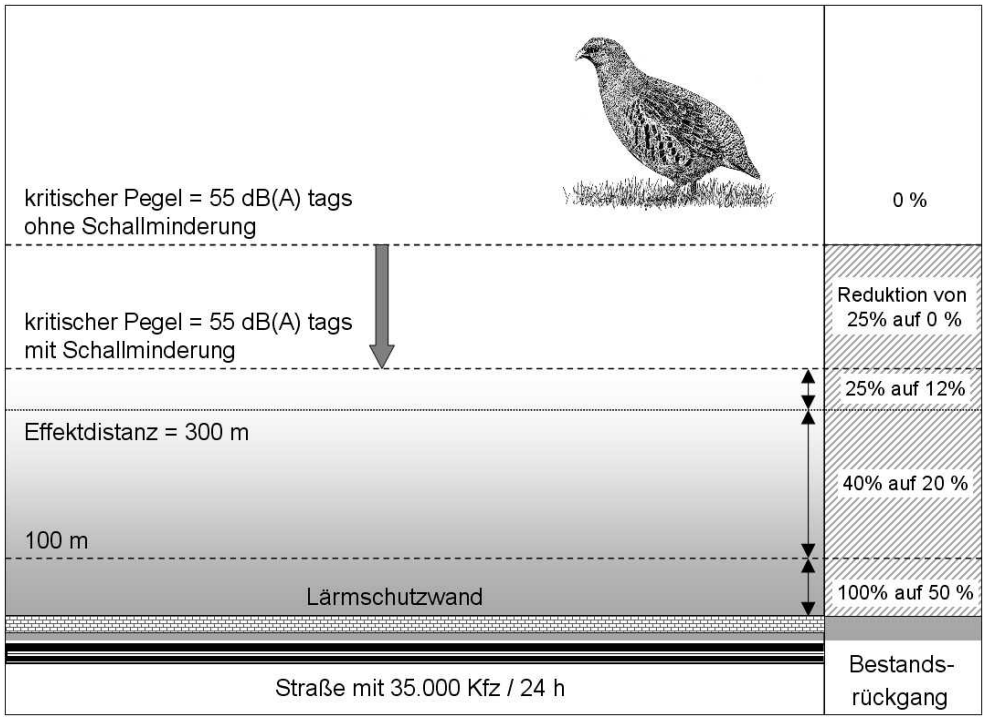



Abb. 23: Lärmminderung für das Rebhuhn (Sonderfall Gruppe 3)

## 2.3 Vermeidungsmaßnahmen für nicht oder wenig lärmempfindliche Vogelarten

Die Wirksamkeit von reinen lärmreduzierenden Maßnahmen (z. B. offenporiger Straßenbelag) fällt für Arten, für die der Lärm eine untergeordnete Bedeutung spielt, voraussichtlich gering aus. Abschirmungen, die als Lärmschutz eingesetzt werden, können jedoch unter bestimmten Voraussetzungen die Reichweite von weiteren Störungen reduzieren, die vom Komplex „Trasse + Verkehr“ ausgehen. Positive Effekte können sich aus einer Reduktion von optischen Störungen und aus einer Senkung der Kollisionsgefahr ergeben.

Einschränkungen der Habitatnutzung, die von Landschaftsveränderungen durch die Trasse (z.B. Entstehung von Schneisen und Säumen) herrühren, lassen sich voraussichtlich nur teilweise reduzieren.

### 2.3.1 Reduktion von optischen Störungen

Welche Eigenschaften des Verkehrs von Vögeln als störend empfunden werden, ist schwer zu ermitteln. Lichtspiegelungen und flackerndes Scheinwerferlicht können Irritationen auslösen. Entsprechende Hinweise liegen für den Großen Brachvogel vor, bei dem beobachtet wurde, dass Scheinwerferlichter Warnrufe auslösen (Burtscher et al. 2003). Die Lichteinwirkung in den Nacht- und Dämmerungsstunden ist von derjenigen des am Tag fließenden Verkehrs zu trennen, an den sich die meisten Vogelarten offenbar gewöhnen.

Einige Arten wie z. B. die Feldlerche, die ein hohes Sicherheitsbedürfnis haben und zu Landschaftsstrukturen Abstand halten, in denen sich Feinde aufhalten könnten, tendieren dazu, auch das Umfeld von Straßen aller Kategorien zu meiden. Es ist nicht auszuschließen, dass die Kulisse der bewegten Fahrzeuge einen im Hintergrund wirkenden Störreiz darstellt, der dem hohen Sicherheitsbedürfnis der Vögel widerspricht. Aufgrund der eingeschränkten Wirksamkeit der akustischen Vergrämung auf Flughäfen wurden zur Verringerung des Vogelschlagrisikos auf Lichteffekten basierende Verfahren entwickelt und mit guten Ergebnissen getestet (Philibin 2005). Dieses weist darauf hin, dass flackerndes Licht als Störfaktor von Relevanz sein kann.

Eine Betroffenheit ist in erster Linie für Bodenbrüter des Offenlands und für Großvögel zu unterstellen, die am Brutplatz sehr störanfällig reagieren (z. B. Seeadler). Für diese Arten ist es wahrscheinlich, dass sie ihre Umwelt in besonders starkem Maße optisch wahrnehmen. Für Gebüschbrüter und Waldarten ist aus der Fachliteratur keine ausgeprägte Empfindlichkeit gegen optische Störungen bekannt (Ausnahme Neuntöter, vgl. Glutz von Blotzheim & Bauer 1993, Bd. 13/II, S. 1179).

Arten, die aufwendige Singflüge vollführen und in geringerem Umfang Arten, die hohe Singwarten und Beobachtungsposten nutzen (z. B. Ortolan), können den Verkehr über Abschirmungen und Gehölze hinweg problemlos wahrnehmen. Einige Arten (z. B. Kiebitz, Feldlerche) würden zu einem Sichtschutz gegen den Verkehr wiederum Sicherheitsabstände einhalten, sodass sich die Besiedelbarkeit der trassennahen Räume nicht wesentlich verbessern würde. Erfahrungswerte zur Wirksamkeit einer Trassenführung in Einschnittslage liegen derzeit weder aus dem In- noch aus dem Ausland vor.

Über einige Sonderfälle hinaus (s. unten) können nach aktuellem Stand des Wissens keine bewährten Verfahren zur Minderung von optischen Störungen durch den Verkehr empfohlen werden.

**Sonderfall: Abschirmung von Wiesenbrüter- und Rastvogelgebieten vor Straßen mit Rad- und Fußgängerverkehr**

Wiesenvögel und Rastvogeltrupps reagieren auf Menschen stärker als auf Fahrzeuge und Gehölzkulissen. Eine Abschirmung der Rad- und Fußwege durch einen geschlossenen niedrigen Gehölzsaum kann das Störpotenzial signifikant reduzieren. In der konkreten Situation ist abzuwägen, ob trotz Verlust der Übersichtlichkeit des Geländes eine Verbesserung der Flächennutzbarkeit aus der Sicht der Vögel erzielt werden kann. Dieses kann z. B. der Fall sein, wenn die abschirmungsnahen Flächen aus anderen Gründen von den Vögeln ohnehin nicht genutzt werden.

**Sonderfall: Abschirmung von Gewässern und Brutkolonien**

Abschirmungen wie landschaftlich eingepasste Wälle und Gehölzstreifen können das Störpotenzial von Straßen für Arten wirksam reduzieren, die das Umfeld von solchen Strukturen nicht meiden. Dieses gilt z. B. für Wasservögel im Binnenland und Reiherkolonien. Im Umfeld von bedeutenden Kolonien ist eine straßennahe hohe Bepflanzung zusätzlich als Kollisionsschutz wirksam.

### 2.3.2 Reduktion des Kollisionsrisikos

Die Mehrheit der Kollisionsopfer rekrutiert sich aus Singvogelarten, die in den straßenbegleitenden Säumen brüten (z. B. Amsel, Kohlmeise, Blaumeise, Goldammer, Grünfink, Rotkehlchen) oder die wie Feld- und Haussperlinge den Straßenrand gezielt aufsuchen.

Wenig wendige Flieger wie Stockente, Fasan, Ringeltaube und Straßentaube sind ebenso wie aasfressende Arten (z. B. Elster, Rabenkähe) stark vertreten (Erritzoe et al. 2003). Seltene Arten sind in den Kollisionsstatistiken schwach oder nicht vertreten, was jedoch auf ihre im Verhältnis geringen Bestände zurückzuführen ist. Insbesondere für die Gruppe der Eulenvögel und einige Greifvögel (Tab. 2, S. 10) können Kollisionsverluste ein Ausmaß erreichen, das die Populationen gefährdet (vgl. Übersicht über weiterführende Literatur in Garniel et al. 2007, S. 115).

Kollisionen von Vögeln mit Fahrzeugen können prinzipiell überall auftreten und sind daher nicht vollständig zu vermeiden. Die räumliche Verteilung der Vogelhabitate im nahen Umfeld der Straße kann aber zu einer überdurchschnittlichen Wechselhäufigkeit der Vögel über die Straße führen und das Vogelschlagrisiko projektbedingt über das durchschnittliche Maß verschärfen.

Zur Ermittlung der besonderen Gefahrenbereiche ist es bei Ausbauvorhaben in der Regel nicht sinnvoll, Zählungen von Kollisionsopfern an der bestehenden Straße durchzuführen. Um zuverlässige Ergebnisse zu erzielen, sind sehr aufwendige Untersuchungen über mehrere Jahre notwendig (Slater 2002), die den Zeitrahmen der Vorhabenplanung in der Regel sprengen würden. Kurzfristige Zählungen liefern keine belastbaren Ergebnisse.
In manchen Bundesländern werden Informationen über Verkehrsopfer langfristig gesammelt. Solchen Daten sind ggf. bei den zuständigen Stellen einzuholen. Liegen keine Informationen für Vögel vor bzw. bei Neubauvorhaben besteht die Möglichkeit, Stellen mit besonderem Gefahrenpotenzial anhand einer vertieften Analyse des Raumnutzungsmusters der Vögel zu identifizieren (vgl. Kap. 1.3.3, S. 47).

Privilegierte Wechselbeziehungen über die Straße sind möglich,

- wenn die Straße gleichartige Biotope zerschneidet bzw. quert (z. B. Wälder, wichtige Saumstrukturen, Fließgewässer),
- wenn die Straße zwischen dem Brutplatz und einem benachbarten, besonders geeigneten Nahrungsraum verläuft (vgl. Beispiel S. 54).
- wenn die Straße im Anflugbereich einer Brutkolonie verläuft,
- wenn die Straße in exponierter Dammlage verläuft,
- wenn der Straßenrand und ggf. der Mittelstreifen für die im Umfeld vorkommenden Arten besonders attraktiv ist.

Durch eine optimierte Trassenführung lassen sich im Einzelfall Konfliktpunkte vermeiden. Zur Reduzierung des Kollisionsrisikos für Vögel kommen einerseits Maßnahmen in Frage, die das Vordringen der Vögel in die Gefahrenzone erschweren und andererseits gestalterische Maßnahmen, die die Attraktivität des Straßenumfeldes für die betroffenen Arten senken. Hierzu gehören z. B.

- ausreichend dimensionierte Querungsbauwerke über Gewässer (z. B. für den Eisvogel),
- Verzicht auf volltransparente Wände im Bereich von Querungsbauwerken,
- Trassenführung in Einschnittslage
- geschlossene Randbepflanzung,
- Verzicht auf die Anbringung von Sitzwarten für Eulen- und Greifvögel im Straßenumfeld,
- Reduktion des Kleinnager-Angebots, insbesondere durch eine entsprechende Gestaltung des Mittelstreifens (z. B. dichte Bodendeckerbepflanzung, Rasengittersteine),
- Kollisionsschutzwände (z. B. dort wo der Stammraum eines Walds angeschnitten wird).

Die gewählten Maßnahmen sind auf ihre Wirksamkeit in der konkreten Situation zu prüfen.

Für manche Art steigt die Attraktivität des Straßenraums mit der anfallenden Aasmenge an. Durch Wildschutzzäune lässt sich der Anfall an größeren Kadavern (z. B. Rehe, Hasen) reduzieren. Verkehrsopfer rekrutieren sich jedoch auch aus Kleinnagern und Kleinsäugern. Um diese Arten wirksam vom Straßenraum fernzuhalten, müsste dieser so stark abgeriegelt werden, dass eine noch stärkere Zerschneidung erzeugt werden würde. Die Wirksamkeit wäre ohnehin ungewiss, da Vögel nach wie vor in den Straßenraum vordringen, dort Kollisionen zum Opfer fallen und andere Vögel wie Mäusebussarde anlocken können.

In Nordamerika wurde eine verschärfte Gefährdung einiger Vogelarten durch straßenbegleitende Bepflanzungen mit Beerensträuchern festgestellt. Sträucher der Gattung *Eleagnus* (Ölweiden) wurden von allen Mittelstreifen gerodet, nachdem festgestellt wurde, dass 95% der Kollisionsopfer Vogelarten angehörten, die sich von den Beeren dieser Gehölze ernähren (Watts & Paxton 2000). Aus Mitteleuropa wurden bislang keine vergleichbaren Erfahrungen gemacht. Eine prinzipielle Betroffenheit besteht für ziehende Singvögel wie z. B. Drosselarten, Mönchsgrasmücken und Klappergrasmücken. Unter den in Fragen kommenden Zugvogelarten sind keine Arten vertreten, die in Deutschland besonders gefährdet sind. Solange keine Beerensträucher im Bereich des Mittelstreifens gepflanzt werden, ist eine verschärfte Gefährdung unwahrscheinlich.

Die Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen EGE empfiehlt zur Ablenkung der durch Kollisionen besonders gefährdeten Eulen vom Straßenraum die Schaffung von neuen geeigneten Nahrungshabitaten abseits von Straßen (mündl. Mitt. W. Breuer, Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen EGE). Die erzielte Schadensminderung ist dennoch ungewiss, da nicht sicher prognostiziert werden kann, ob sich die Eulen tatsächlich vom attraktiven Kleinnagerangebot des Straßenraums ablenken lassen werden. Die Schaffung von neuen Habitaten kommt daher in erster Linie zur Kompensation und zur vorgezogenen Stärkung von gefährdeten Beständen in Frage.

## 2.4 Widersprüchliche Ergebnisse der Schadensminderung

Dichte Straßenrandbepflanzungen können das Kollisionsrisiko z. B. für die von diesem Faktor besonders gefährdete Schleiereule wirksam reduzieren (Guinard 2006). Die Entschärfung der Gefahr für eine Art kann aber zu Lasten anderer Arten gehen, in diesem Fall die Vögel, die in den straßenbegleitenden Gehölzen brüten.

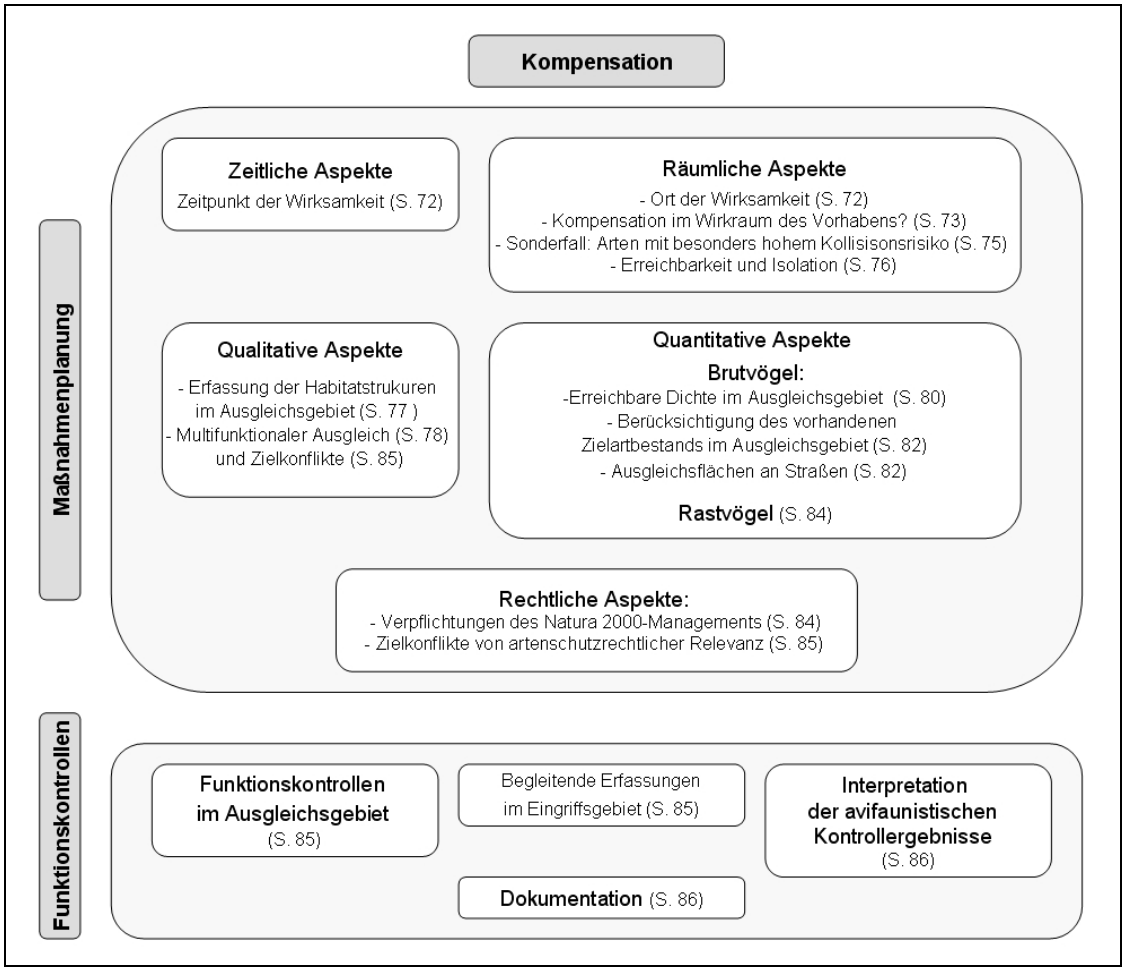
Wenn sich eine Maßnahme positiv auf eine Art und negativ auf eine andere auswirkt, ist im Einzelfall zu prüfen, für welche Art eine höhere Schutzpriorität besteht. Solche Prioritäten ergeben sich z. B. aus dem Status als Erhaltungsziel eines EU-Vogelschutzgebietes oder aus den Gefährdungsgraden der betroffenen Arten. Je höher der prognostizierte Gewinn für eine Zielart ist, umso eher sind Nachteile für andere Arten vertretbar. Als letztes Kriterium ist zu prüfen, für welche der konkurrierenden Arten sich ein unvermeidbarer Schaden am wirksamsten ausgleichen lässt.

# 3 Teil 3: Kompensation

Die folgenden Ausführungen beschränken sich auf Kompensationsformen, die zum physisch-realen Ausgleich von Beeinträchtigungen der Avifauna ergriffen werden. Der dritte Teil der Arbeitshilfe weist auf naturschutzfachliche Anforderungen hin, die für die Mehrzahl der Planungssituationen von Relevanz sind. So wird auf den Zeitpunkt der Ausgleichswirksamkeit und auf die räumlichen Beziehungen von Eingriffs- und Ausgleichsort eingegangen. Methodische Hinweise zur Feststellung der Eignung von potenziellen Ausgleichsflächen werden gegeben. Aufbauend auf den Ergebnissen der Wirkungsprognose (Teil 1) und der Ermittlung der verbleibenden Auswirkungen nach Vermeidung und Minderung (Teil 2) wird gezeigt, wie der Bedarf an Ausgleichsflächen ermittelt werden kann.

Im Mittelpunkt des dritten Teils der Arbeitshilfe stehen Fragen, die spezifisch den Ausgleich von Beeinträchtigungen der Avifauna durch den Straßenverkehr betreffen. Für weitere Informationen zur Thematik der Kompensation und zu verschiedenen Kompensationsarten (Ausgleich, Ersatz, vorgezogene erhaltende Maßnahmen (CEF), artspezifische Kompensationsmaßnahmen (FCS), Maßnahmen zur Kohärenzsicherung) wird auf die geltenden Vorgaben für die landschaftspflegerische Begleitplanung im Straßenbau verwiesen. Über die besonderen Erfordernisse der Kohärenzsicherung im Kontext des Artikel 6, Absatz 4 der FFH-Richtlinie informieren der Auslegungsleitfaden der EU-Kommission (2007) bzw. der Leitfaden zur FFH-Verträglichkeitsprüfung im Bundesfernstraßenbau (BMVBW 2004).

**Leitfaden durch Teil 3 der Arbeitshilfe**



## 3.1 Zeitliche Aspekte

Hinsichtlich des Zeitpunktes der Wirksamkeit der Ausgleichsmaßnahmen ergeben sich keine spezifischen avifaunistischen Anforderungen. Wie für andere Organismengruppen und Biotope ist eine Wirksamkeit zum Zeitpunkt des Eingriffs grundsätzlich anzustreben und in manchen Fällen unabdingbar.

Insbesondere für vorgezogene Ausgleichsmaßnahmen und Maßnahmen zur Kohärenzsicherung sind die Entwicklungszeiten der Vogelhabitate zu berücksichtigen, die neu geschaffen bzw. aufgewertet werden sollen. Bekanntlich sind lange Entwicklungszeiträume notwendig, bis sich z. B. in Wäldern, Niedermooren und Röhrichten die für manche Vogelarten erforderliche innere Strukturvielfalt herausgebildet hat. Andere Maßnahmen sind deutlich schneller wirksam. Brut- und Nahrungsräume für Offenlandvögel können durch eine Nutzungsanpassung geschaffen werden. Rastgebiete für Zugvögel lassen sich z. B. durch die Beseitigung von störenden Gehölzreihen oder durch eine Unterlassung der Jagd in der Rastzeit mit sofortiger Wirkung aufwerten.

Wenn eine unvermeidbare Verzögerung bis zur Wirksamkeit der Maßnahmen absehbar ist, besteht bei Maßnahmen zur Kohärenzsicherung die Möglichkeit, den Ausgleichsumfang zu erhöhen (EU-Kommission 2007). Als Voraussetzung gilt allerdings, dass ein unumkehrbarer Einbruch der betroffenen Vogelpopulation mit Sicherheit ausgeschlossen werden kann.

## 3.2 Räumliche Aspekte

### 3.2.1 Vorgaben hinsichtlich des Ortes der Wirksamkeit

Je nach Zweck einer Maßnahme können sich hinsichtlich ihres Wirkungsortes unterschiedliche Vorgaben ergeben. Der Standort von artenschutzrechtlichen Maßnahmen so zu wählen, dass die ökologische Funktion der betroffenen Fortpflanzungs- oder Ruhestätten im räumlichen Zusammenhang gewahrt bleibt.

CEF-Maßnahmen[1] müssen den Individuen bzw. den örtlich betroffenen Beständen zugute kommen. Als Standorte kommen daher Flächen in Frage, die innerhalb beeinträchtigten Lebensraums (Revier, ggf. angrenzende Teillebensräume) liegen. Die wirksamste Maßnahme zum Erhalt ist die Erhöhung der Populationsgröße durch Habitatverbesserung oder Etablierung weiterer Habitatflächen im Aktionsraum der betroffenen Bestände.

FCS-Maßnahmen[2] müssen artbezogen die prognostizierten Funktionsverluste ausgleichen. Im Gegensatz zu CEF-Maßnahmen müssen sie nicht im engem räumlichen Verbund mit dem beeinträchtigten Habitat der lokalen Population stehen, soweit sie zur Erhaltung des günstigen Zustands der betroffenen Art beitragen.

CEF- und FCS-Maßnahmen eines Vorhabens können zur Effektivitätssteigerung gebündelt mit entsprechenden Maßnahmen aus anderen Projekten umgesetzt werden. Ggf. kommt auch eine Beteiligung an Artenschutzprogrammen in Frage.

---

[1] CEF-Maßnahme: Vorgezogene Ausgleichsmaßnahme zur Erhaltung der ökologischen Funktion der Fortpflanzungs- und Ruhestätten geschützter Arten („*measure to ensure the continuous ecological functionality*“)

[2] FCS-Maßnahme: Kompensationsmaßnahme zur Verbesserung des Erhaltungszustandes geschützter Arten („*measure to ensure the favourable conservation status*“)

Für Maßnahmen zur Kohärenzsicherung, die als Ausgleich für erhebliche Eingriffe in das Netz Natura 2000 ergriffen werden, besteht die allgemeine Vorgabe, die Maßnahmen innerhalb der betroffenen biogeographische Region umzusetzen. Im Falle von Eingriffen in EU-Vogelschutzgebieten sind die Maßnahmen innerhalb des Verbreitungsgebiets der betroffenen Arten, bei Zugvögeln an derselben Zugroute oder in demselben Überwinterungsgebiet zu ergreifen. Ferner sollte das Gebiet Funktionen erfüllen, die mit denen vergleichbar sind, die für die Auswahl des ursprünglichen Gebiets entscheidend waren.

In ihrem Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der 'Habitat-Richtlinie' 92/43/EWG hebt die EU-Kommission die Bedeutung des funktionalen Ausgleichs hervor: „*Der Ort der Ausgleichsmaßnahmen sollte so gewählt werden, dass – was die Bewahrung der globalen Kohärenz des Netzes Natura 2000 betrifft – die größte Wirksamkeit erreicht wird.*“ (EU-Kommission 2007, S. 20)

Da die Maßnahmen den beeinträchtigten Arten zugute kommen müssen und da die Wechselbeziehungen innerhalb des Netzwerkes Natura 2000 weiterhin funktionieren müssen, ergibt sich als logische Konsequenz, dass der Ausgleich in einer für die Zielarten[3] nach Möglichkeit überwindbaren Entfernung vom beeinträchtigten Standort umgesetzt werden muss. Für Arten mit sehr großen Aktionsräumen ist dieses nicht zwingend erforderlich, solange das neue Gebiet für diese Arten erreichbar ist.

**Auszug aus dem Auslegungsleitfaden der EU-Kommission (2007)**

„Darüber hinaus herrscht allgemeine Übereinstimmung darin, dass die lokalen Bedingungen, die für die Wiederherstellung der auf dem Spiel stehenden ökologischen Werte erforderlich sind, möglichst in der Nähe des durch den Plan bzw. durch das Projekt beeinträchtigten Gebiets liegen sollte. Aus diesem Grunde erscheint es als die optimale Lösung, als Ort der Ausgleichsmaßnahmen ein Gebiet zu wählen, das innerhalb oder in der Nähe des betroffenen Natura 2000-Gebiets liegt und das geeignete Bedingungen für eine erfolgreiche Durchführung der Ausgleichsmaßnahme aufweist. Allerdings ist dies nicht in allen Fällen möglich. Daher muss eine Reihe von Prioritäten festgelegt werden, die bei der Suche nach Orten, die die Anforderungen der Habitat-Richtlinie erfüllen, zu beachten sind:

1) Ort der Ausgleichsmaßnahme innerhalb des für Natura 2000 ausgewiesenen Gebiets unter der Voraussetzung, dass innerhalb dieses Gebiets die erforderlichen Elemente zu finden sind, die die Wahrung der ökologischen Kohärenz und der Funktionalität des Netzes gewährleisten.

2) Ort der Ausgleichsmaßnahme außerhalb des betroffenen Natura 2000-Gebiets, aber innerhalb derselben topografischen oder landschaftlichen Einheit. Voraussetzung ist, dass das gewählte Gebiet denselben Beitrag zur ökologischen Struktur und/oder Funktionalität des Netzes leisten kann wie das ursprüngliche Gebiet. (..).

3) Ort der Ausgleichsmaßnahme außerhalb des im Rahmen von Natura 2000 ausgewiesenen Gebiets und innerhalb einer anderen topografischen oder landschaftlichen Einheit. Bei dem gewählten Ort kann es sich um ein anderes im Rahmen von Natura 2000 ausgewiesenes Gebiet handeln.“ (ebd. S. 21)

### 3.2.2 Eignung des Wirkraums des Vorhabens für Ausgleichsmaßnahmen

Das Bestreben, einen Ausgleich im betroffenen Bezugsraum zu erzielen, d.h. dort wo die Beeinträchtigung stattfindet, steht im Widerspruch mit der Qualitätsminderung, die trassennahe Räume als Vogelhabitate durch den Verkehr erleiden. Da Vögel im Unterschied zu anderen Organismen vergleichsweise mobil sind, ergeben sich jedoch meistens geringere Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl der potenziell geeigneten Ausgleichsflächen als beispielweise für Pflanzen oder Biotope.

[3] Die Vogelarten, für die ein Ausgleichbedarf besteht, werden als „Zielarten“ des Ausgleichskonzeptes bezeichnet.

Auf Sonderfälle, in denen ein eingriffsnaher Ausgleich naturschutzfachliche Vorteile bietet, wird im Kap. 3.2.2.1 (S. 75) eingegangen.

Nach Möglichkeit sollten die Maßnahmen in geeigneten und störungsarmen Gebieten umgesetzt werden, in denen weder das Vorhaben noch andere Störquellen eine Ansiedlung der Zielarten einschränken. Diese Forderung ist allerdings in vielfältig beanspruchten Landschaften nicht immer zu erfüllen. In der Praxis wird sich deshalb die Frage der Eignung des Wirkraums des Vorhabens als Maßnahmenstandort häufig stellen.

- Eignung der Bereiche bis 100 m vom Fahrbahnrand

  Die Ergebnisse des FuE-Vorhabens „Vögel und Lärm“ (Garniel et al. 2007) zeigen, dass die ersten 100 m vom Fahrbahnrand Vögeln aller Arten eindeutig suboptimale Lebensbedingungen bieten. Dieses gilt auch für Singvogelarten, die zwar dort in stellenweise hoher Dichte vorkommen, jedoch nach aktuellen Wissenstand einen herabgesetzten Bruterfolg haben.

  Bei Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h ist der Streifen von 0 bis 100 m vom Fahrbahnrand für die Entwicklung von hochwertigen Ausgleichslebensräumen für Vögel grundsätzlich nicht geeignet. Bei Verkehrsmengen unter 10.000 Kfz/24h kann im Einzelfall ein Ausgleich möglich sein. Dabei sind die artenspezifischen Einschränkungen der Habitateignung in den ersten 100 m zu berücksichtigen.

  Für Vogelarten mit besonders hoher Kollisionsgefährdung ist die Zone der ersten 100 m unabhängig von der Verkehrsmenge für Ausgleichsmaßnahmen ungeeignet.

- Eignung der Bereiche von 100 m bis zur kritischen Effektdistanz bzw. zur Isophone des kritischen Schallpegels der Zielart

  In Entfernungen von über 100 m vom Fahrbahnrand schränken die Wirkungen des Verkehrs das Besiedlungspotenzial einer Ausgleichsfläche zwar weniger stark ein als in den ersten 100 m, grundsätzlich ist jedoch Maßnahmenstandorten außerhalb des Wirkraums des Vorhabens nach Möglichkeit den Vorrang einzuräumen.

  Im Vergleich zu einer trassenfernen Fläche gleicher Beschaffenheit unterliegt eine Ausgleichsfläche im Wirkraum des Vorhabens der gleichen Werteinschränkung, die zur Ermittlung der Eingriffsintensität – ggf. nach Minderungsnahmen – zugrunde gelegt wird. Je stärker die verkehrsbedingte Abnahme der Habitateignung ist, umso größer bzw. qualitativ hochwertiger muss die Ausgleichsfläche sein, um die gleiche Ausgleichsleistung zu erzielen wie auf einer ungestörten Fläche. Generell ist ein Ausgleich innerhalb des für die Zielart relevanten Wirkraums zwar weniger effektiv, wenn sich aber der Ausgleichsbedarf auf wenige Brutpaare beläuft und wenn die verfügbaren Flächen ein hohes Aufwertungspotenzial besitzen, können Maßnahmen innerhalb der Effektdistanz oder der Iso-phone des kritischen Schallpegels in Frage kommen (vgl. Kap. 3.2.2.1).

  Für Vogelarten mit besonders hoher Kollisionsgefährdung sind Ausgleichsmaßnahmen im Wirkraum des Vorhabens in der Regel nicht sinnvoll, es sei denn, dass Kollisionen mit Fahrzeugen durch spezielle Maßnahmen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden können. Es besteht allerdings noch Forschungsbedarf über die Wirksamkeit von Maßnahmen zur Reduktion des Kollisionsrisikos der hierfür besonders anfälligen Arten (Tab. 2, S. 10) (Kap. 3.2.3, S. 75).

- Eignung der Bereiche außerhalb der Wirkzone des Vorhabens

  Für Maßnahmen, die außerhalb der Wirkzone des Vorhabens ergriffen werden, schlägt keine vorhabensbedingte Reduzierung der Eignung als Vogellebensraum zu Buche. Das Besiedlungspotenzial von trassenfernen Fläche ergibt sich aus den dortigen standörtlichen Gegebenheiten.

#### 3.2.2.1 Sonderfälle, in denen ein eingriffsnaher Ausgleich naturschutzfachliche Vorteile bieten kann

Das geltende Recht verlangt Ausgleichsmaßnahmen im engen funktional-räumlichen Zusammenhang, wenn diese als sachgerecht anzusehen sind.

In Sonderfällen kann es angebracht sein, Ausgleichsmaßnahmen eingriffsnah zu realisieren. Unter „eingriffnah“ sind hier Bereiche zu verstehen, die aus der Sicht der betroffenen Arten zwar innerhalb des Wirkraums des Vorhabens (entsprechend der jeweiligen Effektdistanz bzw. Isophone des kritischen Schallpegels), jedoch bei Verkehrsmengen über 10.000 Kfz/24h in einem Abstand von mindestens 100 m vom Straßenrand liegen.

Im Einzelfall kann es sich anbieten, eine Restfläche, die sonst unterhalb der Mindestgröße der Besiedelbarkeit durch eine Art fallen würde, durch geeignete Maßnahmen innerhalb des Wirkraums zu erweitern.

Die Attraktivität einer Ausgleichsfläche kann in manchen Fällen durch den räumlichen Anschluss an bereits besiedelte Gebiete gesteigert werden. Dieser Aspekt kann für Arten mit ausgeprägter Brutortstreue von Relevanz sein. Solche Arten (z.B. der Große Brachvogel) neigen dazu, alljährlich zur selben Fläche zurückzukehren. Das Angebot von attraktiven Habitaten im Aktionsraum der Vögel steigert die Wahrscheinlichkeit, dass bei Störung eine Verlagerung auf benachbarte Flächen stattfinden wird.

Einige Untersuchungen deuten darauf hin, dass breite und stark befahrene Straßen von kleinen Singvögeln selten gequert werden, obwohl ihre Flugfertigkeiten es theoretisch erlauben würden (Junker-Bornholdt 1998). Straßen können daher auch für Vögel eine Barrierewirkung entfalten. Andere Arten haben wiederum keine Hemmungen, Straßen zu queren, und setzen sich bei häufigen Wechseln einem erhöhten Kollisionsrisiko aus. Die Kernlebensräume im Umfeld des Brutplatzes und z. B. als Ausgleich bereitgestellte Nahrungsräume sollten daher auf der gleichen Straßenseite liegen.

Wenn der Ausgleich innerhalb des Wirkraums des Vorhabens umgesetzt wird, sollte versucht werden, durch eine entsprechende Landschaftsgestaltung und Anordnung der Ausgleichsflächen die Vögel vom straßennahen Bereich abzulenken.

### 3.2.3 Sonderfall der durch Kollisionen besonders gefährdeten Arten

Die Wahrscheinlichkeit von Vogelverlusten durch Kollisionen mit Fahrzeugen lässt sich durch einen ausreichenden Abstand zwischen Maßnahmenflächen und Straße auf ein Niveau senken, das sich vom allgemeinen, unabhängig vom geplanten Vorhaben gegebenen Kollisionsrisiko nicht unterscheidet. Bei den meisten Arten wird dieses durch einen Verzicht auf Ausgleichsmaßnahmen innerhalb des trassennahen 100 m-Korridors erreicht.

Einige Arten suchen jedoch den Straßenrand gezielt und aus größeren Entfernungen zur Nahrungssuche auf. Als besonders gefährdet gelten der Ziegenmelker, die gesamte Gruppe der Eulen sowie einige Greife. Für diese Arten sind Ausgleichsmaßnahmen innerhalb eines Abstandes von 1 km von Straßen über 10.000 Kfz/24h im Regelfall nicht sinnvoll, es sei denn, dass Kollisionen mit Fahrzeugen durch spezielle Maßnahmen mit sehr hoher Wahrscheinlichkeit ausgeschlossen werden können. Der große Abstand von 1 km ist dadurch begründet, dass es sich um Arten handelt, die in der Regel mit sehr geringen Bestandszahlen vorkommen und für deren Populationen der Verlust einzelner Individuen relevant sein kann.

Die Mindestentfernung von 1 km wird in Anlehnung an Empfehlungen der Länderarbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten bezüglich „Abstandsregelungen für Windenergieanlagen (WEA) zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätzen ausgewählter Vogelarten“ benannt (LAG-VSW 2007). Dieser Wert charakterisiert eine vorsorglich definierte Pufferzone, die für Windenergieanlagen als Ausschlussbereich eingestuft wird.

Darüber hinaus werden von der LAG-VSW (2007) bis zu 10 km große, artspezifische Prüfbereiche benannt, in denen WEA kritisch sein könnten. Diese Prüfbereiche und die Betroffenheit der Arten sind nicht unmittelbar auf Straßenbauvorhaben übertragbar. So sind Schwarzstörche aufgrund ihrer Flughöhe durch Kollisionen mit WEA zwar besonders gefährdet, mit dem Straßenverkehr jedoch nicht. Eine Heranziehung der Prüfbereiche nach LAG-VSW (2007) zur Ermittlung des Mindestabstands zwischen Straßen und Ausgleichsflächen ist daher nicht sinnvoll.

### 3.2.4 Erreichbarkeit und Isolation von Ausgleichsflächen

Große Rastvogeltrupps nutzen regelmäßig mehrere Rastplätze im Verbund. Die Ausgleichsflächen müssen deshalb innerhalb einer für die Vögel erreichbaren Entfernung liegen. Dieser Aspekt ist insbesondere für Gänsetrupps von Bedeutung, die in ihren Überwinterungsgebieten jede Nacht zu einem festen Schlafplatz zurückkehren. Ist der Abstand zwischen Schlafplatz und neu geschaffenen Nahrungsflächen zu groß, wird der Flug dorthin zu energieaufwendig. Ferner besteht die Gefahr, dass die Vögel die Flächen nicht finden. Zu weit entfernte Flächen werden daher mit hoher Wahrscheinlichkeit nicht angenommen.

Zur Beurteilung der Eignung von potenziellen Maßnahmenflächen als Vogelhabitate ist ihre Erreichbarkeit für die Zielarten von Relevanz. Für die Mehrzahl der Vogelarten spielt die Frage der Isolation von Teilpopulationen zwar eine geringere Rolle als für weniger mobile Organismen, dennoch können für einige Vogelarten Biotopverbundaspekte von Relevanz sein. So ist vom Mittelspecht bekannt, dass er ungern Offenlandstrecken über 5 km überwindet und dass Waldinseln häufig deshalb unbesiedelt bleiben (Pasinelli et al. 2008).

Isolierte Ausgleichsflächen können trotz ansonsten optimaler Eignung längere Zeit unbesiedelt bleiben, wenn die Größe des Aktionsraums, das Dispersionsverhalten der Art (d.h. wie weit eine Art streut, um neue Flächen zu besiedeln) und die Entfernung zu größeren Spenderpopulationen nicht ausreichend berücksichtigt werden. Je seltener die Zielart ist, umso geringer ist die Wahrscheinlichkeit, dass die Vögel eine isolierte Fläche innerhalb eines Zeithorizontes, der den an Ausgleichsmaßnahmen gestellten Anforderungen genügt, zufällig entdecken.

Eine besonders hohe Wirksamkeit ist zu erwarten, wenn sich die Ausgleichsflächen innerhalb großräumiger Verbundsysteme (z.B. Biotopverbundsysteme der Länder) einfügen.

## 3.3 Qualitative Aspekte

### 3.3.1 Bestimmung der Eignung als Ausgleichsfläche: Erfassung der avifaunistisch relevanten Eigenschaften im potenziellen Ausgleichsgebiet

Vögel brauchen nicht nur einen Nistplatz. Die vollständige Lebensstätte besteht aus verschiedenen Elementen, die sich in vertretbaren Entfernungen (d.h. im Aktionsraum des Individuums) befinden und in ausreichendem Umfang vorhanden sein müssen. Im Einzelnen können Balzplätze, Brutplätze, Singwarten, Jagdansitze, Nahrungsflächen, Schlafplätze usw. benötigt werden. Fehlt ein entscheidender Teil des Habitatgefüges, so kann die Besiedlung ausbleiben. Eine ausgleichsrelevante Aufwertung kann durch die Schaffung bzw. die Optimierung von Elementen erzielt werden, die im von der Zielart genutzten Habitatverbund unterrepräsentiert sind.

Das artspezifische Entwicklungspotenzial einer Maßnahmenfläche wird durch eine Vielzahl von Faktoren bestimmt, u.a. durch

- die Mindestgröße der zu entwickelnden Habitate,
- das Vorhandensein geeigneter Standortfaktoren (z. B. Hydrologie, Boden),
- das Vorhandensein einer geeigneten Vegetation (z. B. bestimmte Baumarten, Altschilfbestände),
- das Vorhandensein von Nutzungen und Strukturen, die bei der Art eine Meidung auslösen (z. B. Freileitungen),
- durchsetzbare Bewirtschaftungsauflagen auf genutzten Flächen (einschließlich der Jagd und verschiedene Formen der Erholungsnutzung),
- funktionale und räumliche Zusammenhänge zwischen den Ausgleichsflächen und angrenzenden, nutzbaren Habitaten,
- und, bei manchen Arten, das Vorhandensein geeigneter Spenderpopulationen.

Die hier benannten Faktoren sind nicht für alle Arten gleichermaßen relevant. Zur Einschätzung der Eignung einer potenziellen Ausgleichsfläche wird daher ornithologisches Fachwissen benötigt. Als Grundlage der Konzeptentwicklung ist eine Erfassung der avifaunistisch relevanten Eigenschaften der Ausgleichsfläche notwendig.

Die Erfassung richtet sich nach den Zielarten und wird mit dem Ziel durchgeführt, folgende Informationen über die Maßnahmenfläche zu liefern:

- Störquellen, die auf das Maßnahmengebiet einwirken (z. B. Straßen, Hochspannungsleitungen, manche Formen der Erholungsnutzung, andere Vorhaben mit ausreichender Planverfestigung),
- vorhandene Habitatstrukturen,
- aktuelle Defizite,
- bereits vorhandener Zielartbestand der Fläche,
- mögliche Zielkonflikte mit Arten, die im geplanten Maßnahmengebiet vorkommen.

Die Erfassung des Bestandes der Zielart vor der Umsetzung der Maßnahmen ist aus zweierlei Gründen von Relevanz. Zum einen erhöht das Vorkommen der Zielart im zukünftigen Ausgleichsgebiet die Erfolgsaussichten der Maßnahmen. Zum anderen muss die Fläche ein ausreichendes Aufwertungspotenzial besitzen. Wenn die Zielart bereits relativ zahlreich vertreten ist, lässt sich ihr Bestand nur bis zu einem gewissen Grad verdichten. Der Zielartbestand kann durch Geländeaufnahmen bzw. – soweit vorliegend – durch eine Auswertung vorhandener Daten erfolgen.

Maßnahmen führen zu einer unterschiedlich tiefgreifenden Veränderung des Landschaftszustandes. Mit diesen Veränderungen können negative Auswirkungen für andere Vogelarten oder Arten anderer Gruppen einhergehen (z.B. Förderung von winterlichen Überflutungen in einem Raum mit Haselmauskobeln). Um eventuelle Zielkonflikte u.a. aus artenschutzrechtlicher Sicht zu bewältigen, können spezifische Kartierungen erforderlich sein.

Die relevanten Parameter sind art- und standortspezifisch. Sie sollten daher im Einzelfall in Abstimmung mit den mit der Erfassung beauftragten, sachkundigen Personen bestimmt werden. Eine Standardisierung ist nicht sinnvoll.

### 3.3.2 Fachliche Konzeptentwicklung

Eine Auflistung von einzelnen Maßnahmen in der vorliegenden Arbeitshilfe ist aufgrund der Vielfalt der in Frage kommenden Maßnahmen nicht sinnvoll. Für die konkrete Maßnahmenplanung ist eine Auswertung der Literatur zu artspezifischen Förder- und Managementprogrammen ratsam. Solche Studien liegen aus dem In- und Ausland für eine Vielzahl von Vogelarten vor. Da sich dieselbe Art innerhalb des Bundesgebiets nicht immer überall gleich verhält, sind Maßnahmen, die in der Region bereits erfolgreich erprobt wurden, von besonderer Bedeutung. Als Grundlagen bieten sich z.B. Informationen aus regionalen Artenschutzprojekten, aus Monitoring-Berichten zu anderen Kompensationsmaßnahmen, aus Gutachten zur Bewertung von Aufwertungsmaßnahmen und sonstigen Naturschutzprojekten sowie aus Funktionsbewertungen von Vertragsnaturschutzprogrammen an.

### 3.3.3 Multifunktionaler Ausgleich

Der Ausgleichsbedarf z.B. für Biotope und verschiedene Vogelarten lässt sich unter Berücksichtigung der ökologischen Ansprüche der Zielarten häufig gemeinsam umsetzen. Es ist jedoch darauf zu achten, dass eine übermäßige Konkurrenz um dieselben Ressourcen (z.B. Brutstätten, Nahrung) unter den Zielarten ausgeschlossen ist. Im Extremfall sind Beute / Feindbeziehungen zu beachten. Ein multifunktionaler Ausgleich darf nicht dazu führen, dass Abstriche hinsichtlich der notwendigen Habitatqualität und Habitatgröße in Kauf genommen werden.

Ein gelungener multifunktionaler Ausgleich bietet die Möglichkeit, reich strukturierte Landschaftsausschnitte zu entwickeln, die von Zielarten mit komplementären Ansprüchen besiedelt werden können (z. B. Heidelandschaft mit Ziegenmelker, Heidelerchen und Grünspecht). Solche Landschaften bieten meistens weiteren Arten geeignete Lebensräume, sodass durch spontane Einwanderung eine Erhöhung der biologischen Vielfalt erzielt werden kann.

### 3.3.4 Schränkt die verlangte Prognose der Wirksamkeit das Spektrum der in Frage kommenden Maßnahmen ein?

Hohe Ansprüche werden an ihrer zukünftigen Wirksamkeit von Ausgleichsmaßnahmen gestellt. Dabei ist zu beachten, dass die Schaffung von neuen Habitatflächen immer nur ein Angebot sein kann. Ob wildlebende Tiere dieses Angebot vollständig und kurzfristig annehmen werden, lässt sich nicht mit absoluter Sicherheit vorhersagen. Dieses gilt sowohl für Maßnahmen, die vom Naturschutzressort als Pflege- und Entwicklung von Schutzgebieten umgesetzt werden, als auch für Maßnahmen, die zum Ausgleich von Eingriffen ergriffen werden.

Die beiden folgenden Beispiele werden stellvertretend für Maßnahmen angeführt, deren Erfolg schwer quantifizierbar ist. Dennoch wäre es kontraproduktiv, gänzlich darauf zu verzichten.

**Beispiel künstliche Nisthilfen**

Die Mehrzahl der künstlichen Nisthilfen werden von mehreren Brutvogelarten genutzt. Das Risiko einer Fehlbesetzung besteht nicht für alle Arten und alle Nisthilfenmodelle. Für einige Arten wurden nachweislich positive Erfahrungen mit künstlichen Brutmöglichkeiten gemacht. Zu diesen Arten gehören z. B. die Hohltaube, der Wiedehopf, die Wasseramsel, der Eisvogel und der Steinkauz. Künstliche Nisthilfen können jedoch schädlich sein, wenn sie die Vögel zu Standorten locken, an denen keine ausreichende Nahrungsgrundlage zur Jungenaufzucht zur Verfügung steht.

Künstliche Nisthilfen stellen kein Allheilmittel und keine Dauerlösung dar. Zur Überbrückung der anfänglichen Brutplatzarmut in einem Maßnahmengebiet mit langer Entwicklungszeit können sie für einige Arten – soweit das Gebiet ihren übrigen Erfordernissen entspricht – gute Dienste leisten. Je spezieller das Nisthilfenmodell auf die Bedürfnisse einer Art zugeschnitten ist, umso geringer ist das Risiko einer Besetzung durch Nicht-Zielarten.

**Beispiel Nahrungsflächen für Eulen**

Die Gesellschaft zur Erhaltung der Eulen empfiehlt zur Ablenkung der durch Kollisionen besonders gefährdeten Eulen vom Straßenraum die Schaffung von neuen geeigneten Nahrungshabitaten in einem sehr großen Abstand zu Straßen. Die erzielte Schadensminderung ist dennoch ungewiss, da nicht sicher prognostiziert werden kann, ob sich die Eulen tatsächlich vom attraktiven Kleinnagerangebot des Straßenraums ablenken lassen werden. Für einen Einsatz als CEF-Maßnahme bzw. als Maßnahme zur Schadensbegrenzung ist die projektbezogene Erfolgswahrscheinlichkeit einer solchen Maßnahme möglicherweise zu gering. Zur Stärkung der gefährdeten Population als FCS-Maßnahme ist die Schaffung von attraktiven Nahrungsräumen abseits von Straßen dagegen sinnvoll.

Es lässt sich zwar nicht sicher prognostizieren, dass durch ein alternatives Nahrungsangebot Kollisionen vermieden werden. Dass die Maßnahme zur Stärkung der Population beitragen wird, lässt sich hingegen mit ausreichender Sicherheit belegen, soweit die neuen Nahrungsflächen in einem großen Abstand von Straßen und anderen Gefahrenquellen wie Mittelstromleitungen (Breuer et al. 2009) liegen.

Wie aus diesen Beispielen hervorgeht, ist es entscheidend, mit welcher Funktion eine Maßnahme eingesetzt wird, z.B. ob sie der Vermeidung, dem vorgezogenen Ausgleich oder der nachhaltigen Stützung einer gefährdeten Vogelpopulation dienen soll. Ihre Wirksamkeit lässt sich mit jeweils unterschiedlicher Sicherheit prognostizieren. Eine Maßnahme, die als Vermeidungsmaßnahme eine Beeinträchtigung nicht mit sofortiger Wirkung und hoher Wahrscheinlichkeit abzuwenden vermag, kann ein sinnvoller Baustein in einem Ausgleichskonzept sein. Wie die beiden oben beschriebenen Beispiele zeigen, sind Maßnahmentypen oft nicht an sich von sicherer oder unsicherer Wirksamkeit. Vielmehr hängt ihre Effizienz von der konkreten Planungssituation und von der ihnen zugedachten Funktion im Ausgleichskonzept ab. Zum Nachweis der Wirksamkeit einer Maßnahme gehört daher eine klare Darstellung der intendierten Wirkung. Als Wirksamkeitsbeleg können positive Effekte angeführt werden, die an anderer Stelle unter vergleichbaren Einsatzbedingungen erzielt wurden.

## 3.4 Quantitative Aspekte: Umfang der benötigten Ausgleichsflächen

### 3.4.1 Ausgleichsflächen für Brutvögel

Für Brutvögel ergibt sich der Ausgleichsbedarf aus der Anzahl der beeinträchtigten Brutpaare, die – ggf. nach Maßnahmen zur Vermeidung und Schadensbegrenzung – nach der in den Kapiteln 1.3 (S. 33ff.) und 2.2.5 (S. 62ff.) vorgestellten Methode ermittelt wurde.

Wenn ein physisch-realer Ausgleich für eine konkrete Anzahl von Brutpaaren, z. B. 10 Kiebitzpaare, zu leisten ist, reicht eine Zielbestimmung wie „Schaffung von extensiv genutztem Feuchtgrünland für Kiebitze“ nicht aus. Die Maßnahme muss im Ergebnis „extensiv genutztes Feuchtgrünland ausreichend für 10 beeinträchtigte Kiebitzbrutpaare“ bereitstellen.

#### 3.4.1.1 Ermittlung der erreichbaren Siedlungsdichte auf einer konkreten Ausgleichsfläche

Wie dicht Brutvögel siedeln können, hängt u.a. von der erreichbaren Habitatqualität auf der Ausgleichsfläche, vom Verhalten der Art in der Region und vom Mindestabstand ab, den territoriale Vögel zueinander halten. Diese Faktoren bestimmen die Siedlungsdichte einer Vogelart pro Flächeneinheit.

**Exkurs: Siedlungsdichte**

Definition: „Zahl der Erfassungseinheit (u. a. Reviere, Paare, singende Männchen) pro Flächeneinheit (z. B. ha)“ (Südbeck et al. 2005, Glossar)

Die Siedlungsdichte ist ein artspezifisches Maß. Sie wird gewöhnlich für 10 ha große Flächen bzw. für 1 km lange lineare Strukturen angegeben.

Warum wird zur Bestimmung der benötigten Ausgleichsfläche die Siedlungsdichte und nicht die Reviergröße herangezogen?

- Das Revier umfasst nicht nur den Bereich, den ein Brutpaar gegen Artgenossen verteidigt, sondern auch brutplatzfernere Räume, die zur Nahrungssuche von benachbarten Brutpaaren – ähnlich einer Allmende – gemeinsam genutzt werden. Bei Arten mit sehr großen Revieren ergibt die Siedlungsdichte als Anzahl der Brutpaare / Fläche ein realistischeres Bild des benötigten Raums als die Summe einzelner Revierflächen.
- Gewöhnlich ist die Siedlungsdichte umso größer, je optimaler die betrachtete Fläche die Ansprüche der Vögel erfüllt. Dieses betrifft nicht nur die Anzahl der verfügbaren Brutplätze, sondern u. a. auch das Nahrungsangebot. Je spärlicher die Nahrungsgrundlage, umso größer sind die Räume, die die Vögel zur Deckung ihres Nahrungsbedarfs absuchen müssen. Nahrungsarme Räume werden oft trotz ausreichender Nistmöglichkeiten nicht angenommen. Durch Bezugnahme auf die Siedlungsdichte können die Vergleichswerte herangezogen werden, die für unterschiedliche Habitattypen und Qualitätszustände dieser Habitate aus der Fachliteratur zur Verfügung stehen. Dieser Aspekt ist entscheidend, um die erreichbare Zunahme des Vogelbestandes durch Aufwertungsmaßnahmen einzuschätzen.
- Durch eine optimale Gestaltung der Ausgleichsfläche kann die Siedlungsdichte erhöht werden, jedoch nur bis zu einem gewissen Punkt. Brutpaare von Vogelarten mit Territorialverhalten halten unabhängig von der Habitatqualität einen artspezifischen Abstand zueinander ein, sodass sich ihre Siedlungsdichte nicht beliebig erhöhen lässt. Bei Arten ohne ausgeprägtes Territorialverhalten (z. B. Hohltaube) oder mit kleinen Revieren werden dagegen in Optimalhabitaten sehr hohe Siedlungsdichten erreicht.
- Je nach Grundriss der genutzten Habitate wird die Siedlungsdichte in Brutpaare pro Fläche oder in Brutpaare pro Hecken-, Saum- oder Uferlänge ausgedrückt. Manche Arten stellen Ansprüche, die sich sowohl auf eine Mindestlänge von linearen Strukturen als auch auf eine Mindestfläche von Landschaftselementen beziehen (z. B. Rebhuhn).

Der Rückgriff auf Erfahrungswerte der Siedlungsdichte ermöglicht die Verwendung der Ergebnisse von ornithologischen Untersuchungen und erhöht die Sicherheit der Erfolgsprognose.

Anhand der avifaunistisch relevanten Eigenschaften, die zur Einschätzung der Eignung der Ausgleichsfläche für die Zielarten erfasst wurden (vgl. Kap.3.3.1, S. 77), lässt sich die zukünftige Qualität der Ausgleichsfläche einschätzen.

In allgemeinen Werken der ornithologischen Fachliteratur (z. B. Glutz von Blotzheim & al. 1985-1997, Bauer et al. 2005) werden für die einzelnen Brutvogelarten sehr breite Spannen der möglichen Siedlungsdichten angegeben. Sie stammen aus klimatisch verschiedenen Regionen und basieren auf unterschiedlich großen Bezugsräumen mit einem stark schwankenden Anteil an nutzbaren Bereichen. Die niedrigsten Werte kennzeichnen häufig die Dichten der Arten in ungünstigen Habitaten oder am Rande ihres natürlichen Verbreitungsareals. Wenn zur Einschätzung der zukünftigen Siedlungsdichten auf Ausgleichsflächen vorsorglich der geringste Wert der Spannen herangezogen würde, so würde dieses in den meisten Fällen ein Flächenbedarf nach sich ziehen, der aus der konkreten Sachlage nicht zu rechtfertigen wäre. Da die verfügbaren Ausgleichsflächen erfahrungsgemäß ein unterschiedliches Aufwertungspotenzial besitzen, wäre es auch nicht angemessen, mit dem Hinweis auf eine geplante Aufwertung grundsätzlich von der höchstmöglichen Siedlungsdichte auszugehen.

Auf manchen Flächen lassen sich durch geeignete Maßnahmen sehr hohe Siedlungsdichten erreichen, auf anderen ergeben sich aufgrund der standörtlichen Voraussetzungen der Flächen und ihrer Umgebung bestimmte Beschränkungen. In den Durchschnittswerten aus neueren Quellen schlägt der allgemein ungünstige Erhaltungszustand vieler Arten in der „Normallandschaft“ oft stark zu Buche. Nach Umsetzung eines fachlich qualifizierten Ausgleichskonzeptes sollten die Zielarten mit höheren Siedlungsdichten vorkommen als im Landschaftsdurchschnitt. Die zukünftige Siedlungsdichte lässt sich deshalb anhand eines Pauschalwertes nicht zuverlässig prognostizieren, sondern ist mit Hilfe von Vergleichswerten aus ähnlich beschaffenen Flächen aus der Region einzuschätzen.

Zur Ableitung der Siedlungsdichte nach Aufwertungsmaßnahmen können z. B. ornithologische Monitoring-Berichte, Berichte über laufende Artenschutzprogramme, artspezifische Aktionspläne, Siedlungsdichtenuntersuchungen aus der ornithologischen Forschung (z. B. Diplomarbeiten und Dissertationen mit regionalem Bezug) usw. herangezogen werden. Wenn wenig Erfahrungen mit Maßnahmen für die Zielarten zur Verfügung stehen, ist eine Abstimmung mit den Fachbehörden bzw. mit Experten dringend anzuraten.

**Hinweis**

Für Arten mit großen Aktionsräumen ist eine Ermittlung des Ausgleichsbedarfs anhand der Siedlungsdichte nicht sinnvoll. Für solche Arten ist es häufig nicht notwendig, ganze Revierflächen auszugleichen. Stattdessen kann die Besiedelbarkeit größerer Räume durch Einzelmaßnahmen verbessert werden, indem bislang defizitäre Habitatstrukturen entwickelt werden. Entsprechende Informationen finden sich in der ornithologischen Fachliteratur.

Bei streng territorialen Arten ist dennoch darauf zu achten, dass die einzelnen Revierinhaber den artspezifischen Mindestabstand einhalten können.

#### 3.4.1.2 Berücksichtigung des Zielartbestands der Ausgleichsfläche vor der Umsetzung der Maßnahmen

Flächen, die sich zur Entwicklung von Habitaten für bestimmte Zielarten eignen, besitzen in der Regel hierfür Grundvoraussetzungen. Es ist deshalb nicht auszuschließen, dass bereits einige Brutpaare der Zielarten auf den zukünftigen Maßnahmenflächen vorkommen. Eine solche Initialbesiedlung kann zwar die Erfolgsaussichten der Maßnahmen erhöhen, allerdings ist zu berücksichtigen, dass sich der Vogelbestand selbst durch eine aufwendige Aufwertung nicht beliebig verdichten lässt. Die vorhandenen Brutpaare sind bei der Ermittlung der benötigten Ausgleichsfläche zu berücksichtigen. Wird bei der Ermittlung der benötigten Ausgleichsflächen der bereits vorhandene Zielartbestand außer Acht gelassen, kann sich nachträglich herausstellen, dass die vorgesehenen Flächen nicht ausreichen.

Tab. 24: Beispiel für die Berücksichtigung des bereits vorhandenen Zielartbestands auf einer vorgesehenen Ausgleichsfläche

| | |
|---|---|
| **a)** Ausgleichsbedarf, wenn die Zielart auf der vorgesehenen Fläche noch nicht vorkommt | |
| Ausgleichsbedarf als Folge des Eingriffs | 6 Brutpaare |
| Erreichbare Siedlungsdichte der Zielart X nach Umsetzung der Maßnahmen | 2 Brutpaare / 10 ha |
| Benötigte Ausgleichsfläche | 30 ha |
| **b)** Ausgleichsbedarf, wenn die Zielart auf der vorgesehenen Fläche bereits vorkommt | |
| Bereits vorkommende Brutpaare auf der 30 ha großen Ausgleichsfläche | 2 Brutpaare |
| Gesamte benötigte Habitatfläche für 6 Brutpaare gemäß **a)**<br>unter Berücksichtigung der 2 bereits vorkommenden Brutpaare<br>(6 + 2 = 8 Brutpaare) | 30 ha<br>+ 10 zusätzliche ha<br>für den vorhandenen Bestand<br>= 40 ha |

Das Beispiel aus Tab. 24 zeigt, dass nicht nur die sechs auszugleichenden Brutpaare, sondern auch die beiden bereits auf der Fläche vorkommenden Brutpaare auf der Ausgleichsfläche „untergebracht“ werden müssen. Wenn das Aufwertungspotenzial der Fläche noch nicht ausgeschöpft ist, besteht die Möglichkeit die Qualität der vorhandenen Fläche weiter zu erhöhen (z. B. durch strengere Nutzungsauflagen). Andernfalls müssen bei einer Siedlungsdichte von 2 Brutpaare / 10 ha zusätzlich 10 Hektar bereitgestellt werden, um dem gesamten Bestand aus 8 Brutpaaren geeignete Habitate bereitzustellen.

Um Verzögerungen im Planungsablauf zu vermeiden, sollte die ornithologische Begutachtung der zukünftigen Ausgleichsflächen frühzeitig stattfinden. So lassen sich die grundsätzliche Eignung, das Aufwertungspotenzial, der vorkommende Zielartbestand und der Flächenbedarf rechtzeitig einschätzen.

#### 3.4.1.3 Ausgleichsflächen im Wirkraum des Vorhabens bzw. anderer Straßen

Liegen die Ausgleichsflächen innerhalb der kritischen Effektdistanz bzw. zwischen Straße und Isophone des kritischen Schallpegels der Zielart, so wird trotz Aufwertung eine optimale Habitatnutzung nicht möglich sein. Die verkehrsbedingte Werteinschränkung wird bei der Ermittlung des Ausgleichsbedarfs berücksichtigt, indem eine herabgesetzte Siedlungsdichte angenommen wird.

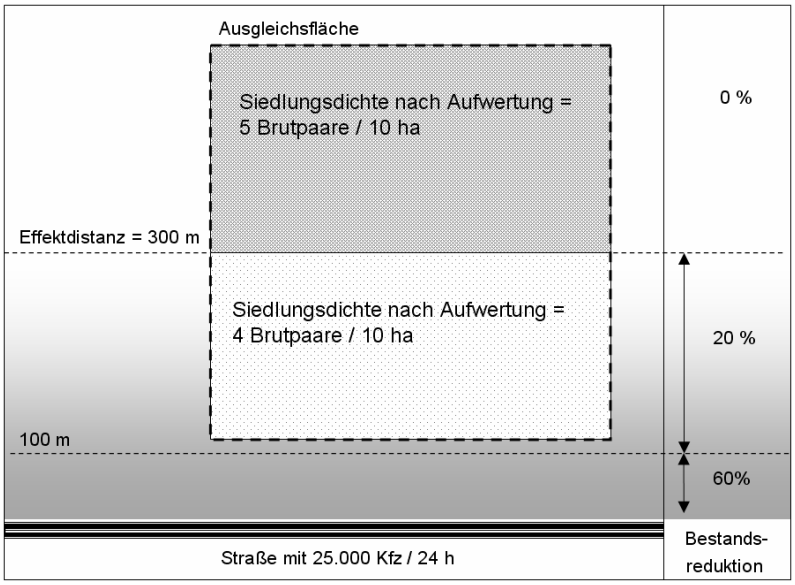



Abb. 24: Reduktion der Siedlungsdichte auf Ausgleichsflächen im Wirkraum der Straße

Innerhalb der kritischen Effektdistanz reduziert sich die ohne Einfluss der Straße prognostizierte Siedlungsdichte um den Faktor, der für die gegebene Verkehrsmenge zur Ermittlung von Beeinträchtigungen der Zielart herangezogen wird.

Bei Verwendung eines kritischen Schallpegels wird ähnlich vorgegangen. Es werden ebenfalls die Orientierungswerte der Bestandsreduktion eingesetzt, die im Kap. 1.2 angegeben sind. Ggf. kann ein abweichendes Ergebnis durch eine vertiefte Raumanalyse begründet werden.

Als Folge der reduzierten Siedlungsdichte löst ein Ausgleich in Straßennähe einen größeren Flächenbedarf und/oder einen höheren Aufwertungsaufwand aus. Bei Flächenknappheit kann sich im Einzelfall anbieten, die Besiedelbarkeit der Ausgleichsflächen durch lärmmindernde Maßnahmen zu verbessern. Für die in Frage kommenden Arten der Gruppen 1, 2 und 3 wird die Wirksamkeit der Lärmminderung mit Hilfe der im Teil 2 der Arbeitshilfe (Kap. 2.2.5, S. 62ff.) vorgestellten Methode ermittelt.

#### 3.4.1.4 Mindestgröße von Ausgleichsflächen

Wenn der Ausgleichbedarf durch mehrere Teilflächen gedeckt wird, muss jede Teilfläche die Mindestgröße eines vollständigen Reviers der Zielart aufweisen. Von diesem Grundsatz kann abgewichen werden, wenn die Teilflächen im Verbund liegen und wenn die ökologischen Ansprüche der Zielart nicht dagegen sprechen.

Für Arten mit großen Aktionsräumen ist es nicht immer notwendig, ganze Revierflächen auszugleichen. Durch gezielte Aufwertung bzw. Schaffung von bislang defizitären Habitatstrukturen kann die Besiedelbarkeit größerer Räume verbessert werden. Soweit ein langfristiger Schutz gesichert ist, können angrenzende Flächen im Verbund mit den Ausgleichsmaßnahmen berücksichtigt werden.

Damit eine rasche Wiederbesetzung von verwaisten Revieren und Folgebruten nach Wegfall eines Brutpaares bzw. eines Altvogels erfolgen können, ist es von Vorteil, wenn die Ausgleichsflächen für mehrere Brutpaare der Zielart Raum bieten und im Umfeld von weiteren Habitaten liegen, aus denen eine Wiederbesiedlung stattfinden kann.

Liegt eine Maßnahmenfläche isoliert vom räumlichen Verbund weiterer, von der Zielart besiedelter Flächen, so muss sie eine für eine stabile Besiedlung erforderliche Mindestfläche aufweisen. Für den Mittelspecht wird beispielsweise in der Fachliteratur eine Mindestzahl von fünf bis zehn Brutpaaren als Größenordnung für eine langfristig stabile Population benannt. Die Mindestfläche für isolierte Mittelspecht-Vorkommen beläuft sich folglich je nach Region und Habitatqualität auf 50 bis 100 ha (Pasinelli et al. 2008).

Da der Mittelspecht isolierte Waldinseln oft nicht besiedelt, lassen sich die Ansprüche an Erreichbarkeit **und** Mindestgröße der Ausgleichsfläche oft durch einen räumlichen Anschluss an vorhandene Habitate bzw. Populationen erfüllen. Da die Stabilität einer Population in der Regel mit ihrer Größe zunimmt, gilt diese Empfehlung auch für andere Vogelarten. Für Großvögel mit ausgedehnten Aktionsradien (z.B. Seeadler) sind diese Fragen bei der Planung von Ausgleichsmaßnahmen in der Regel nicht von Relevanz.

### 3.4.2 Ermittlung des Bedarfs an Ausgleichsflächen für Rastvögel

Für Rastvögel ergibt sich der Ausgleichsbedarf aus der Fläche der beeinträchtigten Rastplätze, die – ggf. nach Maßnahmen zur Vermeidung und Schadensbegrenzung – gemäß der im Kapitel 1.2.6 (S. 31) dargestellten Vorgehensweise ermittelt wurde.

### 3.4.3 Sicherheit der quantitativen Prognosen

Die Prognose der Wirksamkeit des Ausgleichskonzeptes basiert auf Analogieschlüssen und Experteneinschätzungen. Zurzeit stehen nicht für alle Vogelarten in jeder Region ausreichend praktische Erfahrungen zur Verfügung. Die Prognose stellt daher eine gutachterliche Einschätzung dar. Eine belastbare Einschätzung erfordert ornithologischen Sachverstand. Die Einbindung dieses Sachverstandes stellt einen guten Weg dar, ein fachlich überzeugendes Ausgleichskonzept vorzulegen.

## 3.5 Rechtliche Aspekte

### 3.5.1 Abgrenzung zu den Verpflichtungen des Natura 2000-Managements

Werden die Kohärenzmaßnahmen im beeinträchtigten Natura 2000-Gebiet oder in einem anderen Natura 2000-Gebiet umgesetzt, so ist darauf zu achten, dass sie über die Pflege- und Entwicklung des Natura 2000-Gebiets hinaus gehen müssen.

EU-Kommission 2007, S. 11

„Ausgleichsmaßnahmen sollten zusätzlich zu den Maßnahmen ergriffen werden, die aufgrund der Vorgaben der Habitat- und der Vogelschutz-Richtlinie oder entsprechend den durch das EU-Recht vorgegebenen Verpflichtungen gängige Praxis sind. Für einen Mitgliedsstaat sind beispielsweise die Durchführung eines Bewirtschaftungsplans oder der Vorschlag bzw. die Ausweisung eines neuen Gebiets, das als Gebiet von gemeinschaftlicher Bedeutung bereits verzeichnet ist, „normale“ Maßnahmen. Demnach sollten Ausgleichsmaßnahmen über die normalen bzw. Standard-Maßnahmen hinausgehen, die zum Schutz und für das Management der für Natura 2000 ausgewiesenen Gebiete erforderlich sind.“

EU-Kommission 2007, S. 21

„Werden die Maßnahmen in einem bestehenden Natura 2000-Gebiet (oder -Gebieten) durchgeführt, so müssen sie mit den für das jeweilige Gebiet/die jeweiligen Gebiete festgelegten Erhaltungszielen im Einklang stehen und dürfen nicht als ein Mittel betrachtet werden, die für das Gebiet/die Gebiete insgesamt erforderliche Bewirtschaftung auf diese abzuwälzen.“

### 3.5.2 Zielkonflikte von artenschutzrechtlicher Relevanz

Die Umsetzung eines Ausgleichskonzeptes ist oft mit Veränderungen des Ist-Zustands im Maßnahmengebiet verbunden. Zielkonflikte können sich mit dem Ist-Bestand der Ausgleichsflächen ergeben. Ausgleichsmaßnahmen sind daher grundsätzlich auch auf ihre artenschutzrechtliche Verträglichkeit zu prüfen.

## 3.6 Funktionskontrollen

### 3.6.1 Funktionskontrollen im Ausgleichsgebiet

Die Maßnahmen sind so zu planen, dass sich das definierte Ziel einstellen kann und dass die entwickelten Habitate langfristig funktionsfähig bleiben. Um dieses sicherzustellen, sind Herstellungs-, Pflege- und Funktionskontrollen notwendig. Nachkontrollen sind bei allen ausgeführten Kompensationsmaßnahmen erforderlich (Empfehlungen für die landschaftspflegerische Ausführung im Straßenbau, ELA).

Im Rahmen der Herstellungs-, Pflege- und Funktionskontrolle wird sichergestellt,

- dass bei der Maßnahmenausführung geeignete Habitate geschaffen wurden,
- dass die Entwicklung von Habitaten mit längerer Entwicklungszeit dem Ziel entsprechend abläuft,
- dass die geschaffenen Habitate ggf. durch Pflege bzw. angemessene Nutzung in einem geeigneten Zustand erhalten bleiben,
- dass unerwünschte Entwicklungen rechtzeitig erkannt und ggf. durch geeignete Maßnahmen korrigiert werden.

Im Mittelpunkt stehen die oben genannten Untersuchungen zur Überprüfung der Habitatqualität. Wenn festgestellt werden soll, ob die bereitgestellten Habitate von den Zielarten in den relevanten Phasen ihres Lebenszyklus tatsächlich genutzt werden, sind avifaunistische Kartierungen notwendig. Das Erfassungsprogramm lässt sich nicht standardisieren und ist im Einzelfall den speziellen Erfordernissen anzupassen. Welche Erfassungsmethoden geeignet sind, hängt von den Zielarten und von der Größe der Maßnahmenflächen ab. Hinweise zu Methodenstandards finden sich z. B. in Südbeck et al. (2005). Bei der Gestaltung des Erfassungsprogramms ist darauf zu achten, dass die erhobenen Daten für die Zielsetzung der Funktionskontrolle auswertbar sind (s. Kap. 3.6.3). In vielen Fällen sind hoch auflösende quantitative Erfassungen (z. B. Bruterfolgskontrollen) im Hinblick auf einen Erfolg oder ein Scheitern der Maßnahme schwer zu interpretieren, weil Vergleichswerte aus der Region fehlen.

### 3.6.2 Begleitende Erfassungen im Eingriffsgebiet

Zusätzlich zur Funktionskontrolle im Ausgleichsgebiet kann eine Erfassung der Vogelbestände im Eingriffsgebiet über mehrere Jahre nach der Umsetzung des Vorhabens empfehlenswert sein. Dadurch lässt sich die Frage klären, ob ein ausbleibender Ansiedlungserfolg im Ausgleichsgebiet u. U. darauf zurückzuführen ist, dass die Vögel trotz Störung im Eingriffsgebiet verharren. Ein solches Verhalten kann insbesondere bei orts- oder brutplatztreuen Großvögeln auftreten. Die Informationen aus dem

Eingriffsgebiet können eine wertvolle Hilfe zur Interpretation der Ergebnisse der Funktionskontrolle im Ausgleichsgebiet darstellen.

Durch den direkten Vergleich der Vogelbestände vor und nach dem Eingriff bietet sich ferner die Möglichkeit, den Wissenstand über die Reichweite der Straßeneffekte signifikant zu verbessern.

### 3.6.3 Interpretation der avifaunistischen Kontrollergebnisse

Die Quantifizierung des Ausgleichsbedarfs anhand der Anzahl der Brutpaare, für die neue Habitate zu schaffen sind, dient der Ermittlung des notwendigen Ausgleichsumfangs. Der Erfolg einer Maßnahme lässt sich allerdings nicht an einer exakten Brutpaarzahl messen.

Die neuen Habitatflächen stellen nur ein Angebot dar: Vögel sind mobil und entscheiden selbst, wo sie sich ansiedeln. Eine Besiedlungsinitiierung, wie sie z. B. bei Amphibien durch den Transfer von Laichballen möglich ist, kommt für Vögel nicht in Frage. Die Populationen mancher Vogelarten neigen zu großen Schwankungen. Ansiedlungserfolge bzw. –misserfolge sind vor dem Hintergrund der regionalen Trends zu interpretieren. Je seltener eine Art ist und je sporadischer sie im Umfeld auftritt, umso länger kann es u. U. dauern, bis sich ein Ansiedlungserfolg abzeichnet.

Die Entwicklung von Vogelpopulationen wird von einer Vielzahl von Faktoren beeinflusst, die nicht nur im Eingriffs- bzw. Ausgleichsgebiet wirksam sind, sondern ihren Ursprung auch in den Durchzugs- und Überwinterungsgebieten der Zugvögel, oft auf verschiedenen Kontinenten, haben können. Allgemeine negative Bestandsentwicklungen können die positive Wirkung einer lokalen Maßnahme zur Unkenntlichkeit überlagern. Umgekehrt kann ein positiver regionaler Trend Maßnahmenfehler verschleiern. Aus der Erfüllung bzw. Nicht-Erfüllung von quantitativen Zielvorgaben lassen sich deshalb meistens keine aussagekräftigen Schlussfolgerungen über die Qualität einer Einzelmaßnahme ableiten. Die quantitative Auswertung des Bestandsmonitorings in einem Maßnahmengebiet ist daher mit großen Unsicherheiten behaftet und sollte mit der gebotenen Vorsicht über einen angemessenen Zeitraum und vor dem Hintergrund der regionalen Populationstrends stattfinden. Entscheidend ist, dass das Ausgleichsgebiet die erforderliche Qualität und den benötigten Umfang für die Ansiedlung eines Vogelbestands, der dem ermittelten Ausgleichsbedarf entspricht, aufweist.

Die Beeinträchtigung eines EU-Vogelschutzgebietes durch ein Straßenbauvorhaben kann auch davon herrühren, dass das Vorhaben das Entwicklungspotenzial des Gebiets für eine Art erheblich einschränkt, deren Wiederansiedlung zu den Zielen des Gebietsmanagements gehört. In diesem Fall kommt die Art im Ist-Zustand im Gebiet noch nicht oder nur sehr unstet vor. Eine solche Situation tritt in der Regel nur für sehr seltene Arten ein. Das Ausbleiben eines Artnachweises im Maßnahmengebiet darf daher nicht zwangsläufig als Scheitern der Maßnahme interpretiert werden.

Diese Sachverhalte sind bei der Beschreibung von Maßnahmenzielen und bei der Konzeption der Funktionskontrolle zu berücksichtigen. Realitätsferne Zielformulierungen könnten Planfeststellungsauflagen zur Folge haben, die sich − selbst für *best practice*-Maßnahmen − als unerfüllbar erweisen.

## 3.7 Dokumentation

Für Maßnahmen, die zur bewährten Routine der Eingriffs- und Ausgleichsplanung gehören (z. B. Schaffung von Heckenstrukturen), genügt eine Beschreibung in den entsprechenden Maßnahmenblättern des LBP und des LAP.

Komplexe und umfangreiche Ausgleichskonzepte sind mit den Fachbehörden abzustimmen. Insbesondere, wenn die Zielarten hochgradig gefährdet sind und wenn wenig praktische Erfahrungen mit bestandsstützenden Maßnahmen vorliegen, ist zwingend anzuraten, Expertenwissen heranzuziehen. Eine detaillierte Herleitung und Beschreibung des Ausgleichskonzeptes, ggf. einschließlich der Expertengutachten, ist den Antragsunterlagen beizulegen.

Zur Darstellung von Maßnahmen zur Kohärenzsicherung wird auf den Leitfaden zur FFH-Verträglichkeitsprüfung im Bundesfernstraßenbau (Mustergliederung, entsprechende Merkblätter) verwiesen (BMVBW 2004). Aus dem Auslegungsleitfaden der EU-Kommission zu Artikel 6 Absatz 4 der 'Habitat-Richtlinie' 92/43/EWG (Januar 2007) ergeben sich keine darüber hinaus gehenden Anforderungen.

# 4 Literatur

Das folgende Verzeichnis enthält nur die Titel, die in der vorliegenden Arbeitshilfe zitiert werden. Weitere Literaturhinweise zum Thema Vögel und Lärm bzw. Vögel und Straßenverkehr finden sich im Schlussbericht zum FuE-Vorhaben „Vögel und Lärm“ (Garniel et al. 2007).


Bairlein, F. & B. Sonntag (1994): Zur Bedeutung von Straßenhecken für Vögel. – Natur u. Landschaft 69: 43-48.

Bauer, H.-G., Bezzel, E. & W. Fiedler (2005): Das Kompendium der Vögel Mitteleuropas. Alles über Biologie, Gefährdung und Schutz. 3 Bde. 2. Aufl. Aula Verlag, Wiesbaden.

Barthel, P. H. & A. J. Helbig (2005): Artenliste der Vögel Deutschlands. – Limicola 19/2: 89-111.

Bibby, C. J., Burgess, N. D., Hill, D. A. & S. Mustoe (2000): Bird census techniques. Academic Press, London. 302 pp.

Bieringer, G., Kollar, H.P. & G. Strohmayer (2010): Straßenlärm und Vögel − Road noise and birds. Schriftenreihe „Straßenforschung“ des Bundesministeriums für Verkehr, Innovation und Technologie Heft 587. Wien, 85 S.

BMVBW – Bundesministerium für Verkehr, Bau- und Wohnungswesen (2004): Leitfaden FFH-Verträglichkeitsprüfung im Bundesfernstraßenbau.

Breuer, W., Brücher, S. & L. Dalbeck (2009): Straßentod von Vögeln. Zur Frage der erheblich am Beispiel des Uhus. – Naturschutz und Landschaftsplanung 41(2): 41-46.

Burtscher, B., Puchta, A., Schönenberger, A. & J. Ulmer (2003): Endbericht zum Projekt des Naturschutzbundes Vorarlberg „Management für den Großen Brachvogel in Vorarlberg“ 2001 – 2003. – Gutachten im Auftrag der Vorarlberger Landesregierung und mit Unterstützung des Lebensministeriums. 89 S.

Dooling, R.J. & A. N. Popper (2007): The Effects of Highway Noise on Birds. Prepared by: Environmental BioAcoustics LLC, Rockville, MD 20853 (September 30, 2007). Prepared for: The California Department of Transportation, Division of Environmental Analysis. www.dot.ca.gov/hq/env/bio/avian_bioacoustics.htm

Dowler, R.C., and G.A. Swanson (1982): High mortality of cedar waxwings associated with highway plantings. – Wilson Bulletin 94:602-603.

Erritzoe J., Mazgajski T. D. & Ł. Rejt (2003): Bird casualties on European roads – a review. – Acta Ornithol. 38/2: 77–93.

EU-Kommission (2007): Auslegungsleitfaden zu Artikel 6 Absatz 4 der 'Habitat-Richtlinie'92/43/EWG. Erläuterungen der Begriffe: Alternativlösungen, zwingende Gründe des überwiegenden öffentlichen Interesses, Ausgleichsmaßnahmen, globale Kohärenz, Stellungnahme der Kommission (Januar 2007). http://www.europa.eu.int/comm/environment

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

Garniel, A., Daunicht, W., Mierwald, U. & U. Ojowski (2007): Vögel und Verkehrslärm. Erläuterungsbericht zum 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 (Schlussbericht, November 2007).

Gassner, E., Winkelbrandt, A. & D. Bernotat (2005): UVP – Rechtliche und fachliche Anleitung für die Umweltverträglichkeitsprüfung. 4. Aufl. C.F.Müller Verlag, Heidelberg.

Glutz von Blotzheim, U.N., Bauer, K.M. & E. Bezzel (Hrsg) (1985-1997): Handbuch der Vögel Mitteleuropas. 14 Bände. Aula Verlag, Wiesbaden.

Guinard, E. (2006): Mesures de limitation de la mortalité de la chouette effraie sur le réseau routier. – Note d'information du Sétra – économie environnement conception – N°.74. http://www.setra.equipement.gouv.fr

Illner, H. (1992): Roads deaths of Wesphalian owls: methodological problems, influence of road type and possible effects on population levels. In: Galbraith, C.A., Taylor, I.R. & S. Percival (Eds.): The ecology and conservation of European owls. – UK Nature Conservation No. 5: 94-100.

Junker-Bornholdt R., Wagner M., Zimmermann M., Simonis S., Schmidt K.-H. & W. Wiltschko (1998): Zum Einfluß einer Autobahn im Bau und während des Betriebs auf die Brutbiologie von Kohlmeisen (*Parus major*) und Blaumeisen (*P. caeruleus*). – Journal für Ornithologie 139 (2): 131-139.

Kelcey, J. G. & G. Rheinwald (2005) (Eds.): Birds in European cities. Ginster Verlag, St. Katharinen. 450 pp.

Kuitunen M.T., Viljanen J., Rossi E. & Stenroos A. (2003): Impact of Busy Roads on Breeding Success in Pied Flycatchers (*Ficedula hypoleuca*). – Environmental Management 31(1): 79-85.

Lambrecht, H. & J. Trautner (2007): Fachinformationssystem und Fachkonventionen zur Bestimmung der Erheblichkeit im Rahmen der FFH-VP. – Endbericht zum Teil Fachkonventionen, Schlussstand Juni 2007. – FuE-Vorhaben im Rahmen des Umweltforschungsplanes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz - FKZ 804 82 004 (unter Mitarb. von K. Kockelke, R. Steiner, R. Brinkmann, D. Bernotat, E. Gassner & G. Kaule). Hannover, Filderstadt, 239 S. (http://www.bfn.de/0316_ffhvp.html).

LAG-VSW – Länder-Arbeitsgemeinschaft der Vogelschutzwarten (2007): Abstandsregelungen für Windenergieanlagen zu bedeutsamen Vogellebensräumen sowie Brutplätze ausgewählter Vogelarten. – Berichte zum Vogelschutz 44: 151-153.

Langgemach, T. & J. Bellebaum (2005): Prädation und Schutz bodenbrütender Vogelarten in Deutschland. Synopse. – Vogelwelt 126: 259-298.

LfU – Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg (2004): Lärmarme Reifen und geräuschmindernde Fahrbahnbeläge. Erkenntnisse – Maßnahmen – Konzepte. Bearbeitung Laermkontor GmbH. www.lfu.baden-wuerttemberg.de

Meunier, F.D., Verheyden, C. & P. Jouventin (1999): Bird communities on highway verges: Influence of adjacent habitat and roadside management. – Acta Oecologica 20 (1): 1-13.

Naghib, M., Altenkamp, R. & B. Griessman (2001): Nightingales in space: song und extra-territorial foray of radio tagged song birds. – J. Ornithol 142: 306-312.

Nowald, G. (2003): Bedingungen für den Fortpflanzungserfolg: Zur Öko-Ethologie des Graukranichs *Grus grus* während der Jungenaufzucht. Inaug. Diss. am Fachbereich Biologie/Chemie der Universität Osnabrück.

Pasinelli G., Weggler M., Mulhauser B. (2008): Aktionsplan Mittelspecht Schweiz. Artenförderung Vögel Schweiz. – Umwelt-Vollzug Nr. 0805. Bundesamt für Umwelt, Schweizerische Vogelwarte, Schweizer Vogelschutz SVS/BirdLife Schweiz, Bern, Sempach & Zürich. 67 S.

Philibin, S. T. (2005): Efficacy of Aircraft Mounted Lighting to Reduce Bird Strikes. – Bird Strike Committee Proceedings 2005 Bird Strike Committee-USA/Canada 7th Annual Meeting, Vancouver, BC University of Nebraska – Lincoln. http://digitalcommons.unl.edu/birdstrike2005/13

Reck, H., Rassmus, J., Klump, G.M., Böttcher, M., Brüning, H., Gutsmiedl, 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.

Simonis, S., Junker-Bornholdt, R., Wagner, M., Zimmermann, M., Schmidt, K.-H. & W. Wiltschko (1997): Der Einfluß einer Autobahntrasse auf die Mobilität von Singvögeln. – Natur und Landschaft 72/2: 71-77.

Slater, F.M. (2002): An Assessment of wildlife road casualties – the potential discrepancy between numbers counted and numbers killed. – Web Ecology 3: 33-42.

Südbeck, P., H. Andretzke, S. Fischer, K. Gedeon, T. Schikore, K. Schröder & C. Sudfeldt (Hrsg.) (2005): Methodenstandards zur Erfassung der Brutvögel Deutschlands. Radolfzell. 792 S.

Südbeck, P., Bauer, H.-G., Boschert, M., Boye, P. & W. Knief (2007): Rote Liste der Brutvögel Deutschlands – 4. Fassung, 30. November 2007. – Berichte zum Vogelschutz 44: 23-81.

Watts, B.D. and B.J. Paxton. 2000. The influence of thorny elaeagnus on automobile-induced bird mortality. Center for Conservation Biology, Williamsburg, Virginia. www.wildlifecrossings.info

Wende, H., Ortscheid, J. & M. Hintzsche (2006): Lärmwirkungen von Straßenverkehrsgeräuschen – Auswirkungen eines lärmarmen Fahrbahnbelages. Umweltbundesamt, Dessau. www.umweltbundesamt.de

Wille, V. (2001): Wirkungen von Störreizen auf überwinternde Wildgänse am Niederrhein unter besonderer Berücksichtigung des Faktors Lärms. – Angewandte Landschaftsökologie 44: 33-39.

# 5 Glossar

Das folgende Glossar enthält ornithologische Fachbegriffe, die in der Arbeitshilfe verwendet werden. Für Begriffe aus dem Bereich der Straßenbau- bzw. Naturschutzfachplanung wird auf die entsprechenden Glossare anderer Regelwerke (z. B. Leitfaden FFH-VP) verwiesen.

| | |
|---|---|
| Aktionsraum | Gesamtheit aller von einer Tierart in den verschiedenen Phasen ihres Lebenszyklus genutzten oder durchstreiften Lebensräume |
| Avifauna [2)] | Gesamtheit der Vogelarten, die in einem bestimmten Gebiet vorkommen |
| Bodenbrüter [2)] | Vögel, die ihr Nest auf oder dicht über dem Boden anlegen |
| Bruthabitat [1)] | Lebensraum eines Brutpaars während der Brutzeit. Er enthält u. a. Möglichkeiten zur Nestanlage und zur Nahrungsversorgung der Alt- und Jungvögel |
| Brutortstreue [2)] | Festhalten oder Rückkehr an den Ort der Brut einer vorausgegangenen Brutsaison |
| Brutpaar [1)] | Männchen und Weibchen, die ein Gelege bebrüten oder eine Brut versorgen. Je nach Art kann der Zusammenhalt des Brutpaares ein Leben, eine Saison lang oder nur bis Ende der Bebrütungsphase reichen. |
| Brutvogel | Vogel, der in einem bestimmten Gebiet brütet |
| Dispersion (= Dismigration) [2)] | Ungerichtete Zerstreuungswanderung der Jungvögel, die meistens zu einer weiteren Verteilung der Individuen in der Landschaft führt |
| Effektdistanz | Maximale Reichweite des erkennbar negativen Einflusses von Straßen auf die räumliche Verteilung einer Vogelart |
| Fluchtdistanz | Abstand, den ein Tier zu bedrohlichen Lebewesen wie natürlichen Feinden und Menschen toleriert, ohne dass es die Flucht ergreift. |
| Habitat | dt.: Lebensraum oder Teillebensraum einer Art<br>(engl. und frz. "*habitat*": Lebensraumtyp des Anhangs I der FFH-RL) |
| Heimzug [1)] | Wanderung vom Überwinterungsgebiet zum Brutgebiet |
| Isophone | Linie, die Punkte mit gleichem Schallpegel verbindet |
| Jungenführung | Lebensphase, in der der Familienverband aus Altvögeln und unselbständigen Jungvögeln den Neststandort verlassen und gemeinsam durch Nahrungsgebiete ziehen. |
| Kolonie<br>Brutkolonie [1)] | Ansammlung von Vögeln, die in einer Gemeinschaft brüten. Der Nestabstand kann wenige Zentimeter bis mehrere Meter betragen. Eine Kolonie kann sich aus mehreren Paaren einer Art oder mehrerer Arten zusammensetzen. |
| kritischer Schallpegel | Als kritischer Schallpegel wird der Mittelungspegel nach RLS-90 bezeichnet, dessen Überschreitung eine ökologisch relevante Einschränkung der akustischen Kommunikation und damit von wesentlichen Lebensfunktionen einer Brutvogelart nach sich ziehen kann. |
| Kulisseneffekt | Verhaltensänderungen bei Tieren, die von statischen Landschaftselementen (z. B. Verwallungen, Gehölze), ausgehen. Kulisseneffekte manifestieren sich dadurch, dass Vögel zu Strukturen, die das Blickfeld einschränken und/oder Feinden Deckung bieten, einen meist artspezifischen Sicherheitsabstand einhalten. Dadurch reduziert sich die Lebensraumsfläche, die sie nutzen können. Unter Kulisseneffekte werden auch optische Störreize bezeichnen, die z. B. von Windenergieanlagen ausgehen.<br>Von Kulisseneffekten können Brutvögel und Rastvögel betroffen sein. |
| Maskierung | Überdeckung eines akustischen Signals durch ein anderes Geräusch. Die Maskierung entsteht durch eine partielle oder vollständig Überlagerung der Frequenzen des Signals und des störenden Geräusches. |

| | |
|---|---|
| Mausergebiet | Gebiet, in dem sich Vögel während der Zeit aufhalten, in der sie ihr Gefieder erneuern |
| Population [1)] | Gesamtheit der an einem Ort vorhandenen Individuen einer Art oder Unterart. Durch den variablen Ortsbegriff kann es sich bei einer Population um alle Individuen einer Art handeln, die in einem kleinen Wald leben (z. B. der Mittelspechtbestand dieses Waldgebietes), oder um alle Individuen einer Art, die in einem bestimmten Areal brüten oder in einer Region überwintern (z. B. alle Blässgänse, die in der Tundra brüten und in Nordwest-Europa überwintern, werden zu einer Population zusammengefasst.) |
| Prädation | Wechselwirkungen, bei denen ein Lebewesen ein anderes oder Teile davon konsumiert |
| Prädator<br>(= Räuber) | Fressfeind, der eine andere Art tötet und diese für seine Ernährung benötigt. Prädatoren wirken sich auf stabile Populationen positiv aus, indem hauptsächlich kranke und alte Tiere gefangen werden. Wenn die Populationen der Beutetiere zu klein sind, kann der Fraßdruck der Räuber auf Jungtiere den Fortbestand der Populationen gefährden. |
| Randeffekt<br>(= Saumeffekt) | Veränderung der Lebensgemeinschaft im Bereich eines zumeist anthropogen bedingten abrupten Übergangs zwischen unterschiedlichen Biotoptypen.<br>In der naturschutzfachlichen Literatur liegt der Schwerpunkt der Auseinandersetzung auf negativen Effekten von Schneisen (z. B. Straßen) durch geschlossene Lebensräume. Rand- oder Saumeffekte gehen auf die Kombination von verschiedenen Faktoren zurück wie mikroklimatische Änderungen, verstärkte Einträge von Nähr- und Schadstoffen, Veränderungen der Vegetationsstrukturen und der Fauna, einschließlich eines erhöhten Aufkommens von Fressfeinden, die sich entlang von Biotopgrenzen bevorzugt bewegen.<br>(engl: *edge effect*) |
| Rastgebiet<br>Rastvogel | Gebiete, die von Zugvögeln auf ihrem Zug zwischen Brutgebiet und Überwinterungsgebiet für Zwischenstopps aufgesucht werden. Die dort festgestellten Vögel werden als Rastvögel bezeichnet. Rastgebiete dürfen nicht mit den Überwinterungsgebieten verwechselt werden, die das Ziel der Wanderung darstellen und wo sich die Vögel länger aufhalten (s. Überwinterungsgast). |
| Revier<br>(= Territorium) | Von Individuen gegenüber Artgenossen verteidigter Raum. Der Begriff wird in der Regel synonym mit Brutrevier verwendet. Das Brutrevier wird bei manchen Arten auch von beiden Partnern des Brutpaares gegen andere Brutpaare oder Individuen verteidigt. Bei Koloniebrütern beschränkt sich der verteidigte Bereich meist auf das eigene Nest.<br>Das Revier ist mit dem Aktionsraum nicht identisch, der auch Nahrungsräume und Transitstrecken durch nicht genutzte Räume umfasst. |
| Reviermittelpunkt | Durch Gruppierung der Einzelregistrierungen an den verschiedenen Begehungsterminen werden die einzelnen Reviere auf der Karte voneinander abgegrenzt (sog. Papierreviere).<br>Vögel legen ihre Nester meistens versteckt an, sodass die Neststandorte bei Kartierungen häufig nicht lokalisiert werden können. In den Bestandskarten, die zu Planungszwecken angefertigt werden, ist meistens ein abgeleiteter Reviermittelpunkt eingetragen, der nach den Geländebeobachtungen dem Zentrum des vom Brutpaars stetig genutzten Raum entspricht. |
| Siedlungsdichte [1)] | Zahl der Erfassungseinheiten (z. B. Reviere, Brutpaare) pro Flächeneinheit (z. B. ha). Für eine weitere Differenzierung wird häufig zwischen der Siedlungsdichte im Untersuchungsgebiet bzw. bezogen auf das besiedelbare Bruthabitat unterschieden (z. B. Mittelspechtreviere in einem ganzen Waldgebiet oder nur bezogen auf den Anteil der Flächen mit alten Eichenbeständen) |
| Singflug [2)] | Schauflug mit gleichzeitigem Gesang. Als Schauflug wird eine optisch auffällige Art des Fliegens mit ausholenden, langsamen Flügelschlägen oder sonstigen Besonderheiten bezeichnet. |
| Singwarte | Exponierte Stellen wie Baumwipfel, Außenäste, Stromdrähte, die von Vögeln speziell zum Singen aufgesucht werden. Das Singen von einer erhöhten Stelle aus vergrößert die Reichweite des Gesangs. |
| Standvogel [1)] | Bezeichnung für eine Vogelart, deren Individuen sich ganzjährig in einem bestimmten Raum aufhalten, also kein auffälliges Zugverhalten zeigen. |

| | |
|---|---|
| Störradius | Reichweite eines störenden Effektes auf eine größere Ansammlung von Vögeln (z. B. Brutkolonie, Rastvögel). Größere Vogeltrupps reagieren häufig scheuer als einzelne Individuen. |
| territoriales Verhalten | Gesamtheit der Verhaltenseigenschaften, die ein Tier zur Verteidigung seines Territoriums (z. B. seines Brutreviers) gegen Konkurrenten einsetzt. |
| Überwinterungsgast | Zugvögel, die sich nur im Winter in einem bestimmten Gebiet aufhalten. Im Unterschied zu den Rastvögeln halten sich die Überwinterungsgäste meistens länger im betrachteten Bezugsraum auf. |
| Warnverhalten | Bestimmtes Verhalten, mit dem Vögel Artgenossen vor Feinden warnen. Zum Warnverhalten gehören u. a. besondere Rufe, die nur zu diesem Zweck ausgestoßen werden. |
| Zugvogel [1)] | Individuen einer Vogelart, die ihr Brutgebiet verlassen, um in Winter zumeist in wärmere Regionen auszuweichen. |

[1)]: nach Südbeck et al. 2005, [2)]: nach Bauer et al. 2005

# Anhang

## Gesamttabelle der Brutvogelarten

| Art | Gruppe | kritischer Schallpegel | Effektdistanz / Fluchtdistanz / Störradius |
|---|---|---|---|
| Amsel | 4 | — | Effektdistanz 100 m |
| Auerhuhn | 1 | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 500 m |
| Austernfischer | 3 | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 100 m |
| Bachstelze | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Bartmeise | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Baumfalke | 5 | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Baumpieper | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Bekassine | 3 | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Bergente | 5 | — | Fluchtdistanz 150 m |
| Beutelmeise | 4 | — | Effektdistanz 100 m |
| Bienenfresser | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Birkenzeisig | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Birkhuhn | 1 | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 400 m |
| Blässralle (= Blässhuhn) | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Blaukehlchen | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Blaumeise | 4 | — | Effektdistanz 100 m |
| Bluthänfling | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Brachpieper | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Brandgans | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Braunkehlchen | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Buchfink | 4 | — | Effektdistanz 100 m |
| Buntspecht | 2 | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Dohle | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Dorngrasmücke | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Drosselrohrsänger | 1 | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 30 m |
| Eichelhäher | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Eisvogel | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Elster | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Erlenzeisig | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Feldlerche | 4 | — | Effektdistanz 500 m |
| Feldschwirl | 4 | — | Effektdistanz 100 m |
| Feldsperling | 5 | — | Effektdistanz 100 m |
| Fichtenkreuzschnabel | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Fischadler | 5 | — | Fluchtdistanz 500 m |
| Fitis | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Flussregenpfeifer | 4 | — | Effektdistanz 200 m |
| Flussseeschwalbe | 5 | — | Störradius der Brutkolonie 200 m |

| Art | Gruppe | kritischer Schallpegel | Effektdistanz / Fluchtdistanz / Störradius |
|---|---|---|---|
| Flussuferläufer | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Gänsesäger | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |
| Gartenbaumläufer | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Gartengrasmücke | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Gartenrotschwanz | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Gebirgsstelze | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Gelbspötter | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Gimpel (Dompfaff) | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Girlitz | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Goldammer | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Goldregenpfeifer | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Grauammer | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Graugans | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Graureiher | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Grauschnäpper | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Grauspecht | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 400 m |
| Große Rohrdommel | **1** | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 80 m |
| Großer Brachvogel | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 400 m |
| Großtrappe | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Grünfink | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Grünlaubsänger | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Grünspecht | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Habicht | **5** | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Habichtskauz | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Halsbandschnäpper | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Haselhuhn | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Haubenlerche | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Haubenmeise | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Haubentaucher | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Hausrotschwanz | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Haussperling | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Heckenbraunelle | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Heidelerche | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Höckerschwan | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Hohltaube | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Karmingimpel | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Kernbeißer | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Kiebitz | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 200 m / 400 m |
| Klappergrasmücke | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Kleiber | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Kleinspecht | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Knäkente | **5** | — | Fluchtdistanz 120 m |
| Kohlmeise | **4** | — | Effektdistanz 100 m |

| Art | Gruppe | kritischer Schallpegel | Effektdistanz / Fluchtdistanz / Störradius |
|---|---|---|---|
| Kolbenente | **5** | — | Fluchtdistanz 120 m |
| Kolkrabe | **5** | — | Fluchtdistanz 500 m |
| Kormoran | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Kornweihe | **5** | — | Fluchtdistanz 150 m |
| Kranich, Jungenführung | **4** | — | Effektdistanz Jungenführung 100 / 500 m |
| Kranich am Brutplatz | **5** | — | Fluchtdistanz 500 m |
| Krickente | **5** | — | Fluchtdistanz 150 m |
| Kuckuck | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Lachmöwe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Löffelente | **5** | — | Fluchtdistanz 150 m |
| Mäusebussard | **5** | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Mehlschwalbe | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Misteldrossel | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Mittelsäger | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Mittelspecht | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 400 m |
| Mönchsgrasmücke | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Moorente | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Nachtigall | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Nachtreiher | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Nebelkrähe | **5** | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Neuntöter | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Ohrentaucher | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Orpheusspötter | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Ortolan | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Pfeifente | **5** | — | Fluchtdistanz 120 m |
| Pirol | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 400 m |
| Purpurreiher | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Rabenkrähe | **5** | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Raubwürger | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Rauchschwalbe | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Raufußkauz | **1** | 47 dB(A) $_{nachts}$ | Fluchtdistanz 20 m |
| Rebhuhn | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Reiherente | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Ringdrossel | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Ringeltaube | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Rohrammer | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Rohrschwirl | **1** | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 20 m |
| Rohrweihe | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |
| Rothalstaucher | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Rotkehlchen | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Rotkopfwürger | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Rotmilan | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |

| Art | Gruppe | kritischer Schallpegel | Effektdistanz / Fluchtdistanz / Störradius |
|---|---|---|---|
| Rotschenkel | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 200 m / 300 m |
| Saatkrähe | **5** | — | Fluchtdistanz 50 m |
| Schafstelze | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Schellente | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Schilfrohrsänger | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Schlagschwirl | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Schleiereule | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Schnatterente | **5** | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Schreiadler | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |
| Schwanzmeise | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Schwarzhalstaucher | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Schwarzkehlchen | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Schwarzkopfmöwe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Schwarzmilan | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |
| Schwarzspecht | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Schwarzstorch | **5** | — | Fluchtdistanz 500 m |
| Seeadler | **5** | — | Fluchtdistanz 500 m |
| Seggenrohrsänger | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Silbermöwe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Singdrossel | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Sommergoldhähnchen | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Sperber | **5** | — | Fluchtdistanz 150 m |
| Sperbergrasmücke | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Sperlingskauz | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Spießente | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |
| Sprosser | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Star | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Steinkauz | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Steinschmätzer | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Stieglitz | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Stockente | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Sumpfmeise | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Sumpfohreule | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Sumpfrohrsänger | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Tafelente | **5** | — | Fluchtdistanz 150 m |
| Tannenhäher | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Tannenmeise | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Teichralle (= Teichhuhn) | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Teichrohrsänger | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Trauerschnäpper | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Trauerseeschwalbe | **5** | — | Störradius 100 m |
| Tüpfelralle (= Tüpfelsumpfhuhn) | **1** | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 60 m |
| Türkentaube | **5** | — | Effektdistanz 100 m |

| Art | Gruppe | kritischer Schallpegel | Effektdistanz / Fluchtdistanz / Störradius |
|---|---|---|---|
| Turmfalke | **5** | — | Fluchtdistanz 100 m |
| Turteltaube | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Uferschnepfe | **3** | 55 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 200 m / 300 m |
| Uferschwalbe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Uhu | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Wacholderdrossel | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Wachtel | **1** | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 50 m |
| Wachtelkönig (= Wiesenralle) | **1** | 47 dB(A) $_{nachts}$ | Fluchtdistanz 50 m |
| Waldbaumläufer | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Waldkauz | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Waldlaubsänger | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Waldohreule | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 500 m |
| Waldschnepfe | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Waldwasserläufer | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Wanderfalke | **5** | — | Fluchtdistanz 200m |
| Wasseramsel | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Wasserralle | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Weidenmeise | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Weißbart-Seeschwalbe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Weißrückenspecht | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 400 m |
| Weißstorch | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Weißwangengans (= Nonnengans) | **5** | — | Effektdistanz 100 m |
| Wendehals | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Wespenbussard | **5** | — | Fluchtdistanz 200 m |
| Wiedehopf | **2** | 58 dB(A) $_{tags}$ | Effektdistanz 300 m |
| Wiesenpieper | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Wiesenweihe | **5** | — | Fluchtdistanz 300 m |
| Wintergoldhähnchen | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Zaunammer | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Zaunkönig | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Ziegenmelker | **1** | 47 dB(A) $_{nachts}$ | Fluchtdistanz 0 m |
| Zilpzalp | **4** | — | Effektdistanz 200 m |
| Zippammer | **4** | — | Effektdistanz 300 m |
| Zwergdommel | **1** | 52 dB(A) $_{tags}$ | Fluchtdistanz 50 m |
| Zwergmöwe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Zwergschnäpper | **4** | — | Effektdistanz 100 m |
| Zwergseeschwalbe | **5** | — | Störradius der Kolonie 200 m |
| Zwergtaucher | **5** | — | Effektdistanz 100 m |

## Zusammenstellung der im laufenden Text eingebetteten Tabellen

**Wichtiger Hinweis**

Zur korrekten Anwendung der in den Tabellen genannten Prognose-Instrumente und Zahlen sind die dazugehörigen Erläuterungen im Text zu beachten.

**Tab. 1: Übersicht über Artengruppen und Prognose-Instrumente**

| Gruppe | Kurzcharakterisierung | Prognose-Instrumente |
|---|---|---|
| Gruppe 1 | Brutvögel mit hoher Lärmempfindlichkeit | kritischer Schallpegel bzw. Fluchtdistanz |
| Gruppe 2 | Brutvögel mit mittlerer Lärmempfindlichkeit | kritischer Schallpegel, Effektdistanz |
| Gruppe 3 | Brutvögel mit erhöhtem Prädationsrisiko bei Lärm | kritischer Schallpegel, Effektdistanz |
| Gruppe 4 | Brutvögel mit untergeordneter Lärmempfindlichkeit | Effektdistanz |
| Gruppe 5 | Brutvögel ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen (u. a. Brutkolonien) | Effektdistanz, Fluchtdistanz artspezifischer Störradius der Brutkolonie |
| Gruppe 6 | Rastvögel und Überwinterungsgäste | Artspezifischer Störradius |

**Tab. 2: Besonders kollisionsgefährdete Vogelarten, die aus großen Entfernungen Straßen anfliegen können**

| | | |
|---|---|---|
| Eulen (alle Arten) | Rotmilan | Seeadler |
| Habicht | Schreiadler | Turmfalke |
| Mäusebussard | Schwarzmilan | Ziegenmelker |
| Quellen: Erritzoe et al. (2003), Ilner (1992), Mitt. T. Dürr, Vogelschutzwarte des Landes Brandenburg (2008) | | |

## Gruppe 1

**Tab. 3: Gruppe 1, Abnahme der Habitateignung am Brutplatz bei Verkehrsbelastungen über 10.000 Kfz/24h**

| Art | Höhe des Immissionsortes [1)] | Ausschlaggebende Lebensfunktionen [3)] | Abnahme der Habitateignung | vom Fahrbahnrand bis Grenzisophone |
|---|---|---|---|---|
| Auerhuhn [2) 4)] | 1 m | P, G, K | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Birkhuhn [2) 4)] | 1 m | P, G | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Drosselrohrsänger | 1 m | P | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Große Rohrdommel | 1 m | P, K | 100% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Raufußkauz | 10 m | P, K | 100% | 47 dB(A) nachts |
| Rohrschwirl | 1 m | P | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Tüpfelralle | 10 m | P | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Wachtel [2)] | 10 m | P, K, G | 50% | 52 dB(A) $_{tags}$ |
| Wachtelkönig [2)] | 10 m | P, K | 100% | 47 dB(A) $_{nachts}$ |
| Ziegenmelker | 10 m | P, K | 50% | 47 dB(A) $_{nachts}$ |
| Zwergdommel | 10 m | P | 100% | 52 dB(A) $_{tags}$ |

[1)] gesetzte Werte: 1 m = bodennah, 10 m = große Höhe, zur Begründung s. S. 4

[2)] Sonderfall der Jungenführung in Bereichen mit einer Lärmbelastung über 55 dB(A) $_{tags}$ an Straßen mit mehr als 20.000 Kfz/24h beachten (Höhe des Immissionsortes = 1 m)

[3)] P: Partnerfindung, G: Gefahrenwahrnehmung, K: Kontaktkommunikation

[4)]: jedoch mindestens 500 m Fluchtdistanz (vgl. Tab. 4, S. 13)

**Tab. 4: Gruppe 1, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis 10.000 Kfz/24h**

| Art | Fluchtdistanz [1)] | Abnahme der Habitateignung vom Fahrbahnrand bis zur Fluchtdistanz |
|---|---|---|
| Auerhuhn | 500 m | besondere Betrachtung erforderlich |
| Birkhuhn | 500 m [2)] | besondere Betrachtung erforderlich |
| Drosselrohrsänger | 30 m | 20% |
| Große Rohrdommel | 80 m | 20% |
| Raufußkauz | 20 m [3)] | 20% |
| Rohrschwirl | 20 m | 20% |
| Tüpfelralle | 60 m | 20% |
| Wachtel | 50 m | 20% |
| Wachtelkönig | 50 m | 20% |
| Ziegenmelker | 0 m [4)] | besondere Betrachtung erforderlich |
| Zwergdommel | 50 m | 20% |

[1)] Flade 1994, Zusammenstellung aus mehreren Quellen in Gassner, Winkelbrandt & Bernotat 2005

[2)] Garniel et al. 2007

[3)] analog zu Waldkauz und Waldohreule gemäß [1)]

[4)] Bei Gefahr duckt sich der Ziegenmelker am Boden und flieht erst im letzten Augenblick.

## Gruppe 2

**Tab. 5: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 2**

| Art | Effektdistanz | Art | Effektdistanz |
|---|---|---|---|
| Buntspecht | 300 m | Steinkauz | 300 m |
| Grauspecht | 400 m | Sumpfohreule | 300 m [1)] |
| Habichtskauz | 500 m [1)] | Turteltaube | 500 m |
| Hohltaube | 500 m | Uhu | 500 m [1)] |
| Kuckuck | 300 m [1)] | Waldkauz | 500 m [1)] |
| Mittelspecht | 400 m | Waldohreule | 500 m [1)] |
| Pirol | 400 m | Waldschnepfe | 300 m [1)] |
| Schleiereule | 300 m [1)] | Wasserralle | 300 m [1)] |
| Schwarzspecht | 300 m | Weißrückenspecht | 400 m [1)] |
| Sperlingskauz | 500 m [1)] | Wiedehopf | 300 m [1)] |

[1)] Wertzuweisung durch Analogieschluss auf der Grundlage des Ranking-Modells des FuE-Vorhabens (Garniel et al. 2007) und einer Analyse des artspezifischen Raumnutzungsmusters

**Tab. 6: Höhe des Immissionsortes für Arten der Gruppe 2**

| Art | Höhe des Immissionsortes [1)] | Art | Höhe des Immissionsortes [1)] |
|---|---|---|---|
| Buntspecht | 10 m | Steinkauz | 10 m |
| Grauspecht | 10 m | Sumpfohreule | 10 m |
| Habichtskauz | 10 m | Turteltaube | 10 m |
| Hohltaube | 10 m | Uhu | 10 m |
| Kuckuck | 10 m | Waldkauz | 10 m |
| Mittelspecht | 10 m | Waldohreule | 10 m |
| Pirol | 10 m | Waldschnepfe | 1 m [2)] |
| Schleiereule | 10 m | Wasserralle | 10 m |
| Schwarzspecht | 10 m | Weißrückenspecht | 10 m |
| Sperlingskauz | 10 m | Wiedehopf | 10 m |

[1)] gesetzte Werte: 1 m = bodennah, 10 m = große Höhe, zur Begründung s. S. 5
[2)] empfindlichste Lebensphase: Jungenführung (vgl. Garniel et al. 2007)

**Tab. 7: Gruppe 2, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen über 10.000 Kfz/24h**

| **Verkehrsmenge** [Kfz/24h] | **Abnahme der Habitateignung** | | |
|---|---|---|---|
| | 0-100 m [1)] | 100 m bis zur 1. Linie in Abb. 3 (kritischer Schallpegel oder Effektdistanz) | von der 1. bis 2. Linie in Abb. 3 (kritischer Schallpegel oder Effektdistanz) |
| > 10.000 bis 20.000 | 40% | 40% | 20% |
| > 20.000 bis 30.000 | 60% | 40% | 20% |
| > 30.000 bis 50.000 | 80% | 40% | 20% |
| > 50.000 | 100% | 40% | 20% |
| [1)] 0 m = Fahrbahnrand | | | |

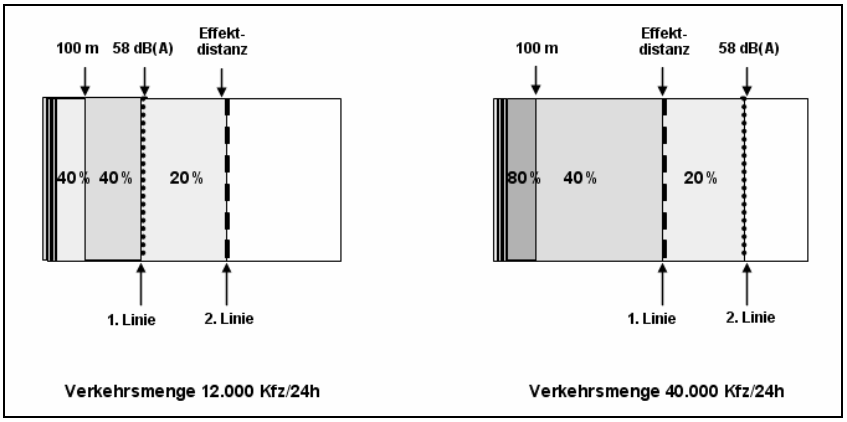



Abb. 3: Ermittlung der Abnahme der Habitateignung für Arten der Gruppe 2

**Tab. 8: Gruppe 2, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 10.000 Kfz/24h**

| **Art** | **Abnahme der Habitateignung bis 100 m vom Fahrbahnrand** | **Abnahme der Habitateignung von 100 m bis zur Effektdistanz** |
|---|---|---|
| alle Arten der Gruppe 2 | 20% | bei Verkehrsmengen bis 10.000 Kfz/24h vernachlässigbar |

## Gruppe 3

**Tab. 9: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 3**

| Art | Effektdistanz | Art | Effektdistanz |
|---|---|---|---|
| Austernfischer | 100 m | Haselhuhn [1)] | 300 m |
| Bekassine | 500 m | Kiebitz [3)] | 200 m |
| Goldregenpfeifer [2)] | 500 m | Rebhuhn | 300 m |
| Großer Brachvogel | 400 m | Rotschenkel [3)] | 200 m |
| Großtrappe [1)] | 500 m | Uferschnepfe [3)] | 200 m |

[1)] Wertzuweisung durch Analogieschluss auf der Grundlage des Ranking-Modells des FuE-Vorhabens (Garniel et al. 2007) und einer Analyse des artspezifischen Raumnutzungsmusters

[2)] Für den Goldregenpfeifer liegen keine Daten vor, aus denen sich eine Effektdistanz ableiten lässt. Aufgrund der akuten Gefährdung der Art wird vorsorglich eine Effektdistanz von 500 m angenommen.

[3)] Bei erhöhtem Störpegel durch Rad- und Fußgängerverkehr s. Tab. 12

**Tab. 10: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen über 20.000 Kfz/24h**

| Kfz/24h | vom Fahrbahnrand bis 100 m [1)] | von 100 m bis zur Effektdistanz der Art [1) 2)] | von der Effektdistanz der Art bis 55 dB(A) | Höhe des Immissionsortes |
|---|---|---|---|---|
| 20.000 bis 30.000 | 75% | 30% | 25% | 1 m = bodennah |
| 30.000 bis 50.000 | 100% | 40% | 25% | |
| > 50.000 | 100% | 50% | 25% | |

[1)] Die verbleibenden Vögel sind auch innerhalb des Bereichs mit reduzierter Besiedlung (d.h. zwischen Straße und Effektdistanz) dem zusätzlichen, lärmbedingt erhöhten Prädationsrisiko ausgesetzt. Dieser Effekt ist in den angegebenen, aufgerundeten Werten bereits enthalten.

[2)] Die Angaben unterstellen, dass es an Straßen mit einer Verkehrsmenge über 20.000 Kfz/24h keinen Rad- und Fußgängerverkehr gibt. Sollte dieses nicht zutreffen s. Kap. 1.2.3.2)

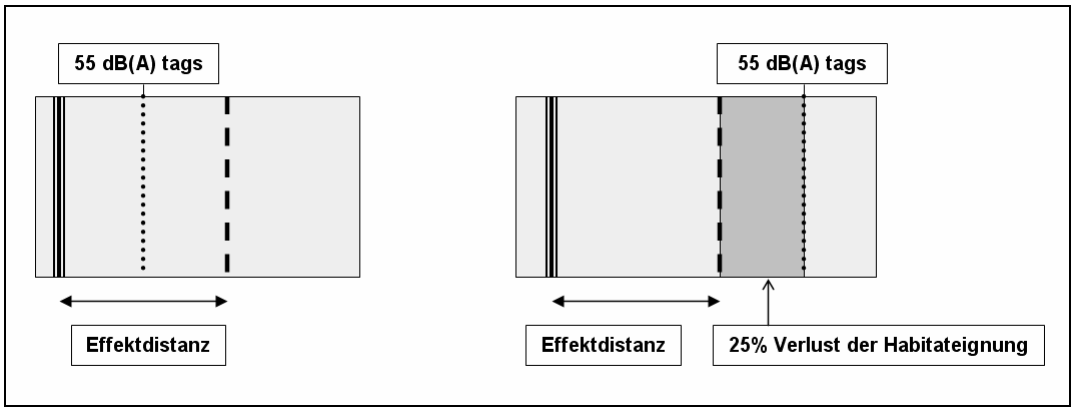



Abb.4 : Berücksichtigung der lärmbedingten Verschärfung der Prädationsgefahr

**Tab. 11: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei Verkehrsbelastungen bis einschließlich 20.000 Kfz/24h**

| **Kfz/24h** | **0 – 100 m** | **von 100m bis zur Effektdistanz der Art** |
|---|---|---|
| bis 10.000 | 25% | 25% |
| 10.001 bis 20.000 inkl. | 50% | 25% |
| für Kiebitz, Rotschenkel und Uferschnepfe s. Tab. 12 | | |

**Tab. 12: Gruppe 3, Abnahme der Habitateignung bei erhöhten Störungen durch Rad- und Fußgängerverkehr**

| **Art** | Effektdistanz zu Rad- und Fußwegen | Abnahme der Habitateignung von 0 bis 100 m | von 100 m bis zur Effektdistanz der Art |
|---|---|---|---|
| Kiebitz | 400 m | 100% | 25% |
| Rotschenkel | 300 m | 100% | 25% |
| Uferschnepfe | 300 m | 100% | 25% |
| Übrige Arten | s. Tab. 11 | | |

## Gruppe 4

**Tab. 13: Gruppe 4, Abnahme der Habitateignung in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge für Arten mit Effektdistanz bis 300 m**

| Kfz/24h | vom Fahrbahnrand bis 100 m | von 100 m bis zur Effektdistanz |
|---|---|---|
| bis 10.000 | 20% | 0% |
| 10.001 bis 20.000 | 40% | 10% |
| 20.001 bis 30.000 | 60% | 20% |
| 30.001 bis 50.000 | 80% | 30% |
| > 50.000 | 100% | 40% |

**Tab. 14: Abnahme der Habitateignung für Feldlerchen in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge**

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

**Tab. 15: Abnahme der Habitateignung für jungenführende Kraniche in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge**

| Kranich Jungenführung | **mit** Fuß- bzw. Radwegen und Parkmöglichkeiten | | | **ohne** Fuß- bzw. Radwege und Parkmöglichkeiten | |
|---|---|---|---|---|---|
| Effektdistanz | 500 m | | | 100 m | |
| Abnahme der Habitateignung | 0-100 m | 100-300 m | 300-500 m | 0-100 m | > 100 m |
| | 100% | 50% | 25% | 25% | 0% |

**Tab. 16: Effektdistanzen der Vogelarten der Gruppe 4**

| Art | Effektdistanz | Art | Effektdistanz |
|---|---|---|---|
| Amsel | 100 m | Kranich (nur Jungenführung s. Tab. 15) | 100 / 500 m |
| Bachstelze | 200 m | Misteldrossel | 100 m |
| Baumpieper | 200 m | Mönchsgrasmücke | 200 m |
| Beutelmeise | 100 m | Nachtigall | 200 m |
| Blaukehlchen | 200 m | Neuntöter | 200 m |
| Blaumeise | 100 m | Orpheusspötter | 200 m |
| Bluthänfling | 200 m | Ortolan | 200 m |
| Brachpieper | 200 m | Raubwürger | 300 m |
| Braunkehlchen | 200 m | Ringdrossel | 100 m |
| Buchfink | 100 m | Rohrammer | 100 m |
| Dorngrasmücke | 200 m | Rotkehlchen | 100 m |
| Eisvogel | 200 m | Schafstelze | 100 m |
| Erlenzeisig | 200 m | Schilfrohrsänger | 100 m |
| Feldlerche (s. Tab. 14) | 500 m | Schlagschwirl | 100 m |
| Feldschwirl | 200 m | Schwarzkehlchen | 200 m |
| Fichtenkreuzschnabel | 200 m | Seggenrohrsänger | 300 m |
| Fitis | 200 m | Singdrossel | 200 m |
| Flussregenpfeifer | 200 m | Sommergoldhähnchen | 100 m |
| Flussuferläufer | 200 m | Sperbergrasmücke | 100 m |
| Gartenbaumläufer | 100 m | Sprosser | 200 m |
| Gartengrasmücke | 100 m | Star | 100 m |
| Gartenrotschwanz | 100 m | Steinschmätzer | 300 m |
| Gebirgsstelze | 200 m | Stieglitz | 100 m |
| Gelbspötter | 200 m | Sumpfmeise | 100 m |
| Girlitz | 200 m | Sumpfrohrsänger | 200 m |
| Goldammer | 100 m | Tannenmeise | 100 m |
| Grauammer | 300 m | Teichrohrsänger | 200 m |
| Grauschnäpper | 100 m | Trauerschnäpper | 200 m |
| Grünfink | 200 m | Wacholderdrossel | 200 m |
| Grünlaubsänger | 100 m | Waldbaumläufer | 100 m |
| Grünspecht | 200 m | Waldlaubsänger | 200 m |
| Halsbandschnäpper | 100 m | Waldwasserläufer | 200 m |
| Haubenmeise | 100 m | Weidenmeise | 100 m |
| Hausrotschwanz | 100 m | Wendehals | 100 m |
| Heckenbraunelle | 100 m | Wiesenpieper | 200 m |
| Heidelerche | 300 m | Wintergoldhähnchen | 100 m |
| Karmingimpel | 300 m | Zaunammer | 200 m |
| Kernbeißer | 100 m | Zaunkönig | 100 m |
| Klappergrasmücke | 100 m | Zilpzalp | 200 m |
| Kleiber | 200 m | Zippammer | 300 m |
| Kleinspecht | 200 m | Zwergschnäpper | 100 m |
| Kohlmeise | 100 m | | |

## Gruppe 5

**Tab. 17: Abnahme der Habitateignung für Brutvogelarten mit großer Fluchtdistanz und für Brutkolonien**

| Straßen aller Verkehrsmengenklassen | Abnahme der Habitateignung |
|---|---|
| vom Fahrbahnrand bis zur artspezifischen Fluchtdistanz bzw. Störradius | 100% |
| über die artspezifische Fluchtdistanz hinaus | 0% |

**Tab.18: Übrige Arten der Gruppe 5, Abnahme der Habitateignung in Abhängigkeit von der Verkehrsmenge**

| Kfz/24h | vom Fahrbahnrand bis Effektdistanz (= 100 m) |
|---|---|
| bis 10.000 | 20% |
| 10.001 bis 20.000 | 40% |
| 20.001 bis 30.000 | 60% |
| 30.001 bis 50.000 | 80% |
| > 50.000 | 100% |

**Tab. 19: Gruppe 5: Brutvogelarten ohne spezifisches Abstandsverhalten zu Straßen und für die der Verkehrslärm keine Relevanz besitzt**

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| Bartmeise | Paarbildung in den Herbst- bzw. Winterschwärmen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Baumfalke | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 200 m |
| Bergente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Bienenfresser | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Birkenzeisig | Gemeinschaftsbalz, Lärm unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Blässralle (= Blässhuhn) | Paarbildung bereits im Winterquartier, bei Standvögeln geselliges Vorkommen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Brandgans | Küste, Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 200 m |
| Dohle | Paarbildung in Schlafgemeinschaften, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Eichelhäher | Gruppenbalz, Gesang und Rufe ohne Bedeutung für Partnerfindung, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Elster | Gruppenbalz, Gesang und Rufe ohne Bedeutung für Partnerfindung, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Feldsperling | Paarbildung in Wintertrupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Fischadler | optische Signale entscheidend, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 500 m |
| Flussseeschwalbe | Koloniebrüter, Balzflug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Gänsesäger | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 300 m |
| Gimpel (= Dompfaff) | „Gesang spielt bei Reviermarkierung und Paarbildung | Effektdistanz 100 m |

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| | nur eine untergeordnete Rolle“<br>Glutz von Blotzheim & Bauer 1997, Bd 14/III, S. 1142, Lärm am Brutplatz unbedeutend | |
| Graugans | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Graureiher | Koloniebrüter, Verpaarung an Versammlungsplätzen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Kolonie 200 m |
| Habicht | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 200 m |
| Haubenlerche | Haubenlerche brüten direkt an Straßen und auf Verkehrsinseln „häufig unbeeindruckt von Passanten und Verkehr“ (Südbeck et al. 2005), potenziell hohes Kollisionsrisiko | Effektdistanz 100 m |
| Haubentaucher | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Effektdistanz 100 m, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Haussperling | Paarbildung in Trupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Höckerschwan | kein Austausch von akustischen Signalen, Paarbildung in Wintertrupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Knäkente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 120 m |
| Kolbenente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 120 m |
| Kolkrabe | Nichtbrütertrupps, Gemeinschaftsnahrungsplätze und -schlafplätze (aus einem Umkreis von bis zu 12 km) | Fluchtdistanz 500 m |
| Kormoran | Koloniebrüter, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Kolonie 200 m |
| Kornweihe | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 150 m |
| Kranich am Brutplatz, Jungenführung → Gruppe 4 | Paarbildung in der Regel im Winterquartier oder auf dem Zug. In der Phase der Jungenführung größter Abstand zu Straßen mit weniger als 10.000 Kfz/24h bzw. mit Rad- und Fußweg oder Parkplatz | am Brutplatz Fluchtdistanz 500 m |
| Krickente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Lachmöwe | Koloniebrüter, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Löffelente | Paarbildung im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Mäusebussard | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 200 m |
| Mehlschwalbe | Stadtbewohner, auch Innenstadt, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Mittelsäger | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Moorente | Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Nachtreiher | Koloniebrüter, zusammen mit anderen Reiherarten | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Nebelkrähe | Verpaarung in den Nichtbrütertrupps oder an den Gemeinschaftsschlafplätzen | Fluchtdistanz 200 m |
| Ohrentaucher | Paarbildung auf dem Zugweg, z.T. in Lachmöwenkolonien, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Pfeifente | Brut nur an der Küste, Paarbildung im Winterquartier oder auf dem Zug | Fluchtdistanz 120 m |
| Purpurreiher | z. T. Einzelbrut, meistens Koloniebrüter, akustische Sig- | Fluchtdistanz 200 m |

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| | nale für die Paarbildung unbedeutend, sehr scheu | |
| Rabenkrähe | Verpaarung in den Nichtbrütertrupps oder an den Gemeinschaftsschlafplätzen | Fluchtdistanz 200 m |
| Rauchschwalbe | Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Reiherente | Paarbildung im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Ringeltaube | Paarbildung im Winterschwarm, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Rohrweihe | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 300 m |
| Rothalstaucher | Paarbildung auf dem Zugweg, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Rotkopfwürger | Paarbildung auf dem Zugweg, früher eingetroffene unverpaarte Männchen werden von den Paaren verjagt, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Rotmilan | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz (200-300 m) | Fluchtdistanz 300 m |
| Saatkrähe | Koloniebrüter | Fluchtdistanz 50 m |
| Schellente | Paarbildung im Winterquartier (Höhlenbrüter im Wald), Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Schnatterente | Paarbildung im Winterquartier | Fluchtdistanz 200 m |
| Schreiadler | optische Signale entscheidend, Girlandenflüge mit begleitenden Rufreihen | Fluchtdistanz 300 m |
| Schwanzmeise | Paarbildung innerhalb der Wintertrupps bzw. Familienschwärme, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Schwarzhalstaucher | Paarbildung bereits auf dem Zugweg, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Schwarzkopfmöwe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Schwarzmilan | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 300 m |
| Schwarzstorch | optische Signale entscheidend, Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 500 m |
| Seeadler | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 500 m |
| Silbermöwe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Sperber | optische Signale entscheidend, festgestellte Effektdistanz entspricht Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 150 m |
| Spießente | z.T. im Binnenland, Paarbildung im Winterquartier | Fluchtdistanz 300 m |
| Stockente | Truppweises Vorkommen, keine paarungsrelevanten Laute, Lärm am Brutplatz unbedeutend, Kollisionsrisiko | Effektdistanz 100 m |
| Tafelente | Paarbildung bereits im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Fluchtdistanz 150 m |
| Tannenhäher | überwiegend Alpen und Mittelgebirge, Paarbildung innerhalb Frühjahrsversammlungen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Teichhuhn | Paarbildung im Winter in Trupps, Kontaktlaute nur als Untermalung der Balz, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Türkentaube | Paarbildung in Trupps, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Trauerseeschwalbe | Trauerseeschwalben ziehen meist in kleinen Trupps von 3-8 Männchen und Weibchen. Die Paarbildung erfolgt, bevor die späteren Nistplätze in Besitz genommen werden. Lärm am Brutplatz unbedeutend | Störradius 200 m |

| Art | Begründung für die Zuordnung in Gruppe 5 | Prognose-Instrument |
|---|---|---|
| Turmfalke | optische Signale entscheidend, Fluchtdistanz | Fluchtdistanz 100 m |
| Uferschwalbe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Wanderfalke | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 200m |
| Wasseramsel | brütet auch bei sehr lautem Wasserrauschen, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Weißbart-Seeschwalbe | in Deutschland sporadischer Brutvogel, Koloniebrüter, Balzflüge | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Weißstorch | kein akustisches Werbesignal mit Fernwirkung bekannt, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Weißwangengans (= Nonnengans) | in Deutschland sporadischer Brutvogel, Verpaarung im Trupp, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |
| Wespenbussard | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 200 m |
| Wiesenweihe | optische Signale entscheidend | Fluchtdistanz 300 m |
| Zwergmöwe | in Deutschland sporadischer Brutvogel, Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Zwergseeschwalbe | Koloniebrüter | Störradius der Brutkolonie 200 m |
| Zwergtaucher | Verpaarung im Winterquartier, Lärm am Brutplatz unbedeutend | Effektdistanz 100 m |

## Gruppe 6

**Tab. 20: Störradien für Rastvögel und Überwinterungsgäste**

| Art | Störradius | Art | Störradius |
|---|---|---|---|
| Blässgans | 300 m | Kranich | 500 m |
| Goldregenpfeifer | 200 m | Kurzschnabelgans | 300 m |
| Graugans | 200 m | Pfeifente | 200 m |
| Großer Brachvogel | 400 m | Saatgans | 300 m |
| Kiebitz | 200 m | Singschwan | 400 m |
| Kormoran | 150 m | Weißwangengans [1)] | 500 m |
| Kornweihen | 150 m | Zwergschwan | 400 m |
| auf Wasserflächen rastende Enten, Taucher, Säger | | | 150 m |

[1)]: Synonym für Nonnengans

Quellen: Garniel et al. (2007, S. 209ff.); Gassner, Winkelbrandt & Bernotat (2005)

**Tab. 21: Abnahme der Habitateignung für Rastvögel**

| Straßen | **mit** Fuß- bzw. Radwegen und im Umfeld von Parkmöglichkeiten | **ohne** Fuß- bzw. Radwege und Parkmöglichkeiten |
|---|---|---|
| Abnahme der Habitateignung | 100% | 75% |

**Tab. 23: Artspezifische Einschätzung der Wirksamkeit von lärmmindernden Abschirmungen**

| Art | Gruppe | geschätzte Wirksamkeit der Lärmminderung durch Abschirmungen |
|---|---|---|
| Auerhuhn | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Austernfischer | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Bekassine | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Birkhuhn | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Buntspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Drosselrohrsänger | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Goldregenpfeifer | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich (nur als Brutvogel) |
| Grauspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Große Rohrdommel | 1 | Wirksamkeit möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Großer Brachvogel | 3 | gute Wirksamkeit möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Großtrappe | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Habichtskauz | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Haselhuhn | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Hohltaube | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Kiebitz | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Kuckuck | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt im Luftraum |
| Mittelspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Pirol | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Raufußkauz | 1 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Rebhuhn | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Rohrschwirl | 1 | gute Wirksamkeit möglich, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Rotschenkel | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Schleiereule | 2 | Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Schwarzspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Sperlingskauz | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten, dennoch Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Steinkauz | 2 | Wirksamkeit u. U. möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt in den ersten 5 m über dem Boden |
| Sumpfohreule | 2 | gute Wirksamkeit möglich, wenn Brutplatz und Rufwarten im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Tüpfelralle | 1 | in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum |
| Turteltaube | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Uferschnepfe | 3 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich, aber optische Störwirkung der Abschirmung beachten |
| Uhu | 2 | Einzelfallprüfung notwendig, Aktivitätsschwerpunkt z.T. bodennah, z.T. in natürlichen Felswänden, Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Wachtel | 1 | im Brutgebiet in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum<br>in Räumen, die zusätzlich nur für die Jungführung genutzt werden, gute Wirksamkeit möglich, da Aktivitätsschwerpunkt bodennah |

| Art | Gruppe | geschätzte Wirksamkeit der Lärmminderung durch Abschirmungen |
|---|---|---|
| Wachtelkönig | 1 | im Brutgebiet in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum, in Räumen, die zusätzlich nur für die Jungführung genutzt werden, gute Wirksamkeit möglich, da Aktivitätsschwerpunkt bodennah |
| Waldkauz | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten, dennoch Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Waldohreule | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten, dennoch Relevanz als Kollisionsschutz prüfen |
| Waldschnepfe | 2 | gute Wirksamkeit gegen lärmbedingtes Prädationsrisiko möglich |
| Wasserralle | 2 | in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum |
| Weißrückenspecht | 2 | in der Regel gering, Aktivitätsschwerpunkt in höheren Vegetationsschichten |
| Wiedehopf | 2 | Wirksamkeit u. U. möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt in den ersten 5 m über dem Boden |
| Ziegenmelker | 1 | Wirksamkeit u. U. möglich, wenn Brutplatz und Rufplätze im abgeschirmten Bereich liegen, Aktivitätsschwerpunkt in den ersten 5 m über dem Boden |
| Zwergdommel | 1 | in der Regel gering, Empfänger der akustischen Signale im Luftraum |

**Impressum**

Herausgeber und Druck:
Bundesministerium für Verkehr,
Bau und Stadtentwicklung

Bezugsquelle:
Bundesministerium für Verkehr,
Bau und Stadtentwicklung
Referat StB 13 Umwelttechnik im Straßenbau
53170 Bonn
E-Mail: Ref-StB13@bmvbs.bund.de
http://www.bmvbs.de

Gestaltung:
KI$_f$L – Kieler Institut für Landschaftsökologie, Kiel

Bildnachweise:
KI$_f$L – Kieler Institut für Landschaftsökologie, Kiel

Vogelzeichnungen:
Dipl. Biol. Dr. Winfried D. Daunicht

Stand: Juli 2010